

Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02:2018



RAPPORT

Hovedkontor

Økernveien 94
0579 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel	Løpenummer	Dato
Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02:2018	7856-2023	11.04.2023
Forfatter(e)	Fagområde	Distribusjon
Walday, Mats	Marin biologi	Åpen
Borgersen, Gunhild	Geografisk område	Sider
Gitmark, Janne K.		57 + vedlegg
Engesmo, Anette		

Oppdragsgiver(e)	Kontaktperson hos oppdragsgiver
Miljødirektoratet	Ingrid H. Bysveen
Oppdragsgivers utgivelse:	Utgitt av NIVA
Miljødirektoratet rapport M-2529 2023	Prosjektnummer 220174

Sammendrag

NIVA har på oppdrag fra Miljødirektoratet utført oppgaver relatert til kystvannsdelen av veileder 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann». Rapporten gir en beskrivelse av gjennomført arbeid og en rekke konkrete innspill til revisjon av veilederen. Innspillene omfatter anbefalinger for både støtteparametere og de biologiske kvalitetselementene planteplankton, makroalger og bløtbunn. Det gis også anbefalinger om behov for videre arbeid med veilederen.

Fire emneord	Four keywords
1. Klassifiseringsveileder	1. Classification guide
2. Kystvann	2. Coastal waters
3. Revisjon	3. Revision
4. BQE	4. BQE

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Prosjektleder/Hovedforfatter

Mats Walday

Forskningsleder

Paul R. Berg

ISBN 978-82-577-7592-6
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning og Miljødirektoratet. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Revisjon av kystvannsdelen av veileder 02:2018

Forord

NIVA har på oppdrag fra Miljødirektoratet gitt innspill til revidering av deler av klassifiseringsveileder 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann» (oppdragets avtalenummer: 22087438). Innspillene har vært begrenset til den delen av veilederen som omfatter kystvann. Ingrid Handå Bysveen har vært oppdragsgivers kontaktperson, mens Mats Walday har vært prosjektleder på NIVA.

Innspillene til revisjon av støtteparametere er laget av André Staalstrøm, Anette Engesmo og Sandra Gran. Innspillene til revisjon av planteplankton er laget av Anette Engesmo, André Staalstrøm, Sandra Gran og Wenche Eikrem. Innspillene til revisjon av makroalger er laget av Janne Gitmark, Camilla W. Fagerli og Mats Walday, mens innspillene til bløtbunnfauna er laget av Gunhild Borgersen. Paul R. Berg har kvalitetssikret rapporten.

Oslo, 11. april 2023

Mats Walday

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	7
2	Vurdering av parametere.....	9
2.1	Økologisk kvalitetskoeffisient (EQR).....	9
2.2	Støtteparametere	10
2.3	Oksygenforhold.....	14
2.4	Planteplankton.....	19
2.5	Makroalger.....	29
2.5.1.	Fjæreindeksen (RSLA/RSL).....	29
2.5.2.	Nedre voksegrense (MSMDI)	36
2.6	Bløtbunnsfauna.....	39
3	Forslag til ny tekst i veilederen.....	47
3.1	Ny tekst for: «Kapittel 9.7.1 Parametere, krav til data og klassegrenser»	47
4	Oppsummering og forslag til videre arbeid	51
4.1	Støtteparametere	51
4.2	Planteplankton.....	51
4.3	Makroalger.....	52
4.4	Bløtbunnsfauna.....	52
5	Referanser.....	54

Sammendrag

NIVA har på oppdrag fra Miljødirektoratet utført oppgaver relatert til kystvannsdelen av veileder 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann». Rapporten gir en beskrivelse av gjennomført arbeid og en rekke konkrete innspill til revisjon av veilederen. Innspillene omfatter anbefalinger for både støtteparametere og de biologiske kvalitetselementene planteplankton, makroalger og bløtbunn. Det gis også anbefalinger for videre arbeid med veilederen.

Summary

Title: Revision of the coastal water section in guidance 02:2018

Year: 2023

Author(s): Walday, Mats; Borgersen, Gunhild; Eikrem, Wenche; Engesmo, Anette; Fagerli, Camilla W.; Gitmark, Janne K.; Gran, Sandra; Staalstrøm, Andre

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7592-6

On behalf of the Norwegian Environment Agency, NIVA has carried out tasks related to the coastal water part of guide 02:2018 "Classification of environmental conditions in water". The report provides a description of completed work and specific input for revision of the guide. The input includes recommendations for support parameters and the biological quality elements phytoplankton, macroalgae and soft bottom. Recommendations are also given for further work with the guide.

1 Introduksjon

Klassifiseringsveilederen 02:2018 «Klassifisering av miljøtilstand i vann» presenterer prinsippene bak klassifisering av økologisk- og kjemisk tilstand i våre vannforekomster og hvordan en klassifiserer tilstanden. Veilederen omfatter alle godkjente norske klassifiseringsmetoder, dvs. parametere og indekser som skal brukes til klassifisering av tilstand i vannforekomster i elver, innsjøer og kystvann, samt alle godkjente klassegrenser.

NIVA har på oppdrag fra Miljødirektoratet utført nedenstående oppgaver relatert til veileder 02:2018. Arbeidet har vært begrenset til den delen av veilederen som omfatter kystvann. Rapporten gir en beskrivelse av gjennomført arbeid og konkrete innspill til revisjon av veilederen. Det gis også anbefalinger om behov for videre arbeid med veilederen.

Støtteparametere

- Det er gitt forslag til en formulering som tydeligere beskriver hvordan de forskjellige nEQR-verdiene for støtteparametere skal midles og brukes ved klassifisering
- Dagens system for klassifisering av tilstand for oksygen i bunnvann skal revideres. NIVA foreslår en endring som gir lavere vektning av oksygenforhold i basseng som har naturlig lavt oksygeninnhold, fordi dagens klassifiseringssystem overvurderer den negative effekten av lave oksygenforhold i mange vannforekomster, slik at det i praksis blir umulig å oppnå god vannkvalitet
- Det skal formuleres en tydeligere beskrivelse om hvilket dybdeintervall og hvilken periode av året som skal benyttes når saltholdighet i en vannforekomst skal bedømmes, samt hvordan saltholdigheten skal knyttes til valg av saltholdighetstabell
- Tiltaksrettet overvåking krever tilpasset vannprøvetaking, f.eks. for valg av prøvetakingsdyp. Det er formulert en tekst til veilederen som omtaler dette, og gitt noen eksempler på hvordan det bør utføres

Planteplankton

- Norske data fra Skagerrak og Oslofjorden er blitt klassifisert etter de svenske grensene for klorofyll-a og biovolum for å se hvordan dette slår ut i forhold til den norske klorofyllklassifiseringen. Siden Norge klassifiserer BKE planteplankton etter kun én indeks så er ikke forpliktelsene gjennom vanddirektivet oppfylt per i dag. Internasjonalt er det flere indekser under utvikling og Sverige har utviklet klassegrenser for biovolum for vanntypene S1, S2 og S3
- Det er gitt forslag til klassegrenser som bør gjelde for klorofyll-a for de nye vanntyper som Havforskningsinstituttet har foreslått
- Det er foreslått re-inkludering av sommermiddelverdi av klorofyll-a som en egen indikator, og foreslått klassegrenser for disse

Makroalger

- De reduserte artslistene for fjæreindeksen (RSLA) er revidert i vanntype 1-4 i økoregion Norskehavet Nord og Barentshavet
- Det er utarbeidet klassegrenser for fjæreindeksen RSLA i vanntype 1-4 i økoregion Norskehavet Nord og Barentshavet
- Det er vurdert om klassegrensene for fjæreindeksen RSL i vanntype 5 kan revideres

- Det er gjort en revidering av nedre voksegrense-indeksen MSMDI hvor betydningen av arter som ikke blir gjenfunnet på en stasjon (0-verdier) er fjernet. Metodebeskrivelsen er også revidert
- Muligheten for å inkludere 'lurv' i tilstandsklassifiseringen er vurdert

Bløtbunn

- Det er vurdert hvorvidt stasjonene som ble brukt for å beregne referansetilstand i Skagerrak virkelig er referansestasjoner, eller om de er trålpåvirket. Vi har gjennomgått stasjonene som ble brukt for å beregne referansetilstanden for Skagerrak i 2016, og sammenstillet med informasjon om trållaktivitet
- Det er anbefalt at referanseverdiene for Skagerrak beregnes på nytt med utgangspunkt i data fra stasjoner i områder som er antatt ikke å være trålpåvirket

2 Vurdering av parametere

En mangel ved Veileder 02:2018 er at det generelt er vanskelig å spore hvordan klassegrenser og lignende er utviklet. Det bør inkluderes en litteraturliste i veilederen, slik at det er mulig å få tak i bakgrunns litteratur for å forstå tankegangen som ligger bak metoder og klassegrenser.

2.1 Økologisk kvalitetskvotient (EQR)

For å kunne klassifisere økologisk tilstand for de biologiske kvalitetselementene under vannforskriften er det utviklet indekser for hvert kvalitetselement som er egnet til å måle responsen på en gitt påvirkning (f.eks. eutrofiering og hydromorfologiske endringer). Klassegrensene skal settes ut fra dose-respons kurver mellom indeksen (responsen) og den påvirkningen som indeksen responderer på (dosen), og de skal være i samsvar med de normative definisjonene i vanndirektivet. For å måle avviket fra referansetilstanden er forholdet mellom observerte verdier og vanntypespesifikke referanseverdier for den aktuelle parameteren eller indeksen beregnet. Dette forholdet kalles økologisk kvalitetskvotient (ecological quality ratio, EQR), og varierer fra 0 til 1, der 1 er best (referansetilstand).

For planteplankton og støttparametere hvor negativ påvirkning gir en høyere responsverdi, så beregnes EQR fra formelen:

$$EQR = \frac{\text{Referanseverdi}}{\text{Observert verdi}} \quad (1)$$

Ifølge formelen er det ikke mulig å beregne EQR hvis det ikke er satt en referanseverdi for parameteren, slik som er tilfelle for alle støttparametere (men ikke for f.eks. klorofyll).

Klassegrensene for EQR vil ha forskjellig tallverdi for de ulike parametere. For å kunne sammenligne kvalitetskvotienten for ulike parametere er det derfor innført en normalisert økologisk kvalitetskvotient som kalles nEQR. For nEQR er det faste tallverdier som definerer klassegrensene for alle parametere, som vist i Tabell 1.

Så lenge det er definert hvilke observerte verdier som er grenseverdier mellom tilstandsklassene, så kan nEQR beregnes ved lineær interpolasjon, selv om det ikke er definert noen referanseverdi. For nEQR mellom 0,8 og 1,0 (svært god tilstand) er det nødvendig å definere hvilke parameterverdier som tilsvarer den høyeste verdien (1,0), altså referanseverdien (naturtilstanden). For næringssalter kan tallverdien null benyttes for dette formålet for å beregne nEQR. For nEQR mellom 0,0 og 0,2 er det nødvendig å definere et maksimum for observert verdi som tilsvarer den laveste nEQR verdien. Her kan for eksempel den historisk høyeste målingen benyttes.

Tabell 1. Tallverdier for nEQR som definerer grenseverdiene for de forskjellige tilstandsklassene.

Tilstandsklasse	Normalisert økologisk kvalitetskvotient nEQR
Svært god	>0,8 – 1,0
God	>0,6 – 0,8
Moderat	>0,4 – 0,6
Dårlig	>0,2 – 0,4
Svært dårlig	>0,0 – 0,2

2.2 Støtteparametere

Støtteparametere for vannmasser i kystvann er i Veileder 02:2018 beskrevet i kapittel 9.7 om fysisk-kjemiske kvalitetselement. For alle regioner benyttes følgende syv parametere:

1. Total fosfor
2. Fosfat
3. Total nitrogen
4. Nitrat + nitritt
5. Ammonium
6. Siktdyp
7. Oksygen

For næringssaltene skal det beregnes middelerdi for overflatelaget for sommeren og for vinteren. I veilederen står det at vinterperioden er mellom siste algeoppblomstring på høsten og før første oppblomstring på våren. Da er det kanskje underforstått at sommerperioden er etter første våroppblomstring og før siste høstoppblomstring, men dette er ikke spesifisert. Det er videre spesifisert at vinterperioden er fra desember til og med februar og at sommerperioden er fra juni til og med august. Sommerperioden kan utvides for å få større datagrunnlag, og da er september å foretrekke framfor mai. I Veileder 02:2018 står det per i dag (s. 172):

«Vinterklassifiseringen må foretas etter siste oppblomstring av planteplankton på høsten og før vekstsesongen for planteplankton begynner om våren, for å kunne fange opp eventuell overkonsentrasjon når det er minimalt opptak av næringssalter av planteplankton. For vinterperioden skal datainnhenting foregå fra og med desember til og med februar. For sommerklassifiseringen skal man benytte perioden juni til og med august. Dersom denne perioden må utvides, er september å foretrekke fremfor mai. Det anbefales at man foretar kjemiske målinger månedlig som et minimum. For å kunne fange opp variasjonen innen overvåkingsperioden anbefales det at det tas prøver med to ukers intervall innenfor de ulike periodene, avhengig av forhåndskunnskap om vannforekomsten og varighet av overvåkingsprogrammet.»

Vi foreslår at hele kapittel 9.7.1 i veilederen skrives om, og forslag til ny tekst presenteres senere i denne rapporten. Nedenfor har vi argumentert for hvorfor vi ønsker en revidert tekst.

Vannregionspesifikke stoffer

Hvis disse stoffene fortsatt skal være en del av klassifisering av økologisk tilstand, så må dette klargjøres i Veileder 02:2018. Vi har gitt forslag til ny tekst som bør inngå i kap. 9.7.1.

Næringssalter og saltholdighet, samt litt om oksygenforhold

I Veileder 02:2018 er det to tabeller for næringssalter. Tabell 9.26 gjelder for saltholdighet over 18 psu, mens tabell 9.27 gjelder for saltholdighet 5 og 18 psu. Dette gir liten mening og det gis heller ingen forklaring i teksten i veilederen. Det står ingenting om hvordan klassegrensene skal settes for saltholdighet mellom 5 og 18 psu. Skal det brukes lineær interpolasjon, eller skal verdien nærmest målt saltholdighet benyttes? Hvis for eksempel saltholdigheten i vannforekomsten er lik 18 psu, er grenseverdiene i tabell 9.26 og 9.27 forskjellige. Det er heller ingen beskrivelse av hvordan saltholdigheten skal måles for å bestemme hvilken tabell som skal brukes, bortsett fra at det står i tabellteksten i tabell 3.9 at det skal beregnes middelerdi av saltholdighet i 0-10 m. Det gis også inntrykk av at det ikke finnes klassegrenser for vurdering av oksygen og ammonium om saltholdigheten er mindre enn 18 psu, da disse parameterne kun er med i tabellen som gjelder for saltholdighet over 18 psu.

En må gå tilbake til teksten i Veileder 97:03 for å forstå hvordan disse to tabellene skal brukes. De to tabellene i Veileder 02:2018 er basert på to tabeller fra Veileder 97:03 (hhv. tabell 4 og tabell 5). Utgangspunktet er en tabell som gjelder for lite ferskvannspåvirket vann som i veileder 97:03 opprinnelig var definert til vann med høyere enn 20 psu i saltholdighet. I tabellen er det grenseverdier for oksygen i dypvann basert på virkningen på marine organismer, hvor det refereres til Diaz & Rosenberg (1995) og Kirkerud (1997). Dette gjelder for dypvann, og er **ikke** avhengig av saltholdigheten i overflatelaget. Vi vil komme mer inn på klassifisering av oksygenforhold senere, men klassegrensene for oksygen gjelder uavhengig av saltholdigheten. Dette er også tilfelle for ammonium, hvor grenseverdiene gjelder uavhengig av saltholdigheten.

I tabellene i Veileder 97:03 er verdiene for saltholdighet 20 psu identiske, og det bør de selvsagt også være for saltholdighet 18 psu i de to tabellen 9.26 og 9.27 i Veileder 02:2018, for å unngå unødvendig forvirring. Tabell 5 i Veileder 97:03 gjelder for saltholdighet mellom 0 og 20 psu, og grenseverdiene skal bestemmes fra lineær interpolasjon mellom disse to verdiene til målt saltholdighet. Bakgrunnen for at denne tabellen er utviklet, er at de fleste parametere vil ha betydelig variasjon som funksjon av saltholdigheten i områder som er påvirket av ferskvann. Grenseverdiene for saltholdighet lik 0 tilsvarer grenseverdiene som gjelder for ferskvann, og dette gir mening. Denne koblingen mellom ferskvann og kystvann har gått tapt i den nåværende veilederen. Grenseverdier/vanntyper for næringssalter i elver og kystvann har i etterkant utviklet seg uavhengig av hverandre. Vi foreslår at tabell 9.26 og 9.27 slås sammen og korrigeres litt, slik at den gjelder for alle saltholdigheter. Forslag til ny tabell er presentert seinere i rapporten.

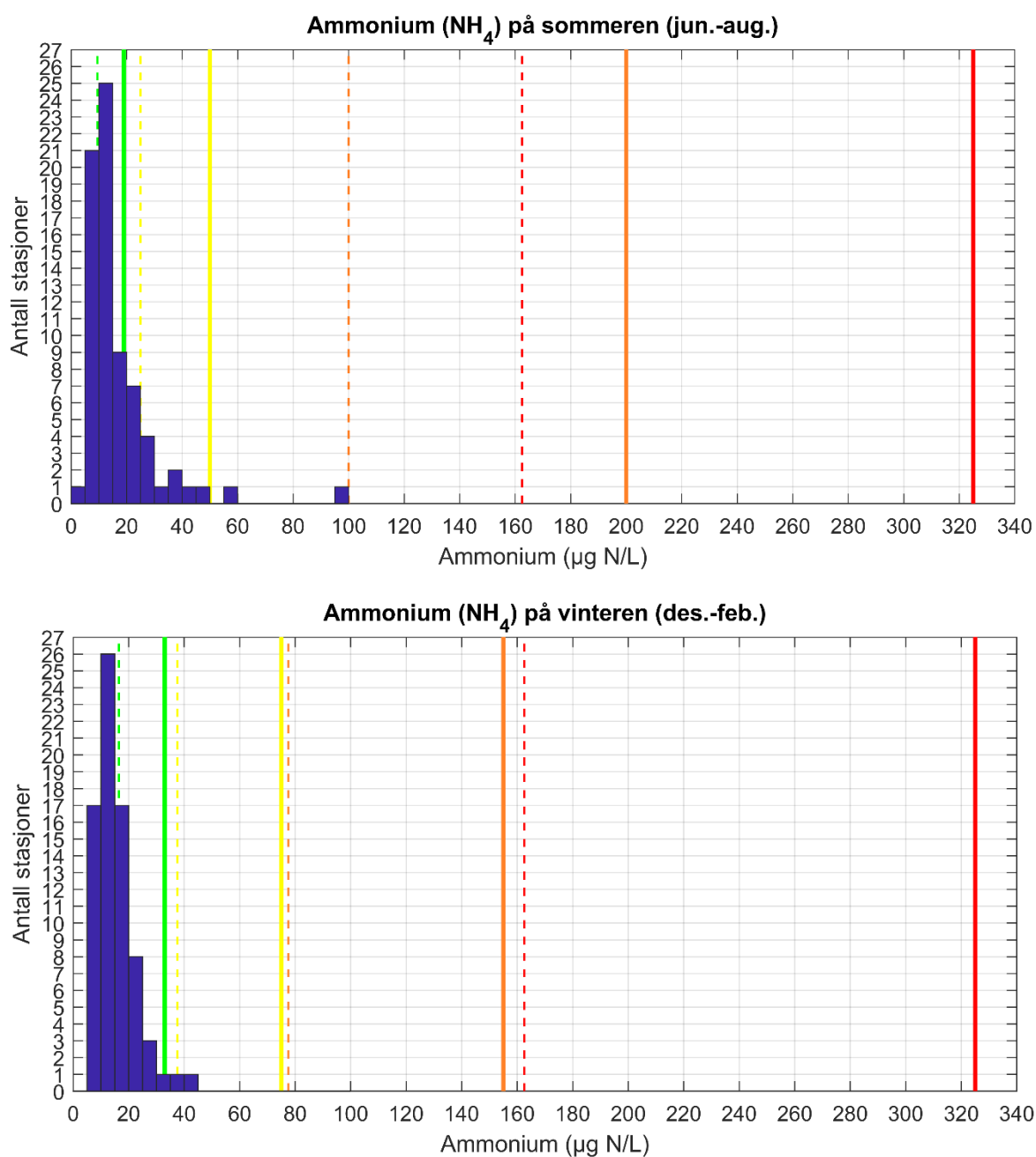
Vi mener at det burde være en samkjøring mellom klassegrensene for næringssalter i Sverige og Norge, for de vanntyper som er felles. Klassegrensene i den norske Veileder 02:2018 gir en betydelig bedre tilstand for næringssalter enn det klassegrensene i den svenske HVMFS 2019:25 gjør. Spesielt ser klassegrensen for parameteren ammonium i tabellen 9.26 ut til å ligge for høyt i den norske veilederen. Vi antar at disse klassegrensene er utarbeidet basert målinger med høye konsentrasjoner i indre deler av Oslofjorden. Vi vil påpeke at klassegrensene for parameteren ammonium ikke ble foreslått å interpoleres som funksjon av saltholdighet i Veileder 97:03. Det bør derfor tydeliggjøres i teksten i Veileder 02:2018 at grenseverdiene for ammonium gjelder uavhengig av saltholdighet.

Forslag til nye klassegrenser for ammonium

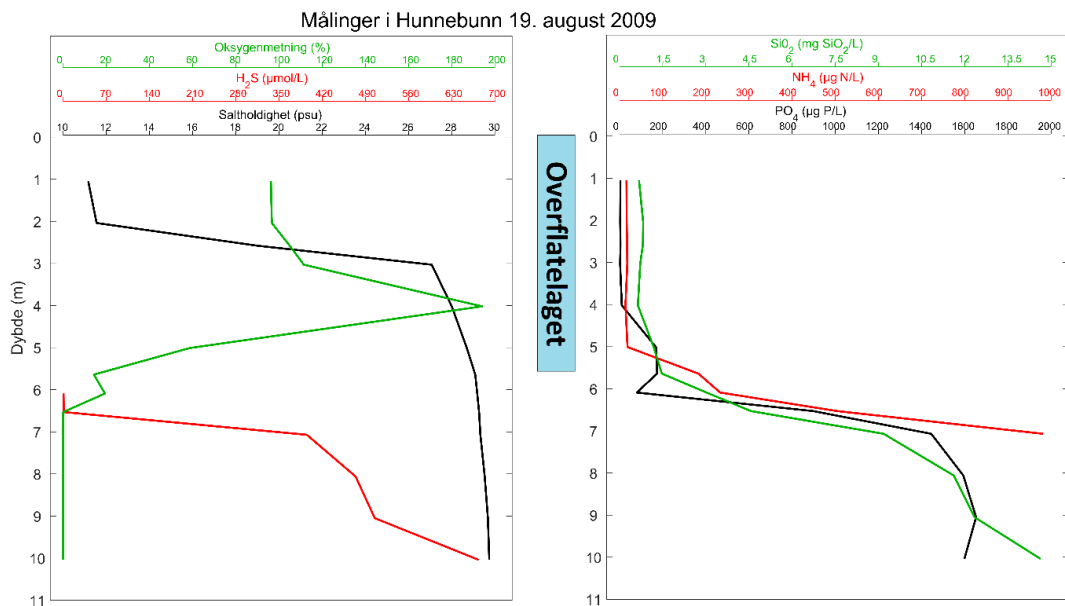
I Figur 1 vises histogram av klassifisering av ammonium fra 74 stasjoner fra Norskekysten. Data er fra 2014-2021. Data er hentet fra Økokyst og overvåkning fra Oslofjorden. Det er bare to stasjoner som havner i klassen moderat, og de er begge fra Iddefjordsystemet på sommeren.

På stasjon ID-2 i Iddefjorden er sommerverdien 99 µg/L i 2021, altså middelveien for 2-10 m gjennom sommeren, og dette er et svært høyt tall. Dette er en verdi en kan forvente i anoksiske vannmasser som i Hunnebunn (se Figur 2), men vanligvis er verdiene betydelig lavere enn dette.

Ved utarbeidelse av forslag til nye klassegrenser for ammonium tok vi utgangspunkt i denne høye verdien, og satt grenseverdien mellom «moderat» og «dårlig» rett over denne verdien. Dette er vist med en oransje stiplet linje i Figur 1. Dette innebærer at klassegrensene halveres, og vi anbefaler at disse nye klassegrensene for ammonium testes ut. Disse nye grensene er inkludert i forslag til ny tekst til kapittel 9.7.1.



Figur 1. Histogram over klassifisering av ammonium på sommeren (øverst) og vinteren (nederst) fra 74 overvåkningsstasjoner fra Økokyst, Indre Oslofjord og Ytre Oslofjord. Alle målingene er innenfor perioden 2014-2021. Den grønne linjen viser nåværende grense mellom svært god og god vannkvalitet. Gul linje er grensen mellom god og moderat. Oransje linjer grensen mellom moderat og dårlig. Rød linje er grense mellom dårlig og svært dårlig. Foreslåtte nye klassegrenser er plottet med stiplede linjer.



Figur 2. Målinger i Hunnebunn som ligger på grensen mellom Fredrikstad og Sarpsborg. Saltholdigheten i overflatelaget, som er satt fra 0 til 5,5 m, er 20,7 psu. Verdiene for ammonium, nitrat+nitritt og fosfat i samme overflatelag er hhv., 37,4 $\mu\text{g N/L}$, 5,6 mg N/L og 46,5 $\mu\text{g P/L}$.

Kommentar til vanntypen «naturlig oksygenfattig fjord»

Slik som typologien er i dag, så vil ikke vannforekomst som settes til vanntypen «naturlig oksygenfattig fjord» (vanntype 6) ha grenseverdier for hverken støtteparametere eller biologiske kvalitetselement i overflatelaget. Dette gir liten mening, siden dårlige oksygenforhold i dypvannet som regel ikke vil påvirke forholdene i overflatelaget. Et unntak er hvis det oksygenfrie laget ligger så grunt at det vil være en fluks av næringssalter til overflatelaget, slik som tilfellet for eksempel er i Hunnebunn som ligger på grensa mellom Sarpsborg og Fredrikstad kommune (Figur 2, Staalstrøm og Yakushev 2020). Siden bunnlaget i sterk grad påvirker overflatelaget må slike vanntyper som Hunnebunn, ikke defineres som naturlig oksygenfattig.

For fjorder hvor de oksygenfrie forholdene befinner seg på relativt dypt vann, som et utgangspunkt kan en la dette gjelde for dypere enn 50 m, så kan det vurderes om den dypere delen av vannmassen kan defineres som «naturlig oksygenfattig» som **et tillegg** til den vanntypen som gjelder for overflatelaget. Her kan det vurderes om oksygenklassifiseringen kan være mindre streng, uten at dette påvirker klassegrensene for overflatelaget. Vi foreslår at betegnelsen «naturlig oksygenfattig dypvann» benyttes, og at de vannforekomstene som i dag er definert som type 6 får vanntype definert etter forhold i overflatelaget, men får tillegget «naturlig oksygenfattig dypvann».

I en vurdering av om oksygenforholdene kan sies å være «naturlig oksygenfattig» i dypvannet, bør det ligge til grunn en vurdering av historisk oksygenforbruk i vannforekomsten. Dette kunne gjøres med en modellering av vannforekomsten, for å beskrive dagens situasjon med de tilførselene som eksisterer og hvor effekten av å redusere tilførselene til det som kan kalles «naturlig tilførsel» testes. Modelleringen bør minst ta høyde for de prosessene som er beskrevet i neste delkapittel. Ved å fjerne alle tilførsler i modellen, kan en få et anslag for de «naturlige oksygenforholdene». Som et alternativ kan naturlige (pre-industrielle) bunnforhold bestemmes ved å studere fossile foraminiferer (poredyr), se f.eks. Dolven et al. 2013.

2.3 Oksygenforhold

Oksygen er en viktig forklaringsvariabel for økologisk tilstand; målinger av oksygen i dypvannet over tid gir informasjon om oksygenforbruk, vannutskifting og organisk belastning. Det er ingen miljøvariabel, med en så omfattende økologisk påvirkning, som har endret seg så dramatisk over kort tid, som oksygen (Diaz & Rosenberg 1995). Areal med oksygenfattig bunn har også økt i områder som historisk har hatt dårlige forhold (Diaz & Rosenberg 1995). Det er derfor svært viktig at oksygenforholdene følges i både områder med relativt gode oksygenforhold, og områder som er naturlig oksygenfattige.

Parameteren oksygen skal baseres på målinger i bunnvannet siden det er her oksygensvinn først inntreffer. Resultatene kan sammenholdes med informasjon om forurensingstilførsler og topografien i området, dvs. informasjon om terskler og hyppigheten av vannutskiftninger. Oksygen i vannmassene forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale og ved organismers respirasjon. Tilførsel av oksygen skjer bare i kontakt med luft og ved fotosyntese til planteplankton og makroalger i øvre vannlag. I fjordbassenger hvor utskifting av dypvann er forhindret av terskler, vil oksygenet i vannmassene derfor brukes gradvis opp. Oftest skjer fornying av dypvannet i løpet av senhøsten eller vinteren. Veileder 02:2018 påpeker derfor at klassifisering basert på oksygen skal bruke laveste målte konsentrasjon i dypvannet. Hvilken periode dette er varierer fra område til område, da tidspunkt for bunnvann-utskifting er avhengig av topografi og terskler, og hvordan forholdene varierer på utsiden av terskler. Som nevnt inntreffer oksygenminimumet oftast senhøstes, rett før vannet skiftes ut, men det bør måles oksygen i hele vannsøylen gjennom hele året, ellers vil det ikke være dokumentert om de målte oksygenforholdene faktisk er de laveste. I den svenske forskriften HVMFS 2019:25 er det krav om månedlig prøvetakning av oksygen i en profil fra overflaten og ned til bunn. Det er også et krav at den dypeste målingen skal være mindre enn 1 m fra bunn. Vi mener at den norske veilederen burde ha de samme kravene. Vi anbefaler også at oksygen burde måles med oksygensonde, siden dette vil gi mer omfattende datagrunnlag. Vi har innarbeidet dette i forslag til ny tekst.

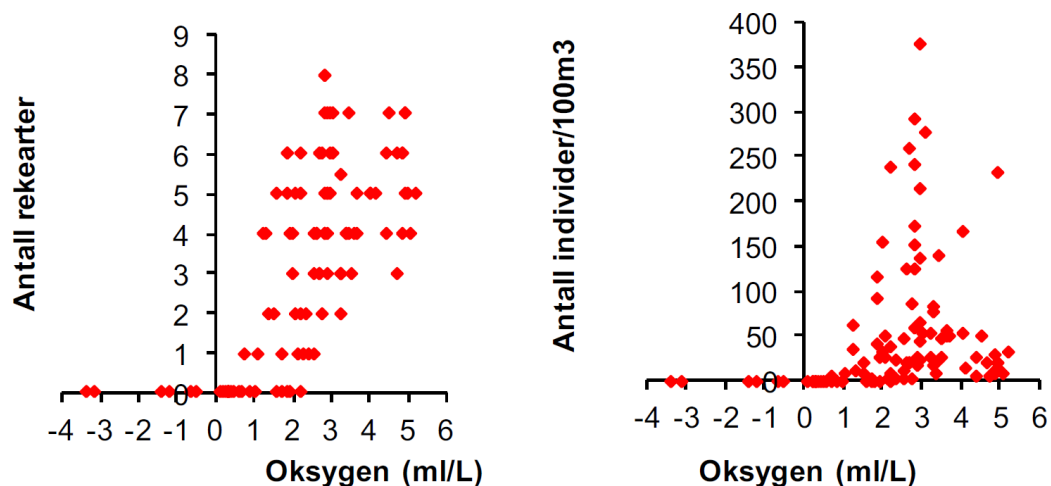
I den svenske forskriften HVMFS 2019:25 ser det ut til at en del av teksten om oksygenforholdene har falt ut. De svenske klassegrensene for oksygen er å finne i en eldre versjon av forskriften (HVMFS 2013:19). De norske og svenske grensene er sammenlignet i Tabell 2, og de norske oksygen grenseverdiene er betydelig strengere enn de svenske. Grenseverdiene i veilederen er heller ikke tilpasset fjordbasseng som har stillestående vannmasser i lange perioder. En vannforekomst blir klassifisert som svært dårlig når den laveste verdien i det dypeste punktet er under 1,5 ml O₂/L. Det oppnås ikke god økologisk tilstand om de laveste oksygenforholdene i dypvannet kommer under 3,5 ml O₂/L, og det vil si at det for mange vannforekomster vil være umulig å oppnå god tilstand. Dagens grenseverdier for oksygen er vist i Tabell 2, og en kan se at de er strengere enn de svenske grenseverdiene.

Tabell 2. Sammenligning av grenseverdier for oksygenklasser fra Veileder 02:2018 og forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Svenske klassegrenser er også vist.

Tilstandsklasse	Dagens grenseverdier i Veileder 02:2018 Enhet: ml/L (%)	Forslag til grenseverdier for «naturlig oksygenfattig dypvann». Enhet: ml/L (%)	Svenske klassegrenser fra HVMFS 2013:19 Enhet: ml/L
Svært god	> 4,5 (>65)	> 3,5 (>50)	> 3,5
God	3,5 – 4,5 (50-65)	2,5 – 3,5 (35-50)	2,1 – 3,5
Moderat	2,5 – 3,5 (35-50)	1,5 – 2,5 (20-35)	1,0 – 2,1
Dårlig	1,5 – 2,5 (20-35)	0,3 – 1,5 (5-20)	< 1,0
Svært dårlig	< 1,5 (<20)	< 0,3 (<5)	H ₂ S

I Veileder 02:2018 er det ikke beskrevet hvordan en skal vurdere hvor store volum og bunnareal som har lave oksygenforhold. I de senere årene har det blitt vanlig å måle oksygenkonsentrasjon med en profilerende sonde, som gir betraktelig større datagrunnlag enn det vannprøver på noen utvalgte dyp vil gi, siden en da får målinger gjennom hele vannsøylen. Den økte datamengden burde analyseres i sammenheng med bassengets hypsografiske kurve. Det vil si en funksjon som sier hvor stort bunnarealet er i dybdeintervaller fra overflaten til bassengets dypeste punkt. På den måten kan det beregnes hvor store arealer og volum som har de forskjellige oksygenklassene. I den svenske forskriften er det utarbeidet klassegrenser for hvor stor andel av arealer som kan ha oksygensvinn i forskjellige områder. I noen områder klassifiseres tilstanden som «hög», som tilsvarer «svært god», med oksygensvinn (< 1 ml/L) i hele 40% av bunnarealet. Dette gjelder for Byfjorden utenfor Uddevalla, som er kjent for å ha dårlige oksygenforhold og på mange måter ligner på vannforekomsten Bærumsbassenget i Indre Oslofjord. Vi har ikke foreslått noe lignende i den norske veilederen, men dette er noe som kan vurderes å ta inn på sikt.

Vann med høyere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenholdig eller **oksisk**. Kirkerud (1998) gjorde en grundig gjennomgang av hvilke oksygenivåer som gir økosystemeffekter. Om oksygenmetningen er under 65% så bør dette vekke bekymring. I intervallet 50-65% vil det kunne være små effekter, som f.eks. redusert respirasjon. I intervallet 35-50% vil det være mer alvorlige konsekvenser, som redusert vekst for fisk, men det vil ikke være dødelig. I intervallet 20-35% vil det kunne forekomme fiskedød, samt negative effekter på hyperfauna, som er dyr som lever over bunnen (f.eks. reker) og epifauna som er dyr som er knyttet til stein eller andre faste gjenstander i sjøen. Eksperimenter som Plante et al. (1998) utførte på atlantisk torsk, viste at oksygenivåer ned mot 35% (over fire dager) ikke gir dødelighet. I intervallet 20-35% vil det være dødelighet for torsk. Ved oksygenmetning på 21% dør halvparten av torsken. Fra Indre Oslofjord finner man en klar sammenheng mellom forekomst av reker og oksygenforhold i intervallet 20-35%. Når oksygenmetningen er 15-20 % (rundt 1,0-1,5 ml/L) er det svært lav reketetthet, mens er oksygenmetningen 35 % (ca. 2,5 ml/L) er reketettheten høy (se Figur 3). Forholdene for reker er dramatisk mye bedre om oksygenforholdene klassifiseres til å være «dårlig» (1,5-2,5 ml/L) etter Veileder 02:2018, enn om forholdene klassifiseres til å være «svært dårlig».

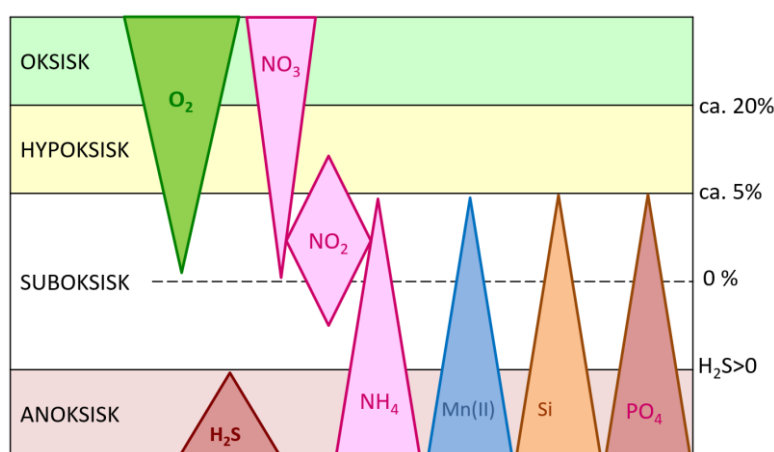


Figur 3. Antall rekearter og antall individer av reke ved ulike oksygenkonsentrasjoner i bunnvannet. Dataene representerer årlige observasjoner fra 2000-2014 på stasjoner i Indre Oslofjord. Merk at punkter der oksygenkonsentrasjoner >4 ml/l representerer stasjonen Elle i Drøbaksundet hvor det antageligvis er lav reketetthet pga. mindre tilgang på næring (egen observasjon). Negative verdier betyr at det er hydrogen sulfid i vannet. Figuren er hentet fra Berge & Amundsen (2016).

Yakushev & Newton (2013) gir en grunnleggende innføring i de kjemiske forholdene i oksygenfattige (hypoksiske) og oksygenfrie (sub- og anoksiske) forhold. Dette er skjematisk fremstilt i Figur 4. Vann med lavere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenfattig (**hypoksis**). Kirkerud (1998) fremhever denne grensen og sier at dette oksygennivået har «alvorlige» økologiske konsekvenser, som betyr at det vil være dødelighet i epifaunaen og det vil forekomme fiskedød i vannmassene.

De kjemiske forholdene endrer seg radikalt når alt oksygen forsvinner. I anoksiske vannmasser er det svært lite som lever, og det er derfor heller ingen organismer som bruker opp næringssaltene. Næringssalter som synker ned sammen med organiske partikler hoper seg derfor opp med tiden. Nitrat og nitritt reduseres (denitrifiseres) og det dannes nitrogengass (N_2), mens det vil være igjen store mengder nitrogen i form av ammonium som stammer fra nedsynkende organisk stoff. Man vil derfor ofte se høye konsentrasjoner av ammonium som bygger seg opp i anoksiske vannmasser. I likhet med ammonium, vil fosfat (PO_4) og silikat (SiO_2) som stammer fra organisk stoff akkumulere under anoksiske forhold. I anoksiske forhold vil også fosfor som er bundet i sedimentene brytes opp, og gi en ekstra tilførsel til bunnvannet. Derfor burde en av grenseverdiene for klassifisering av oksygen være skillett mellom oksygenholdig og helt oksygenfrie forhold, slik vi har foreslått senere i dokumentet.

Vann med lavere oksygenmetning enn 5% defineres som **suboksis**. Det er da så lite oksygen at bakterier starter å denitrifisere nitrat, og det vil forekomme økte konsentrasjoner av nitritt og også ammonium. Andre kjemiske forbindelser, som f.eks. mangan, reduseres også. Det vil også være lite primærproduksjon som forbruker næringsstoffer, og disse vil da hope seg opp siden det er en stadig tilførsel fra høyere opp i vannmassene. I suboksiske forhold vil det typisk være svært høye konsentrasjoner av fosfat, silikat og ammonium. Når oksygenfrie vannmasser (suboksiske eller anoksiske) løftes opp i terskelfjorder, i forbindelse med dypvannsfornyelser, vil det derfor gi en brå tilførsel av næringssalter til grunnere områder, og i tillegg kan fiskedød forekomme grunnet rask nedgang i oksygentilgang. Av disse grunner er det viktig at dypvannet i en vannforekomst holder seg over 5 % oksygenmetning (ca. 0,3 ml/L). Det vil derfor være gunstig om denne grenseverdien innarbeides i klassifiseringssystemet for vannforekomster som har naturlig dårlige oksygenforhold i bunnvannet. Det vil være mulig å bestemme om oksygenkonsentrasjonen er under 5 % med en oksygensonde, uten at det tas vannprøver. Dette er innarbeidet i forslag til ny tekst.



Figur 4. Skjematisk fremstilling av lave oksygenforhold og forekomst av noen kjemiske forbindelser som er avhengig av oksygenforholdene. Figuren er bearbeidet fra figur hentet fra Yakushev & Newton (2013).

I vannmasser som over tid er helt oksygenfrie vil det, etter at forskjellige kjemiske forbindelser er redusert, dannes hydrogensulfid. Hydrogensulfid oppstår raskere om det er store mengder organisk stoff som brytes ned i bassenget. Vann hvor hydrogensulfid forekommer defineres som **anoksisk**. Det bør være et mål at forekomst av hydrogensulfid unngås i alle vannforekomster. Det er nødvendig å analysere vannprøver for å påvise hydrogensulfid. Luktensansen til mennesker kan faktisk ha lavere deteksjonsgrense enn de fleste kjemiske analyser, så hvis det lukter hydrogensulfid fra vannprøven så bør dette registreres.

I Tabell 2 har vi foreslått grenseverdier for vannforekomster med naturlig oksygenfattig dypvann. Disse grenseverdiene er mindre strenge, og passer bedre overens med de svenske grenseverdiene. Den viktigste endringen er at god vannkvalitet krever at oksygenkonsentrasjonen ikke må komme under 2,5 ml/L, og ikke 3,5 ml/L som tidligere. Grenseverdien for «svært dårlig» oksygenforhold er endret fra 1,5 ml/L til 0,3 ml/L. Dette vil ikke påvirke den samlede klassifiseringen, men belyser overgangen fra oksygenfattige til oksygenfrie forhold, som har svært stor innvirkning på kjemien i vannsøylen.

Det kan vurderes om en skal ta i bruk tilsvarende metodikk som i Sverige, og se på areal med oksygensvinn. Men dette ville kreve egne klassegrenser for hver enkelt vannforekomst med naturlig oksygenfattig dypvann. For eksempel er det i Bærumsbassenget typisk med oksygensvinn (<0,3 ml/L) under 20 m dyp. Dette utgjør ca. 10 % av bunnarealet til vannforekomsten. Hvis en skulle godta dette, så ville klassifiseringen av oksygenforholdene plutselig bli mye bedre. Vi er skeptiske til dette, for det kan gjøres tiltak som gir økt omrøring i terskelbassengene, og som vil bedre oksygenforholdene dramatisk.

I første omgang foreslår vi at det i veilederen legges inn noe mildere klassegrenser for oksygen i vannforekomster med naturlig oksygenfattig dypvann.

Oksygenforbruket

I en vurdering av om en vannforekomst skal defineres som å ha «naturlig oksygenfattig dypvann» bør det gjennomføres en modellering av oksygenforholdene. Her følger en beskrivelse av prosesser som vil være viktig for oksygenforbruk. Dette blir mest sannsynlig for komplisert til å inkluderes i veilederen, men vi har tatt det med her for å belyse sammenheng mellom sirkulasjon og oksygenforbruk i en vannforekomst.

Oksygenfattige forhold i terskelfjordene oppstår fordi oksygenforbruket er for stort i forhold til vannutvekslingen i bassenget. Oksygenforbruket øker i takt med økning i organisk belastning. Det organiske materialet kan tilføres direkte til bassenget, men også indirekte når organisk stoff produseres i sjøen av planteplankton og bentiske alger. Derfor er oksygenforholdene sensitive for tilførsel av både organisk stoff og næringssalter.

Oksygenforbruket i en vannmasse vil være påvirket av den organiske belastningen, og kan defineres som differansen mellom hvor raskt oksygenkonsentrasjonene endres over tid og netto tilførsel av oksygen. Det er nødvendig å ta både biologiske, kjemiske og fysiske prosesser i betraktning. Med fysiske prosesser menes her sirkulasjonen i vannforekomsten.

Her gis en beskrivelse av hvilke prosesser som ligger bak, ved å se på transportligningen som styrer oksygenutviklingen. Denne transportligningen er vist under. Her er symbolet θ brukt for oksygenkonsentrasjon. Symbolene u og v er strømhastighet horisontalt, mens w er vertikal strømhastighet. Symbolet K_z er koeffisienten for turbulent vertikal blanding. Symbolet R_θ er det netto oksygenforbruket. Symbolene $\partial/\partial t$, $\partial/\partial x$, $\partial/\partial y$ og $\partial/\partial z$ betyr endring med hensyn på tid og de tre romlige retningene.

$$\begin{array}{cccccc}
 \text{(1)} & & \text{(2)} & \text{(3)} & \text{(4)} & \text{(5)} & \text{(6)} \\
 \frac{\partial \theta}{\partial t} + u \frac{\partial \theta}{\partial x} + v \frac{\partial \theta}{\partial y} + w \frac{\partial \theta}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) = R_\theta
 \end{array}$$

Ved å måle oksygen jevnlig i hele vannsøylen kan en beregne hvor fort oksygenkonsentrasjonen endres. Dette er ledd (1) i ligningen merket svart. Transport av oksygen med strømmen i de tre romlige retningene er beskrevet med leddene (2), (3) og (4) merket rødt. Denne transporten av oksygen kalles adveksjon. Den vertikale blandingen er beskrevet med ledd (5) merket blått. Denne transporten av oksygen kalles vertikal diffusjon eller vertikal blanding. Ledd (6) merket grønt er netto oksygenforbruk.

I terskelbasseng kan vannmassen i deler av året være svært stillestående, og oksygen tilføres bare med turbulent blanding vertikalt i vannmassen. Da kan vi droppe leddene (2) til (4) merket rødt. I slike tilfeller vil det være mulig å anslå den turbulente blandingen ved hjelp av målinger av saltholdighet og temperatur, fordi man da kan se hvordan tettheten i dypvannet reduseres kun pga. vertikal blanding. Ligningen blir da redusert til:

$$\begin{array}{ccc}
 \text{Endring i oksygen} & & \text{Netto} \\
 \text{over tid} & \text{Vertikal blanding} & \text{Oksygenforbruk} \\
 \frac{\partial \theta}{\partial t} & - \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial \theta}{\partial z} \right) & = R_\theta
 \end{array}$$

Det siste leddet i ligningene vist over er netto oksygenforbruk (merket grønt). Oksygenforbruket er påvirket av flere biologiske og kjemiske prosesser. Fotosyntese i planteplankton og i bentiske alger og undervannsplanter, er en kilde til oksygen. Under oppblomstring av planteplankton er det derfor vanlig å observere overmetning av oksygen i vannsøylen. Når plankton respirerer forbrukes oksygen i vannmassen. Når organisk stoff produsert av planteplankton eller direkte tilført fra land, brytes ned, forbrukes det mye oksygen. Dette er den viktigste prosessen for oksygenforbruk i vannmassen.

I den bakterielle prosessen nitrifisering, som betyr at ammonium (NH_4) først omdannes til nitritt (NO_2) og deretter nitrat (NO_3) så forbrukes det oksygen, men i mindre grad enn under nedbrytning av organisk stoff. I den bakterielle prosessen denitrifisering, hvor nitrat omdannes til nitrogenmolekyler (N_2) avgis det oksygen. I suboksiske forhold som vil si at oksygenkonsentrasjonen er lavere enn omtrent 0,3 ml O_2 /L (eller 5% oksygenmetning, se Figur 4), vil reduserte former for svovel og mangan oksideres, og dette gir økt oksygenforbruk. Disse prosessene er oppsummert under.

$$\begin{array}{l}
 \text{Netto oksygenforbruk} = + \text{Fotosyntese} \\
 \quad - \text{Respirasjon} \\
 \quad - \text{Nedbrytning av organisk stoff} \\
 \quad - \text{Nitrifisering} \\
 \quad - \text{Oksidasjon av redusert svovel, jern og mangan}
 \end{array}$$

Hvis en betrakter bunnvannet kan en se bort fra planteplanktonets effekt på oksygenforbruket. Effekten av de bakterielle prosessene nitrifisering og denitrifisering er av samme størrelsesorden, og

en kan la disse to leddene kansellere hverandre¹. Hvis en betrakter en vannmasse som er oksisk vil ikke oksidasjon av svovel og mangan ha betydning. Da sitter man igjen med nedbrytning av organisk stoff som det viktigste bidraget til netto oksygenforbruk.

2.4 Planteplankton

Planteplankton er det eneste biologiske kvalitetselementet som i dag vurderes fra de frie vannmassene, alle andre biologiske kvalitetselementer er knyttet til havbunnen. Det er i dag kun mengden av klorofyll-a (klf-a) som vurderes for planteplankton. Dette er ikke i tråd med Vannforskriften² som sier at både sammensetning, mengde og biomasse av planteplankton skal vurderes. Det er altså nødvendig å utvikle flere indekser som kan beskrive planteplankton. I veileder 02:2018 står det:

«Selv om det i dag ikke foreligger et klassifiseringssystem for andre planteplanktonparametere enn klorofyll anbefales det at overvåkningsprogram inkluderer planteplankton artssammensetning. Data rapporteres sammen med kjemiske data til vannmiljø og vil utgjøre datagrunnlaget for utvikling av nye indekser for å tilfredsstille krav i direktivet».

Ulike arter/grupper av planteplankton er meget forskjellige i størrelse og det er derfor dårlig korrelasjon mellom artsantall og biomasse. Det er da betenkelig at det kun er antall og artssammensetning og ikke biovolum og biomasse målt i karbon som rapporteres fra de analyserte prøvene. Det krever lite merarbeid å rapportere biovolum og biomasse og det finnes gode, fritt tilgjengelige telleverktøy for planteplankton som automatisk frembringer disse dataene fra en analysert prøve. Derfor er det lite merarbeid å rapportere biovolum og karbonbiomasse sammen med antall og artssammensetning av planteplankton. Følgelig anbefaler vi at den reviderte veilederen pålegger at de kvantitative analysene av planteplanktonsamfunnet rapporteres som både abundans (celler/L), biovolum (mm³/L) og cellekarbon (µg C/L).

Fra 2019 har NIVA benyttet telleverktøyet PlanktonToolbox til alle sine planktonanalyser³. PlanktonToolbox er utviklet av Sveriges meteorologiske og hydrologiske institutt (SMHI) og kan fritt lastes ned fra Nordic Microalgae sine nettsider. Dette verktøyet har inkorporert biovolum-beregninger basert på HELCOM sitt arbeid og følger metodikken til Olenina et al. (2006). NIVA har bidratt med kunnskap for å få lagt til typiske arter fra mer nordlige farvann (Norskehavet og Barentshavet) i PlanktonToolbox. Telleverktøyet tillater registrering av celler direkte i størrelseskategorier og det er derfor mulig å eksportere biovolum- og cellekarbonverdier direkte. Cellekarbon er estimert etter Menden-Deuer og Lessard's metode (2000). Vi anbefaler at alle benytter seg av dette verktøyet, men uavhengig av telleverktøy er det meget viktig at både type telleverktøy og metodikk for å kalkulere biovolum og cellekarbon rapporteres til Vannmiljø.

I dette oppdraget har vi satt sammen data fra eksisterende overvåkningsprogrammer og testet klassifisering av planteplankton på utvalgte stasjoner i Oslofjorden og Skagerrak etter indekser som er inkludert i den svenske vannmasseovervåkingen. Dette inkluderer klassifisering av sommermiddelverdien av klorofyll-a og klassifisering etter biovolum. Videre har vi ved hjelp av regresjonsanalyse forsøkt å sette klassegrenser for cellekarbon.

¹ Prosessene skjer ikke på samme tid og sted, og hver av dem kan ha betydning i deler av vannmassen.

² https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446/#KAPITTEL_12

³ <http://nordicmicroalgae.org/tools>

Metodikk

For å klassifisere etter de svenske indeksene er det benyttet data fra de eksisterende overvåkningsprogrammene ØKOKYST Skagerrak, Eutrofiovervåkingen i Ytre Oslofjord og overvåkningsprogrammet i Indre Oslofjord. De innsamlede dataene er satt sammen til ett datasett og benyttet i de påfølgende analysene. Det var ikke mulig for oss å finne de kvantitative planteplanktonanalysene fra Indre Oslofjord programmet (stasjon Dk1 og Ep1) fra 2017 og 2018. Det samme gjelder stasjon S-9 i Ytre Oslofjord-programmet for de samme årene. Analyser av biovolum og cellekarbon er derfor ikke gjort for 2017 og 2018 på disse stasjonene.

I programmet Økokyst Skagerrak rapporteres fra og med 2021 ikke kvantitativ estimering av biovolum eller cellekarbon. Derfor ble de rapporterte celletallene (abundans) fra dette programmet konvertert til estimert biovolum og cellekarbon ved hjelp av NIVAs interne database «Phytomar». Denne inneholder gjennomsnittlige størrelser for alle planteplanktonarter- og grupper som vanligvis observeres langs Norskekysten, noe som muliggjorde en generell konvertering fra celleantall til biovolum og deretter til cellekarbon. Ettersom denne metoden ikke var basert på observerte cellestørrelser når registreringene ble utført er det knyttet betydelig usikkerhet til disse verdiene, men fordi de generelle størrelsene i Phytomar over flere år er korrigert til å representere en observert middelvei, mener vi dette gir ett akseptabelt datagrunnlag for denne rapporten.

Planteplankton og vanntyper

Moy et al. (2022) har foreslått ny vanntypologi for kystvann i Norge. Denne er hovedsakelig basert på saltholdighet i overflaten og bølgeeksponering. Vår oppfatning er at forslaget er gjennomarbeidet og konsistent. Tre av vanntypene har en tilleggstype, som har samme saltholdighet og bølgeeksponering, men hvor det er spesifisert at de har naturlig oksygenfattig bunnvann. Disse tilleggstypene er ment å erstatte vanntypen «naturlig oksygenfattig fjord». Dette er tilsvarende det vi har foreslått tidligere (Walday et al. 2022), og som vi også foreslår i denne rapporten.

For å bidra til at det er lettere å innarbeide de foreslåtte vanntypene i veilederen anbefaler vi at de nye vanntypene i størst mulig grad knyttes til eksisterende klassegrenser for klorofyll. I Tabell 3 er det gjort en oppsummering av de nye vanntypene, og vi foreslår hvilke av klassegrensene fra de eksisterende vanntypene, som bør knyttes til de foreslåtte nye vanntypene.

Tabell 3. Sammenstilling av vanntypene i Veileder 02:2018 og de foreslåtte nye vanntypene iht. typologien i Moy et al. 2022.

Foreslåtte nye vanntyper	Eksisterende vanntyper
1 Beskyttet fjord/kyst	3 Beskyttet fjord/kyst
2 Beskyttet ferskvannspåvirket fjord/kyst	4 Ferskvannspåvirket beskyttet fjord
3 Sterkt ferskvannspåvirket fjord	5 Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord
4 Moderat eksponert fjord/kyst	2 Moderat eksponert fjord/kyst
5 Moderat eksponert ferskvannspåvirket fjord/kyst	
6 Bølgeeksponert kyst	1 Åpen eksponert kyst
7 Bølgeeksponert ferskvannspåvirket kyst	
8 Sterkt bølgeeksponert kyst	

I Tabell 4 har vi foreslått en ny versjon av tabell 9.3 i Veileder 02:2018 som har innarbeidet de koblingene vi har foreslått over for klassifisering av klorofyll-a.

For region Skagerrak, hvor vanntype 4 «ferskvannspåvirket beskyttet fjord» ikke finnes i den eksisterende typologien, foreslår vi at klassegrensene for vanntypen «beskyttet fjord/kyst» benyttes for begge de nye vanntypene «beskyttet fjord/kyst» og «beskyttet ferskvannspåvirket fjord/kyst».

Tabell 4. Forslag til ny tabell 9.3 i Veileder 02:2018, basert på foreslått ny typologi. Referanseverdier og klassegrenser for klorofyll a ($\mu\text{g/L}$) i de ulike økoregioner og vanntyper. Vanntypen «sterkt ferskvannspåvirket fjord» inngår ikke i klassifiseringssystemet for planteplankton.
*Klassegrenser mangler pga. manglende data.

Region	Vanntype	Bølge-eksponering	Salinitet	Ref. tilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Skagerrak (S)	6,7,8	Ekspontert	-	2.57	<3.53	3.53-5.26	5.26-11	11-20	>20
	4,5	Moderat ekspontert	-	3.13	<3.95	3.95-5.53	5.53-9.0	9-18	>18
	1	Beskyttet	>30	2.98	<3.92	3.92-6.90	6.90-9.0	9-18	>18
	2	Beskyttet Ferskvannspåvirket	<30	2.98	<3.92	3.92-6.90	6.90-9.0	9-18	>18
Nordsjøen sør (N) Nordsjøen nord (M) Norskehavet sør (H) Norskehavet nord (G)	6,7,8	Ekspontert	-	2.0	<3.0	3.0-6.0	6.0-8.0	8-14	>14
	4,5	Moderat ekspontert	-	1.7	<2.5	2.5-5.0	5.0-8.0	8-16	>16
	1	Beskyttet	>30	1.7	<2.5	2.5-5.0	5.0-8.0	8-16	>16
	2	Beskyttet Ferskvannspåvirket	<30	2.0	<2.6	2.6-4.0	4.0-6.0	6-12	>12
Barentshavet (B)	6,7,8	Ekspontert	-	1.9	<2.8	2.8-5.5	5.5-8.0	8-12	>12
	4,5	Moderat ekspontert*	-	-	-	-	-	-	-
	1	Beskyttet	>30	1.0	<1.5	1.5-3.0	3.0-6.0	6-10	>10
	2	Beskyttet Ferskvannspåvirket	<30	0.9	<1.2	1.2-2.0	2.0-3.0	3-6	>6

Veileder 02:2018 har ikke klassegrenser for klorofyll-a for vanntype 5 «sterkt ferskvannspåvirket fjord» (i forslag til ny typologi kalles den 'vanntype 3, Sterkt ferskvannspåvirket fjord', Moy m.fl. 2022). Det foreligger nødvendig datagrunnlag for å foreslå grenseverdier for «sterkt ferskvannspåvirket fjord» i Skagerrak, men det er vanskelig å sette klassegrenser i denne vanntype fordi den lave- og varierende saliniteten i stor grad vil påvirke planteplanktonsamfunnet. Ellevannet kommer inn med planteplankton som lever i ferskvann, og som klarer seg dårlig i det saline fjordvannet, mens planteplanktonartene som lever i kystvannet ikke vokser godt ved sterk ferskvannstilførsel. Derfor vil det være oppholdstiden til vannet i bassenget som primært avgjør om planteplanktonsamfunn klarer å utvikle seg i sterkt ferskvannspåvirkede områder. Hvis oppholdstiden er lang vil planteplanktonarter som er tilpasset brakkevann klare å etablere seg. Er den kort vil det være artsfattig. Oppholdstiden er generelt kort i de aktuelle områdene i Skagerrak (Drammensfjorden, Frierfjorden/Grenland og Ramsøflaket i Hvaler). Derfor er ikke klorofyll-a en god indikator for eutrofitilstand i denne vanntypen.

Det er sannsynlig at prøver samlet rett under ferskvannslaget vil kunne gi representative resultater for planteplankton i sterkt ferskvannspåvirkede fjorder. Det vil imidlertid ikke være praktisk mulig å

tilpasse prøvetakningsdyp til CTD-profil fra gang til gang. Dagens standarddyp som inkluderer klorofyll-a- og planteplanktonprøver befinner seg typisk midt i ferskvannslaget og er derfor ikke egnet til klassifisering av planteplankton. Vi foreslår at det fortsatt klassifiseres tilstand basert på støtteparametere i vanntype S5, slik veileder 02:2018 legger opp til.

Klassifisering etter nye indekser

Det er tidligere gjort en interkalibrering av klassegrenser for klorofyll-a i Skagerrak mellom Norge, Sverige og Danmark (Carstensen 2016). Tabell 5 viser hvilke stasjoner som er inkludert i disse analysene, samt den norske (iht. Veileder 02:2018) og svenske vanntypen de hører til.

Tabell 5. Referansestasjoner fra Skagerrak

Stasjonskode	Stasjonsnavn	Vanntype NO	Vanntype SE
Dk1	Steilene	S2	1n
Ep1	Bunnefjorden	S3	2
S-9	Haslau, Singlefjorden	S3	2
VT10	Breiangen vest	S3	2
VT2	Bastø	S2	1n
VT3	Torbjørnskjær	S1	3
VT65	Missingen	S2	1n
VT66	Håøyfjord	S3	2

Klassifisering av klorofyll-a

I avsnittet under har vi klassifisert klorofyll-a i henhold til norsk metode (Veileder 02:2018), som bruker 90-persentilen gjennom hele vekstsesongen og svensk metode (HVMFS 2019:25⁴), som beregner middelerverdi for sommersesongen (juni-august). Klassifiserte resultater er vist i Tabell 6, mens de benyttede klassegrensene er gitt i Tabell 7 og Tabell 8.

På tross av at de to indeksene begge er basert på klorofyll-a, vil de likevel belyse forskjellige aspekter, og de har ulike fordeler og svakheter. Den norske klassifiseringen som baserer seg på 90-persentilen gjennom hele vekstsesongen er designet for å fange opp og inkludere oppblomstringsperiodene. Det står i Veileder 02:2018 at «*det foretas innsamling hver 14. dag de 2 første månedene av vekstsesongen, for å ha bedre mulighet for å fange opp våroppblomstringen*». Det er ikke vanlig i dagens overvåkningsprogrammer å inkludere denne prøvetakningsfrekvensen i begynnelsen av vekstsesongen, isteden gjennomføres det stort sett månedlig, eller sjeldnere, prøvetakning. Planteplanktonsamfunnet er ekstremt dynamisk og med månedlig prøvetakning er det sannsynlig at oppblomstringer ikke vil bli registrert. Derfor er klorofyll-a etter dagens norske klassifisering sårbar for å underestimere den faktiske mengden av planteplankton, og gi en kunstig god klassifisering. Dette kommer frem i Tabell 6, der klassifisering av sommermiddelerverdien gir dårligere klassifiseringsresultater enn 90-persentilen gjennom vekstsesongen. Sannsynligvis ville resultatene av den norske og svenske klassifiseringen vært mer sammenlignbare dersom det i klassifiseringen etter 90-persentilen virkelig var inkludert vår- og høstopplomstringer.

I Veileder 97:03 (Molvær et al. 1997) har man tidligere benyttet sommermiddelerverdien for klorofyll-a i klassifiseringsarbeidet. I Sverige er det sommermiddelerverdien i juni-august som benyttes, det kreves

⁴ <https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>

minimum fire målepunkter i løpet av denne perioden for å klassifisere. Fordelen med sommermiddelverdien er at den setter søkelys på den perioden av året da den naturlige variasjonen er minst, samt i en periode da økosystemet har mulighet til å reagere raskt på pulser av næring. Dette gjør sommelmiddelverdien av klorofyll-a til en bedre indikator på eutrofiering enn 90-persentilen gjennom vekstsesongen. Et annet argument for å klassifisere klorofyll-a med begge metoder er at dette gir ekstra utnyttelse av dataene som allerede samles inn. Historisk sett er det sommermiddelverdien av klorofyll-a som er blitt regnet ut og rapportert, det vil derfor finnes et betydelig større datagrunnlag av historiske data for å sammenligne sommermiddelverdier, noe som er verdifullt når man analyserer endringer i økosystemer over tid. Det er ikke mulig å gjøre en direkte sammenligning over tid dersom deler av tidsserien er klassifisert etter sommermiddelverdien, og deler er klassifisert etter 90-persentilen av klorofyll-a.

Vi anbefaler å inkludere både 90-persentilen gjennom vekstsesongen og sommermiddelverdien av klorofyll-a i den reviderte veilederen. Grunnet interkalibreringsarbeidet som er gjort i samarbeid med Sverige og Danmark finnes det allerede klassegrenser for Skagerrak. Det må gjøres en statistisk analyse av data langs kysten og sette klassegrenser for sommermiddel for de andre områdene. Dette kan gjøres på bakgrunn av ØKOKYST-datasett, samt historiske data i områder der dette finnes.

Tabell 6. Klassifiserte resultater av klorofyll-a etter 90-persentilen gjennom vekstsesongen (Norsk klassifisering) og sommermiddelverdien (Svensk klassifisering) for utvalgte stasjoner i Oslofjorden og Skagerrak.

Stasjonskode	2017	2018	2019	2020	2021	År. gjenn.
Dk1 – Norsk	5,58	4,44	4,43	2,30	3,44	4,46
Dk1 – Svensk	1,67	1,72	2,75	1,49	1,11	1,76
Ep1 – Norsk	13,60	5,00	4,73	2,26	3,14	4,66
Ep1 – Svensk	1,97	1,92	3,24	1,39	1,43	2,00
S-9 – Norsk	8,35	4,31	4,08	5,78	4,64	5,78
S-9 – Svensk	5,58	2,10	2,19	3,37	4,30	3,51
VT10 – Norsk	3,30	6,20	3,62	5,08	6,58	5,45
VT10 – Svensk	1,70	2,36	2,10	1,77	2,75	2,14
VT2 – Norsk	3,67	4,68	2,12	3,72	4,82	4,39
VT2 – Svensk	1,73	1,58	2,10	1,47	3,76	2,13
VT3 – Norsk	1,90	3,60	1,94	2,34	3,60	2,75
VT3 – Svensk	1,09	0,87	1,36	0,78	3,12	1,45
VT65 – Norsk	2,25	4,12	3,20	3,36	4,46	3,86
VT65 – Svensk	1,60	1,57	2,00	0,89	2,59	1,73
VT66 – Norsk	2,55	1,70	2,36	2,44	4,31	2,56
VT66 – Svensk	1,25	1,17	1,60	1,70	2,81	1,71
VT67 – Norsk	2,36	2,20	1,98	2,72	3,33	2,48
VT67 – Svensk	1,17	1,63	1,31	2,23	3,05	1,88

Tabell 7. Norske klassegrenser for 90-persentilen for klorofyll a ($\mu\text{g Chl-a/L}$) iht. Tabell 9.3 i Veileder 02:2018. I parenteser tilsvarende svenske vanntyper.

Vanntype	Ref. verdi	Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
S1 (Se:3)	2,57	<3,53	3,53-5,26	5,26-11,00	11,00-20,00	>20,00
S2 (Se: 1n)	3,13	<3,95	3,95-5,53	5,53-9,00	9,00-18,00	>18,00
S3 (Se:2)	2,98	<3,92	3,92-6,90	6,90-9,00	9,00-18,00	>18,00

Tabell 8. Svenske klassegrenser for sommermiddelverdi for klorofyll a ($\mu\text{g Chl-a/L}$) iht. HVMFS 2019:25. I parenteser tilsvarende svenske vanntyper.

Vanntype	Ref. verdi	Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
S1 (Se:3)	0,99	<1,25	1,25-1,57	1,57-3,19	3,19-5,50	>5,50
S2 (Se: 1n)	1,15	<1,51	1,51-1,85	1,85-3,29	3,29-6,05	>6,05
S3 (Se:2)	1,37	<1,73	1,73-2,40	2,40-4,03	4,03-5,96	>5,96

Klassifisering av biovolum og cellekarbon

I Sverige er det utarbeidet klassegrenser for biovolum i Skagerrak, og fordi norske og svenske vanntyper er interkalibrert kan vi benytte oss direkte av disse klassegrensene. I Tabell 9 er derfor data fra Økokyst Skagerrak og utvalgte stasjoner i Oslofjorden klassifisert iht. HVMFS 2019:25 (sommermiddelverdi mellom juni og august). Tabell 9 viser at klassifisering etter biovolum tegner et annerledes bilde enn klassifisering på klorofyll-a. Her er det i hovedsak stasjonene i Indre Oslofjord og Hvaler som kommer ut med dårlig klassifisering, mens stasjonene plassert sentralt i ytre deler av Oslofjorden, samt Grenland for det meste kommer i kategorien «svært god».

Tabell 9. Svenske klassegrenser for middelverdi for Biovolum (mm^3/L) (Tabell 3.3 HVMFS 2019:25 og klassifiserte resultater for utvalgte norske stasjoner i Oslofjorden og Skagerrak.

Vanntype	Ref. verdi	Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
S1 (Sv:3)	0,8	<1,19	1,19-1,54	1,54-3,08	3,08-6,15	>6,15
S2 (Sv: 1n)	0,8	<1,19	1,19-1,54	1,54-3,08	3,08-6,15	>6,15
S3 (Sv:2)	1,35	<1,99	1,99-3,00	3,00-4,50	4,50-7,94	>7,94

Stasjonskode	2017	2018	2019	2020	2021	YearAvg
Dk1	-	-	5,23	4,23	2,04	3,84
Ep1	-	-	5,04	2,98	2,84	3,62
S-9	-	-	0,54	9,69	1,98	4,07
VT10	2,24	0,44	0,51	0,49	0,86	0,91
VT2	1,78	0,21	0,39	1,52	1,36	1,05
VT3	1,03	0,31	0,83	0,50	0,10	0,55
VT65	1,85	0,32	0,54	0,51	1,31	0,90
VT66	0,43	0,52	0,30	0,98	0,60	0,57
VT67	-	0,24	0,23	0,88	0,69	0,51

Det er ikke tidligere utarbeidet klassegrenser for cellekarbon. Her har vi brukt en regresjonsanalyse for å undersøke forholdet mellom sommermiddelverdiene til biovolum og cellekarbon. Figur 5 viser god korrelasjon mellom disse to parameterne. I analysen til Figur 5 er en uteligger (ekstremverdi) fra stasjon S-9 i 2020 utelatt, da denne gjorde uforholdsmessig stort utslag på regresjonslinjen. I Tabell 10 har vi foreslått klassegrenser for cellekarbon basert på regresjonsanalysen og klassifisert i henhold til disse.

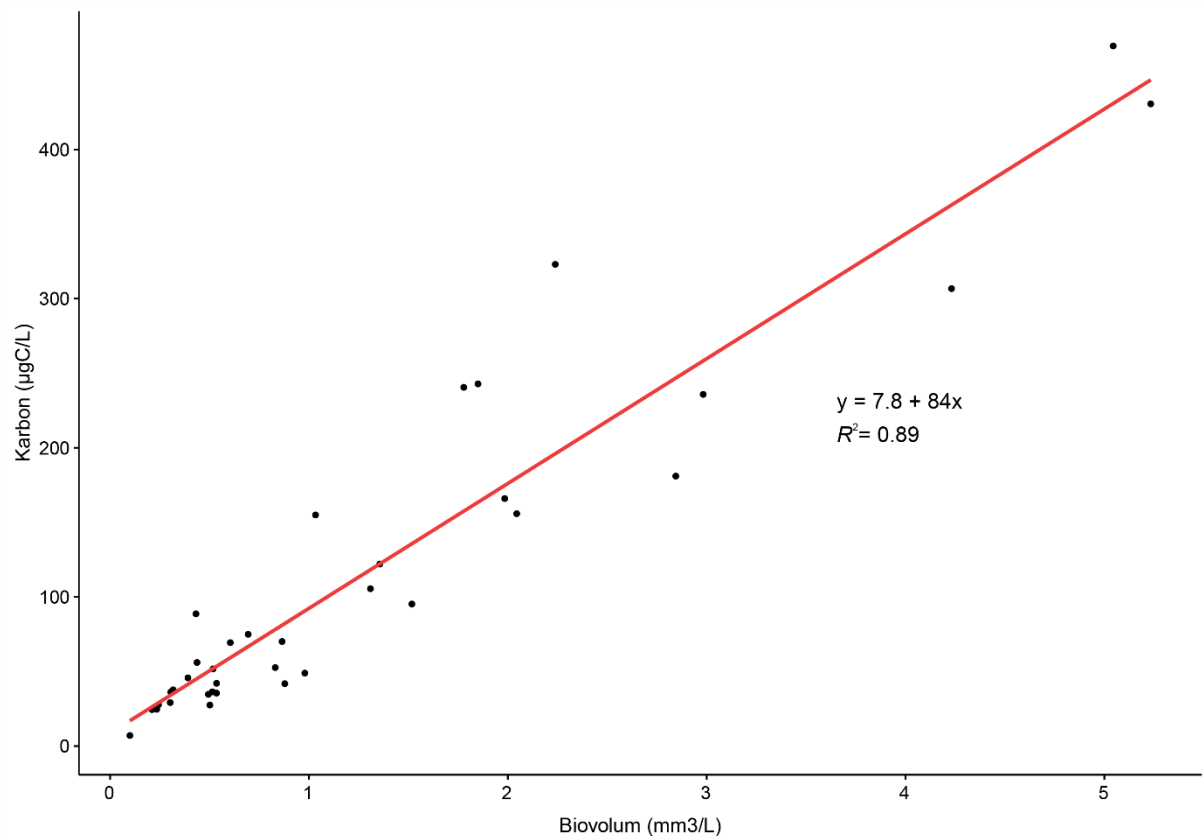
Tabell 10. Foreslåtte klassegrenser for cellekarbon ($\mu\text{gC/L}$), basert på sommermiddelverdi av biovolum mot cellekarbon i Skagerrak. Nedre tabell viser klassifiserte resultater for utvalgte norske stasjoner i Oslofjorden og Skagerrak.

Vanntype	Referanseverdi	Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
S1 (Sv:3)	76	<108	108-137	137-267	267-524	>524
S2 (Sv: 1n)	76	<108	108-137	137-267	267-524	>524
S3 (Sv:2)	122	<175	175-260	260-386	386-675	>675

Stasjonskode	2017	2018	2019	2020	2021	YearAvg
Dk1	-	-	431	307	156	298
Ep1	-	-	469	236	181	295
S-9	-	-	42	117	166	108
VT10	323	56	36	35	70	104
VT2	241	24	46	95	122	106
VT3	155	36	53	27	7	56
VT65	243	38	35	31	106	90
VT66	89	52	29	49	69	58
VT67	43	28	25	42	75	42

Vi anbefaler at biovolum inkluderes som egen indikator for planteplankton. Det må da gjøres en statistisk analyse for å utvikle klassegrenser i de andre økoregionene enn Skagerrak. Dette kan gjøres på bakgrunn av datasettene som er samlet inn på Økokyst-programmet siden 2017.

Videre anbefaler vi at cellekarbon inkluderes som en egen indikator, men det er da nødvendig å se mer på klassegrensene, samt gjøre en statistisk analyse for å avgjøre klassegrensene. For alle andre økoregioner enn Skagerrak kan dette gjøres basert på datasettene som er samlet inn på Økokyst-programmet. Fordi det ikke lenger leveres kvantitative data for biovolum og cellekarbon i Økokyst Skagerrak vil det være vanskelig å kalkulere klassegrenser for dette området.



Figur 5. Regresjon mellom sommermiddel av biovolum og cellekarbon fra Skagerrak 2017 - 2021, og ligningen som ble brukt for å regne ut foreslåtte klassegrenser for karbon.

Forslag til klassegrenser for sommermiddel av klorofyll-a

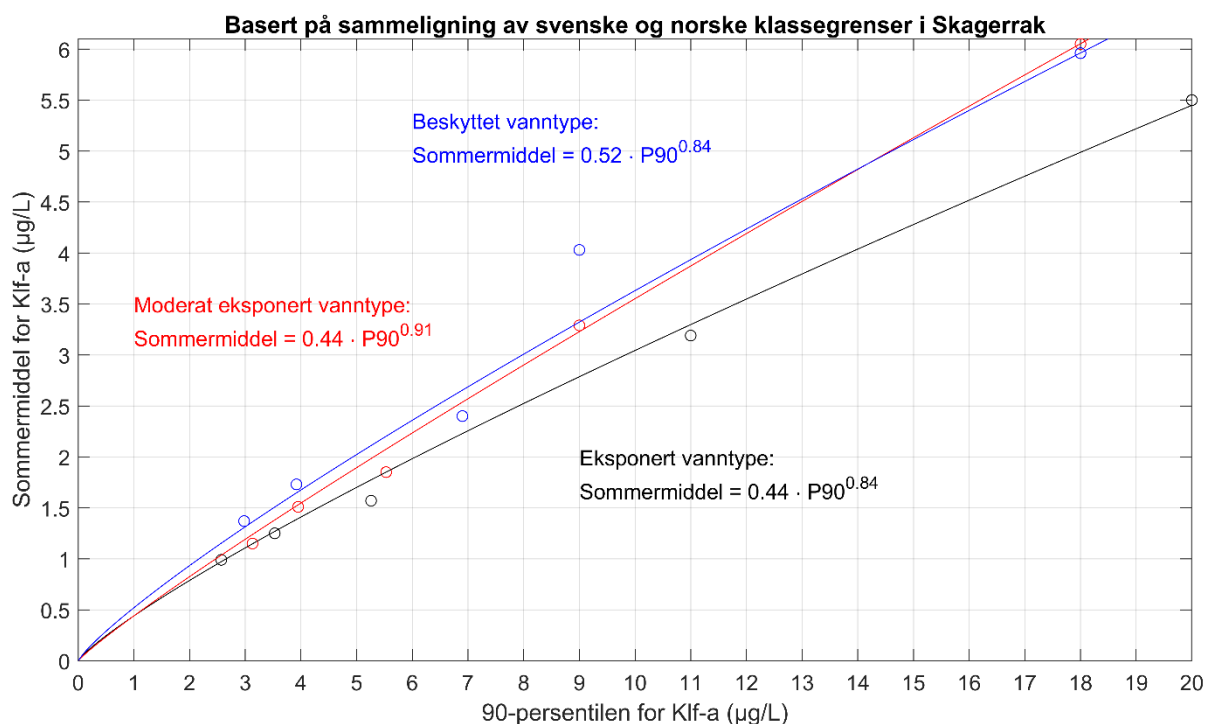
I Figur 6 er norske klassegrenser for 90-persentilen for klorofyll-a plottet på x-aksen, og svenske klassegrenser for sommer-middel plottet på y-aksen. Alle klassegrensene er for de interkalibrete vanntypene i Skagerrak. Svarte punkter angir eksponert vanntype, røde punkter moderat eksponert vanntype og blå punkter beskyttet vanntype. Tre funksjoner er tilpasset disse punktene:

Eksponert vanntype: $Sommermiddel = 0.44 \cdot P90^{0.84}$

Moderat eksponert vanntype: $Sommermiddel = 0.44 \cdot P90^{0.91}$

Beskyttet vanntype (inkl. ferskvannpåvirket): $Sommermiddel = 0.52 \cdot P90^{0.84}$

Vi foreslår at disse tre formlene benyttes på referanseverdiene og grenseverdiene i Tabell 4, og at Tabell 11, for sommermiddel av klorofyll-a, inkluderes i veileder 02:2018. For vanntypene i Skagerrak er grenseverdiene hentet direkte fra den svenske veilederen (se Tabell 8).



Figur 6. Sammenligning av norske og svenske klassegrenser for interkalibrerte vanntyper i Skagerrak.

Tabell 11. Forslag til ny tabell for sommermiddel (juni-august) for klorofyll-a i overflatelaget. I denne tabellen benyttes foreslått ny typologi. Referanseverdier og klassegrenser for klorofyll-a (µg/L) i de ulike økoregioner og vanntyper. Vanntypen «sterkt ferskvannspåvirket fjord» inngår ikke i klassifiseringssystemet for planteplankton. *Klassegrenser mangler pga. manglende data. Tabellen forts. på neste side.

Region	Vanntype-nummer	Bølge-eksponering	Salt.	Ref. tilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Skagerrak (S)	6,7,8	Ekspionert	-	0,99	<1,25	1,25-1,57	1,57-3,19	3,19-5,50	>5,50
	4,5	Moderat ekspionert	-	1,15	<1,51	1,51-1,85	1,85-3,29	3,29-6,05	>6,05
	1	Beskyttet	>30	1,37	<1,73	1,73-2,40	2,40-4,03	4,03-5,96	>5,96
	2	Beskyttet Ferskvanns-påvirket	<30	1,37	<1,73	1,73-2,40	2,40-4,03	4,03-5,96	>5,96
Nordsjøen sør (N)	6,7,8	Ekspionert	-	0,79	<1,11	1,11-1,98	1,98-2,52	2,52-4,04	>4,04
Nordsjøen nord (M)	4,5	Moderat ekspionert	-	0,71	<1,01	1,01-1,90	1,90-2,92	2,92-5,49	>5,49
Norskehavet sør (H)	1	Beskyttet	>30	0,81	<1,12	1,12-2,01	2,01-2,98	2,98-5,34	>5,34
Norskehavet nord (G)	2	Beskyttet Ferskvanns-påvirket	<30	0,93	<1,16	1,16-1,67	1,67-2,34	2,34-4,19	>4,19

Region	Vanntype-nummer	Bølge-eksponering	Salt.	Ref. tilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Barentshavet (B)	6,7,8	Eksponert	-	0,75	<1,04	1,04-1,84	1,84-2,52	2,52-3,55	>3,55
	4,5	Moderat eksponert*	-	-	-	-	-	-	-
	1	Beskyttet	>30	0,52	<0,73	0,73-1,31	1,31-2,34	2,34-3,60	>3,60
	2	Beskyttet Ferskvanns-påvirket	<30	0.48	<0,61	0,61-0,93	0,93-1,31	1,31-2,34	>2,34

2.5 Makroalger

Oppgavene i makroalgedelen er å:

- utarbeidet klassegrenser for fjæreindeksen RSLA i vanntype 1-4 i økoregionene Norskehavet Nord (G) og Barentshavet (B). Vurdere om klassegrensene for fjæreindeksen RSL i vanntype 5 kan revideres.
- revidere nedre voksegrense-indeksen MSMDI hvor betydningen av 0-verdier, er nedjustert. Metodebeskrivelsen er også revidert, inkludert en drøfting av muligheten for å inkludere 'lurv' i tilstandsklassifiseringen

2.5.1. Fjæreindeksen (RSLA/RSL)

Beregning av fjæreindeksen (RSLA/RSL) gjøres med utgangspunkt i reduserte artslistene. Årsaken til at det er utviklet reduserte artslistene og at ikke alle registrerte makroalger benyttes, er at identifikasjon av makroalger krever et høyt nivå av taksonomisk ekspertise. I Norge er det over 400 makroalgearter (<https://seaweeds.uib.no/>). Ved å bruke en redusert artsliste, som består av rundt 70 arter/grupper, stilles det lavere krav til taksonomisk spisskompetanse og erfaring (Wells m.fl. 2007). De reduserte artslistene er satt sammen av arter som bidrar mest betydelig til den samlede artssammensetningen innen et geografisk område. Artslistene ble opprinnelig utviklet for Storbritannia og Irland, og er deretter tilpasset og justert for bruk i Norge.

I 2017 ble det gjort en vurdering av vannforskriftens indekser for de biologiske kvalitetselementene «makroalger» og «ålegress» (Gundersen m.fl. 2017). Under dette arbeidet ble artslistene som gir grunnlag for beregning av fjæreindeksen i økoregion Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør revidert. Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør har samme reduserte artslistene og klassegrenser for alle vanntyper. Videre ble det foreslått artslistene for økoregionene Nordsjøen Sør, Norskehavet Nord og Barentshavet, som den gang manglet geografisk tilpassede artslistene. Det ble også testet og vurdert om de eksisterende klassegrensene for Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør kunne overføres uforandret til Nordsjøen Sør. Det ble konkludert med at klassegrensene kunne overføres uforandret.

De reduserte artslistene som ble foreslått for økoregion Norskehavet Nord og Barentshavet (Gundersen m.fl. 2017) var basert på reduserte artslistene for økoregion Norskehavet Sør. Det ble antatt at artene forekommer innenfor de samme vanntypene i alle økoregioner. For å avgjøre om en art skulle videreføres eller fjernes fra artslisten ble det tatt utgangspunkt i data fra NIVAs hardbunnsbase og Artskart, samt listen over utbredelsen til makroalger gitt i Brattegard og Holthe (2001).

Revidering av de reduserte artslistene i Norskehavet Nord og Barentshavet.

Siden 2017 er det samlet inn mer data på forekomster av makroalger i økoregion Norskehavet Nord og Barentshavet som gir grunnlag for å gjøre geografiske tilpasninger for artslistene. Registreringer av makroalger gjort i overvåkingsprogrammene ØKOKYST i perioden 2015 – 2021 (Christensen m.fl. 2022a, Christensen m.fl. 2022b) og Marin Overvåking Nordland i perioden 2013 – 2018 (Brkljacic m.fl. 2022) er benyttet for å revidere de foreslåtte reduserte artslistene for Norskehavet Nord og Barentshavet gitt i Veileder 02:2018 (Direktoratgruppen vanndirektivet 2018). Tabell 12 viser antall stasjoner og totalt antall registreringer i de ulike vanntypene i Norskehavet Nord og Barentshavet som er benyttet for å revidere de reduserte artslistene.

Tabell 12. Oversikt over antall stasjoner, og totalt antall registreringer (flere av stasjonene er undersøkt flere år) som vi har samlet artslistene fra, for bruk i revidering av artslistene

NORSKEHAVET NORD			BARENTSHAVET	
Vanntype	Totalt antall stasjoner	Totalt antall registreringer**	Totalt antall stasjoner	Totalt antall registreringer**
VT 1-2*	7	13	12	20
VT 3	26	93	7	9
VT 4	8	19	8	15

*vanntype 1 og 2 har samme artslistene og klassegrenser

**de fleste stasjonene er undersøkt flere år

Basert på de eksisterende reduserte artslistene og nye artsdata, foreslås følgende endringer i de reduserte artslistene for Norskehavet Nord (G) og Barentshavet (B):

RØDALGER

- *Rhodomela lycopodioides* (lang teinebusk). Legges til i vanntype 1-4 i Norskehavet Nord og Barentshavet. Den er funnet flere ganger i de fleste vanntypene i både Norskehavet Nord og Barentshavet (**Tabell 13**).

BRUNALGER

- *Alaria esculenta* (butare). Legges til i vanntype 3 i Norskehavet Nord og Barentshavet. Arten er i artslistene for vanntype 1-2 i Norskehavet Sør, Norskehavet Nord og Barentshavet (Tabell 14), men er også registrert flere ganger i vanntype 3 i Norskehavet Nord og Barentshavet (Tabell 13).
- *Fucus distichus* (båetang) og *Fucus evanescens* (gjelvtang). I de reduserte artslistene er de oppført som to arter, men *F. evanescens* er en underart av *F. distichus*; *Fucus distichus* subsp. *evanescens* (C.Agardh) H.T.Powell 1957: 426. *F. distichus* har i tillegg av en underart (subs. *anceps*) som hovedsakelig vokser på sterkt eksponert klippekyst, og en formvariabel (f. *distichus*) som hovedsakelig vokser i store fjæreplytter på utsatte steder (Rueness og Nøklings-Eide, 2021). For å redusere sjansen for feilbestemmelse anbefales det å slå sammen disse til *Fucus distichus/evanescens*, med utbredelse i vanntype 1-3 i både Norskehavet Nord og Barentshavet.
- *Halidrys siliquosa* (skulptetang). Legges til i vanntype 1-3 i Norskehavet Nord. Den er i artslisten for vanntype 1-2 i Norskehavet Sør (Tabell 14), men er registrert flere ganger i vanntype 3 i Norskehavet Nord (Tabell 13)
- *Mesogloia vermiculata* (bruntrevl). Legges til i vanntype 1-4 i Norskehavet Nord. Arten er registrert på flere stasjoner i vanntype 1-3 i Norskehavet Nord (Tabell 13), og er i de reduserte artslistene i Norskehavet Sør for vanntype 1-4 (Tabell 14)
- *Saccharina latissima* (sukkertare). Legges til i vanntype 4 i Norskehavet Nord og Barentshavet. Arten er alt i de reduserte artslistene for vanntype 1-3 i alle regioner (Tabell 14), men har blitt observert flere ganger i vanntype 4 i Barentshavet (Tabell 13).

GRØNNALGER

- *Acrosiphonia arcta* (stor grønndott). I de reduserte artslistene for vanntype 1-3 i alle økoregioner står gruppen *Acrosiphonia/Spongomorpha* spp. oppført, mens i vanntype 4 er kun *Spongomorpha* spp. oppført. *Acrosiphonia arcta* er registrert flere ganger i vanntype 4 i Norskehavet Nord og Barentshavet (Tabell 13), og det foreslås derfor at gruppen

Acrosiphonia/Spongomorpha spp. også legges til i vanntype 4 (Tabell 14), og *Spongomorpha* spp. da fjernes.

- *Codium fragile* (pollpryd). Arten er inkludert i den reduserte artslisten for Norskehavet Sør for vanntype 3 (Tabell 14). Den er registrert flere ganger i vanntype 3 i Norskehavet Nord (Tabell 13), og bør også inkluderes i vanntype 3 i Norskehavet Nord. Pollpryd er en fremmedart med kategori SE (svært høy risiko) (Artsdatabanken, 2018).

Klassifiseringsveilederen sier at «Vannforekomster med påviste vannlevende fremmede høyrisikoarter oppført i Artsdatabankens rapport 'Fremmedartslista 2018' kan ikke ha bedre enn god økologisk tilstand» (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Hvis dette er tilfelle, bør pollpryd fjernes fra de reduserte artslistene. I Borgersen m.fl. (2022) ble det anbefalt at det presiseres i klassifiseringsveilederen at setningen som sier at en vannforekomst med påviste fremmede høyrisikoarter ikke kan ha bedre enn «god» økologisk tilstand, ikke bør gjelde for kystvann. Tilstedeværelse av en fremmed art bør ha en målbar og dokumentert effekt på den økologiske tilstanden i kystvannforekomster for at tilstanden skal kunne nedjusteres. En fremmed arts tilstedeværelse i seg selv bør ikke være tilstrekkelig til å trekke ned tilstanden. Dersom fremmede arter skal inngå i tilstandsklassifisering av marine vannforekomster, bør det utarbeides egne indekser for denne påvirkningstypen som er egnet til å måle den fremmede artens påvirkning på det aktuelle kvalitetselementet (Borgersen m.fl. 2022). Forekomsten av pollpryd på en stasjon vil kunne gi en liten forbedring i EQR-verdien til parameterne «normalisert artsantall» og «ESG1 /ESG2» (forholdet mellom flerårige/saktevoksende og ettårige/hurtigvoksende arter), samt vil kunne gi en forverring av EQR-verdien for parameterne «prosentandel grønnauger» og «sum forekomst grønnauger». Pollpryd er inkludert i de reduserte artslistene som er foreslått i foreliggende rapport.

Evt. endringer i de reduserte artslistene for Nordsjøen Sør, Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør er ikke vurdert i foreliggende rapport.

Tabell 13. Antall stasjoner arten er registrert på / totalt antall ganger arten er registrert. Data er hentet fra artslistene i overvåkingsprogrammene ØKOKYST Norskehavet Nord og Barentshavet i perioden 2015 – 2020, og Marin Overvåking Nordland 2013 – 2018.

	Norskehavet Nord			Barentshavet		
	VT1-2	VT3	VT4	VT1-2	VT3	VT4
RØDALGER						
<i>Rhodomela lycopodioides</i>	3 / 3	9 / 11	-	8 / 9	2 / 4	2 / 2
BRUNALGER						
<i>Alaria esculenta</i>		3 / 4			3 / 3	2 / 4
<i>Fucus evanescens</i>	2 / 2			4 / 5	1 / 1	
<i>Halidrys siliquosa</i>		6 / 11				
<i>Mesogloia vermiculata</i>	2 / 2	6 / 7				
<i>Saccharina latissima</i>						4 / 5
GRØNNALGER						
<i>Acrosiphonia arcta</i>			2 / 2			4 / 7
<i>Codium fragile</i>		5 / 7				

Tabell 14. Forslag til endringer i de reduserte artslistene. Grønne kryss viser i hvilke regioner og vanntyper arten er inkludert i de reduserte artslistene gitt i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Sorte kryss er forslag til økoregioner/vanntyper arten bør legges til, røde kryss er forslag til hvor arten bør fjernes fra de reduserte artslistene. Evt. endringer i de reduserte artslistene for Nordsjøen Sør, Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør er ikke vurdert i foreliggende rapport.

	<i>Rhodomela lycopodioides</i>	<i>Alaria esculenta</i>	<i>Fucus distichus*</i>	<i>Fucus evanescens*</i>	<i>Halidrys siliquosa</i>	<i>Mesogloia vermiculata</i>	<i>Saccharina latissima</i>	<i>Acrosiphonia / Spongomorpha spp.</i>	<i>Codium fragile</i>
ESG	2	2	2	2	2	2	2	2	2
N1-2		x	x	x	x	x	x	x	
N3						x	x	x	x
N4						x			
M og H 1-2		x		x	x	x	x	x	
M og H 3						x	x	x	x
M og H 4						x			
G1-2	x	x	x	x	x	x	x	x	
G3	x	x	x	x	x	x	x	x	x
G4	x					x	x	x	
B1-2	x	x	x	x			x	x	
B3	x	x	x	x			x	x	
B4	x						x	x	

*Slås sammen

Utarbeidelse av nye klassegrenser for Norskehavet Nord og Barentshavet.

Det er færre arter i de reduserte artslistene i Norskehavet Nord og Barentshavet, sammenliknet med Nordsjøen Sør, Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Det er særlig antallet rødalger som er lavere i de reduserte artslistene for de nordligste områdene (Tabell 15). Datainnsamling fra referansestasjoner i ØKOKYST-programmet viser også en trend med et gjennomsnittlig lavere artsantall i de nordligste økoregionene, sammenliknet med økoregioner lenger sør (Tabell 16).

Tabell 15. Antall taxa i de reduserte artslistene i Norskehavet Sør, Nordsjøen Nord/Norskehavet Sør, Norskehavet Nord og Barentshavet i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). G=Grønnalger, B=Brunalger, R=Rødalger. Flerårige arter eller arter som kommer senere i en suksjon kategoriseres som ESG1, mens ettårige og/eller rasktvoksende arter kategoriseres som ESG2.

Region	Vanntype	Antall taxa				Opportuniteter			ESG1			ESG2		
		G	B	R	Tot.	G	B	R	G	B	R	B	B	R
Nordsjøen Sør	1 og 2	11	31	38	80	7	3	2	0	18	17	11	13	21
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	1 og 2	11	31	38	80	7	3	2	0	18	17	11	13	21
Norskehavet Nord	1 og 2	11	29	29	69	7	3	2	0	19	13	11	10	16
Barentshavet	1 og 2	11	28	29	68	7	3	2	0	18	13	11	10	16
Nordsjøen Sør	3	10	23	33	66	6	3	2	1	13	16	9	10	17
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	3	10	24	33	67	6	3	2	1	14	16	9	10	17
Norskehavet Nord	3	9	24	25	58	6	3	2	0	15	12	9	9	13
Barentshavet	3	9	23	25	57	6	3	2	0	15	12	9	8	13
Nordsjøen Sør	4 og 5	8	19	30	57	5	3	2	0	10	15	8	9	15
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	4 og 5	8	21	30	59	5	3	2	0	12	15	8	9	15
Norskehavet Nord	4 og 5	8	20	24	52	5	3	2	0	12	12	8	8	12
Barentshavet	4 og 5	8	19	24	51	5	3	2	0	11	12	8	8	12

Tabell 16. Gjennomsnittlig antall taxa registrert på referansestasjoner i ØKOKYST-programmet fra 2013-2021 i Norskehavet Sør, Nordsjøen Nord/Norskehavet Sør, Norskehavet Nord og Barentshavet. Totalt 120 observasjoner. Artslisten som antall taxa er hentet fra er redigert for å redusere skjevheter i taksonomisk «nøyaktighet». F.eks. er *Lithothamnion* sp. *Lithothamnion glaciale* og *Phymatolithon lenormandii* slått sammen til røde skorpeformete kalkalger.

Region	Vanntype	Antall taxa			Totalt antall observasjoner
		Grønn	Brun	Rød	
Nordsjøen Sør	1 og 2				0
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	1 og 2	5	12	12	16
Norskehavet Nord	1 og 2	3	11	8	13
Barentshavet	1 og 2	3	11	10	23
Nordsjøen Sør	3	5	14	11	3
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	3	3	12	8	6
Norskehavet Nord	3	3	11	7	10
Barentshavet	3	3	9	8	8
Nordsjøen Sør	4 og 5	5	12	12	4
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	4 og 5	3	7	5	12
Norskehavet Nord	4 og 5	3	9	4	9
Barentshavet	4 og 5	3	9	5	16

Ulikheter i antall taxa innenfor de ulike algegruppene gjør at prosentandelen av de ulike algegruppene vil være litt forskjellige i de ulike økoregionene. F.eks. utgjør rødalger totalt 50 % av det totale antall taxa i de reduserte artslistene i vanntype 3 i Nordsjøen Nord, mens i Norskehavet Nord utgjør rødalgene totalt 43 % (Tabell 17).

Tabell 17. Prosentandelen de ulike algegruppene utgjør av totalt antall taxa i de reduserte artslistene i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Totalt antall taxa er vist i Tabell 15

Region	Vanntype	% rød	% brun	% grønn	% opp	ESG1/ ESG2
Nordsjøen Sør	1-2	48	39	14	15	1
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	1-2	48	39	14	15	1
Norskehavet Nord	1-2	42	42	16	17	1
Barentshavet	1-2	43	41	16	18	1
Nordsjøen Sør	3	50	35	15	17	1
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	3	49	36	15	16	1
Norskehavet Nord	3	43	41	16	19	1
Barentshavet	3	44	40	16	19	1
Nordsjøen Sør	4	53	33	14	18	1
Nordsjøen Nord, Norskehavet Sør	4	51	36	14	17	1
Norskehavet Nord	4	46	38	15	19	1
Barentshavet	4	47	37	16	20	1

Det er utført en test hvor klassegrensene for Norskehavet Sør er multiplisert med en faktor som viser til forskjellen i antall taxa av de ulike algegruppene. Eksempel er vist under. Prosentandelen av opportunistene er høyere i de reduserte artslistene i de to nordligste regionene (Tabell 17). Dersom man justere klassegrensene for parameteren «prosentandel opportunistene» med foreslåtte faktor, vil det føre til at man tillater en høyere andel opportunistene på stasjonene. Klassegrensene for «prosentandel opportunistene» gitt for økoregionene Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør i Veileder 02:2018 (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018) er derfor videreført i Norskehavet Nord og Barentshavet.

Eksempel:

Justering av parameteren «Prosentandel rødalger (%rødalger/totalt antall taxa)».

For å justere klassegrensene er prosentandelen av rødalger i Norskehavet Nord (43 %) og Barentshavet (44 %) delt på prosentandelen av rødalger i Norskehavet Sør (49 %) (Tabell 17). Disse forholdstallene (hhv. 0,88 og 0,90) er multiplisert med klassegrensen for Norskehavet Sør.

		Nordsjøen Nord / Norskehavet Sør	Norskehavet Nord	Barentshavet
Øvre klassegrense	SG	100	100	100
Nedre klassegrense		40	$(43/49) \times 40 = 35$	$(44/49) \times 40 = 36$
Klassebredde		60	65	64
Øvre klassegrense	G	40	35	36
Nedre klassegrense		30	$(43/49) \times 30 = 26$	$(44/49) \times 30 = 27$
Klassebredde		10	9	9

Etter å ha justert klassegrensene for alle parameterne, med unntak av «prosentandel opportunistene», er det gjort nye utregninger av fjæreindeksen på utvalgte referansestasjoner. Utregningene er gjort på tre ulike metoder:

1. Redusert artsliste og klassegrenser for Norskehavet Sør er benyttet

2. Redusert artsliste for Norskehavet Nord og for Barentshavet er benyttet, med klassegrenser for Norskehavet Sør
3. Redusert artsliste og klassegrenser for Norskehavet Nord og for Barentshavet er benyttet

«Fasiten» for disse stasjonene er at testen bør resultere i «Svært god» eller «God» økologisk tilstand, og ha tilnærmet lik eller litt høyere nEQR-verdi enn ved bruk av artslister og klassegrenser for Norskehavet Sør, dersom klassegrensene er riktig satt.

Resultatene viser at alle stasjonene oppnår «Svært god» eller «God» økologisk tilstand, og at nEQR-verdien stort sett øker litt når geografisk tilpassede artslister og klassegrenser for Norskehavet Nord og Barentshavet benyttes (Tabell 18). Ved å benytte denne metoden kan man tilpasse klassegrensene for alle økoregionene hvor man har etablert reduserte artslister, og enkelt justere klassegrensene dersom de reduserte artslistene endres.

Tabell 18. nEQR-verdier på utvalgte ØKOKYST-referansestasjoner i Norskehavet Nord og Barentshavet beregnet med artslister og klassegrenser for Norskehavet Sør (region H), Norskehavet Nord (region G) og Barentshavet (region B).

Region	Norskehavet Nord					
Stasjon	HR170	HR172	HR174	HR72	HR70	HR165
År	2020	2020	2020	2020	2020	2020
Vanntype	2		3		4	
Artsliste og klassegrenser for region H	0,72	0,79	0,797	0,803	0,55	0,801
Artsliste for region G, klassegrense for region H	0,72	0,82	0,797	0,803	0,55	0,801
Artsliste og klassegrenser for region G	0,73	0,83	0,799	0,82	0,601	0,81

Region	Barentshavet					
Stasjon	HR95	HR99	HR91	HR98	HR100	HR101
År	2019	2020	2019	2019	2019	2019
Vanntype	1	2	3		4	
Artsliste og klassegrenser for region H	0,77	0,78	0,84	0,74	0,86	0,70
Artsliste for region B, klassegrense for region H	0,796	0,78	0,84	0,77	0,88	0,72
Artsliste og klassegrenser for region B	0,81	0,799	0,84	0,76	0,89	0,73

De foreslåtte klassegrensene for vanntype 1-4 i Norskehavet Nord og Barentshavet er gitt i **Vedlegg A**. Endringene i artslisten for Norskehavet Nord og Barentshavet, som er foreslått i foreliggende rapport, er inkludert i beregningen av de nye klassegrensene. Det anbefales at artslistene for økoregionene Nordsjøen Sør, Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør revideres på nytt, på bakgrunn av mer innsamlet data siden forrige revisjon (Gundersen m.fl. 2017). Dersom artslistene i disse økoregionene endres, vil også klassegrensene som er foreslått i foreliggende rapport sannsynligvis bli endret.

Revisjon av klassegrensene for fjæreindeksen RSL i vanntype 5

Vanntype 5 (sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord) har samme artslister som vanntype 4 (ferskvannspåvirket beskyttet fjord), men ulike klassegrensar. Det er ingen ØKOKYST stasjoner lagt til vanntype 5, og vi har ikke tilstrekkelig med data til å kunne gjøre justeringer av klassegrensene.

2.5.2. Nedre voksegrense (MSMDI)

I Veileder 02:2018 står det at i de tilfeller hvor en art har vært registrert tidligere på stasjonen, men ikke funnet i registreringsåret, skal antall poeng angis som 0, ellers skal den ikke inngå i beregningen (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). 0-verdien vil dermed trekke ned gjennomsnittet og gi negativt utslag for nEQR-verdien. 0-verdien kan gjøre store utslag i verdisettingen, og en stasjon kan få svært ulik tilstand om den blir undersøkt for første gang, eller er undersøkt tidligere.

Ifølge Veileder 02:2018 er nederste voksedyp for en art, det dypet hvor en art forekommer som minimum spredt forekomst, altså med en dekningsgrad større enn ca. 5 %. De individene som vurderes skal være utvokste individer i stand til å reproducere (altså ikke juvenile) (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018). Enkeltfunn og juvenile individer av de utvalgte artene registreres nødvendigvis ikke ved undersøkelsene. Arter som blir notert som forsvunnet på en stasjon kan fremdeles forekomme som enkeltfunn og/eller i juvenile former.

Eksempel:

Stasjon A92 Kongsholmen ble tidligere undersøkt i Kystovervåkingsprogrammet, og ble siste gang undersøkt i 2010 (Norderhaug m.fl. 2011). I 2016 ble stasjonen tatt inn i overvåkingsprogrammet for Ytre Oslofjord (Gitmark m.fl. 2017). Nedre voksgrenseindeksen ble beregnet på stasjonen, og fikk en EQR-verdi på 0,43 (moderat økologisk tilstand) fordi tre arter registrert i 2010 ikke ble gjenfunnet (Tabell 19). Dersom stasjonen ikke hadde blitt undersøkt tidligere hadde den fått en EQR-verdi på 0,68 (god økologisk tilstand). To av artene registrert i 2016 ble ikke registrert i 2010 (Tabell 19).

Tabell 19. Nedre voksedyp for ni utvalgte makroalger på stasjon A92 Kongsholmen i 2010 og 2016, med EQR-verdi regnet for 2016. Grønn farge viser «god» økologisk tilstand. Gul farge viser «moderat» økologisk tilstand.

Arter/ Nedre voksedyp	2010	2016		
	Dyp (m)	Dyp (m)	Poeng (uten 0-verdi)	Poeng (med 0-verdi)
<i>Chondrus crispus</i>	6	1	2	2
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	2	-		0
<i>Halidrys siliquosa</i>	3	6,7	3	3
<i>Saccharina latissima</i>	-	4	3	3
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / <i>Coccotylus truncatus</i>	-	15	5	5
<i>Rhodomela confervoides</i>	12	-		0
<i>Delesseria sanguinea</i>	12	13	4	4
<i>Phycodrys rubens</i>	12	-		0
Sum			17	17
Antall			5	8
Gjennomsnitt			3,40	2,13
EQR-verdi			0,68	0,43

Videre presenteres tre alternative løsninger for å nedjustere betydningen av at en art ikke blir gjenfunnet. Eksempel er vist fra stasjon HT178 Risøyodden med resultater fra undersøkelsene gjort i 2011, 2012 og 2018 (Tabell 20).

1. Fjerne 0-verdien

Fordeler: EQR-verdien blir kun registrert ut fra de artene som faktisk er til stede (i minimum spredt forekomst).

Ulemper: Stasjonen kan få høyere EQR-verdi (bedre økologisk tilstand) ett år, selv om arter har forsvunnet fra stasjonen, gitt at de artene som er til stede ikke har redusert voksedyp. Som i eksempelet gitt i Tabell 20, for 2012. Stasjonen får en høyere EQR-verdi i 2012 sammenliknet med 2011 selv om arten svartkluft (*Furcellaria lumbricalis*) ikke ble gjenfunnet i 2012. De andre artene har samme poengsum begge årene.

2. Midle verdien ved å fjerne høyeste og laveste poeng under utregning av nEQR

Fordeler: Denne metoden balanserer ut en enkel art med avvikende forekomst/fravær.

Ulemper: Det er ikke uvanlig at kun et fåtall av de ni artene på lista observeres på en lokalitet. Dersom man da fjerner to poeng vil vurderingsgrunnlaget bli svært lite, og i verste fall lar ikke indeksen seg beregne ettersom den forutsetter at minst tre av ni arter er til stede på lokaliteten.

En ulempe ved å fjerne øverste verdien er at denne ville kunne ha utjevnet noe av effekten dersom to arter (eller flere), som tidligere var registrert, ikke ble gjenfunnet et år.

3. Gi arter som har forsvunnet 1 poeng

Fordeler: I Sverige får arter som har forsvunnet 1 poeng, ikke 0 (Havs og vatten myndigheten⁵). Bedömningsgrunder för ytvattenförekomster) slik poenggiving vil gi mindre utslag for indeksverdien og dermed redusere sjansen for store sprik i tilstandsklasse mellom undersøkelser.

Ulemper: Som ved 0-poenggiving. Arter som ikke blir gjenfunnet får en ganske stor innvirkning på EQR-verdien, og tilstanden kan bli redusert selv om de artene som er til stede ikke har redusert voksedyp fra forrige undersøkelse. I Sverige er ikke MSMDI lenger anbefalt som metodikk da en stor andel av transekter ikke har tilstrekkelig dyp, eller uegnet substrat, og koblingen mellom MSMDI og eutrofieringsrelaterte variabler var svakt (Lindegarth m.fl. 2016).

⁵ <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/vattenforvaltning/nationell-vagledning/bedomningsgrunder-for-ytvattenforekomster.html>

Tabell 20. Nedre voksedyp for ni utvalgte makroalger på stasjon HT178 Risøyodden (vanntype 3 – beskyttet kyst/fjord) i 2011, 2012 og 2018. EQR-verdien i 2012 og 2018 er beregnet med fire ulike metoder. Første metode er som beskrevet i Veileder 02:2018, hvor forsvunnet(e) art(er) får 0 poeng. Alt. 1 er å fjerne 0-verdien. Alt. 2 er å fjerne høyeste og laveste poeng. Alt. 3 er å gi forsvunnet(e) art(er) 1 poeng

År	2011		2012					2018				
Arter	Dyp (m)	Poeng	Dyp (m)	Poeng	Poeng alt. 1	Poeng alt. 2	Poeng alt. 3	Dyp (m)	Poeng	Poeng alt. 1	Poeng alt. 2	Poeng alt. 3
<i>Chondrus crispus</i>	6	3	6	3	3	3	3	6	3	3	3	3
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	4	2	-	0			1	-	0			1
<i>Halidrys siliquosa</i>	6	3	6	3	3	3	3	6	3	3	3	3
<i>Saccharina latissima</i>	8	4	8	4	4	4	4	-	0		0	1
<i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / <i>Coccotylus truncatus</i>	18	5	14	5	5	5	5	-	0		0	1
<i>Rhodomela confervoides</i>	18	5	18	5	5	5	5	16	5	5	5	5
<i>Delesseria sanguinea</i>	20	5	22	5	5	5	5	16	5	5		5
<i>Phycodrys rubens</i>	16	5	18	5	5		5	-	0		0	1
Sum		32		30	30	25	31		16	16	11	20
Antall		8		8	7	6	8		8	4	6	8
Gjennomsnitt		4,00		3,75	4,29	4,17	3,88		2,00	4,00	1,83	2,50
EQR		0,800		0,75	0,86	0,83	0,78		0,400	0,800	0,367	0,500

Forslag:

Det foreslås at alternativ 1 benyttes. Altså å kun beregne indeksen ut fra de artene som faktisk er til stede på stasjonen. Forslag til ny tekst til veilederen er gitt i Vedlegg B.

Muligheten for å inkludere 'lurv' i tilstandsklassifiseringen

I Gundersen m.fl. (2017) ble det foreslått en ny klassifiseringsindeks for makroalger, komboindeksen, som er en to-delt indeks som baserer seg på registreringer i fjæresonen (RSLA/RSL) i kombinasjon med registreringer i sjøsonen med ROV eller droppkamera. Tre delparametere inngår i tilstandsvurderingen av sjøsonen: nederste voksegrense for opprette alger (i praksis rødalgebeltet), nedre voksegrense for stortare samt dybdeutbredelse av eventuelle masseforekomster av opportunistiske trådalger. I likhet med fjæreindeksen og nedre voksegrenseindeksen gjelder også komboindeksen for påvirkningstypen eutrofi. Økologisk tilstand beregnes ved å regne gjennomsnittet av EQR for fjæresonen (RLS/RSLA) og EQR for sjøsonen. En felles EQR for sjøsonen beregnes som et gjennomsnitt av de tre delparametere. Dersom én eller to av delparametere i sjøsonen ikke er målbar, kan EQR fremdeles beregnes på bakgrunn av den/de eksisterende parameterne, men utsagnskraften vil da bli mindre.

Med unntak av delprogram Skagerrak (som dekker Ytre Oslofjord) har komboindeksen blitt utprøvd på alle delprogram i ØKOKYST gjennom programperioden 2017-2020. Årsaken til at komboindeksen ikke er blitt utprøvd i Skagerrak er at det ikke foreligger artslistene og klassegrenser for fjæreindeksen (RSLA/RSL) for regionen. I Gundersen m.fl. (2017) er det imidlertid presentert referanseverdier og klassegrenser for de tre delparametere i sjøsonedelen av komboindeksen for vanntype 1-3 i økoregion Skagerrak.

Det foreslås i første omgang at de tre delparametere som inngår i sjøsonedelen av komboindeksen også blir registrert på enkelte nedre voksegrensestasjoner i Skagerrak. Det kan deretter vurderes om man kan inkludere kun delparameteren «dybdeutbredelse av masseforekomster av opportunistiske

trådalger» i nedre voksegrenseindeksen, om man skal benytte «det verste styrer» prinsippet eller om de to indeksene kan kombineres.

2.6 Bløtbunnsfauna

Bakgrunn:

I forbindelse med revisjon av klassifiseringsveilederen fra 2013 (Veileder 02:2013) ble det i 2016 opprettet en ekspertgruppe som skulle vurdere systemet for tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna (Pedersen m.fl. 2016). Arbeidet resulterte blant annet i nye grenseverdier for ulike vanntyper og økoregioner, som ble implementert i siste versjon av klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2018). De nye grenseverdiene ble beregnet på grunnlag av faunadata fra stasjoner som befant seg i referanseområder (områder i antatt naturtilstand). For å velge ut referanseområder ble det tatt utgangspunkt i et sett med kriterier basert på tilstrekkelig avstand fra ulike punktkilder for forurensning (Henriksen m.fl. 2014). Basert på disse kriteriene, ekspertvurderinger, samt resultater av egne analyser, ble kriteriene listet i Tabell 21 utviklet.

Kriteriene omfattet avstand til industri, avløp, tettsted/by, akvakultur og fiskerimottak. Bunntråling ble derimot ikke benyttet som et eksklusjonskriterium, og det er derfor sannsynlig at flere av de antatte referanseområdene kan være trålpåvirket. Dette gjelder for alle økoregioner i Norge, men er særlig relevant for Oslofjorden og Skagerrak. Bunntråling etter dyphavsreke (*Pandalus borealis*) har en lang tradisjon og er utbredt i Oslofjorden og Skagerrak, og er blant de mest intenst trålte kystområder i verden (Olsgard m.fl. 2008; Moland m.fl. 2021).

Referanseverdiene for Skagerrak kan altså være beregnet på grunnlag av data fra områder som på grunn av bunntråling ikke kan sies å være i naturtilstand. I dette prosjektet har vi derfor gjennomgått dataene som ble brukt for å beregne referansetilstanden for Skagerrak i 2016, og sammenstillet med informasjon om trållaktivitet. Formålet var å vurdere om referansestasjonene virkelig er fra upåvirkede referanseområder, eller om de er fra områder som trolig er trålpåvirket.

Tabell 21. Kriterier for områder med antatt naturtilstand. Hentet fra Pedersen m.fl. (2016). I tillegg skulle dypet for prøvetakingspunktet være mer enn 10 m.

Forurensningskilder	Avstand i luftlinje
Industri	> 1 km
Avløpspunkt	> 1 km
Tettsted (< 100.000 innbyggere)	> 1 km
By (> 100.000 innbyggere)	> 5 km
Akvakulturanlegg	> 1 km
Fiskerimottak	> 1 km

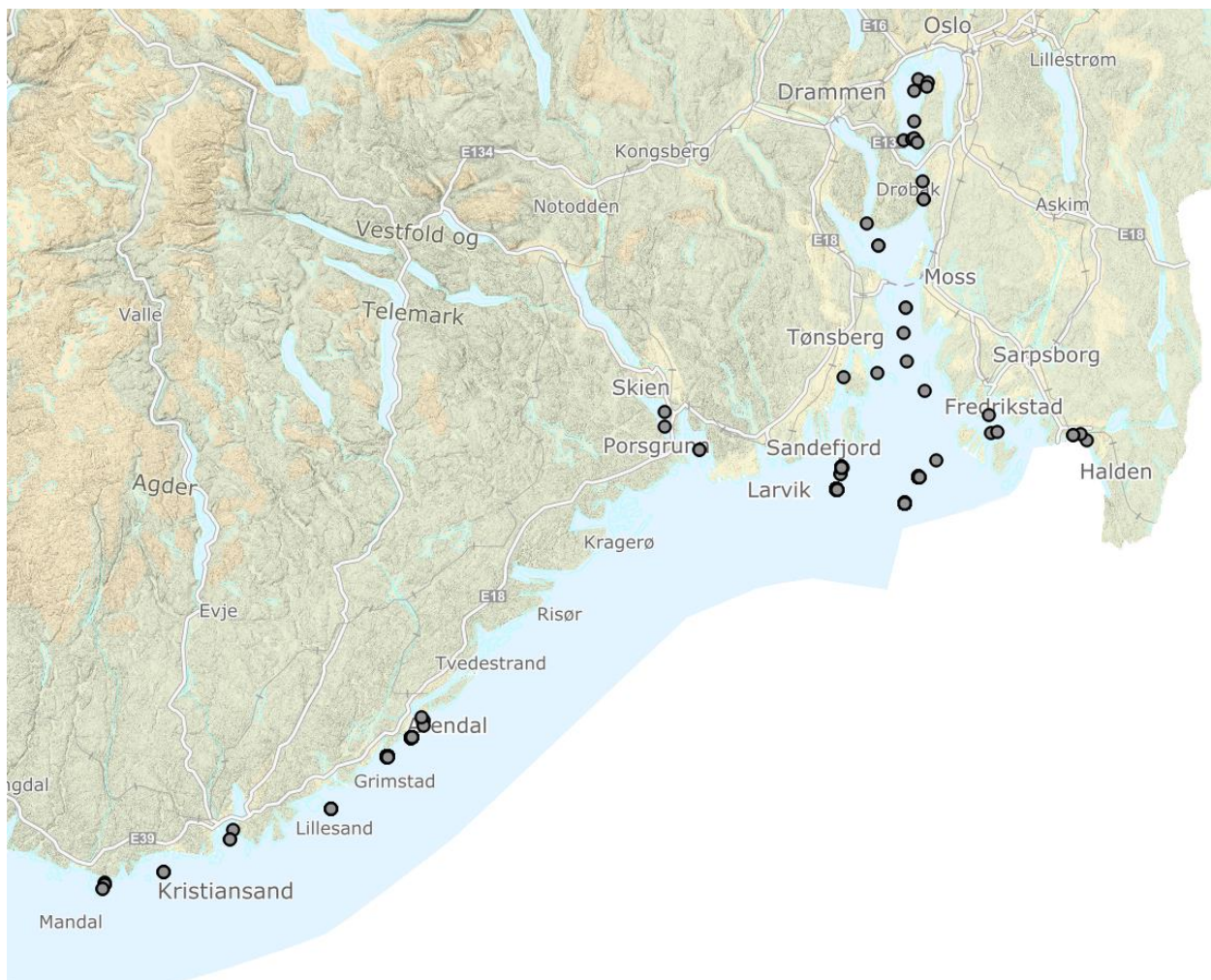
Datagrunnlaget for beregning av referanseverdier:

For å beregne grenseverdiene i 2016, ble det samlet inn et datasett som i første omgang besto av 6489 grabbprøver fra hele Norge. For de fire vanntypene i Skagerrak (vanntype 1, 2, 3 og 5) omfattet datagrunnlaget totalt 1397 grabbprøver fra referanseområder. I de videre beregningene ble det ekskludert grabbprøver som manglet data for kornfordeling og total organisk karbon, eller hvor faunadata kun forelå summert for stasjonen og ikke per grabbprøve. Det endelige datasettet for Skagerrak besto derfor av 332 grabbprøver (Tabell 22), fordelt på 45 geografisk unike stasjoner (Figur 7). I det videre arbeidet ble vanntype 1, 2 og 3 i Skagerrak slått sammen med vanntype 1 og 2 i

Nordsjøen, og denne gruppen fikk én felles referanseverdi (Figur 8). Vanntype 5 i Skagerrak ble skilt ut som en egen gruppe som fikk beregnet sin egen referanseverdi.

Tabell 22. Oversikt over datamaterialet brukt i modelleringen av naturtilstand for Skagerrak og Nordsjøen. Hentet fra Pedersen m.fl. (2016).

Region	Vanntype	Antall grabbprøver
Skagerrak	1 Åpen eksponert kyst	248
	2 Moderat eksponert fjord/kyst	55
	3 Beskyttet fjord/kyst	22
	5 Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord	7
	Totalt alle vanntyper	332
Nordsjøen	1 Åpen eksponert kyst	60
	2 Moderat eksponert fjord/kyst	10
	3 Beskyttet fjord/kyst	7
	4 Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	64
	Totalt alle vanntyper	141



Figur 7. Oversikt over stasjonene som inngikk i datamateriale brukt for å beregne referansetilstanden i Skagerrak i 2016.

Region	Vanntype			
	1	2	3	4/5
Skagerrak				
Nordsjøen				
Norskehavet				
Barentshavet				

Figur 8. Grupperinger, såkalte regionsgrupper for modellering av de gjennomsnittlige naturtilstandsverdiene. Like naturtilstandsverdier er gitt like mønstre i figuren. Hentet fra Pedersen m.fl. (2016).

Kartlag for tråleaktivitet:

Informasjon om tråleaktivitet i Skagerrak er hentet fra følgende tre kartlag, som alle er tilgjengelig fra Fiskeridirektoratets kartdatabase Yggdrasil (Figur 9):

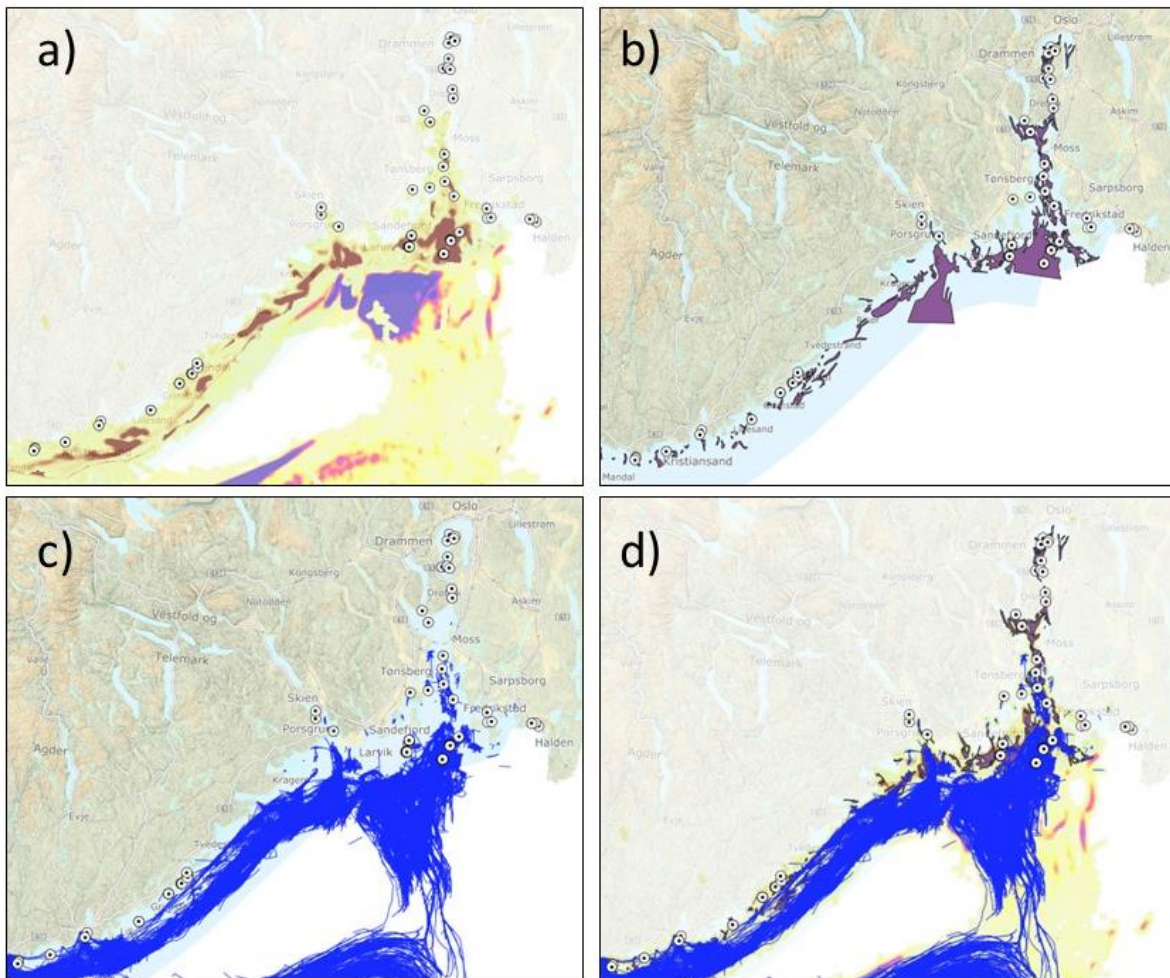
Rekefelt - aktive redskap: Kartlaget er et utvalg fra temaet *Fiskeplasser - Aktive redskap* og viser områder hvor det er rekefiske. Rekefeltene er registrert som bruksområder der redskap er reketrål, dvs. at i de årene da feltene ble registrert, foregikk det sannsynligvis et aktivt fiske på de fleste feltene. Data blir samlet inn av Fiskeridirektoratets regionkontor basert på intervju med i hovedsak fiskere.

Norske fiskefartøy 2011-2019: Kartlag fra Fiskeridirektoratets kartdatabase som viser fiskeriaktivitet per kvartal i perioden 2011-2019. Temaene viser fiskeriaktivitet basert på data fra satellittsporing og fangstrapportering. Sporingsdata er koblet med opplysninger fra fangstrapportering, for å filtrere bort perioder med annen aktivitet enn fiskeri, før generering av linjetetthetsplott. Alle fiskefartøy over 15 meter sender posisjonsrapporter til Fiskeridirektoratet ved Norsk FMC (Fisheries Monitoring Center). Norske fartøy rapporterer uavhengig av område, mens utenlandske fartøy kun videresender data når de er i våre farvann. I Skagerrak utenfor 4 nautiske mil er grensen 12 meter, dvs. at fiskefartøy under 12 meters lengde ikke er pliktig til å logge fising i dette systemet. Det kan derfor være mye fising utført av mindre fartøy i et område uten at det vises i kartet, og for deler av kystflåten er disse kartene derfor ikke representative. Kartlaget skiller ikke mellom bunntråling og annen type fiske, f.eks. garnfiske, men vi forutsetter her at det meste av fiskeriaktiviteten i Skagerrak er bunntråling.

Fiskeriaktivitet etter redskap

Kartlag fra Fiskeridirektoratets kartdatabase som viser fiskeriaktivitetsdata fra 2011 til 2019 etter redskap. Vi har hentet ut data for redskapsgruppen «bunntrål». Dataene som vises, er norske fiske- og fangstfartøy på eller over 15 meter. Dataene er hentet fra posisjonsrapporteringssystemet VMS (Vessel monitoring system) koblet mot fangstdata fra elektronisk rapportering ERS⁶. Det er filtrert bort perioder med annen aktivitet enn fiskeri.

⁶ Data om havneavgang, fangst, havneanløp og omlastning som er rapportert av norske fiske- og fangstfartøy på eller over 15 meter.



Figur 9. De ulike kartlagene (alle fra Fiskeridirektoratets kartdatabase) som er benyttet for å vurdere trålpåvirkningen i Skagerrak. a) Norske fiskefartøy 2011-2019 (fargene indikerer grad av aktivitet), b) Rekefelt – aktive redskap, c) Fiskeriaktivitet etter redskap og d) alle kartlagene sammen. Hvite sirkler angir stasjonene som ble benyttet for å bestemme referansetilstanden for bløtbunnsfauna i Skagerrak i 2016.

En stasjon ble vurdert til å være trålpåvirket dersom den overlappet med ett eller flere av kartlagene nevnt over (Figur 9). I Skagerrak er det kun tillat med tråling etter reker på dyp større enn 60 m, og alle stasjoner som lå grunnere enn 60 m ble derfor vurdert til ikke-trålet selv om de eventuelt overlappet med noen av kartlagene. Dette er en noe grov vurdering, siden vi ikke vurderte tidspunktet for prøvetaking av bunnfauna opp mot tidspunkt for den aktuelle fiskeri/trållaktiviteten. Det er imidlertid ukjent hvor lenge etter tråling en lokasjon bør anses som påvirket, så det ville vært vanskelig å avgjøre hva et eventuelt tidsintervall mellom tråling og prøvetaking skulle vært. De to kartlagene for fiskeriaktivitet har informasjon fra 2011 til 2019, og flere av stasjonene er blitt prøvetatt før dette. Vi har da antatt at det var trållaktivitet også før 2011 i de aktuelle områdene.

I Indre Oslofjord er det ikke registrert noe fiskeriaktivitet i kartlaget «Norske fiskefartøy 2011-2019». Så vidt vi kjenner til tråles det fortsatt i Indre Oslofjord, men det har vært en gradvis nedgang de siste 15 år, og en markant nedgang siste fem år (personlig kommunikasjon med Sindre Holm, skipper på F/F Trygve Braarud). Det er nå mindre enn fem aktive trålere, men disse er små og har ikke AIS (Automatic Identification System), og er ikke pliktige til å logge fising. Deres aktivitet vil derfor ikke være med i

kartlaget basert på sporing av fiskefartøy. Vi har vurdert områdene i Indre Oslofjord som trålpåvirket der hvor det er registrert rekefelt iht. kartlaget «Rekefelt – aktive redskap».

Resultater:

Av de 45 stasjonene er 22 plassert i områder som overlapper med fiskeriaktivitet registrert fra norske fiskefartøy, mens 23 og 10 stasjoner er i områder som overlapper med henholdsvis rekefelt og bunntåling (Tabell 23). Totalt sett er det 26 stasjoner som overlapper med ett eller flere av kartlagene. Dersom man ekskluderer data fra alle stasjonene som er tatt grunnere enn 60 m (som er forbudssone for tråling) gjenstår det 24 stasjoner. Dette er stasjoner som er antatt trålpåvirket fordi de overlapper med ett eller flere av kartlagene og ligger dypere enn 60 m. Stasjonene utgjør 58 % av datamaterialet som ble brukt for å bestemme referanseverdiene for bløtbunnsfauna i Skagerrak.

I vanntype 1 og 3 er omtrent halvparten av stasjonene i datamaterialet fra områder som er vurdert til å være trålpåvirket. I vanntype 2 er 78 % av grabbprøvene fra antatt trålpåvirkede områder, mens i vanntype 5 er det ingen (null)(Tabell 24).

Tabell 23. Oversikt over antall stasjoner som overlapper med de ulike kartlagene, antall stasjoner som ligger dypere enn 60 m, samt totalvurdering om trålpåvirkning basert på stasjonenes overlapp med kartlagene og dyp.

Kartlag benyttet for vurdering	Antall stasjoner som overlapper med kartlaget	Antall stasjoner som ikke overlapper med kartlaget
Rekefelt – aktive redskap	22	23
Norske fiskefartøy	23	22
Fiskeriaktivitet bunntåling	10	35
Overlapp med minst ett av de tre kartlagene	34	11
Dybdevurdering	Antall stasjoner dypere enn 60 m	Antall stasjoner grunnere enn 60 m
Bunndyp for prøvetaking	26	19
Totalvurdering	Antall stasjoner vurdert som trålpåvirket	Antall stasjoner vurdert som ikke trålpåvirket
Totalvurdering basert på kartlag og dyp	24	21

Tabell 24. Oversikt over antall stasjoner som er vurdert til å være fra trålpåvirkede områder, fordelt på vanntyper. Vanntype 1= Åpen eksponert kyst, 2 = Moderat eksponert fjord/kyst, 3 = Beskyttet fjord/kyst, 5 = Sterkt ferskvannspåvirket beskyttet fjord

	Vanntyper			
	1_Åpen	2_Moderat	3_Beskyttet	5_Sterkt fvp
Vurdert som trålpåvirket	4	14	6	0
Vurdert som ikke-trålpåvirket	3	4	8	6

I Skagerrak-området har vi noen av de lengste dataseriene for bløtbunnsfauna, og noen går helt tilbake til 1990. Slike stasjoner med lange tidsserier utgjør en stor andel av datasettet som ble benyttet for å bestemme referanseverdiene i 2016. Datasettet besto av 332 grabbprøver fra totalt 45 unike stasjoner. Seks av de 45 stasjonene har lange tidsserier, og bidrar derfor med mange grabbprøver og utgjør en stor andel av datasettet (Tabell 25). Til sammen utgjør disse seks stasjonene over 80 % av dataene, selv om de kun utgjør 13% av stasjonene geografisk sett. Dette ble imidlertid tatt hensyn til ved beregning av referanseverdier ved å benytte en såkalt «random factor» i modellene (Pedersen m.fl. 2016). Av de seks stasjonene med lange tidsserier er fire ansett som trålpåvirket (Tabell 25).

Tabell 25. Oversikt over stasjonene som ble benyttet som referansestasjoner for beregning av referanseverdi i Skagerrak. Seks av stasjonene har lange tidsserier, mens de øvrige stasjonene er prøvetatt bare én eller noen få ganger.

Stasjonskode	Tidsperiode for prøvetaking	Antall grabbprøver	Vurdert som trålpåvirket	Vanntype
B05 (BR1)	1990-2015	59 (18%)	Nei	1
A05 (BT40)	1990-2015	57 (17%)	Nei	1
A36 (BT41)	1990-2015	54 (16%)	Ja (høy aktivitet)	1
A46	1990-2001	35 (11%)	Ja (høy aktivitet)	1
A10	1990-1999	34 (10%)	Ja	1
B19	1990-2001	36 (11%)	Ja	2
Øvrige stasjoner (39 stasjoner)	Ulike tidspunkt	57 (17%)	Begge kategorier	Alle kategorier

En av stasjonene med lang tidsserie er ØKOKYST-stasjonen BT40, som er undersøkt siden 1990 (Tabell 25). Stasjonen befinner seg mellom to rekefelt i nærheten av Færder, og i et område som er markert med lav fiskeriaktivitet (iht. Norske fiskefartøy). Men dypet er kun 55 m, altså grunnere enn det tillatte dypet på 60 m, og stasjonen er derfor vurdert til å ikke være trålpåvirket. Undersøkelser foretatt med sedimentprofilkamera (SPI) viser heller ingen synlige tegn til tråling på denne stasjonen (Engesmo m.fl. 2021). Det er likevel usikkert om denne stasjonen er egnet som referansestasjon for Skagerrak, da den skiller seg ut ved å ha en svært fattig fauna og lavt innhold av næring. Det er de siste årene registrert svært få arter og få individer (se f.eks. nyeste rapport fra ØKOKYST Skagerrak, Lundsør m.fl. 2022), og én teori er at bunnsamfunnet på denne stasjonen kan være næringsbegrenset selv om årsaken til dette ikke er klarlagt (Fagerli m.fl. 2020).

Hva betyr dette for referanseverdiene? Hvordan påvirkes bunnfauna av tråling?

Bunntråling er generelt ansett å kunne ha stor innvirkning på bløtbunnsfaunaen. Trålen skaper en fysisk forstyrrelse av havbunnen, som gjør at sedimentene resuspenderes (Hidding m.fl. 2017), habitatet forringes (Cook m.fl. 2013), og faunaen forstyrres (Kaiser m.fl. 2000). Dokumenterte effekter er reduksjon i økosystemfunksjon, redusert biomasse og lavere arts mangfold, som kan gi en reduksjon i den bentiske produksjonen (Queirós et al., 2006; Hinz et al., 2009; Sköld et al., 2018; Ramalho et al., 2020). Graden av påvirkning avhenger av type redskap, frekvens, størrelse av det trålte arealet og hvor store de naturlige forstyrrelsene er, slik som stormepisoder (Xu m.fl., 2022 og referanser der). En typisk respons av tråling på sammensetningen til faunaen, er at man får en relativ økning av små, opportunistiske arter, og lavere forekomst av større arter med lenger levetid (Olsgard m.fl. 2008). For eksempel har man sett en redusert tetthet av den gravende reken *Calocaris macandreae*, som er en viktig bioturbator (Olsgard m.fl. 2008).

Vi har ikke spesifikt undersøkt om det er noen slike forskjeller i faunasammensetningen på stasjoner i trålede og ikke-trålede områder i datamaterialet som ble benyttet for beregning av referanseverdier i

2016. Det er heller ikke undersøkt hvordan slike endringer vil påvirke indeksverdiene som benyttes for tilstandsklassifisering. Selv om faunaen påvirkes negativ, er det ikke nødvendigvis gitt at dette vil gi seg utslag på alle indeksene. Økt dominans av små opportunistiske flerbørstemark vil sannsynligvis føre til redusert artsdiversitet og følgelig lavere verdier for diversitetsindeksene Shannon-Wiener og ES100. Dersom slike arter har lav sensitivitetsverdi, hvilket er sannsynlig, vil også de to sensitivitetsindeksene NSI og NQ11 bli redusert. Dersom effekten av tråling er at fauna blir generelt mer fattig med lavere antall arter og individer, vil imidlertid ikke dette nødvendigvis gi seg negative utslag på indeksverdiene (se Borgersen m.fl. 2019 for mer om fattig fauna og indeksverdier).

Undersøkelser av lange tidsserier for bløtbunnsfauna i ytre deler av Ytre Oslofjord, viser at det over tid har blitt både færre arter og færre individer, altså at faunaen har blitt fattigere. Det har videre blitt utført en funksjonell analyse i områder med intensiv tråling, som viser at det har vært en reduksjon i andelen dyptgravende dyr, og økning i andelen dyr som lever i sedimentoverflaten, som kan indikere at faunasammensetningen er påvirket av trålingen (Walday m.fl. 2019). Dette ble vist for stasjonen A36 (BT41), som er gjenstand for intensiv tråling (Tabell 25).

Selv om trålingens innvirkning på diversitetsindeksene på dataene som har blitt brukt til å beregne referanseverdiene, ikke er analysert kvantitativt, synes det å være svært sannsynlig at man har hatt en innvirkning av tråling. Det anbefales derfor at stasjonene bør tas ut av datamateriale som inngår i beregningen av referanseverdiene.

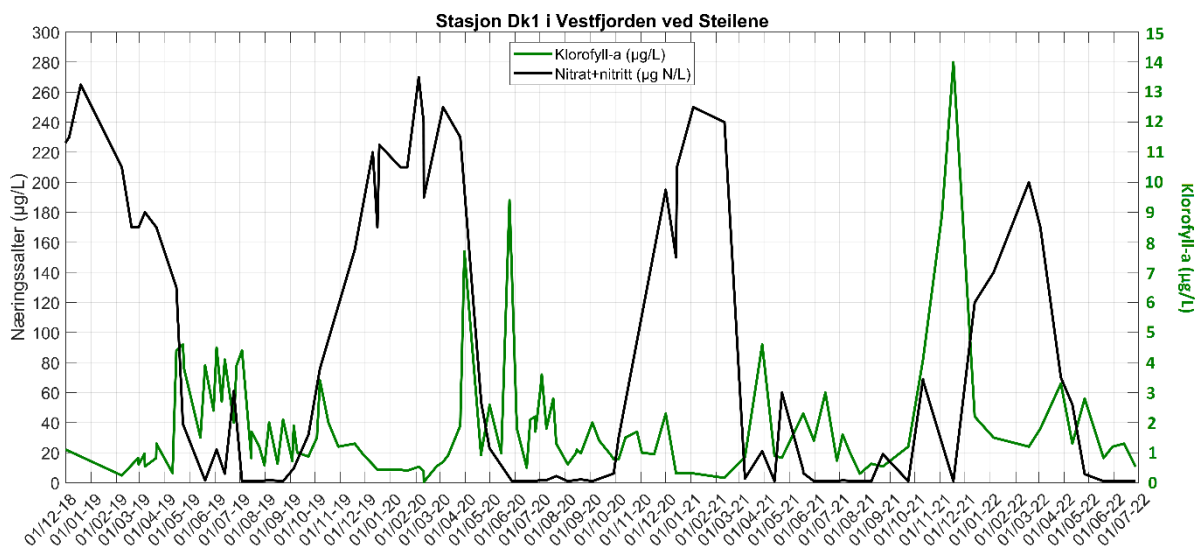
3 Forslag til ny tekst i veilederen

Nedenfor er det foreslått en ny tekst for støtteparametere i klassifiseringsveilederen (kapittel 9.7.1 i veilederen).

3.1 Ny tekst for: «Kapittel 9.7.1 Parametere, krav til data og klassegrenser»

Prøveantall og prøvetakningsfrekvens

Det vil være stor variasjon i næringssaltene gjennom året og fra år til år (se Figur 10). En forutsetning for å klassifisere tilstanden er at man har et prøvemateriale som gir grunnlag for å beskrive den typiske tilstanden. Beskrivelse av tilstanden blir sikrere og mer pålitelig med økende prøveantall. Klassegrensene gjelder for en vinter- og en sommersituasjon.



Figur 10. Konsentrasjon av nitrat og nitritt (svart) og klorofyll-a (grønn) i overflatelaget i Indre Oslofjord. Konsentrasjon av nitrogen er høyest fra desember-februar og lavest i mai-august. Fosfat vil ha et tilsvarende forløp som nitrat.

Vinterklassifisering **må** foretas etter siste oppblomstring av planteplankton på høsten og før vekstsesongen for planteplankton begynner om våren, for å kunne fange opp eventuell overkonsentrasjon når det er minimalt opptak av næringssalter av planteplankton. Sommerklassifisering **må** foretas etter første våroppblomstring og før siste høstoppblomstring, for å kunne fange opp eventuelle overkonsentrasjoner når konsentrasjonene naturlig skal være på et minimum. For å være sikker på at disse kravene er oppfylt **bør** det tas prøver gjennom hele året, med minst månedlig prøvetakning. Som utgangspunkt skal vinterperioden være fra desember til februar, og sommerperioden fra juni til august, men periodene kan utvides for å øke datagrunnlaget, så lenge kriteriene i forhold til planteplanktonoppblomstringene er oppfylt. Det **må** være minst fire prøvetakninger fra hver sesong og for hvert år. For å fange opp variasjon mellom år, **må** det brukes data fra minst tre år for å beregne middelveiden for en vinter- og en sommersituasjon.

For siktdyp skal det beregnes middelerdi for en sommersituasjon, og kravene til prøvetakningsfrekvens skal være lik som for næringssalter på sommeren. Det anbefales at det måles siktdyp minst månedlig gjennom hele året, siden dette gir informasjon om lysforholdene.

Prøvedyp for næringssalter i overflatelaget

Klassegrensene gjelder for tilstanden av næringssalter i overflatelaget. Overflatelaget defineres som den delen av vannsøylen hvor næringssaltene har en tydelig nedgang i sommersesongen, når næringssaltene tas opp av planteplankton. Overflatelaget skal inkludere det dybdelaget hvor det er høyest mengde planteplankton. Overflatelaget sammenfaller ofte med laget over og selve sprangsjiktet, og derfor er det hensiktsmessig å se på variasjon av næringssalter sammen med profiler av saltholdighet og temperatur. Det **skal** parallelt med prøvetakning av næringssalter måles profiler av saltholdighet og temperatur fra overflate til bunn.

Det er vanskelig å gi noen generell anvisning på valg av prøvedyp fordi dette i stor grad vil være lokalitetsavhengig. Hvis det finnes data fra tidligere undersøkelser i det aktuelle området, **må** man vurdere om det er formålstjenlig å benytte de samme prøvedybene. Det kan gi grunnlag til å beregne trender eller statistisk sammenligning av datasett med sikte på å avgjøre om tilstanden har endret seg.

Hvis det ikke finnes data fra tidligere undersøkelser anbefales det at det tas prøver fra 0-10 m (f.eks. 0 m, 5 m og 10 m). For å kartlegge tykkelsen av overflatelaget, i henhold til definisjon over, anbefales det at det også tas næringssalter nedover i dypet gjennom sesongen (f.eks. fra 20, 30 og 50 m).

I tiltaksrettet overvåkning vil det være hensiktsmessig å ta målinger av næringssalter i utslippsdypet, samt 10 m over og under utslippsdyp.

For sterkt ferskvannspåvirket vann (salinitet<18) er det strengere klassegrenser for fosfor, og mildere for nitrogen og siktdyp. Dette henger sammen med at primærproduksjon i ferskvann ofte er begrenset av fosfor, som innebærer lave konsentrasjoner i vannet. Mens i marine områder er primærproduksjon ofte begrenset av nitrogen. I tillegg så forventes det lavt siktdyp i ferskvannspåvirkede områder, pga. partikler og organisk stoff som kommer med elvevannet.

Hydromorfologisk vanntype (saltholdighet)

De fleste former for biologisk liv påvirkes i stor grad av saltholdigheten i sjøen. Saltholdighet benyttes for å bedømme hydromorfologisk vanntype i tabell 3.9, og saltholdigheten skal beregnes som gjennomsnitt av de øverste to meter, basert på data fra hele året med minst månedlig prøvetakning over en periode på minst tre år. Dette vil gi grunnlag for å vurdere hydromorfologisk forstyrrelse av saltholdigheten (hovedsakelig regulering av ferskvannstilførsel). Ferskvannspåvirkede vannforekomster vil være særlig sensitive for slike forstyrrelser.

For næringssalter og siktdyp i tabell 9.26 skal det benyttes saltholdighet for overflatelaget, slik det er definert ovenfor (typisk fra 0-10 m). Det skal benyttes middelerdi for hele sesongen.

Vannregionspesifikke stoffer (miljøgifter)

Det vil ikke være mulig å klassifisere økologisk tilstand til å være bedre enn moderat i en vannforekomst, hvis det ikke kan vises at de vannregionspesifikke stoffene er under grenseverdiene i tabellen i kap. 11.9.6. Som et minimum må det foreligge målinger fra sediment en gang i løpet av de siste seks årene. Prøvetakning bør gjøres i de delene av vannforekomsten hvor det forventes høyest konsentrasjon, for eksempel i nærheten av kjente kilder.

Tabell 26. (Tabell 9.26 i veilederen) Klassifisering av tilstand for næringssalter og siktdyp. For saltholdighet mellom 5 og 18 psu (målt som årlig middel i overflatelaget i hver sesong), skal lineær interpolasjon benyttes. For ammonium er klassegrensene uavhengig av saltholdigheten.

Sesong	Parameter	psu	Tilstandsklasser				
			I	II	III	IV	V
			Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Overflatelag Sommer (Jun.-Aug.)	Total fosfor ($\mu\text{g P/L}$)	< 5	<8	8-12	12-22	22-53	>53
		>18	<11.5	11.5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat ($\mu\text{g P/L}$)	< 5	<2	2.0-3.5	3.5-7.5	7.5-21	>21
		>18	<3.5	3.5-7.0	7.0-16	16-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/L}$)	< 5	<250	250-383	383-538	538-800	>800
		>18	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat+Nitritt ($\mu\text{g N/L}$)	< 5	<97	97-156	156-223	223-363	>363
		>18	<12	12-23	23-65	65-250	>250
Overflatelag Vinter (Des.-Feb.)	Ammonium ($\mu\text{g N/L}$)	-	<9.5	9.5-25	25-100	100-163	>163
	Siktdyp (m)	< 5	>7.0	7.0-4.5	4.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
		>18	>7.5	7.5-6.0	6.0-4.5	4.5-2.5	<2.5
	Total fosfor ($\mu\text{g P/L}$)	< 5	<10.5	10.5-14.5	14.5-26	26-53	>53
		>18	<20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat ($\mu\text{g P/L}$)	< 5	<7	7-9	9-16	16-31	>31
		>18	<14.5	14.5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen ($\mu\text{g N/L}$)	< 5	<261	261-385	385-553	553-800	>800
		>18	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat+Nitritt ($\mu\text{g N/L}$)	< 5	<143	143-226	226-326	326-478	>478
		>18	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium ($\mu\text{g N/L}$)	-	<17	17-38	38-78	78-163	>163

Oksygenforhold

Oksygen er en viktig forklaringsvariabel for økologisk tilstand; målinger av oksygen i dypvannet over tid gir informasjon om oksygenforbruk, vannutskifting og organisk belastning. Det er ingen miljøvariabel med en så omfattende økologisk påvirkning, som har endret seg så dramatisk over kort tid, som oksygen (Diaz & Rosenberg 1995). Areal med oksygenfattig bunn har også økt i områder som historisk har hatt dårlige forhold (Diaz & Rosenberg 1995). Det er derfor svært viktig at oksygenforholdene følges i både områder med relativt gode oksygenforhold, og områder som er naturlig oksygenfattige. Oksygen i vannmassene forbrukes ved nedbrytning av organisk materiale og ved organismers respirasjon. Tilførsel av oksygen skjer bare i kontakt med luft og ved fotosyntese til

planteplankton og makroalger i øvre vannlag. I fjordbassenger hvor utskiftning av dypvann er forhindret av terskler, vil oksygenet i vannmassene derfor brukes gradvis opp.

Bestemmelse av oppløst oksygen i vannmassen kan gjøre med sensor eller ved analyse av vannprøver. For å beskrive hvordan oksygenforholdene endres gjennom sesongen, **skal** oksygen måles fra overflate til bunn (nærmere enn én meter) gjennom hele sesongen.

Vann med høyere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som **oksisk**, mens lavere oksygenmetning enn ca. 20 % defineres som oksygenfattig eller **hypoksisk** (Yakushev & Newton, 2013). Er oksygenmetningen nær null (< 5 %) defineres vannet som **suboksisk**. Er det forekomst av hydrogensulfid defineres vannet som **anoksisk**.

Kirkerud (1998) gjorde en grundig gjennomgang av hvilke oksygennivåer som gir økosystemeffekter. Om oksygenmetningen er under 65 % så bør dette vekke bekymring. I intervallet 50-65 % vil det kunne være små effekter, som f.eks. redusert respirasjon. I intervallet 35-50 % vil det være mer alvorlige konsekvenser, som redusert vekst for fisk, men det vil ikke være dødelig. I intervallet 20-35 % vil det kunne forekomme fiskedød, samt negative effekter på hyperfauna, som er dyr som lever over bunnen (f.eks. reker) og epifauna som er dyr som er knyttet til stein eller andre faste gjenstander i sjøen. Eksperimenter som Plante et al. (1998) utførte på atlantisk torsk, viste at oksygennivåer ned mot 35 % (over fire dager) ikke gir dødelighet. I intervallet 20-35 % vil det være dødelighet for torsk. Ved oksygenmetning på 21 % dør halvparten av torsken.

Tabell 27. (Tabell 9.27 i veilederen) Klassifisering av tilstand for oksygen i dypvann. For vannforekomster med naturlig oksygenfattig dypvann er klassegrensene mindre strenge. Vanntypen for vannforekomstene er spesifisert i Vann-Nett Portalen (vann-nett.no).

		Tilstandsklasser				
		I	II	III	IV	V
Vanntype	Parameter	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Dypvann i naturlig oksygenfattige fjorder	Oksygen (ml O ₂ /L)**	>3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	1.5-0.3	<0.3
	Oksygen metning (%)	>50	50-35	35-20	20-5	<5
Dypvann i alle andre fjorder /kystområder	Oksygen (ml O ₂ /L)**	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
	Oksygen metning (%)	>65	65-50	50-35	35-20	<20

**Omregningsfaktor fra oksygen målt i mg/L: ml O₂/L = 0.7 · mg O₂/L.

4 Oppsummering og forslag til videre arbeid

Litteraturliste i veilederen

Det er en mangel i Veileder 02:2018 at det er svært vanskelig å spore hvordan klassegrenser osv. er utviklet. Det bør inkluderes en litteraturliste i veilederen, slik at det er mulig å forstå tankegangen som ligger bak.

4.1 Støtteparametere

I denne rapporten har vi lagt til de endringer i klassifiseringssystemet som vi mener er nødvendige. Vi foreslår at forslaget til ny tekst for kap. 9.7.1 i Veileder 02:2018 implementeres.

De viktigste endringene:

1. Tydeligere, men samtidig mindre rigid definisjon av sesongene.
2. Ny definisjon av overflatelaget, og skille mellom beregning av saltholdighet for å bestemme vanntype og hydromorfologisk forstyrrelser (0-2 m) og for klassegrenser for støtteparametere (i utgangspunktet 0-10 m). Dette ble gjort for å harmonisere med de nye vanntypene som er foreslått, som er bestemt ut ifra saltholdighet i den øverste meteren.
3. Krav om målinger av temperatur og saltholdighet i hele vannsøylen helt ned til bunn gjennom hele året. Saltholdighet knyttes til hydromorfologisk tilstand.
4. Anbefaling om å måle siktdyp gjennom hele året.
5. Mindre rigide krav til prøvetakningsdyp som gir rom for tilpasning til tiltaksrettet overvåkning, samtidig som dette er faglig knyttet til den nye definisjonen for overflatelaget.
6. En kraftig innstramming av klassegrensene for ammonium, basert på dataanalyse fra denne rapporten.
7. Sammenslåing av de to tabellene for støtteparametere, hvor det er en tydelig beskrivelse av hvordan denne skal brukes. Bortsett fra for ammonium, blir de praktiske endringene minimale for klassifisering av støtteparametere.
8. Det åpnes opp for at oksygen kan måles med sonde. Det kreves at oksygen skal måles i hele vannsøylen helt ned til bunn gjennom hele året. Det ble med hensikt lagt inn krav om å måle ned til en meter fra bunn på samme måte som i den svenske forskriften.
9. Det gis grunnleggende definisjoner som omhandler oksygenforhold, og de essensielle referansene for økologiske effekter er inkludert.
10. For naturlig oksygenfattig bunnvann er det mindre strenge klassegrenser.

4.2 Planteplankton

Det er ikke alle overvåkningsprogram og resipientanalyser som inkluderer planteplanktonanalyser (utover klf-a) i dag, dette er uheldig, men på grunn av pris og kompleksitet i planteplanktonanalyser kan dette fortsatt være nødvendig og akseptabelt fremover. Vi anbefaler å kreve rapportering av både abundans, biovolum (mm^3/L) og cellekarbon ($\mu\text{g C/L}$) i alle programmer der det er inkludert planteplanktonanalyser.

For planteplankton foreslår vi å gjøre en relativt omfattende endring, som vil nyttiggjøre seg dataene som allerede samles inn i disse overvåkningsprogrammene betydelig bedre, og hvor målet er at det

blir fire separate indikatorer som tar for seg planteplanktonsamfunnet. I tillegg til den eksisterende indikator '90-persentilen for klorofyll-a' foreslår vi:

1. Inkludere klorofyll-a middelværdi på sommeren som en egen indikator. Dette for å trekke så mye som mulig informasjon ut av de dataene som allerede samles inn, det finnes dessuten mye historiske data for sommer middelværdi. Klassegrenser for Skagerrak er allerede interkalibrert med Sverige, og nye er foreslått for Nordsjøen/Norskehavet og Barentshavet.
2. Inkludere biovolum som egen indikator. For Skagerrak kan vi bruke Svenske klassegrenser for de interkalibrerte vanntypene, men nye grenser må settes for Nordsjøen/Norskehavet og Barentshavet. Dette kan gjøres på bakgrunn av Økokyst datasettene.
3. Inkludere cellekarbon som egen indikator. Det er nødvendig å gjøre en statistisk analyse der dataene settes i sammenheng. For Nordsjøen/Norskehavet og Barentshavet kan man benytte seg av datasettene som er samlet inn i de gjeldene Økokyst-programmene. For Skagerrak finnes det ikke tilstrekkelig datagrunnlag.

Gjeninnføring av sommermiddelværdi vil ha en ekstra verdi med tanke på å kunne sammenligne nye- og historiske data.

Det vil være nødvendig å re-evaluere bruken av de nye indikatorene med jevne mellomrom, det foreslås at en re-evaluering gjennomføres fem år etter innføring, slik at datagrunnlaget som da vil være samlet inn av ulike forskningsmiljøer blir gjennomgått og validert.

Veileder 02:2018 definerer vekstsesongen for planteplankton som perioden februar til utgangen av oktober i Sør-Norge (sør for Stadt), og fra mars til utgangen av september nord for Stadt. De to siste årene har vi observert at dette ikke stemmer i Sør-Norge. I november-desember 2021 var det en massiv planteplanktonoppblomstring i Oslofjorden og Skagerrak, og i overgangen november-desember 2022 ble det observert nivåer av planteplankton som er mer tilsvarende sommeren i Hvaler-området. Ettersom klimaet endrer seg er det nødvendig at klassifiseringssystemet og klassifiseringsveilederen tilpasses til endringene. Vi anbefaler derfor en generell gjennomgang av tilgjengelige klorofyll-data for å evaluere om definisjonen av vekstsesongen bør endres.

4.3 Makroalger

De reduserte artslistene for økoregionene Nordsjøen Sør, Nordsjøen Nord og Norskehavet Sør bør revideres på bakgrunn av mer innhentede data gjennom ØKOKYST-programmet og andre fjæresoneundersøkelser.

Dersom revisjonen medfører at de reduserte artslistene endres, må det vurderes om klassegrensene må justeres.

Dersom klassegrensene for vanntype 5 skal revideres, må det opprettes overvåkingsstasjoner i denne vanntypen slik at man får tilstrekkelig med data klassegrensene kan baseres på.

4.4 Bløtbunnsfauna

58 % av stasjonene som ble brukt for å beregne referanseverdiene for bløtbunnsfauna i Skagerrak i 2016 ligger i områder som vi har vurdert til antatt trålpåvirkede. NIVA vil derfor anbefale at

referanseverdiene for Skagerrak beregnes på nytt med utgangspunkt i data fra stasjoner i områder som er antatt ikke å være trålpåvirket.

I det eksisterende datasettet er det 34 stasjoner som mangler data for støtteparameterne TOC og kornfordeling som kan brukes. Dette er data som ble ekskludert i 2016 på grunnlag av mangel på støtteparametere. Vi mener at disse dataene likevel kan brukes ettersom støtteparameterne til sist ikke ble benyttet i beregning av referansetilstanden. Det må i så fall velges stasjoner som ligger utenfor trålpåvirkede områder. Man bør midlertid være oppmerksom på at også disse dataene representerer et noe skjevt utvalg, da det er lite data fra dypområdene ettersom disse tråles regelmessig. Dette betyr at referanseverdiene i stor grad beregnes fra stasjoner som ligger mer kystnært.

5 Referanser

Artsdatabanken (2018). Fremmedartslista 2018. Hentet 10.12.2022

Berge, J. A., & Amundsen, R. 2016. Reker i Indre Oslofjord – overvåking i perioden 2000-2014. VANN 01-2016, 43-57, <http://hdl.handle.net/11250/2568376>.

Borgersen, G., Fagerli, C.W., Gitmark, J.K., Oug, E., Rinde, E., Trannum, H. 2022. Vurdering av marine høyrisiko-arter i fremmedartslista: hvordan bør de inngå i tilstandsklassifisering etter vannforskriften? NIVA-rapport 7710-2022. 32 s.

Borgersen, G., Trannum, H.C., Gundersen, H., Vedal, J. 2019. Oppdatering av bløtbunnsartenes sensitivitetsverdier. NIVA-rapport 7366-2019.

Brattegard T. og Holthe T. (eds) 2001. Distribution of marine, benthic macroorganisms in Norway. Utredning for DN 2001-3. Oppdatert av Utredning for DN 1997-1.

Brkljacic, M.S., Ledang, A.B, Borgersen, G. Gitmark, J., Kristiansen, T. 2022. Marin overvåking Nordland 2016-2019. Undersøkelser av hydrografi, planteplankton, hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna i seks fjorder i Nordland. NIVA-rapport 7739-2022. 79 s.

Carstensen, J. 2016. Intercalibration of chlorophyll a between Denmark, Norway and Sweden. Western Baltic (BC6), Kattegat (NEA8b) and Skagerrak (NEA8a, NEA9 and NEA10). Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 38 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 76, <http://dce2.au.dk/pub/TR76.pdf>

Carstensen, J., Skjevik, A. T., Blomqvist, M., & Hafok, A. B. 2015. Assessment method for chlorophyll. Developing a common assessment method for chlorophyll a between Denmark, Norway and Sweden. Havs och vattenmyndighetens rapport, 17.

Christensen, G. N., Mannvik, H-P., Sperre, K.H., Dahl-Hansen, I.E., Egge, E., Eikrem, W., Engesmo, A., Kistenich, S., Protsenko, E., Raoeliriantana, J.O., Gitmark, J., Moy, S., Fagerli, C., Bekkby, T., Tveiten, L.A., Frigstad, H., Deininger, A., Harvey, T., Vedal, J., Aasen, A.T., Jensen, J., Fredriksen, R., Dahl-Hansen, G., Larsen, L-H. 2022. ØKOKYST - delprogram Norskehavet Nord, Årsrapport 2021. Miljødirektoratet rapport M-2277, 2022.

Christensen, G. N., Mannvik, H-P., Sperre, K.H., Dahl-Hansen, I.E., Bekkby, T., Eikrem, W., Engesmo, A., Egge, E., Kistenich, S., Aasen, A.T., Jensen, J., Fredriksen, R., Dahl-Hansen, G., Protsenko, E., Raoeliriantana, J.O., Gitmark, J., Moy, S., Fagerli, C., Tveiten, L.A., Frigstad, H., Deininger, A., Harvey, T., Vedal, J., Larsen, L-H. 2022. ØKOKYST - delprogram Barentshavet, Årsrapport 2021. Miljødirektoratet rapport M-2276, 2022.

Cook R., Fariñas-Franco J. M., Gell F. R., Holt R. H. F., Holt T., Lindenbaum C., et al. 2013. The substantial first impact of bottom fishing on rare biodiversity hotspots: A dilemma for evidence-based conservation. PloS One 8, e69904. doi: 10.1371/journal.pone.0069904

- Diaz, R. J., & Rosenberg, R. 1995. Marine benthic hypoxia: a review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and marine biology. An annual review*, 33: 245-03.
- Dolven JK., E. Alve, B. Rygg, J. Magnusson. 2013. Defining past ecological status and in situ reference conditions using benthic foraminifera: A case study from the Oslofjord, Norway. *Ecological Indicators* 29: 219-233. ISSN 1470-160X, <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.031>.
- Engesmo, A; Staalstrøm, A; Gran-Stadniczeňko, S; Borgersen, G; Beylich, B; Kaste, Ø; Walday, MG 2021. Overvåking av Ytre Oslofjord 2019-2023 - Årsrapport 2020. NIVA-rapport 7669-2021.
- Fagerli, CW; Trannum, HC; Staalstrøm, A; Eikrem, W; Sørensen, K; Marty, S; Frigstad, H; Gitmark, JK. 2020. ØKOKYST – DP Skagerrak. Årsrapport 2019. NIVA-rapport 7504-2020. 128 s.
- Gundersen, H., Walday, M.G., Gitmark, J.K., Bekkby, T., Rinde, E., Syverud, T.H, Fagerli, C.W., Vedal, J., Tveiten, L.A., Christie, H.C., Moy, F.E. 2017. Nye klassegrenser for ålegress og makroalger i vannforskriften. Miljødirektoratet-rapport M-788. 77 s.
- Henriksen, P., Josefson, A., Hansen, J.W., Krause-Jensen, D., Dahl, K., Dromph, K. 2014. Danish contribution to the EU Water Framework Directive intercalibration phase 2. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Technical Report no 37, 36 s.
- Hiddink J. G., Jennings S., Sciberras M., Szostek C. L., Hughes K. M., Ellis N., et al. 2017. Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 114, 8301–8306. doi: 10.1073/pnas.1618858114
- Hinz H., Prieto V., Kaiser M. J. 2009. Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecol. Appl.* 19 (3), 761–773. doi: 10.1890/08-0351.1
- Kaiser M. J., Ramsay K., Richardson C. A., Spence F. E., Brand A. R. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J. Anim. Ecol.* 69, 494–503. doi: 10.1046/j.1365-2656.2000.00412.x
- Kirkerud, L. 1998. Critical oxygen levels for demersal fishes and invertebrates. Norsk institutt for vannforskning. NIVA rapport 3917-1998. 36 sider. <http://hdl.handle.net/11250/210074>
- Lindgarth M, Carstensen J, Drakare S, Johnson RK, Nyström Sandman A, Söderpalm A, Wikström S A (Editors). 2016. Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Lundsør E., Falkenhaug T., Thormar J., Moy F., Naustvoll LJ. 2022. Økokyst– delprogram Skagerrak. Årsrapport 2021. Miljødirektoratets rapportserie M-2280.
- Menden-Deuer S. & Lessard E.J. 2000. Carbon to volume relationships for dinoflagellates, diatoms, and other protist plankton. *Limnology and Oceanography*, 45, 569-579.
- Moland E., Synnes AE., Naustvoll LJ., Brandt CF., Norderhaug KM., Thormar J., Biuw M., Jorde PE., Knutsen H., Dahle G., Jelmert A., Bosgraaf S., Olsen EM., Deininger A., Haga A. 2021. Krafttak for

kysttorsken. Kunnskap for stedstilpasset gjenoppbygging av bestander, naturtyper og økosystem i Færder- og Ytre Hvaler nasjonalparker. Rapport fra havforskningen ISSN:1893-4536

Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Classification of environmental quality in fjords and coastal areas). Norwegian Pollution Control Authority SFT TA-1467/ 1997 (in Norwegian).

Moy F, M Huserbråten, J Albretsen, L-J Naustvoll. 2022. Forslag til ny vanntype-inndeling. Notat fra Havforskningsinstituttet. 30. september 2022.

Norderhaug KM, AB Ledang, HC Trannum, B Bjerkeng, J Aure, T Falkenhaus, A Folkestad, T Johnsen, E Lømsland, L Omli, B Rygg, K Sørensen. 2011. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2010. NIVA-rapport: 6134-2011. 115s.

Olenina, I. 2006. Biovolumes and size-classes of phytoplankton in the Baltic Sea. HELCOM Baltic Sea Environment Proceedings, 106, 144pp

Olsford, F., Schaanning, M. T., Widdicombe, S., Kendall, M. A., & Austen, M. C. 2008. Effects of bottom trawling on ecosystem functioning. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 366(1-2), 123–133. <https://doi.org/10.1016/J.JEMBE.2008.07.036>

Pedersen, A., Alve, E., Alvestad, T., Borgersen, G., Dolven, J.K., Gundersen, H., Hess, S., Kutti, T., Rygg, B., Velvin, R., Vedal, J. 2016. Bløtbunnsfauna som indikator for miljøtilstand i kystvann. Miljødirektoratets rapportserie M-633.

Plante, S., Chabot, D., & Dutil, J. D. 1998. Hypoxia tolerance in Atlantic cod. *Journal of Fish Biology*, 53(6), 1342-1356.

Queirós A. M., Hiddink J. G., Kaiser M. J., Hinz H. 2006. Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *J. Exp. Mar. Bio. Ecol.* 335, 91–103. doi: 10.1016/j.jembe.2006.03.001

Ramalho S. P., Lins L., Soetaert K., Lampadariou N., Cunha M. R., Vanreusel A., et al. 2020. Ecosystem functioning under the influence of bottom-trawling disturbance: An experimental approach and field observations from a continental slope area in the West Iberian margin. *Front. Mar. Sci.* 7. doi: 10.3389/fmars.2020.00457

Sköld M., Göransson P., Jonsson P., Bastardie F., Blomqvist M., Agrenius S., et al. 2018. Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 586, 41–55. doi: 10.3354/meps12434

Staalstrøm, A. & Yakushev, E. V. 2020. Vurdering av mulige tiltak for å bedre vannkvaliteten i Hunnebunn. NIVA rapport 7451-2020. 85 sider. <http://hdl.handle.net/11250/2637089>

Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Walday M., Borgersen G., Beylich B., Eikrem W., Gitmark J.K., Naustvoll L.J., Selvik J.R., Staalstrøm A. 2019. Overvåking av Ytre Oslofjord i 2014-2018. 5-årsrapport. NIVA-rapport 7423-2019.

Walday M., Gitmark J., Engesmo A., Staalstrøm A., Gundersen H., Borgersen G., Fagerli CW. 2022. Klassifiseringsveileder 02:2018 - Revisjonsbehov kystvann. NIVA-rapport 7740-2022. 37s. + vedlegg.

Wells E., Wilkinson M., Wood P. & Scanlan C. 2007. The use of macroalgal species richness and composition on intertidal rocky seashores in the assessment of ecological quality under the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin*, 55(1-6), 151-161.
doi:10.1016/j.marpolbul.2006.08.031

Xu W., Fleddum AL., Shin PKS. and Sun J. 2022. Impact of and recovery from seabed trawling in soft-bottom benthic communities under natural disturbance of summer hypoxia: A case study in subtropical Hong Kong. *Front. Mar. Sci.* 9:1010909. doi: 10.3389/fmars.2022.1010909

Yakushev EV. & Newton A. 2013. Introduction: redox interfaces in marine waters. Chemical structure of pelagic redox interfaces, 1-12. Springer.

Vedlegg A.

Forslag til nye klassegrenser for vanntype 1-4 i Norskehavet Nord og Barentshavet

		Norskehavet Nord																		
		RSLA 1-2						RSLA 3						RSL 4						
		Normalisert rikhet (ant arter*F)	% andel arter grønngalger (%grønn/tot)	% andel arter rødalger (%rød/tot)	ESG1/ESG2	% andel arter opportunistar (%opp/tot)	Sum forekomst brun	Normalisert rikhet (ant arter*F)	% andel arter grønngalger (%grønn/tot)	% andel arter rødalger (%rød/tot)	ESG1/ESG2	% andel arter opportunistar (%opp/tot)	Sum forekomst grønn	Sum forekomst brun	% andel arter brunalger (%brun/tot)	Normalisert rikhet (ant arter*F)	% andel arter grønngalger (%grønn/tot)	% andel arter rødalger (%rød/tot)	ESG1/ESG2	% andel arter opportunistar (%opp/tot)
SG	Øvre EQR klassegrense	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Nedre EQR klassegrense	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	71	0	100	2,6	0	491	61	0	100	1,6	0	1	359	100	35	0	100	1	0
	Nedre klassegrense	27	23	36	0,8	15	98	28	21	34	1,1	25	15	144	48	22	28	27	0,66	16
	Klassebredde	44	23	64	1,8	15	393	33	21	66	0,5	25	14	215	52	13	28	73	0,34	16
G	Øvre EQR klassegrense	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	Nedre EQR klassegrense	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	27	23	36	0,8	15	98	26	21	35	1,0	25	15	139	46	22	28	27	0,70	16
	Nedre klassegrense	13	34	27	0,6	25	44	17	26	26	0,7	32	29	69	35	14	34	21	0,51	23
	Klassebredde	14	11	9	0,2	10	54	9	5	9	0,3	7	14	70	11	8	6	6	0,19	7
M	Øvre EQR klassegrense	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	Nedre EQR klassegrense	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	13	34	27	0,6	25	44	17	26	26	0,7	32	29	69	35	14	34	21	0,51	23
	Nedre klassegrense	9	51	20	0,4	35	27	10	31	18	0,4	40	47	35	23	8	45	15	0,36	36
	Klassebredde	4	17	7	0,2	10	17	7	5	8	0,3	8	18	34	12	6	11	6	0,15	13
D	Øvre EQR klassegrense	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
	Nedre EQR klassegrense	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	9	51	20	0,4	35	27	10	31	18	0,4	40	47	35	23	8	35	15	0,36	36
	Nedre klassegrense	4	90	9	0,2	50	11	3	37	9	0,2	50	94	17	12	4	68	9	0,10	41
	Klassebredde	5	39	11	0,2	15	16	7	6	9	0,2	10	47	18	11	4	33	6	0,26	5
SD	Øvre EQR klassegrense	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Nedre EQR klassegrense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	4	90	9	0,2	50	11	3	37	9	0,2	50	94	17	12	4	68	9	0,10	41
	Nedre klassegrense	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0,0	100	312	0	0	0	100	0	0	100
	Klassebredde	4	10	9	0,2	50	11	3	63	9	0,2	50	218	17	12	4	32	9	0,10	59

		Barentshavet																		
		RSLA 1-2						RSLA 3						RSL 4						
		Normalisert rikhet (ant arter*F)	% andel arter grønnealger (%grønn/tot)	% andel arter rødalger (%rød/tot)	ESG1/ESG2	% andel arter opportunister (%opp/tot)	Sum forekomst brun	Normalisert rikhet (ant arter*F)	% andel arter grønnealger (%grønn/tot)	% andel arter rødalger (%rød/tot)	ESG1/ESG2	% andel arter opportunister (%opp/tot)	Sum forekomst grønn	Sum forekomst brun	% andel arter brunalger (%brun/tot)	Normalisert rikhet (ant arter*F)	% andel arter grønnealger (%grønn/tot)	% andel arter rødalger (%rød/tot)	ESG1/ESG2	% andel arter opportunister (%opp/tot)
SG	Øvre EQR klassegrense	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
	Nedre EQR klassegrense	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	68	0	100	2,5	0	461	57	0	100	1,6	0	1	341	100	35	0	100	1	0
	Nedre klassegrense	26	27	37	0,8	15	92	26	20	36	1,0	25	14	136	45	22	29	28	0,63	16
	Klassebredde	42	27	63	1,7	15	369	29	20	64	0,6	25	13	204	55	13	29	72	0,34	16
G	Øvre EQR klassegrense	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
	Nedre EQR klassegrense	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	26	27	37	0,8	15	92	26	21	36	1,0	25	15	135	45	22	29	28	0,60	16
	Nedre klassegrense	13	35	28	0,6	25	41	17	26	27	0,7	32	30	68	34	14	35	21	0,49	23
	Klassebredde	13	8	9	0,2	10	51	9	5	9	0,3	7	15	67	11	8	6	7	0,11	7
M	Øvre EQR klassegrense	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
	Nedre EQR klassegrense	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	13	35	28	0,6	25	41	17	26	27	0,7	32	30	68	34	14	35	21	0,49	23
	Nedre klassegrense	9	46	20	0,4	35	26	10	32	19	0,4	40	48	34	23	8	46	15	0,34	36
	Klassebredde	4	11	8	0,2	10	15	7	6	8	0,3	8	18	34	11	6	11	6	0,15	13
D	Øvre EQR klassegrense	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
	Nedre EQR klassegrense	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	9	46	20	0,4	35	26	10	32	19	0,4	40	48	34	23	8	36	15	0,34	36
	Nedre klassegrense	3	94	9	0,2	50	10	3	38	9	0,2	50	95	17	11	3	69	9	0,10	41
	Klassebredde	6	48	11	0,2	15	16	7	6	10	0,2	10	47	17	12	5	33	6	0,24	5
SD	Øvre EQR klassegrense	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Nedre EQR klassegrense	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	EQR Klassebredde	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
	Øvre klassegrense	3	94	9	0,2	50	10	3	38	9	0,2	50	95	17	11	3	69	9	0,10	41
	Nedre klassegrense	0	100	0	0	100	0	0	100	0	0,0	100	317	0	0	0	100	0	0	100
	Klassebredde	3	6	9	0,2	50	10	3	62	9	0,2	50	222	17	11	3	31	9	0,10	59

Vedlegg B.

Forslag til ny tekst til veileder og vedlegg til veileder etter endring i utregningen av nedre voksegrenseindeksen (MSMDI).

Ny tekst og tabeller til Nedre voksegrenseindeksen i kapittel: 9.4.4 Beskrivelse av utregning av EQR til makroalgeindeksene og klassegrenser

Her foreligger beskrivelse av beregningen av de tomakroalgeindeksene i detalj med tilhørende klassegrenser for de forskjellige økoregionene og vanntypene. Finn først indeksen som skal benyttes, og deretter klassegrensene for den økoregionen og vanntypen som den undersøkte stasjonen/lokaliteten ligger i.

Nedre voksegrenseindeksen – MSMDI

Klassegrenser for nedre voksegrenseindeksen (tabell 9.4, 9.5 og 9.6) er foreløpig kun utviklet i økoregion Skagerrak (S) for vanntypene:

- | | | |
|-----|------------------------------|-----------|
| 1 – | åpen eksponert kyst | – MSMDI 1 |
| 2 – | moderat eksponert kyst/fjord | – MSMDI 2 |
| 3 – | beskyttet kyst/fjord | – MSMDI 3 |

De ni artene som inngår i klassifiseringsskjemaet. Artene er:

- Krusflik - *Chondrus crispus*
- Svartkluft - *Furcellaria lumbricalis*
- Skolmetang - *Halidrys siliquosa*
- Sukkertare - *Saccharina latissima*
- Krusblekke - *Phyllophora pseudoceranoides* eller Hummerblekke - *Coccotylus truncatus*
- Teinebusk - *Rhodomela converfoides*
- Fagerving - *Delesseria sanguinea*
- Eikeving - *Phycodrys rubens*

Artene må være voksne individer som er i stand til å formere seg. For å kunne beregne indeksen må minst tre av artene være til stede på stasjonen.

For hver av de ni artene som er med i beregningen av MSMDI er det satt et referansedyp som representerer det dypet hvor en vil forvente å finne arten dersom påvirkning fra menneskelig aktivitet er minimal. I tillegg finnes klassegrenser for ulike intervaller av nedre voksegrense dårligere enn referansetilstand. I utregningen av indeksen gis det poeng avhengig av hvor langt ned arten er observert. Den dypeste klassen gir 5 poeng, den neste gir 4 poeng, osv. ned til 2 poeng. Arter som aldri er blitt funnet på stasjonen er ikke med i beregningen. For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene. Dvs. at dersom begge artene ble registrert på stasjonen, hummerblekke på 20 m og krusblekke på 15 m, benyttes registreringen av hummerblekke i utregningen.

Artenes nedre voksegrense må ikke være begrenset av mangel på substrat eller at dykkeren ikke kan gå dypt nok. Dersom det kun ble dykket til 15 m, og hummerblekke, fagerving og eikeving ble registrert i spredt forekomst på 15 m skal ikke disse registreringene tas med i beregningen. Det er fordi maks poeng (5) gis kun på registreringer på dyp større enn 15 m. Dersom noen av de andre artene på listen ble registrert i spredt forekomst på 15 m kan de inkluderes da maks verdi gis på

registreringer på 15 m dyp. Det må vises tydelig ved rapportering at enkelte arter ikke er inkludert i beregningen, og utsagnskraften vil være mindre enn om det ble dykket dypere enn referansedypet til alle artene.

Utrekning:

1. Hver art får poeng iht. klassegrensene som er satt for MSMDI for respektive vanntype (MSMDI 1, 2 eller 3).
2. Arter som ikke blir registrert på stasjonen skal ikke inngå i beregningen.
3. Poengene summeres og deles på antall arter som er registrert på stasjonen.
4. Middelverdien deles så på 5, som er referanseverdien, og du får da EQR-verdien.
5. Dersom det undersøkes flere stasjoner i en vannforekomst får du normalisert EQR-verdi (nEQR) ved å regne middelverdien av EQR-verdiene.
6. Klassegrensene for EQR og nEQR-verdiene er vist i tabell 9.7.

Klassegrensene for MSMDI

Tabell 9.4 MSMDI 1 (S1 – åpen eksponert kyst (NEA10)). Verdiene i kolonnene til høyre for artene er dyp i meter					
Arter (Norsk-Latin)	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp >x	4 poeng hvis dyp >x	3 poeng hvis dyp >x	2 poeng hvis dyp >x
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	18	13	9	5	0
Svartkluff – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	12	9	5	0
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	14	10	8	4	0
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	12	9	5	0
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / Hummerblekke – <i>Coccytylus truncatus</i> *	30	22	18	9	0
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	12	9	5	0
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	30	22	18	9	0
Elkeving – <i>Phycodrys rubens</i>	29	22	17	9	0

* For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene.

Tabell 9.5 MSMDI 2 (S2 – moderat eksponert kyst/fjord (NEA8a)). Verdiene i kolonnene til høyre for artene er dyp i meter

Arter (Norsk-Latin)	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp >x	4 poeng hvis dyp >x	3 poeng hvis dyp >x	2 poeng hvis dyp >x
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	12	8	5	3	0
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	10	7	4	0
Skolmetang – <i>Holidrys siliquosa</i>	10	8	5	3	0
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	10	7	4	0
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / Hummerblekke – <i>Coccotylus truncatus</i> *	22	18	12	6	0
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	12	7	4	0
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	25	18	12	6	0
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	22	15	10	5	0

* For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene

Tabell 9.6 MSMDI 3 (S3 – beskyttet kyst/fjord (NEA9)). Verdiene i kolonnene til høyre for artene er dyp i meter

Arter (Norsk-Latin)	Referanse-dyp	5 poeng hvis dyp >x	4 poeng hvis dyp >x	3 poeng hvis dyp >x	2 poeng hvis dyp >x
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	12	10	7	4	0
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	15	12	8	4	0
Skolmetang – <i>Holidrys siliquosa</i>	12	10	7	4	0
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	12	8	6	3	0
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> / Hummerblekke – <i>Coccotylus truncatus</i> *	14	10	8	4	0
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	15	12	8	4	0
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	17	13	9	5	0
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	16	13	8	4	0

* For krusblekke og hummerblekke benyttes den dypeste registreringen av de to artene

Se vedlegg 9.2 for feltregistreringsskjema og eksempel på bruk av MSMDI indeksen.

Tabell 9.7. Oversikt over EQR og nEQR verdi for nedre voksegrense (MSMDI) indeksen.

EQR/nEQR verdi	Tilstand
1,00-0,80	Svært god
0,80-0,60	God
0,60-0,40	Moderat
0,40-0,20	Dårlig
0,20-0,00	Svært dårlig

Ny tekst og tabeller til «Eksempel på bruk av nedre voksegrenseindeksen (MSMDI)» i vedlegg 9.2
Fastsittende alger (makroalger)

Eksempel på bruk av nedre voksegrenseindeksen (MSMDI)

Under vises et eksempel på hvordan en foretar beregningene på to stasjoner i en vannforekomst undersøkt i 2015 og gjenbesøkt i 2016. Utregningene er basert på nedre voksegrense for de 9 artene som inngår i indeksen. Vanntypen er **S3 – Beskyttet kyst/fjord i Skagerrak**. I kolonnen med stasjonsnummer er nedre voksedyp registrert for hver art, i poeng-kolonnen er poengene (0-5) for det registrerte dypet gitt. Poengene til de registrerte dypene er gitt i tabellen for klasse-grenser for MSMDI3 (tabell 9.7).

Tabell V9.2 Eksempel på utregning				
Arter	St. 1 2015	Poeng	St. 2 2015	Poeng
Delesseria sanguinea	28,2	5	20,2	5
Phycodrys rubens	24,1	5	19,4	5
Rhodomela confervoides	15,2	5	13,1	5
Coccotylus truncatus / Phyllophora pseudoceranoides	20,8	5	20,9	5
Saccharina latissima	7,3	4	6,1	4
Halidrys siliquosa			4,1	3
Furcellaria lumbricalis	5,8	3	5,0	3
Chondrus crispus	8,7	4	4,4	3
Sum poeng		31		33
Antall arter		7		8
Gjennomsnitt poeng		4,4		4,1
EQR (Gj.snitt poeng / 5)		0,88		0,82
nEQR (Middelverdi av EQR)	(0,88+0,82)/2 = 0,85			

I 2015 var normalisert EQR-verdi for vannforekomsten basert på to stasjoner 0,85, som gir «Svært god» økologisk tilstand.

Tabell V9.3 Eksempel på utregning				
Arter	St. 1 2016	Poeng	St. 2 2016	Poeng
Delesseria sanguinea	20,2	5	17,9	4
Phycodrys rubens	19,0	5	18,1	5
Rhodomela confervoides	11,8	4	12,9	5
Coccotylus truncatus / Phyllophora pseudoceranoides	22,2	5	17,0	5
Saccharina latissima	6,1	4	5,8	3
Halidrys siliquosa			2,2	2
Furcellaria lumbricalis	5,1	3	3,9	2
Chondrus crispus	6,4	3		
Sum poeng		29		26
Antall arter		7		7
Gjennomsnitt poeng		4,1		3,7
EQR (Gj.snitt poeng / 5)		0,82		0,74
nEQR (Middelverdi av EQR)	(0,82+0,74)/2 = 0,77			

I 2016 var normalisert EQR-verdi for vannforekomsten basert på to stasjoner 0,77 som gir «God» økologisk tilstand (tabell 9.8.)

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnærmingssmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Økernveien 94 • 0579 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no