

Utredning om parametere for suspendert stoff og organisk materiale kan inkluderes i klassifiseringssystemet for vann



Foto: Eva Skarpsvik



Foto: Alexander Håland

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 Utredning om parametere for suspendert stoff og organisk materiale kan inkluderes i klassifiseringssystemet for vann	Løpenummer 7860-2023	Dato 05.05.2023
Forfatter(e) Øyvind Kaste, Eva Skarbøvik, Rolf D. Vogt	Fagområde Vannressursforvaltning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Norge	Sider 58 + vedlegg

Oppdragsgiver(e) Miljødirektoratet	M-2590 2023	Kontaktperson hos oppdragsgiver Jon Lasse Bratli
		Utgitt av NIVA Prosjektnummer 210163

Sammendrag

Det mangler per i dag vannkjemiske grenseverdier for suspenderte partikler og organisk materiale i klassifiseringssystemet for vann. Begge elementene var inkludert i klassifiseringsveilederen fra 1997, men i dag brukes parameterne kun til å bestemme vanntype. Forvaltningen ønsker derfor en ny vurdering av om parametere for partikler og organisk materiale igjen kan innarbeides i systemet slik at en får et nytt verktøy for å vurdere effektene av antropogene utslipp. Rapporten utreder mulighetene for dette basert på analyser av eksisterende data, hovedsakelig hentet fra vannforvaltningens database Vannmiljø. Det er også gitt en omtale av de viktigste effektene av partikler og organisk stoff på biota, samt noen anbefalinger knyttet til metodikk for overvåking av partikler og organisk materiale i vann.

Fire emneord	Four keywords
1. Vannkvalitet	1. Water quality
2. Suspenderte partikler	2. Suspended solids
3. Organisk materiale	3. Organic matter
4. Klassifisering	4. Classification

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

Øyvind Kaste
Prosjektleder

Hans Fredrik Veiteberg Braaten
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7596-4
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

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

**Utrekning om parametere for suspendert stoff og
organisk materiale kan inkluderes i
klassifiseringssystemet for vann**

Forord

På oppdrag fra Miljødirektoratet har Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og Norsk Institutt for Bioøkonomi (NIBIO) vurdert om parametere som beskriver innhold av eller egenskapene til suspendert stoff (partikler) og organisk materiale kan tas inn i det nåværende klassifiseringssystemet for miljøtilstand i vann. Prosjektet er en videreføring av et arbeid som ble påbegynt i 2021, og som ble oppsummert i form av et foreløpig notat i desember 2021. Denne rapporten sammenfatter undersøkelsene som ble gjort i 2021 og det oppfølgende arbeidet i 2022.

Vi takker Dag Rosland (Miljødirektoratet) for uttak av data fra Vannmiljø-databasen, Benno Dillinger (NIVA) og Charles Carr (NIBIO) for bearbeiding av data fra Vannmiljø-databasen og Christian Vogelsang for å ha tilrettelagt data fra norske avløpsrensaneanlegg. Takk også til deltakere på den interne workshopen som ble avholdt 22.11.2021: Foruten forfatterne av dette notatet deltok Anne Lyche Solheim, Emelie Skogsberg, Maia Røst Kile, Sigrid Haande, Sissel Ranneklev, Sondre Meland og Tor Erik Eriksen fra NIVA, samt Roger Roseth og Ståle Haaland fra NIBO.

Øyvind Kaste, NIVA, har vært prosjektleder og har, sammen med Rolf Vogt (NIVA), hatt ansvaret for å vurdere klassegrenser for organisk materiale i vann; Eva Skarbøvik (NIBIO) har hatt ansvaret for å vurdere klassegrenser for suspenderte partikler og turbiditet i vann.

Jon Lasse Bratli har vært kontaktperson i Miljødirektoratet og takkes for godt samarbeid i forbindelse med prosjektgjennomføringen.

Grimstad, 05.05.2023

Øyvind Kaste

Innholdsfortegnelse

1	Introduksjon.....	10
1.1	Bakgrunn	10
1.2	Mål	11
2	Materiale og metoder.....	13
2.1	Data fra Vannmiljø	13
2.1.1	Uttrekk foretatt i 2021	13
2.1.2	Uttrekk foretatt i 2022	13
2.2	Andre datasett	14
2.2.1	Partikler og turbiditet	14
2.2.2	Organisk materiale	14
2.3	Parametere, definisjoner og analysemetoder	15
2.3.1	Partikler og turbiditet	15
2.3.2	Organisk materiale	16
2.4	Metodisk tilnærming	16
2.4.1	Partikler og turbiditet	16
2.4.2	Organisk materiale	19
3	Kilder, effekter og tidligere forsøk på klassifisering.....	21
3.1	Suspenderte partikler og turbiditet	21
3.1.1	Naturlige vs. antropogene sedimentkilder.....	21
3.1.2	Kornfordeling og transportfaser av suspendert stoff.....	21
3.1.3	Påvirkning på biota	22
3.1.4	Effekter av klimaendringer	24
3.1.5	Tidligere forsøk på klassifisering	24
3.2	Organisk materiale.....	26
3.2.1	Naturlige vs. antropogene kilder.....	26
3.2.2	Påvirkning på biota.....	26
3.2.3	Tidligere forsøk på klassifisering	29
4	Resultater og diskusjon.....	30
4.1	Partikler og turbiditet	30
4.1.1	SS og turbiditet i elver	30
4.1.2	SS, turbiditet og siktedyp i innsjøer.....	31
4.1.3	Leirvassdrag med og uten menneskelig påvirkning	33
4.1.4	Brevassdrag	34
4.1.5	Vurdering av muligheter for å utarbeide klassegrenser.....	35
4.2	Organisk materiale.....	38
4.2.1	TOC og farge	38
4.2.2	KOF og BOF	41
4.2.3	Spektroskopiske indekser.....	46
4.2.4	Vurdering av muligheter for å utarbeide klassegrenser.....	49
5	Konklusjoner og anbefalinger.....	52
5.1	Mulighet for klassifisering av partikler og turbiditet i vann	52

5.2	Muligheter for klassifisering mht. organisk materiale i vann	53
6	Referanser.....	55

Sammendrag

Vannforvaltningen ønsker å få vurdert mulighetene for å inkludere parametere som beskriver suspenderte partikler (SS) og organisk materiale (DOM) i klassifiseringssystemet for vann. Både partikler og organisk materiale var inkludert i den gamle klassifiseringsveilederen fra 1997, men i dag brukes parameterne kun til å bestemme vanntype. Bakgrunnen for at forvaltningen ønsker en ny vurdering av om parametere for partikler og organisk stoff igjen kan innarbeides i systemet er at det kan være betydelige antropogene utslipp av SS og DOM til vann, men at det per i dag mangler vannkjemiske grenseverdier for å vurdere graden av påvirkning.

Utrekningen som er presentert i denne rapporten er hovedsakelig basert på analyser av data fra vannforvaltningens database Vannmiljø, men vi har også benyttet oss av andre relevante datasett og foretatt begrensete litteratursøk for å belyse konkrete problemstillinger. Rapporten inneholder også en omtale av de viktigste effektene av SS og DOM på biota, samt noen anbefalinger knyttet til metodikk for overvåking av partikler og organisk materiale i vann (i vedlegg).

Den største utfordringen i forhold til å utvikle klassegrenser for partikler og organisk materiale i vann er at den naturlige variasjonen i konsentrasjoner er svært stor, både i tid og rom. Ofte er den naturlige variasjonen så stor at det kan maskere lokale, antropogene tilførsler. Det er derfor krevende å finne parametere, eller kombinasjoner av parametere, som kan brukes til å skille mellom naturlig og antropogen påvirkning i elver og innsjøer.

Det er foreslått klassegrenser for SS og turbiditet i elver. Grensene for Svært god og God tilstand er basert på data fra Vannmiljø-databasen, mens God/Moderat-grensen er basert på kanadiske retningslinjer knyttet til varighet av episoder med forhøyet SS og turbiditet. Med de store variasjonene i SS og turbiditet som opptrer naturlig, anbefales det imidlertid at klassegrensene kun betraktes som veiledende. De kan benyttes til å vurdere om en elv ligger innenfor 'normalen' og til å vurdere om inngrep i vassdraget kan ha forverret tilstanden. Det anbefales ikke at klassegrensene brukes til å justere den totale tilstandsklassen for en vannforekomst.

For leirvassdrag er det antydnet mulige God/Moderat-grenser for SS sett i forhold til leirdekningsgrad (%) i nedbørfeltet. I vannforekomster med høyere SS-konsentrasjon enn grenseverdiene bør mulige sedimentkilder undersøkes og erosjonsforebyggende tiltak vurderes.

For innsjøer er det foreslått tentative verdier for gjennomsnittlig turbiditet innenfor tilstandsklassene Svært god og God. Verken SS eller turbiditet viste noen klar sammenheng med siktedyp i innsjøer. Siktedyp er allerede inkludert i klassifiseringssystemet og foreslås benyttet videre, framfor klassegrenser for SS og turbiditet, til det foreligger mer informasjon om påvirkning på biologi av partikler i innsjøer.

Blant parameterne for organisk materiale i vann er totalt organisk karbon (TOC), farge og kjemisk oksygenforbruk (KOF) i seg selv relativt uspesifiske når det gjelder å skille mellom naturlig og antropogent DOM. Naturlig organisk materiale som er produsert i nedbørfeltet er vanligvis mindre nedbrytbart og mer farget enn det som tilføres antropogent. For elver har vi derfor kommet fram til at forholdet $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Mn}}$ ¹ (alternativt BOF_5/TOC) og sVISa ² (alternativt farge/TOC), som beskriver hvor biologisk nedbrytbart og hvor sterkt farget det organiske materialet er, kan være bedre egnet

¹ BOF_5 : biologisk oksygenforbruk (målt i løpet av 5 døgn), KOF_{Mn} : Kjemisk oksygenforbruk (permanganat -metoden).

² sVISa : Spektroskopisk indeks (Abs 410nm/TOC). Tilsvarende farge/TOC-forholdet i vann.

som indikatorer på antropogent DOM. Antropogent DOM fra kloakk eller avrenning fra landbruket er vanligvis forbundet med høye nivåer av næringssalter. Ved å studere variasjonen i indeksene i forhold til konsentrasjoner av fosfor- og nitrogenforbindelser i de samme prøvene har vi antydnet mulige grenseverdier mellom God og Moderat tilstand. Det må imidlertid understrekes at de tentative grenseverdiene er basert på et begrenset datagrunnlag. Et større referansemateriale fra elver innenfor ulike vanntyper og tilstandsklasser må derfor undersøkes før de kan brukes med noenlunde sikkerhet. Det anbefales å bruke de to indeksene i kombinasjon, samt at de også sees i sammenheng med andre forurensningsindikatorer, fortrinnsvis næringssalter. I tillegg er det viktig å inkludere biologiske kvalitetselementer, som i tiltaksovervåking har vist seg å være mer følsomme for påvirkning av antropogent organisk materiale enn vi er i stand til å måle/påvise med vannkjemiske støtteparametere.

Organisk materiale som er produsert i innsjøer er vanligvis lettere nedbrytbart og mindre farget enn det som tilføres naturlig fra nedbørfeltet. Det er derfor vanskelig å bruke $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Mn}}$ eller farge/TOC-forhold som indikator for antropogent DOM i innsjøer fordi organisk materiale fra algenes primærproduksjon interfererer med indeksene for antropogent DOM. På bakgrunn av dette har vi ikke funnet parametere eller indekser som kan egne seg til klassifisering mht. naturlig eller antropogent organisk materiale i innsjøer.

Summary

Title: Assessment of possibilities to include parameters for suspended and organic matter in the classification system for water

Year: 2022

Author(s): Øyvind Kaste, Eva Skarbøvik, Rolf D. Vogt

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7596-4

Norwegian water authorities request to assess the option of including parameters that describe suspended particles (SS) and organic matter (DOM) into the current classification system for water. Particles and organic matter were included in the old classification handbook from 1997, but in the present classification system the parameters are only used to determine water type. Anthropogenic inputs of SS and DOM to streams and lakes can in some cases be significant, though water managers presently lack a classification system that can be used to evaluate the presence of anthropogenic SS and DOM based on physicochemical parameters.

This study is based on an assessment of existing data that are mainly extracted from the water authority's database 'Vannmiljø'. We have also included a brief discussion of the most important effects of particles and organic matter on biota, as well as some recommendations related to methodology for monitoring of particles and organic matter in water (in Appendix). A major challenge related to classification of SS and DOM in water is their large natural variation in concentrations, both spatially and temporally. Hence, this natural variation may often exceed any local anthropogenic inputs by several orders of magnitude. It is therefore a need to find parameters, or a combination of parameters, that can be used to distinguish between natural and anthropogenic inputs to rivers and lakes.

Class boundaries for SS and turbidity in rivers are proposed. The boundaries for Very good and Good status are based on data from 'Vannmiljø', while the Good/Moderate boundary is based on Canadian guidelines relating to the duration of episodes of elevated SS and turbidity. However, considering the large natural variations in SS and turbidity, it is recommended that these class boundaries are only considered indicative. They can e.g., be used to assess whether a river is within a 'normal' state or whether it appears affected by some form of disturbance. It is not recommended that classifications based on SS and turbidity are used to downgrade the ecological status of a water body.

For rivers draining watersheds containing clay soils, the proposed Good/Moderate boundaries for SS are indicated in relation to the proportion of clay coverage in the catchment. In water bodies where SS concentrations exceed the indicative boundaries, possible anthropogenic sediment sources should be identified, and erosion abatement measures considered.

Regarding lakes, tentative values have been proposed for average turbidity within the classes for Very good and Good status. Neither SS nor turbidity were significantly correlated with Secchi depth in lakes. As Secchi depth is included in the present classification system for lakes, we propose to continue with this parameter rather than including class boundaries for SS and turbidity – at least until more information is available on impacts on biota from suspended particles in lakes.

Assessed individually, total organic carbon (TOC), colour and chemical oxygen demand (COD) are all relatively unspecific in terms of distinguishing between natural and anthropogenic DOM. Natural DOM, produced in the catchment, is usually less biodegradable and more coloured than

anthropogenic DOM. For rivers, we have therefore concluded that the ratio BOD_5/COD_{Mn} ³ (alternatively BOD_5/TOC) and $sVISa$ ⁴ (alternatively colour/ TOC), which describe how biodegradable and how strongly coloured the organic material is, may be better suited as indicators of anthropogenic DOM.

Anthropogenic DOM from sewage or agricultural runoff is usually associated with high nutrient levels. By studying the variation in the BOD_5/COD_{Mn} and $sVISa$ indices in relation to concentrations of phosphorus and nitrogen compounds, we have suggested possible boundaries between Good and Moderate status for rivers. It must be emphasized, however, that the tentative boundaries are based on limited data. Thus, a larger reference material from rivers within different water types and ecological status classes should be examined before they can be used with reasonable certainty. It is recommended to use both indices (BOD_5/COD_{Mn} and $sVISa$) in combination, and that they are supported by other pollution indicators, preferably nutrients, when assessing possible anthropogenic loading of DOM. Moreover, it is important to include biological quality elements that in monitoring programmes have proved to be more sensitive to anthropogenic organic material than physicochemical parameters.

DOM produced in lakes is usually more easily biodegradable and less coloured than the DOM supplied naturally from the catchment. It is thus difficult to use BOD_5/COD_{Mn} or $sVISa$ as indicators of anthropogenic DOM in lakes since the quality of organic material from the algae's primary production interferes with the indices of anthropogenic DOM. Based on this, we have not found any parameters or indices that are suitable for distinguishing between natural and anthropogenic DOM in lakes.

³ BOD_5 : Biological Oxygen Demand (5 day's incubation), KOD_{Mn} : Chemical Oxygen Demand (permanganate method).

⁴ $sVISa$: Spectroscopic index (Abs 410nm/ TOC). Corresponds to colour/ TOC ratio in water

1 Introduksjon

1.1 Bakgrunn

Miljødirektoratet ønsker en vurdering av om nye parametere som beskriver innhold av eller egenskapene til suspendert stoff (partikler) og organisk materiale i vann kan tas inn i det nåværende klassifiseringssystemet for miljøtilstand i vann (Direktoratsgruppen 2018, **Figur 1**). Parametere som i utgangspunktet ønskes vurdert i forhold til partikler i vann er suspendert tørrstoff (SS) og turbiditet. Mål for organisk materiale i vann (DOM⁵) inkluderer hovedsakelig parameterne totalt organisk karbon (TOC) og farge, men i den grad det foreligger tilstrekkelig med data, skal det også inkluderes vurderinger av kjemisk oksygenforbruk (KOF) og biologisk oksygenforbruk (BOF).

Alle disse parameterne er knyttet til målinger i vannfasen og alle (bortsett fra BOF) var inkludert i Statens forurensningstilsyns (SFTs) veileder for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Andersen m.fl. 1997). TOC, farge, SS og turbiditet brukes i det eksisterende klassifiseringssystemet for å bestemme vanntype. De er også potensielt viktige for å kunne bestemme grad av forurensninger fra en rekke industribransjer, avløp og avrenning fra jordbruk og skogbruk. Dette har til nå manglet i det eksisterende klassifiseringssystemet og danner derfor bakgrunnen for at Miljødirektoratet ønsker en vurdering av om-, og hvordan, disse parameterne kan innarbeides i systemet.

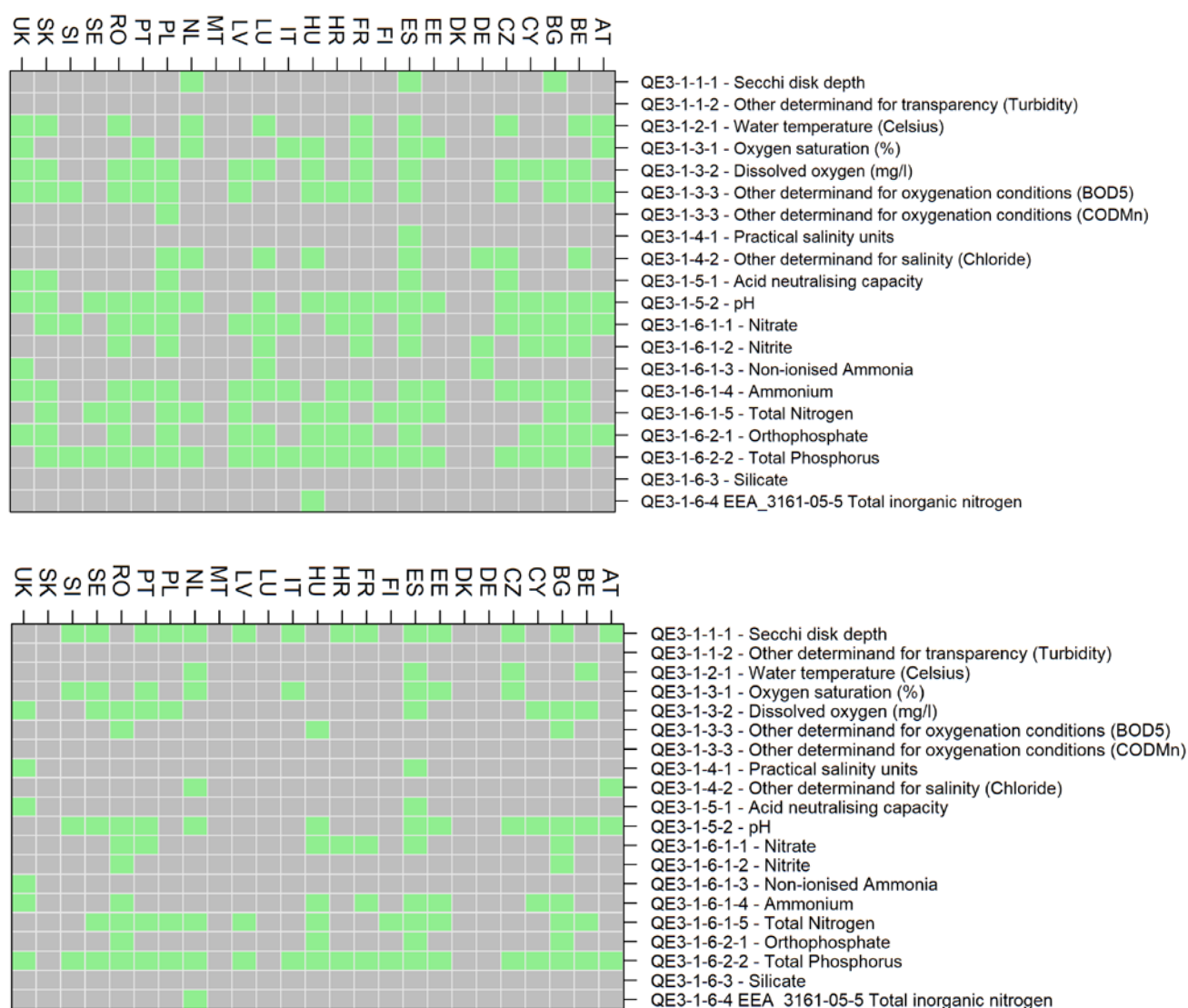
Vedlegg V i Vanndirektivet krever at de fysisk-kjemiske kvalitetselementene klassifiseres og at grenseverdien god/moderat (G/M) er konsistent med følsomme biologiske kvalitetselementer. Vanndirektivets rapporteringsveileder (WFD Reporting Guidance 2016)⁶ krever rapportering av typespesifikke G/M grenser for alle fysisk-kjemiske kvalitetselementer som brukes i klassifisering av økologisk tilstand. For parametere som omtales i denne rapporten er det i Vanndirektivet kun krav om rapportering av turbiditet, BOF og KOF. **Figur 2** viser hvilke parametere som kreves rapportert og hvilke land som faktisk har rapportert disse i hhv. elver og innsjøer. Som det kommer frem av matrisene, har ingen land rapportert turbiditet. Siktedyp kan til en viss grad representere turbiditet, men denne måles sjeldent i elver med unntak av noen land med svært sakteflytende elver.



Figur 1. Miljøtilstand og miljømål-klassifisering. Kilde: Direktoratsgruppen 2018

⁵ Dissolved Organic Matter (DOM) brukes gjennomgående i rapporten som betegnelse for organisk materiale i vann, uavhengig om det er løst i vannet eller foreligger som suspenderte partikler.

⁶ <https://circabc.europa.eu/sd/a/5b969dc0-6863-4f75-b5d8-8561cec91693/GuidanceNo35-WFDReportingGuidance.pdf>



Figur 2. Matriser som viser hvilke parametere som kreves rapportert og hvilke land som faktisk har rapportert de enkelte parametere i elver (øverst) og innsjøer (nederst). Fra rapport til EEA (Lyche Solheim m.fl. 2019). Norge var ikke med i undersøkelsen, da vi rapporterte senere enn de andre landene.

1.2 Mål

Hovedmålet for prosjektet har vært å vurdere mulighetene for å utarbeide klassegrensar for partikler og organisk materiale som kan inngå i det eksisterende klassifiseringssystemet for miljøtilstand i vann. Prosjektet er gjennomført i to faser med følgende mål og oppgaver:

Fase 1 (i 2021):

- Undersøke nivåer av SS, turbiditet og organisk materiale (DOM) innenfor ulike vanntyper og tilstandsklasser i data som ligger i Vannmiljø-databasen
- Gi en generell oversikt over virkninger av partikler og DOM på biologiske kvalitetselementer

- Vurdere ulike måter å skille mellom naturlige og menneskeskapte tilførsler av DOM
- Gi anbefalinger knyttet til metodikk for overvåking av partikler og DOM i vann (kun inkludert som vedlegg i denne rapporten).

Fase 2 (i 2022):

- Partikler og turbiditet:
 - o Korrelere siktedyp mot turbiditet og SS i innsjøer
 - o Fremskaffe flere data fra breelver og brepåvirka innsjøer
 - o Hente inn flere data fra leirelver med jordbruk (i første del av prosjektet var slike data kun inkludert for Vannområde Morsa) og evt. flere i skog.
- Organisk materiale:
 - o Sammenstille og vurdere data på TOC, farge, KOF og BOF fra lokaliteter som vi vet er påvirket av organisk materiale fra antropogene (menneskeskapte) punktutslipp
 - o Teste ut om farge/TOC-forhold som mulig klassifiseringsparameter
 - o Analysere datasett med helspekter UV-absorbans og undersøke muligheten for å bruke spektroskopiske indekser som indikator på antropogent organisk materiale
- Basert på undersøkelsene utført i fase 1 og 2, gi en samlet vurdering av muligheter og begrensninger i forhold til å bruke gitte parametere og indekser til å utarbeide klassegrenser for partikler og organisk materiale i elver og innsjøer.

2 Materiale og metoder

2.1 Data fra Vannmiljø

2.1.1 Uttrekk foretatt i 2021

Med bistand fra Miljødirektoratet fikk vi i 2021 tilgang til alle prøvedata som er lagt inn i Vannmiljø-databasen og som inneholder verdier for SS, turbiditet, TOC, farge, KOF og BOF i innsjøer og elver. En oversikt over antall registrerte verdier for hver parameter er gitt i **Tabell 1**. Hver parameter kom ut på separate datafiler. Det var derfor ikke mulig i første omgang å koble eller vurdere eventuelle empiriske sammenhenger mellom parametere som var analysert på samme vannprøve. Det ble imidlertid foretatt en sammenkobling av dataene fra Vannmiljø-databasen og Vann-nett for få opplysninger om vanntype, økologisk tilstand og aktuelle påvirkninger for hver enkelt vannforekomst som prøvene og analyseresultatene stammer fra. Før TOC- og farge-data fra innsjøene ble bearbeidet videre, ble prøver fra dyp >20 meter sortert bort. For turbiditet og SS ble alle dyp inkludert i de videre analysene.

Tabell 1. Antall registrerte verdier av relevante parametere for partikler og DOM i uttrekk fra Vannmiljø-databasen.

	Elver Antall verdier	Innsjøer Antall verdier
Suspenderte partikler (SS)	47 463	5 351
Turbiditet	49 538	47 887
Totalt organisk karbon (TOC)	64 476	17 901
Farge	31 635	22 832
Kjemisk oksygenforbruk (KOF)	2 218	500
Biologisk oksygenforbruk (BOF)	696	80

2.1.2 Uttrekk foretatt i 2022

I 2022 ble det foretatt noen supplerende uttrekk av data fra Vannmiljø:

- Partikler og turbiditet:
 - o Prøver med målinger av både siktedyp og turbiditet og/eller SS i innsjøer
 - o Målinger av SS og turbiditet i brepåvirkede elver (tynt datagrunnlag)
- Organisk materiale:
 - o Elve- og innsjøprøver med målinger av både farge og TOC
 - o Elve- og innsjøprøver med målt BOF kombinert med farge, TOC, KOF, Tot-P eller Tot-N
 - o Elve- og innsjøprøver med målt KOF kombinert med farge, TOC, BOF, Tot-P og Tot-N

Som i 2021, kom hver parameter ut på separate filer. Denne gangen ble filene flettet slik at parametere målt i samme prøve ble presentert side om side.

2.2 Andre datasett

2.2.1 Partikler og turbiditet

I tillegg til uttrekk fra Vannmiljø beskrevet over, omfatter datagrunnlaget for partikler og turbiditet:

- Eldre data av SS og en tidlig type-inndeling av norske vassdrag fra Bogen (1996);
- Eldre data av SS fra breelver i Norge (Skarbøvik 1987; Bogen 1996);
- Data av SS fra bekker og elver under marin grense (leirvassdrag) med og uten jordbruk i nedbørfeltet.

For de to første kategoriene fantes kun data over transport (også kalt flukser eller tilførsler), siden det tidligere ikke var vanlig å måle suspendert stoff i vassdrag for å finne gjennomsnittskonsentrasjoner. Vannføringsdata er derfor benyttet til å regne om tilførsler til gjennomsnittlige konsentrasjoner.

For sistnevnte, leirvassdragene, er det samlet inn data fra 14 overvåkingsstasjoner i skogsvassdrag og 42 i jordbruksvassdrag. Utvalget av overvåkingsstasjoner er hovedsakelig basert på en analyse foretatt av Greipsland m.fl. (2017), hvor leirelver både i skog og i jordbruksområder inngikk. Bekker uten vesentlig påvirkning av jordbruk omfatter Dalen og Boslangen i Vannområde Morsa, Skjerven i Maridalen, Børta i Vannområde Halden, og bekkene Lund Sør og Lund Nord i Vannområde Øyeren. De to siste ble prøvetatt på 10 ulike steder (Figur A1 i Vedlegg A). I disse to nedbørsfeltene er det bratte ravinedaler som gir høyere erosjon enn i flatt terreng. Overvåkingsdata fra bekker og elver med jordbrukspåvirkning er hentet fra Vannområdene Morsa, Haldenvassdraget, Øyeren, Glomma Sør og Leira og Nitelva. I tillegg til å benytte data fra Greipsland m.fl. (2017) er enkelte vannkvalitetsdata mottatt direkte fra vannområdene, bl.a. gjennom tidligere utført arbeid for disse (f.eks. Skarbøvik m.fl. 2022; Isidorova og Skarbøvik, 2022). Oversikt over benyttede data fra leirvassdrag er gitt i Vedlegg A3.

2.2.2 Organisk materiale

Datasett med målinger av helspekter UV-absorbans

UV-absorbans spektra er målt i Elveovervåkingsprogrammet siden 2017 (Kaste m.fl. 2022). En begrensning i disse dataene er at de hovedsakelig representerer prøvelokaliteter som i liten grad er påvirket av antropogent DOM. Dataene er derfor supplert med nye og hittil upubliserte data fra et pågående prosjekt i Tsjekkia (*DWARF*), der forskjellene i forurensingsbelastning er betydelig større.

Elveovervåkingsprogrammet

Vi har analysert fem år (2017-2021) med månedlige målinger av helspekter UV-absorbans i de 20 elvene som inngår i Elveovervåkingsprogrammet. Prøvene inkluderer også målinger av en rekke næringsstoff-fraksjoner samt tungmetaller, som kan indikere i hvor stor grad elvene er forurenset fra antropogene kilder.

DWARF prosjektet

I EEA-prosjektet *Drinking Water Readiness for the Future* (*DWARF*) studeres bl.a. de spektroskopiske indeksene til DOM i 12 nedbørsfelt i et fjellområde sørvest i Tsjekkia. Avrenningen fra nedbørsfelt i denne regionen har større innslag av antropogent DOM fra fiskeoppdrett (karpedammer), rensed og

urenset kloakk og avrenning fra landbruket. Det er data på arealbruk for hvert delnedbørsfelt. I tillegg til målinger av TOC, sUVa og næringssalter foretas det også målinger av BOF_5 og KOF_{Mn} .

Data fra lokaliteter med kjente antropogene kilder

I tillegg til dataene vi har fått eksportert fra Vannmiljø-basen (**Tabell 1**) har vi sett litt ekstra på lokaliteter som er påvirket av organisk materiale fra treforedlingsindustri. Nærmere bestemt Glomma nedstrøms Borregaard (Ranneklev m.fl. 2012, Lindholm m.fl. 2016), Nidelva nedstrøms Rygene-Smith & Thommesen AS (Moe m.fl. 2016; Thrane m.fl. 2018), Tista nedstrøms Norske Skog Saugbrugs (Walday m.fl. 2016, Borgersen m.fl. 2019) og Otra nedstrøms Hunsfos fabrikker (Kaste m.fl. 1998).

2.3 Parametere, definisjoner og analysemetoder

2.3.1 Partikler og turbiditet

Begrepene **suspendert stoff** (SS), suspendert sediment (SS), suspendert partikulært materiale (SPM), og suspendert tørrstoff (STS) brukes gjerne om hverandre. I denne rapporten brukes betegnelsen suspendert stoff med forkortelsen SS. Som for de andre begrepene over, er SS en samlebetegnelse for ulike typer partikler i vann, herunder organiske og uorganiske. Organiske partikler kan være alt fra levende alger til døde dyre- og planterester. Uorganisk materiale kan omfatte enkeltpartikler eller aggregater av leire, silt og sand. Partikler kan med andre ord ha høyst ulik sammensetning.

Gløderest er betegnelsen på vekten av det uorganiske materialet, etter at den organiske fraksjonen er glødet bort.

Filteret som benyttes til analysene er av betydning. I Norge ble tidlige analyser av suspenderte partikler utført ved å filtrere vannet gjennom papirfiltre (f.eks. Skarbøvik 1987, Bogen 1996). Filtrene ble først tilsatt sprit og deretter brent i porselensdiger i ovn ved ca. 6-700° C slik at både filteret og det organiske materialet ble brent bort. Porselensdiglene ble veid før og etter brenning slik at gløderesten kunne beregnes, og dermed mengde uorganisk suspendert stoff (Skarbøvik, 1987). Senere er det benyttet andre typer filtre for å finne SS, herunder glassfiberfiltre eller filtre med fast porestørrelse på 0,45 µm. Glassfiberfiltre har ikke en eksakt porestørrelse. Laboratoriet Eurofins (<https://www.eurofins.no/environment-testing/om-oss/avdelinger/moss/>) opplyser f.eks. at deres glassfiberfiltre (artnr. WHAT9907-047) holder tilbake partikler som er over ca. 1,5 µm. Avhengig av filtertype kan SS derfor bestå av partikler med ulik kornstørrelse. Eurofins bruker glassfiberfiltre som på forhånd er vasket, tørket og veid av leverandør. Filteret tørkes i varmeskap ved 105°C, og veies etter tørking og avkjøling. Avhengig av filtertype kan SS derfor bestå av partikler med ulik kornstørrelse. SS angis nesten alltid i enheten mg/L, men noen ganger også som parts per million (ppm).

Turbiditet er et mål på uklarheten i vannet. Den måles ved at en bestemt mengde lys passerer gjennom vannet og blir spredd i ulike retninger av partikler og annet materiale i suspensjon, herunder planteplankton og organisk materiale. En typisk turbiditetsmåler består av en lyskilde, et målekammer og en mottaker som beregner signalene og dermed angir måleresultatet. Måleenheten som brukes i norske forskrifter for turbiditet er FNU. FNU er en forkortelse for Formazine Nephelometric Unit. Turbiditet kan også måles med enheten NTU, som står for Nephelometric Turbidity Unit. Ofte skilles det ikke mellom disse to enhetene.

Turbiditet korrelerer som regel med SS, men korrelasjonen kan variere fra vannforekomst til vannforekomst (Skarbøvik og Roseth 2014) avhengig av størrelsesfordelingen på partiklene og andre elementer som kan gi uklarhet eller farge i vannet og spre lyset, herunder humusstoffer, jern og planteplankton (Gippel, 1995; Stubblefield m.fl., 2007; Jones m.fl., 2011; Marttila og Kløve, 2012).

2.3.2 Organisk materiale

Uttrekket fra Vannmiljø-databasen har bestått av TOC, farge, KOF og BOF (jf. **Tabell 2**). KOF kan analyseres ved to ulike metoder: kromat-metoden (KOF_{Cr}) og mangan-metoden (KOF_{Mn}). Den siste er mest vanlig i rentvannsanalyser, bl.a. på grunn av lavere deteksjonsgrense. I tillegg til de nevnte parameterne er det også omtalt enkelte tilleggsparametere som muligens kan brukes til å belyse om DOM har et naturlig eller antropogent opphav, f.eks. måling av absorbans ved en rekke bølgelengder som kan danne grunnlag for å beregne ulike kvalitetsindekser for organisk materiale i vann.

Tabell 2. Målte parametere for organisk materiale som er benyttet i rapporten.

Parameter	Analyseprinsipp
TOC	Prøven surgjøres med fosforsyre og gjennombobles med nitrogen for å fjerne uorganisk karbon. Deretter tilsettes løsningen natriumperoksidsulfat og UV-bestråles slik at organiske forbindelser oksideres til CO_2 som blir kvantitativt målt med en IR-detektor.
Absorbans	Måles som spektrofotometrisk absorbans ved $\lambda 254$, 285, 365 og 410 nm.
Farge (Platinatall)	Måles spektrofotometrisk ved $\lambda 410$ nm i forhold til standardløsninger med platina. Evt. kan farge beregnes ut fra absorbans ved $\lambda 410$ nm multiplisert med 5×387^7 .
KOF_{Cr} KOF_{Mn}	KOF kan analyseres ved to ulike metoder: enten ved hjelp av dikromat og titrering med jern(II)-løsning (KOF_{Cr}), eller ved titrering med permanganat (KOF_{Mn}). KOF_{Mn} er en mildere analyse, som i mindre grad inkluderer tungt løselige karbonforbindelser som for eksempel humusstoffer.
BOF_5	Måling av mengde oksygen som aerobe organismer trenger for å bryte ned organisk materiale i vann i løpet av 5 dagers inkubasjon ved 20°C. En alternativ, men mindre brukt analyse er BOF_7 som innebærer 7 dagers inkubasjon.

2.4 Metodisk tilnærming

2.4.1 Partikler og turbiditet

Den metodiske tilnærmingen for bruk av SS og turbiditet i klassifikasjonssystemet er basert på ulike datasett, litteratur og antakelser, som beskrevet under.

Analysen av data fra Vannmiljø-databasen

Data fra Vannmiljø-databasen ble tilrettelagt av Miljødirektoratet som beskrevet i kapittel 2.1. Deretter ble gjennomsnittlig, maksimum, minimum og median konsentrasjon av SS og turbiditet beregnet for de fem klassegrensene og for ulike elve- og innsjøtyper. Der det var liten forskjell i SS og turbiditet mellom vanntypene ble disse slått sammen til kombinerte vanntyper.

⁷ Faktoren 5 kommer fra at en i målingen av absorbans ved 410 nm bruker en 1 cm kyvette, mens en i måling av Platinatallet (Farge) benytter en 5 cm kyvette. Faktoren 387 er empirisk bestemt ved stigningstallet for korrelasjonen mellom absorbans ved 410 nm og Platinatall.

En vannforekomst som er klassifisert til Svært god eller God tilstand kan antas å *ikke* ha en SS-konsentrasjon eller en turbiditetsverdi som trekker vannforekomsten ned til moderat tilstand. En slik reduksjon av tilstandsklasse kunne f.eks. ha vært forårsaket av høye verdier av andre parametere som ofte er assosiert med høy SS eller turbiditet (f.eks. fosfor, enkelte metaller eller organiske forbindelser), eller fordi de høye partikkelkonsentrasjonene hadde innvirket negativt på biologiske kvalitetselementer. Metoden er imidlertid beheftet med usikkerhet fordi:

- vannforekomster i Svært god eller God økologisk tilstand kunne vært i en slik tilstand selv med relativt høye konsentrasjoner av SS og turbiditet; og
- vannforekomster i de dårlige tilstandsklassene (Moderat, Dårlig og Svært dårlig) kan ha havnet der pga. helt andre forhold enn konsentrasjoner av SS eller turbiditet.

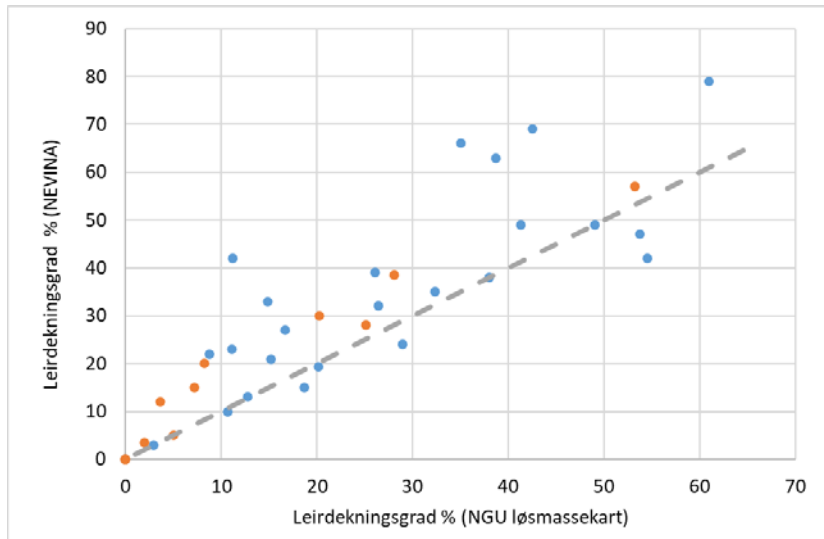
For klassene Svært god og God kan denne tilnærmingen gi for strenge miljømål, og det kan derfor vurderes å innføre retningsgivende klassegrenser istedenfor absolutte krav. Data fra Vannmiljø-databasen ble også benyttet til å korrelere siktedyp mot hhv. SS og turbiditet.

Leirelver

Overvåkingsdata av SS fra bekker i marin leire, med og uten jordbruk i nedbørfeltet, ble korrelert mot leirdekningsgrad, på samme måte som for totalfosfor i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018). Som nevnt i avsnitt 2.2.1 er disse data for en stor del hentet fra Greipsland m.fl. (2017) hvor både leirdekningsgrad og gjennomsnittlige konsentrasjoner av suspendert stoff er oppgitt. Konsentrasjonene av SS er benyttet direkte, basert på de samme tidsseriene som ble benyttet i den rapporten. Leirdekningsgraden i Greipsland m.fl. (2017) var dels estimert fra løsmassekart utgitt av Norges Geologiske Undersøkelse⁸, dels hentet fra vannområdenes egne beregninger. De sistnevnte var for det meste basert på NVEs karttjeneste NEVINA⁹. En kontroll viste at disse to kildene til leirdekningsgrad avvek (**Figur 3**), antakelig fordi det er mulig å differensiere mellom ulike marine avsetningstyper i NGUs karttjeneste. I NEVINA trengs det ikke GIS-verktøy for å beregne leirdekningsgraden, og det antas derfor at de fleste vil benytte seg av denne tjenesten. Leirdekningsgraden er derfor beregnet på nytt for alle overvåkingsstasjoner ved bruk av NEVINA.

⁸ <https://www.ngu.no/emne/kvart%C3%A6rgeologiske-kart-l%C3%B8smassekart>

⁹ <https://nevina.nve.no>



Figur 3. Sammenligning av leirdekningsgrad beregnet ved å benytte NGUs løsmassekart (x-aksen) og NVEs NEVINA-tjeneste (y-aksen). Blå prikker er jordbruksvassdrag mens oransje er skogsvassdrag.

Eldre dataserier, inkludert data fra breelver

Data over tilførsler (transport) av SS i norske vassdrag fra før Vanndirektivet ble innført (Skarbøvik 1987; Bogen 1996) ble ved hjelp av vannføring tilberegnet til gjennomsnittlige konsentrasjoner (rådata over konsentrasjoner var dessverre ikke tilgjengelig). Informasjon om vannføring ble hentet fra rapportene, med unntak av vannføring i Bøvra ved Lom hvor data ble hentet fra stasjonen Akslen (<https://sildre.nve.no/station/2.268.0>). Siden det er svært få data fra brevassdrag i Vannmiljødatabasen, er disse eldre dataseriene også benyttet til å vurdere SS i breelver. For transportberegninger er det ekstra viktig å ta prøver under høye konsentrasjoner, og det er derfor sannsynlig at det ble tatt flere prøver ved høye enn lave vannføringer i disse eldre studiene, noe som kan resultere i relativt høyere gjennomsnittlige SS-konsentrasjoner enn ved regelmessig prøvetaking. Det må også påpekes at disse tidlige undersøkelsene av suspendert stoff stort sett var basert på analyser av gløderest, og dermed representerer uorganisk materiale.

Litteraturgjennomgang / workshop

Det er gjennomført en begrenset litteraturgjennomgang om sammenhengen mellom biologi og partikler/turbiditet, samt gjennomført en mini-workshop med fagpersoner fra NIVA og NIBIO for å belyse de viktigste problemstillingene. Litteratur om metodikk som benytter bakgrunnsnivåer for å finne klassegrenser er også hentet inn. Anleggsvirksomhet kan gi kraftig økning i partikkelkonsentrasjoner i vassdrag. Det er derfor tatt med informasjon om dette hentet fra litteratur.

Grenseoppgang mot hydromorfologiske kriterier

Transport av partikler er en dynamisk prosess som omfatter erosjon, transport og sedimentasjon (jf. Kapittel 3; **Figur 4**). Partikler kan skape utfordringer for livet i vann både i suspendert form og som bunnsediment (se f.eks. Harby m.fl. 2018; Pulg m.fl. 2018). Partikler i sedimentert fase er imidlertid dekket av de hydromorfologiske kriteriene, og er derfor ikke tatt med i denne rapporten.

2.4.2 Organisk materiale

Analysen av data fra Vannmiljø-databasen

I fase 1 i ble dataene for hver enkelt parameter sortert i forhold økologisk tilstand og vanntypene som hørte til humuskategoriene «svært klar», «klar» og «humøs» (**Tabell 3**). Det ble deretter beregnet middelerdi, median, minimum, maksimum og registrert antall målinger (N) innenfor hver tilstandsklasse og humuskategori. De tre humuskategoriene inneholder vanntyper med ulikt kalsiuminnhold; fra svært kalkfattige til kalkrike. Vi har valgt å ikke skille på kalsiuminnhold i vår bearbeiding, selv om høye konsentrasjoner av kalsium (og høy ionestyrke) gir redusert løselighet av DOM. Vi har for de fleste formål også slått sammen de tre klimaregionene som brukes i typifiseringen; lavland (0-200 m o.h.), skog (200 m o.h. til skoggrense) og fjell (over skoggrensen). En oppdeling i forhold til klimaregioner er imidlertid foretatt for alle humuskategorier som lå innenfor tilstandsklassene Svært god og God (**Vedlegg B**).

Tabell 3. Vanntyper sortert i forhold til kategorier for humusinnhold. Basert på Tabeller på s. 23-27 i klassifiseringsveilederen (Direktoratgruppen 2018).

	Elver	Innsjøer
	Vanntyper	Vanntyper
Svært klar TOC <2 mg C/L, Farge <10 mg Pt/L	R101, R201, R301, R104, R204, R304	L101, L201, L301, L104, L204, L304
Klar TOC 2-5 mg C/L, Farge 10-30 mg Pt/L	R102, R202, R302, R105, R205, R305, R107, R207, R307, R109	L102, L202, L302, L105, L205, L305, L107, L207, L307, L109
Humøs TOC 5-15 mg C/L, Farge 30-90 mg Pt/L*	R103, R203, R303, R106, R206, R306, R108, R208, R308, R110	L103, L203, L303, L106, L206, L306, L108, L208, L308, L110
Svært humøs TOC >15 mg C/L, Farge >90 mg Pt/L	Ikke egen vanntype (sjelden forekomst)	Ikke egen vanntype (sjelden forekomst)

Karakterisering av DOM kvalitet

For å karakterisere DOM bruker en forholdstallet mellom absorpsjons ved ulike bølgelengder i forhold til TOC (**Tabell 4**). Slike kollektive fysiske-kjemiske egenskaper til DOM kan også si noe om opphavet er naturlig eller antropogent. Disse indeksene kan derfor også muligens benyttes til å skille antropogent fra naturlig DOM.

Tabell 4. Spektroskopiske indekser, hvordan de er beregnet og hvilke fysiske og kjemiske egenskaper de reflekter i DOM.

Indeks	Formel	Forklaringsverdi
sUVa	$Abs@254/TOC$	Positivt korrelert med aromatisitet og molekylvekt
sVISa*	$Abs@410/TOC$	Positivt korrelert med høy molekylvekt
Hydrofobisitetsindeks	$Abs@285/Abs@254$	Høyere i mer aromatisk materiale
SAR	$Abs254@410 / Abs@410$	Høye verdier indikerer mer lavmolekylær DOM
E2/E3	$Abs@254/Abs@365$	Negativt korrelert med aromatisitet

* Der absorpsjons ved λ 410nm ikke er oppgitt er denne beregnet tilbake fra fargetall ved å dele fargetallet på 5×387 .

Ut fra de forskjeller en har i molekylstørrelse og aromatisitet på DOM fra naturlige og antropogene kilder vil en forvente lavere sUVa, sVISA, og Hydrofobisitetsindeks, samt høyere SAR og E2/E3 i vann med høy andel av antropogent DOM. En forstyrrende faktor er autoktont DOM som produseres av alger, spesielt i innsjøer med høyt næringsinnhold (eutrofe vann med algeoppblomstring). Dette DOM-materialet er også karakterisert av å ha lav sUVa, sVISA og Hydrofobisitetsindeks, samt høy SAR og E2/E3, og vil dermed også bli vurdert som mer antropogent.

Indikatorer for antropogene tilførsler til et vassdrag er forhøyede nivåer av næringsstoffer, spesielt nitrogen (N) og fosfor (P), og/eller tungmetaller. Antropogene kilder til DOM i våre vassdrag er vanligvis fra utslipp av urensset eller rensset kloakk og fra gjødsling i landbruket. Slike utslipp er indikert med økte konsentrasjoner av næringssaltene i vannet. Høye konsentrasjoner av N og P kan derfor benyttes som en indikator på denne typen forurensing og at dette er en kilde til antropogent DOM. Forholdet mellom BOF_5 og KOF_{Mn} kan brukes som en indikasjon på hvor stor andel det er av lett organisk nedbrytbart DOM i prøven. I rå-kloakk er dette forholdet mellom 0,3 – 0,8 (Sample m.fl. 2022a). Tilsvarende verdier for forholdet mellom BOF_5 og KOF_{Cr} er 0,4 (kapittel 5.2.3). Siden antropogent DOM er vanligvis mer biologisk nedbrytbart enn naturlig DOM (Crapart m.fl. 2022) er høye forholdstall en indikasjon på antropogent DOM.

I fase 2 av prosjektet har vi undersøkt om de spektroskopiske indeksene til DOM i vann som er forurensset avviker fra de en finner i vann og vassdrag som i mindre grad har direkte antropogen påvirkning. Her har vi benyttet data fra Elveovervåkingsprogrammet (2017-2021) og et datasett fra DWARF-prosjektet i Tsjekkia, hvor forskjellene i forurensingsbelastning er betydelig større enn i de norske overvåkingsprogrammene (se nærmere beskrivelse av datasettene i kapittel 3.3.2). Undersøkelsen har gått ut på å relatere de ulike spektroskopiske indeksene (som responsparametere) til forklaringsparametere som indikerer antropogen påvirkning (ulike fraksjoner og forbindelser av fosfor, nitrogen, karbon, BOF_5/KOF_{Mn} - forhold, samt eventuelle målinger av tungmetaller).

Litteraturgjennomgang / workshop

Det er foretatt en begrenset litteraturgjennomgang for å vurdere effekter av organisk materiale på biota, samt gjennomført en mini-workshop med fagpersoner fra NIVA og NIBIO for å belyse de viktigste problemstillingene.

3 Kilder, effekter og tidligere forsøk på klassifisering

3.1 Suspenderte partikler og turbiditet

3.1.1 Naturlige vs. antropogene sedimentkilder

Uorganisk suspenderte partikler kan for eksempel stamme fra forvitring av bergarter og erosjon av jord og løsmasser, både ved naturlige prosesser og prosesser som forsterkes av menneskelige inngrep. Høy partikkeltransport i vassdrag kan være et resultat av naturlige prosesser. Eksempler er breerosjon, naturlig erosjon i bekke- og elvekanter inkludert utrasing av elvekanter under flom, elver både i fjell, skog og lavland som gjennom naturlige prosesser graver seg inn i kvartærgeologiske løsmasser, samt erosjon og ras i marint avsatte løsmasser.

Antropogen påvirkning kan forsterke erosjonsprosesser. Jordbruksvirksomhet vil typisk øke erosjonen av jord siden store arealer kan ligge uten vegetasjonsdekke, særlig der det dyrkes grønnsaker, potet eller korn med høstpløying. Hvis åkeren ligger i stubb over vinteren eller det benyttes fangvekster vil mindre jord erodere fra jordbruksarealene. Manglende vegetasjon langs vassdrag vil øke kantererosjonen i bekker og elver. Effekter av skogbruk på tap av partikler til vann er dessverre lite undersøkt i Norge (f.eks. www.biowater.info).

Kriteriesystemet for partikler skal primært forholde seg til "naturlige" partikler på bakgrunn av vanlig prøvetaking. Det bør likevel åpnes for å omtale partikler fra anleggsvirksomhet eller industri, der grensen bør være skjerpet. Ulike typer anleggsvirksomhet med gravings- eller sprengningsaktivitet er av relativt kortvarig karakter (f.eks. 2-4 år), men kan gi sterkt forhøyede SS-konsentrasjoner og turbiditet (f.eks. Bjerknes m.fl. 1994). Driving av tunneler gir f.eks. utslipp av store mengder vann med høyt partikkelinnhold (5000-10000 mg/L) (Vikan m.fl. 2013). Hvis dette vedvarer over tid er det sannsynlig utfra avsnitt 3.1.3 at dette vil påvirke livet i resipientvassdraget.

Sprengning av enkelte typer bergarter antas å danne partikler som er skarpe og har nåleform, og som kan være skadelig for bl.a. gjellene til fisk (Hessen 1992). Noen bergarter vil lettere danne slike partikler, og Pabst m.fl. (2015) gir et klassifiseringsverktøy med informasjon om hvilke bergarter dette gjelder. I NIVA er det igangsatt en PhD-oppgave som omhandler kjemisk og morfologisk karakterisering av partikler fra veianlegg og den biologiske effekten av disse på bl.a. fisk. Prosjektet er et samarbeid med Statens vegvesen og NMBU. Et foreløpig resultat er at tunnelboring også i bergartene granitt og gneis kan gi en økning av avlange og fibrøse partikler i vann, sammenlignet med naturlig eroderte partikler (Skogsberg, pers.medd.).

Roseth m.fl. (2021) gjennomgikk nyere resultater fra undersøkelser om partikler og anleggsvirksomhet. De anbefalte ukemiddelsverdier som grenseverdi for partikler i slike tilfeller, da det er vist at eksponering over tid har betydning for fisk og vannmiljø (jf. Avsnitt 3.1.3). Bruk av turbiditetssensor og korrelering med stikkprøver av SS kan være nyttig for slike formål.

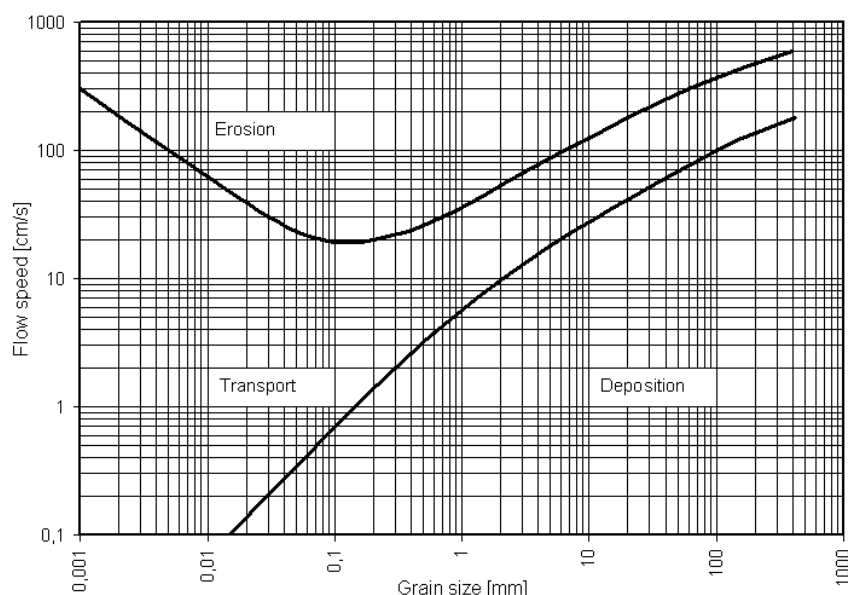
3.1.2 Kornfordeling og transportfaser av suspendert stoff

Suspenderte partikler kan ha ulik kornstørrelse, og i elver kan partikler fraktes i vannmassene (suspendert), ta små eller lengre 'hopp' mellom vannmassene og bunnen av elva eller de kan rulle

langs bunnen (bunntransport). Kornstørrelse kan grovt inndeles i følgende klasser (ISO 14688-1:2002):

- Leire: Under 0.002 mm
- Silt: 0,002 - 0,064 mm
- Sand: 0,064 - 2 mm

Det er en dynamikk mellom erosjon, transport og sedimentasjon som styres av vannhastigheten i elva og sedimentenes kornstørrelse (Hjulström 1935; **Figur 4**). I figuren viser den øverste av de to kurvene kritisk vannhastighet for erosjon som en funksjon av partikkelstørrelse, mens den nederste viser vannhastigheten ved sedimentasjon, også som funksjon av partikkelstørrelse. Finkornete partikler som leire og fin silt har høy kohesjon, og det skal derfor høyere vannhastighet til for å erodere disse enn f.eks. grov silt og sand. Dette er årsaken til at vannhastigheten i 'erosjonskurven' er høy for leire og fin silt. Som nevnt i kapittel 2.3.1 er det kun partikler i suspensjon som omtales i denne rapporten, siden sedimenterte partikler er en del av klassifiseringssystemet for hydromorfologi, men Hjulströms kurve viser at en partikkel i suspensjon kan sedimentere og re-suspendere avhengig av vannhastigheten.



Figur 4. Hjulströms kurve (Hjulström 1935) viser sammenhengen mellom vannhastighet (y-akse; cm/s) og kornstørrelse (x-akse; mm i diameter), og under hvilke forhold en partikkel vil eroderes, transporteres eller sedimenteres. Aksene er logaritmiske. Utgaven er hentet fra Wikipedia, for bedre gjengivelse.

3.1.3 Påvirkning på biota

Partikler kan være svært ulike i sammensetning, form og størrelse, og dermed ha ulik innvirkning på livet i vann. Påvirkning på biota i vann av suspenderte partikler er imidlertid lite undersøkt (Kjelland m.fl. 2015), og de undersøkelser som finnes handler for det meste om tålegrensene til fisk.

EIFAC (European Inland Fisheries and Aquaculture Commission, som er en del av FAO) har listet opp fem grunner til at suspendert stoff kan være skadelig for fisk:

- Direkte påvirkning på fisk (vekstrate, redusert motstand mot sykdom, osv.)
- Hindrer utvikling av egg og larver
- Påvirker naturlig bevegelse og migrasjon av fisk
- Reduserer tilgjengelighet av mat for fisken
- Påvirker fiskefangstmetoder og deres effektivitet.

Som det kommer frem av siste punkt er denne veilederen også knyttet til kommersielle behov for fiske, og ivaretar nødvendigvis ikke alle miljøhensyn. EIFACs retningslinjer for grensekonsentrasjoner av SS er basert på virkning på fisk og vist i **Tabell 5**.

Tabell 5. EIFACs (1964) retningslinjer for hvordan konsentrasjoner av naturlige partikler kan påvirke fisk i vassdrag. Oversettelse til norsk er hentet fra Roseth m.fl. (2021).

Suspendert stoff (mg/L)	Effekter på fisk
< 25	Ingen skadelig effekt
25 – 80	God til middels godt fiske. Noe redusert avkastning
80 – 400	Betydelig redusert fiske
> 400	Meget dårlig fiske, sterkt redusert avkastning

Høye konsentrasjoner av SS kan påvirke fisk ved å fysisk skade vev og organer eller ved å redusere lystilgangen i vannet, begge deler kan gi økt stress og i verste fall dødelighet (Cavanagh m.fl. 2014). Basert på bl.a. arbeidene til Collins m.fl. (2011) og Kemp m.fl. (2011) listet Cavanagh m.fl. (2014) opp hva påvirkningsgraden av SS på fisk kan avhenge av:

- SS-konsentrasjon
- Varighet eller hyppighet av høye SS-konsentrasjoner
- Partikkelstørrelse og -form
- Hvilken forurensning som er adsorbert til partiklene
- Hvilke fiskearter det er snakk om
- Hvilke livsstadier fisken er i når den utsettes for høye SS-konsentrasjoner.

Partikkelforurensning vil altså variere med partiklenes egenskaper, fiskeart og alder på fisken, noe som illustrerer utfordringen ved å sette tålegrenser for suspenderte partikler kun basert på SS-konsentrasjon. Kjelland m.fl. (2015) gjennomgikk litteratur om dødelighet av fisk grunnet suspendert sediment, og fant at dødelighet som regel ikke inntraff før konsentrasjonene oversteg 1000 mg/L. Et unntak var dødelighet ved konsentrasjoner av bentonitt-leire på 300 - 900 mg/L, noe som illustrerer at det er viktig å skille mellom ulike typer partikler.

SS- og turbiditetskonsentrasjoner som kan gi skade på fisk ble sammenfattet fra flere ulike undersøkelser av Cavanagh m.fl. (2014) (**Tabell 6**). Her gjengis bare grenseverdier for fiskearter som finnes i norske vassdrag, og for konsentrasjoner opp til 10 000 mg/L, siden høyere konsentrasjoner enn dette *over tid* er usannsynlig i norske vassdrag.

Det er funnet lite relevant litteratur om påvirkning på biota av turbiditet. I Mattilsynets veiledning til drikkevannsforskriften (Mattilsynet 2021) er turbiditet i drikkevann gitt som «akseptabel for abonnentene», og gir derfor ingen pekepinn til mer konkrete grenseverdier.

Tabell 6. SS- og turbiditetskonsentrasjoner under eller lik 1000 mg/L og 40 NTU som kan gi skade på fisk (kilde: Cavanagh m.fl. 2014). Der norsk navn på fisk ikke er funnet gis kun engelsk og latinsk navn.

Effekt	Fiskeslag	SS (mg/L) eller turbiditet (FNU/NTU)	Varighet
Skade på gjeller	Ørret (<i>Salmo trutta</i>)	SS: 810	21 dager
	Regnbueørret (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	SS: 4887	64 dager
Påvirkning på vekst (redusert vekstrate)	Bekkerøye (<i>Salvelinus fontinalis</i>)	Turbiditet: 10-40	12 timer
	Regnbueørret (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	Turbiditet: 25	14-21 dager
	Harr (<i>Thymallus arcticus</i>)	SS: 100	-
Sykdom	Regnbueørret (<i>Oncorhynchus mykiss</i>)	SS: 2500	11 dager
Overlevelse	Krøkle (<i>Osmeridae</i>)	SS: 3000	24 timer

3.1.4 Effekter av klimaendringer

Det er antatt at klimaendringer i Norge kan gi økt og mer intens nedbør (Hanssen-Bauer m.fl. 2015), som igjen kan gi økt erosjon og dermed høyne partikkeltransporten i norske vassdrag.

Innenfor prosjektets rammer har det ikke vært mulig å vurdere hvordan dette vil påvirke eventuelle klassegrenser, men nettopp mulige endringer i SS- og turbiditetskonsentrasjoner i fremtiden gjør det aktuelt å få på plass retningsgivende klassegrenser for partikler i vann.

3.1.5 Tidligere forsøk på klassifisering

SFTs tidligere klassifiseringssystem for suspendert stoff og turbiditet

I det tidligere klassifiseringssystemet for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen m.fl. 1997) inngikk både SS, turbiditet og siktedyp som vist i **Tabell 7**.

Tabell 7. Klassifisering av tilstand av suspendert stoff og turbiditet i ferskvann fra tidligere klassifiseringssystem (Andersen m.fl. 1997).

Parameter	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Turbiditet, FTU	<0,5	0,5-1	1-2	2-5	>5
Suspendert stoff (mg/L)	<1,5	1,5-3	3-5	5-10	>10

I Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018) brukes dessuten SS (uttrykt der som STS) som typifiseringsparameter for hhv. klar, brepåvirket og leirpåvirket, som følger:

- Klar: SS < 10 mg/L, (uorganisk andel minst 80%)
- Brepåvirket: SS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%)
- Leirpåvirket: SS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%).

Dermed er SS både et typifiseringskriterium og en mulig klassegrense.

I innsjøer kan det antas at **siktedyp** til en viss grad kan gi et mål på SS og turbiditet, samt DOM og dermed farge. Siktedyp måles ved lysets gjennomtrengning til en hvit skive (Secchi-skive) som senkes ned i vannet til den ikke synes lenger. Dypet når skiven skimtes i det den trekkes opp igjen er siktedypet. Klassegrenser for siktedyp er i den gjeldende I klassifiseringsveilederen

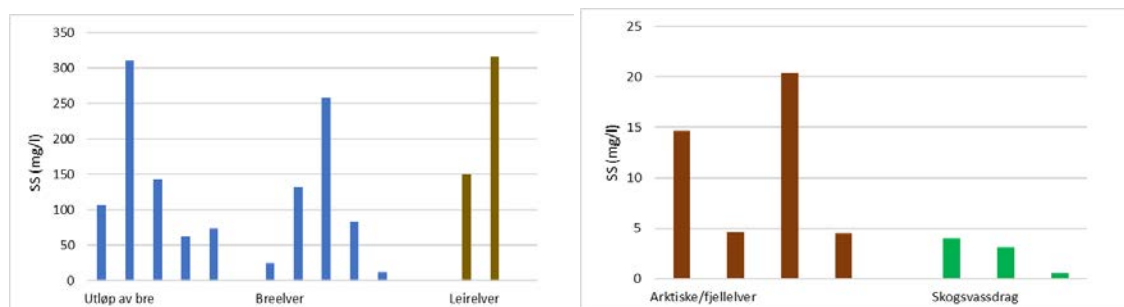
(Direktoratsgruppen 2018) blir siktedypet korrigerert med en formel som tar hensyn til innhold av humus og klorofyll a, men ikke til turbiditet eller konsentrasjon av SS.

Eldre inndeling av vassdrag basert på partikkeltransport

Bogen (1996) delte norske vassdrag inn i fem typer basert på transport av suspenderte partikler:

- Direkte utløp fra breer
- Brepåvirkede vassdrag
- Alpine vassdrag/fjellvassdrag
- Skogsvassdrag (i morenejord)
- Leirevassdrag (med marin leire i nedbørfeltet).

I **Figur 5** er transportverdiene (tilførslene) omregnet til konsentrasjoner av SS (gløderest). To leirelver som var presentert i Bogen (1996) er ikke tatt med i figuren siden de hadde ekstremt høye SS-tilførsler. Dette gjelder Gråelva i Trøndelag og Slemdalsbekken i Viken (sidevassdrag til Leira). Som figuren viser, er det svært store variasjoner innen de samme typene som ble benyttet da. Dette kan dels skyldes at målingene foregikk ved ulik hydrologi, dels naturlige variasjoner innen samme type, f.eks. pga. ulik erosjon i breer, eller ulikt vegetasjonsdekke i nedbørfeltene. Som vist har fjellelver/arktiske elver høyere avledede SS-konsentrasjoner enn skogsvassdrag i morenejord. Bogen (1996) påpekte at det er mindre vegetasjonsdekke i fjell/arktiske strøk, og at disse elvene kan få svært høy partikkeltransport ved kraftige nedbørepisoder, spesielt hvis det går ras. Reetablering av vegetasjon går dessuten langsomt i høyfjellet. Samtidig er det sannsynlig at det den gang særlig ble fokusert på fjellelver som hadde en viss partikkeltransport, og at fjellvassdrag med lavt innhold av partikler ble gjenstand for mindre oppmerksomhet.



Figur 5. Konsentrasjoner av SS omregnet fra transportberegninger i Bogen (1996) ved hjelp av data for årsmiddelavrenning. Merk ulik y-akse i de to grafene.

Klassegrenser knyttet til bakgrunnsnivåer (kanadisk system)

En annen fremgangsmåte er å knytte klassegrensene til bakgrunnsnivåer, eller det som antas å være naturtilstanden eller referanseverdien. Birtwell (1999) oppsummerte flere veiledere om partikler og grenseverdier, bl.a. EIFAC, som allerede er nevnt over, og Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME 2002). Sistnevnte kan også være relevant for norske forhold. Disse ga retningslinjer som er inndelt i 'clear flow' og 'high flow', hvor det antas at 'high flow' representerer vassdraget under flomepisoder, mens 'clear flow' representerer en normalvannføring:

- For SS under 'clear flow': Økning i SS kan være maksimalt 25 mg/L mer enn 'bakgrunnsverdien' for kortvarige episoder (under 24 timer) eller maksimalt 5 mg/L mer enn 'bakgrunnsverdien' for langvarige episoder (fra 24 timer til 30 dager)
- For SS under 'high flow': Økning i SS kan være maksimalt 25 mg/L mer enn 'bakgrunnsverdien' når sistnevnte er mellom 25-250 mg/L. Når bakgrunnsverdien er høyere enn 250 mg/L skal ikke SS øke mer enn 10% av bakgrunnsverdien.
- For turbiditet under 'clear flow': Økning i turbiditet kan være maksimalt 8 NTU mer enn 'bakgrunnsverdien' for kortvarige episoder (under 24 timer) eller maksimalt 2 NTU mer enn 'bakgrunnsverdien' for langvarige episoder (fra 24 timer til 30 dager)
- For turbiditet under 'high flow': Økning i turbiditet kan være maksimalt 8 NTU mer enn 'bakgrunnsverdien' når sistnevnte er mellom 8-80 NTU. Når bakgrunnsverdien er høyere enn 80 NTU skal ikke turbiditeten øke mer enn 10% av bakgrunnsverdien.

3.2 Organisk materiale

3.2.1 Naturlige vs. antropogene kilder

Organisk materiale i vann (DOM) kan både ha terrestrisk opphav (alloktont) eller det kan være produsert i vannet (autoktont). I næringsfattige vannforekomster dominerer vanligvis det alloktone organiske materialet, som for en stor del består av tungt nedbrytbare humusforbindelser dannet av døde planterester (strøfall og røtter). En stor del av det organiske materialet i norske innsjøer og elver stammer fra naturlige kilder, men i enkelte vannforekomster kan avrenning av DOM fra industri (f.eks. treforedling), landbruket (overflateavrenning av gjødsel) og fra urensset og rensset husholdningskloakk bidra til å forringe vannkvaliteten. Autoktont organisk materiale kommer hovedsakelig fra alger og andre primærprodusenter i vannet. Andelen av autoktont organisk materiale øker med vannets næringsstatus, og andelen er høyere i innsjøer enn i elver. Humusforbindelsene i det naturlige alloktone DOM farger vannet brunt. Det autoktone DOM er mindre synlig farget enn det alloktone.

Antropogent tilført DOM vil ofte også være lettere nedbrytbart enn det naturlige DOM som vanligvis er dominert av store aromatiske og derved tungt nedbrytbare humusforbindelser. Ved at det er lett nedbrytbart, vil antropogent DOM omsettes raskere og kunne føre til uønsket heterotrof begroing og økt oksygenforbruk (BOF og KOF) i vannforekomstene.

3.2.2 Påvirkning på biota

DOM inngår i en rekke komplekse interaksjoner med biologiske kvalitetselementer i vann som det vil føre for langt å gå detaljert inn på her. Vi har derfor avgrenset temaet til å gi en helt generell oversikt over de viktigste abiotiske – biotiske koblingene. I dette inngår faktorer som påvirkning av lys, oksygen, pH, habitat og opptak i næringskjedene.

Redusert lys

Naturlig organisk materiale med terrestrisk opphav (alloktont DOM) er rikt på humusforbindelser som absorberer synlig lysstråling mellom 400 og 700 nm og som derved farger vannet brunt. Organisk materiale som er produsert i innsjøer og elver (autoktont DOM) eller tilført fra antropogene kilder er vanligvis mindre farget enn det som kommer fra den terrestriske delen av nedbørfeltet. Ved høye humuskonsentrasjoner vil det synlige lyset ved overflaten av innsjøer svekkes raskt nedover i vannsøylen pga. spredning og absorpsjon. Da det er lys i denne delen av spekteret som benyttes til

fotosyntese betyr dette at sonen hvor det er nok lys til at plantene kan drive fotosyntese (eufotisk sone) blir grunnere. Nedre voksedyp for vannplanter og den vertikale utbredelsen av planteplankton vil avta slik at samlet primærproduksjon vil reduseres med økende humusinnhold i vannet.

Selv om humuskonsentrasjonen har stor innvirkning på lysforholdene i vann og dermed også primærproduksjonen, er det få eller ingen etablerte dose/respons-sammenhenger mellom de to variablene. Dette skyldes hovedsakelig at plantenes primærproduksjon i første rekke er regulert av tilgjengeligheten på næringsstoffer, spesielt fosfor i de fleste norske ferskvann. Økt humusinnhold trenger ikke nødvendigvis å være negativt for vannkvaliteten i alle sammenhenger; i eutrofe innsjøer kan økt humusinnhold bidra til å redusere problematisk algevekst gjennom lysbegrensning.

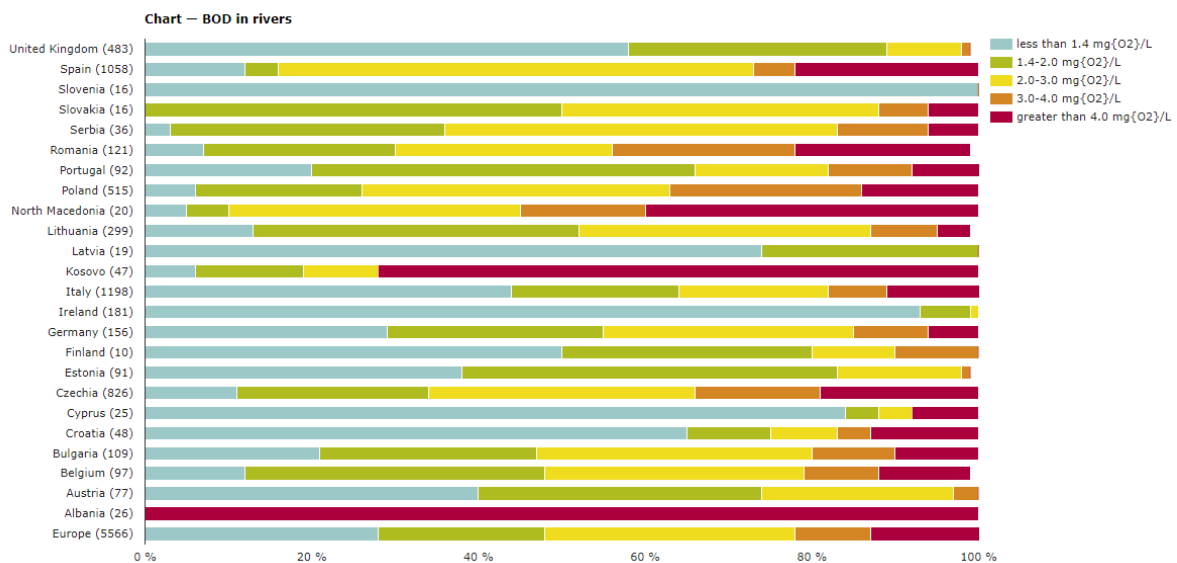
Økt oksygenforbruk

Nedbrytning av DOM fører til forbruk av oksygen. Organiske forbindelser fra antropogene utslipp og autoktont organisk materiale er lettere nedbrytbart og fører til større og raskere oksygenforbruk per karbonenhet enn naturlig DOM som består av tyngre nedbrytbare forbindelser. Oksygensvinn er sjelden et problem i norske elver, som vanligvis er preget av god vannbevegelse og turbulente strømmer. I innsjøer derimot, kan belastning med organisk materiale føre til oksygensvinn i bunnvannet mot slutten av stagnasjonsperiodene om sommeren og vinteren. Dette vil redusere leveområdene for bunnfauna og kunne føre til økt utlekking av næringsstoffer fra sedimentet. Økning i mengde strålingsenergi som absorberes med økt mengde DOM fører til et varmere epilimnion som gir en sterkere og mer langvarig sommerstagnasjon av sjiktdelingen. Dette bidrar til å øke oksygensvinnet i hypolimnion.

Oksygensvinn i bunnvannet er vanlig i mange naturlig humøse innsjøer, men kan også inntreffe i innsjøer med høy belastning av næringsstoffer og/eller organisk materiale fra antropogene kilder. Mange europeiske elver opplever oksygensvinn pga. stor organisk belastning. European Environment Agency (EEA) har utarbeidet en egen oversikt over nivåene av parameteren *BOD - biological oxygen demand* (tilsvarer BOF) i elver i de ulike landene og fordelt dem inn i fem ulike kategorier etter økende konsentrasjon (**Figur 6**). Det gjøres oppmerksom på at det ikke er offisielle grenseverdier som er adoptert av de enkelte landene, men en inndeling EEA har laget basert på gradienten i BOD-data landene har rapportert. Figuren illustrerer at det er stor variasjon og spredning i BOD i vassdragene til de europeiske landene. I og med at tilførslene av organisk materiale ofte er knyttet til kloakkutslipp, har EEA også laget en tilsvarende oversikt for *ammonium* i elver.

Organiske syrer

I naturlig alloktont DOM er det en mengde svake organiske syrer som bidrar til en lav pH i vannet, med mindre syrene er nøytralisert av høy basemetning i jorda (Oliver m.fl. 1983). Dette er i hovedsak en naturlig prosess som er årsaken til at mange humøse elver og innsjøer er sure (pH < 6). Unntaket kan være ved tining av permafrost og grøfting og drenering av myrer, hvor store mengder organisk materiale kan lekke ut og føre til surt vann og økt farge i bekker og innsjøer. I tillegg vil oksydasjon av sulfider til svovelsyre bidra sterkt til en redusert pH. I disse tilfellene vil vannkvaliteten i en periode kunne endres betydelig i forhold til forventet naturtilstand. I denne sammenheng bør det nevnes at sprengning og deponering av sulfidholdige bergarter, ved f.eks. gruvedrift og anleggsarbeid i alunskifer og sulfidholdig gneis, gir sur avrenning med meget høye nivåer av tungmetaller og aluminium.



Figur 6. Oversikt over BOD (biological oxygen demand) i Europeiske land inndelt i ulike kategorier etter økende BOD. Kilde: European Environment Agency (EEA). Nettside: https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/daviz/bod-in-rivers-3#tab-chart_1

Påvirkning av bunnsubstrat

Organisk materiale består av både løste, kolloidale og partikulære fraksjoner. Der vannhastigheten avtar (som f.eks. i roligflytende elver og i innsjøer) vil den partikulære delen kunne synke og legge seg på sedimentoverflaten. I naturlig humøse innsjøer er dette kjent som dy-sediment, som ofte har en løs konsistens og høyt innhold av organisk materiale. Slikt sterkt organisk sediment vil vanligvis være anoksisk og gi ugunstige levevilkår for mange bentiske organismer. I innsjøer og elver som opplever økte konsentrasjoner og økt sedimentasjon av organisk materiale over tid, enten som følge av naturlige prosesser eller antropogen påvirkning, vil bunnsubstratet for bunndyr og gyteområder for fisk kunne forringes på grunn av økt nedslag av organisk materiale. I tilfeller med utslipp av lett nedbrytbart organisk materiale fra lokale kilder som f.eks. kloakk, næringsmiddelindustri, eller til en viss grad treforedlingsindustri, kan sedimentoverflaten i tillegg bli dekket av heterotrof begroing (bakterier og sopp) som forringer habitatene for andre vannlevende planter og dyr.

Transportør av næringsstoffer og miljøgifter

I tillegg til karbon, består DOM også av en rekke andre elementer, bl.a. næringsstoffer som nitrogen og fosfor. DOM kan også være en transportør av tungmetaller og organiske miljøgifter fra terrestrisk til akvatisk miljø. Det tilførte fosfor og nitrogen som er en del av det alloktone organiske materialet i vann er i utgangspunktet lite tilgjengelig for plantevekst. I innsjøer blir imidlertid DOM fotooksidert til mindre organiske molekyler, som er mer biotilgjengelig. Bionedbrytbart DOM er en viktig næringsressurs for heterotrofe mikrobielle organismer, som beiter på materialet og som omdanner (mineraliserer) næringsstoffene fra organisk til uorganisk form og dermed gjør dem tilgjengelige for primærproduserende alger og andre vannplanter. Betydningen av organisk bundne næringsstoffer for plantevekst i vann er vanskelig å kvantifisere, men kan være verdt å undersøke nærmere. Et annet kunnskapsbehov er knyttet til nettoeffekten av DOM på primærproduksjon i vann. Dvs. balansen mellom at organisk materiale kan være en kilde for næringsstoffer (etter mineralisering), og at det på den andre siden begrenser fotosyntesen ved å redusere lystilgangen. Dette har ført til at mange av våre boreale vann er netto heterotrofe og dermed kilder til drivhusgasser (Tranvik m.fl. 2009). Dette er spesielt viktig med tanke på de økende trendene for TOC og vannfarge som er

observert i mange norske elver og innsjøer de 30 årene (Hindar m.fl. 2020, Braaten m.fl. 2020, Vogt og Skancke 2022).

3.2.3 Tidligere forsøk på klassifisering

En kompliserende faktor i forhold til klassifisering av DOM er at TOC og farge også inngår i typifiseringen av elver og innsjøer (**Tabell 8**). I det tidligere klassifiseringssystemet for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen m.fl. 1997) inngikk både TOC, farge og KOF som parametere for klassifisering av tilstand. I dette systemet ble det ikke skilt mellom vanntyper. De definerte klassegrensene er derfor uavhengig av om vannforekomstene i utgangspunktet er klare eller humøse (**Tabell 9**). Dette skapte problemer i forhold til praktisk bruk, ikke minst når en også tar i betraktning at DOM-innholdet i den enkelte vannforekomst kan variere betydelig gjennom året og fra år til år. På toppen av dette er det observert en økning i konsentrasjoner og flukser av DOM i de fleste av våre innsjøer og elver i løpet av de siste 30 årene (Hindar m.fl. 2020). Denne utviklingen kobles direkte og indirekte til redusert sur nedbør, klimaendringer og endret arealbruk (Monteith m.fl. 2007, de Wit m.fl. 2016).

Tabell 8. Typifisering av elver og innsjøer i forhold til DOM-innhold. Kilde: Direktoratgruppen (2018).

Vanntype (kategori)	Farge (mg Pt/L)	TOC (mg/L)
Svært klar	<10	<2
Klar	10-30	2-5
Humøs	30-90	5-15
Svært humøs	>90	>15

Tabell 9. Klassifisering av tilstand med hensyn til nivåer av DOM i tidligere klassifiseringssystem (Andersen m.fl. 1997). Systemet for DOM inkluderte også klassegrenser for oksygen (konsentrasjon og %-metning), siktedyp, samt jern og mangan.

Parameter	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
TOC (mg/L)	<2.5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15
Farge (mg Pt/L)	<15	15-25	25-40	40-80	>80
KOF _{Min} (mg O ₂ /L)	<2.5	2,5-3,5	3,5-6,5	6,5-15	>15

For å detektere antropogene utslipp av organisk forurensing og forutsi endringer i de naturlige nivåene av DOM i våre ferskvannsressurser er det behov for å skille mellom naturlig og antropogent DOM fra nedbørfeltet.

En mulighet for å finne en parameter som kan skille antropogent fra naturlig DOM kan være ved å studere datasett med målinger av helspekter UV-absorbans. Man kan forvente at naturlig DOM har høyere absorbans siden det har høyere molekylvekt og er mer aromatisk enn antropogent DOM. Dette gir grunnlag for å beregne ulike spektroskopiske indekser som kan brukes til å karakterisere ulike egenskaper ved DOM. I tillegg fører den høye molekylvekten og aromatisitet til at naturlig DOM er mindre bionedbrytbart enn DOM som stammer fra antropogene kilder.

4 Resultater og diskusjon

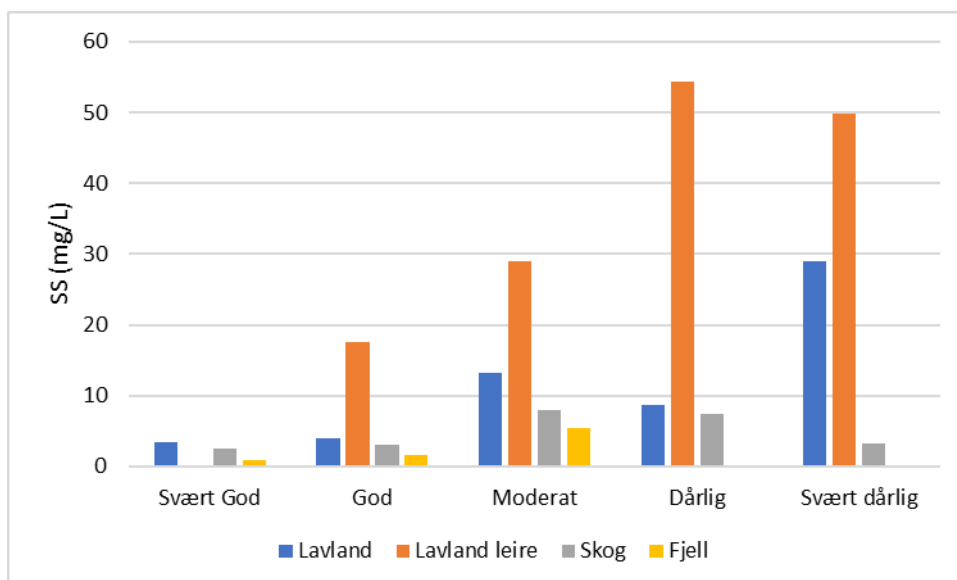
4.1 Partikler og turbiditet

4.1.1 SS og turbiditet i elver

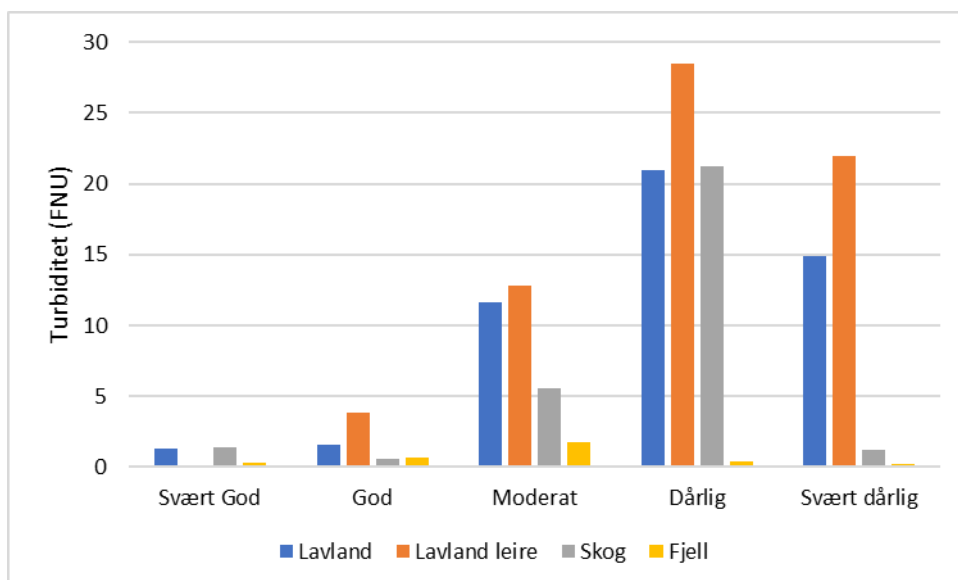
Basert på data fra Vannmiljø-databasen er det laget tabeller over gjennomsnittlig, maksimum, minimum og median konsentrasjon av SS og turbiditet i de fem ulike klassegrensene for alle elvetyper hvor det ble funnet data (Vedlegg A). For enkelte vanntyper var det svært få dataserier, og for noen vanntyper manglet det data i enkelte tilstandsklasser, noe som øker usikkerheten. Derfor ble de mange elvetyperne kombinert til enten lavland, skog eller fjell, og fordelt på klar eller humøs, samt leirevassdrag (lavland) (Vedlegg A). Resultatet av denne sammenslåingen viste at klar og humøs vanntype ikke hadde tydelig forskjellig sedimentkonsentrasjon i elver. Dette gir mening siden sedimentkilder kan finnes i begge typer elver, uavhengig av mengden organisk materiale eller fargetall. Ut fra dette foreslås det at klassifiseringen av SS og turbiditet i elver baseres på følgende kombinerte vanntyper:

- Lavland (R101-R110)
- Lavland leirevassdrag (R 111)
- Skog (R201-208)
- Fjell (R301-308)
- Brepåvirket vassdrag i skog eller fjell (R211 og R311)

Ingen av elvetyperne breelv (R211 og R311) i Vannmiljø-databasen hadde data for SS, mens det var målt turbiditet i breelver i skog-beltet, men kun i elver som var i moderat og dårlig tilstand. Nye datasøk i 2022 viste at det ikke finnes flere data fra brepåvirkede elver i Vannmiljø-databasen. SS og turbiditet for de fire andre kombinerte elvetyperne er vist i hhv. **Figur 7** og **Figur 8**.



Figur 7. Gjennomsnittlig SS (mg/L) for kombinerte elvetyper i lavland, lavland leire, skog og fjell, fordelt på de fem tilstandsklassene.



Figur 8. Gjennomsnittlig turbiditet (FNU) for kombinerte elvetyper i lavland, lavland leire, skog og fjell, fordelt på de fem tilstandsklassene.

Det er verdt å merke seg at fjell/alpine vassdrag i Vannmiljødatabasen har lavere SS-konsentrasjoner enn skog, noe som ikke stemmer med Bogens (1996) observasjoner. Det er dog adskillig flere data og antall elver i Vannmiljø-databasen enn i Bogens oversikt, og det kan derfor antas at elvetyper i fjell har generelt lavere SS og turbiditet enn skogsvassdrag. Det er mulig at de tidligere utvalgte elvetyper i fjell ble undersøkt for SS-konsentrasjoner nettopp fordi de hadde stor partikkeltransport, og derfor var atypiske.

Lavland leirevassdrag og Brevassdrag diskuteres videre i påfølgende delkapitler.

Median vs. gjennomsnitt

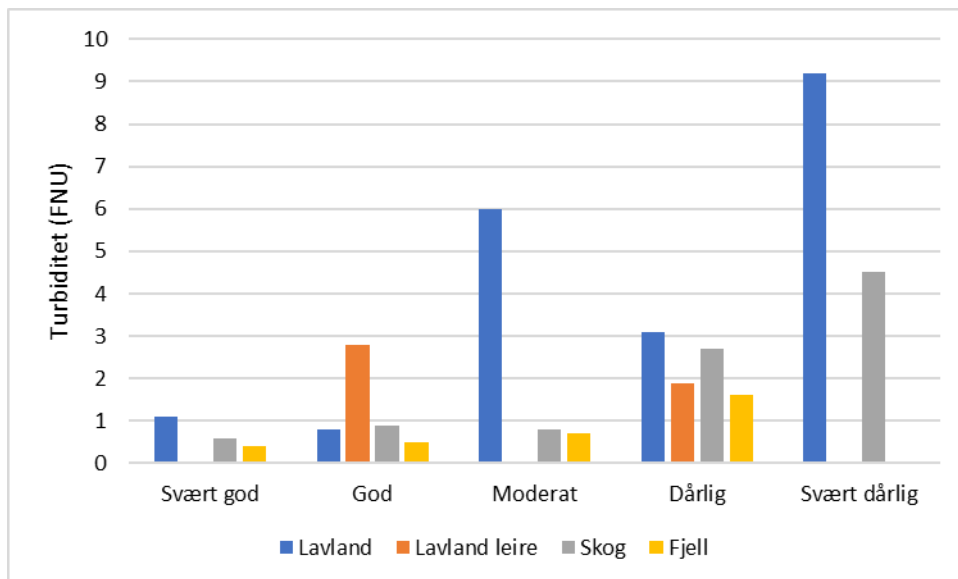
Tabellene i Vedlegg A viser både median og gjennomsnittlige konsentrasjoner. Bruken av disse har blitt diskutert tidligere, bl.a. da Overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppen 2009) ble utarbeidet. Median ser ut til å gi relativt lave verdier for både SS og turbiditet i de fleste elver, og vil kunne maskere påvirkning av episoder med høye konsentrasjoner av partikler. Det anbefales derfor å bruke gjennomsnittsverdier, og ikke median, for disse parameterne.

4.1.2 SS, turbiditet og siktedyp i innsjøer

Data fra Vannmiljø er vist i Vedlegg A med gjennomsnitt av SS og turbiditet i innsjøer, fordelt på alle innsjøtyper og kombinert for typene lavland, skog, fjell og turbide innsjøer, samt på hhv. klare eller humøse. Det var svært få data fra SS-konsentrasjoner i innsjøene, og dette er derfor ikke vist.

For turbiditet i innsjøer varierte det om de høyeste konsentrasjonene fantes i klare eller humøse vanntyper, men det var en overvekt av tilfeller hvor humøs hadde høyest konsentrasjon (Vedlegg A2). Innsjøer har ofte lavere turbiditet enn elver, og humusmateriale som kan holdes lenge flytende i innsjøvannet vil inngå som en del av turbiditetsverdiene. Humusmateriale er imidlertid ikke viktig for partikkelbelastningen, og derfor er innsjøene, på samme måte som elvene, ikke delt opp i klassene klar og humøs. **Figur 9** viser turbiditet i ulike kombinerte innsjøklasser fordelt på de fem

tilstandsklassene. Som tabellene i Vedlegg A2 viser, var det lite data for innsjøtyper i lavland leire, og for tilstandsklassene Dårlig og Svært dårlig.

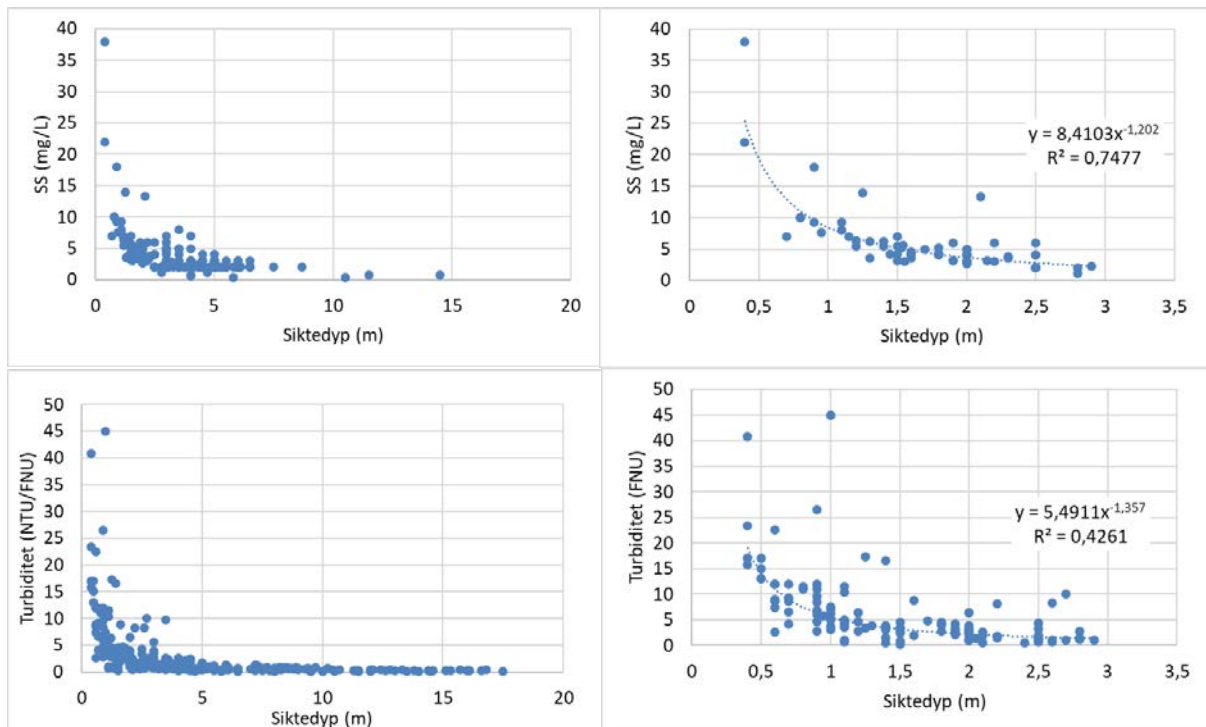


Figur 9. Gjennomsnittlig turbiditet (FNU) for kombinerte innsjøtyper i lavland, lavland leire, skog og fjell, fordelt på de fem tilstandsklassene. Merk at datagrunnlaget er dårlig for bl.a. lavland leire og for klassene Dårlig og Svært dårlig, se detaljer i tabell A2.5 i Vedlegg A.

I innsjøer er grenser for siktedyp allerede innarbeidet. Siktedypet er et mål på lysgjennomtrengning i vann, mens turbiditet representerer lysspredning i vannmassen. Både siktedyp og turbiditet vil derfor påvirkes av en kombinasjon av bl.a. plankton, humusinnhold/farge og suspenderte partikler.

Figur 10 viser sammenhengen mellom hhv. SS og siktedyp (øverste) og turbiditet og siktedyp (nederste grafer). For SS vs. siktedyp fantes til sammen 245 data fordelt over 34 innsjøer, mens det for turbiditet vs. siktedyp fantes 433 data fordelt over 46 innsjøer. God-moderat-grensen for siktedyp i Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018) varierer mellom 3 og 10 meter, avhengig av innsjøtype, og justert etter humus- (farge-) innhold. Innenfor disse nivåene på siktedyp har både SS og turbiditet relativt liten variasjon, hhv. mellom 1-5 mg/L SS og 0-5 FNU. Det er først ved siktedyp under 3 meter at variasjonen øker for SS og turbiditet, men da er den til gjengjeld stor. Grafene til høyre i figuren viser at det er en viss sammenheng mellom siktedyp og hhv. SS og turbiditet ved disse lave siktedypene. Den relativt gode korrelasjonen mellom siktedyp og SS kan imidlertid skyldes at det var få data for SS ved siktedyp under én meter. For turbiditet, hvor det er flere data, er det dårligere korrelasjon. Hvis det kommer til flere data fra innsjøer hvor både siktedyp, SS og turbiditet måles, kan disse sammenhengene evt. undersøkes nærmere, men foreløpig tyder datamaterialet på at siktedypet ikke kan benyttes som erstatning for SS og turbiditet.

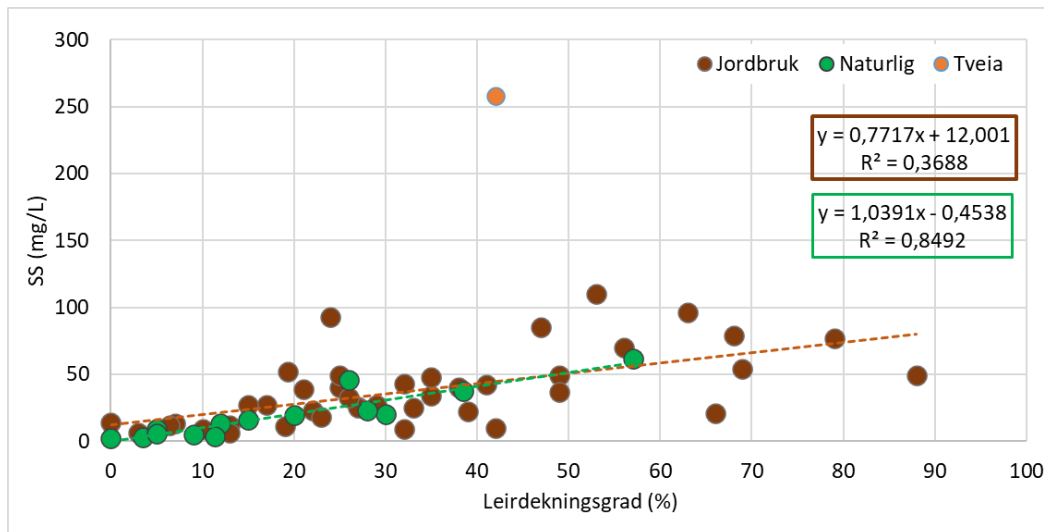
På den annen side er antakelig lysgjennomtrengningen i vannmassene i en innsjø det viktigste for biologien i innsjøen. Det er ikke funnet litteratur om annen effekt av turbiditet eller SS i innsjøer enn at det reduserer lysgjennomtrengningen. Av den grunn kan det argumenteres at siktedyp er en mer relevant klassifiseringsparameter i innsjøer enn turbiditet og (spesielt) SS.



Figur 10. Forholdet mellom siktedyp og hhv. SS (øverste graf) og turbiditet (nederste graf). Til høyre vises verdier under 3 meters siktedyp, se tekst for forklaring.

4.1.3 Leirvassdrag med og uten menneskelig påvirkning

Figur 11 viser sammenhengen mellom leirdekningsgrad og gjennomsnittlig SS-konsentrasjon i de 14 (del)nedbørfeltene i skog og de 42 i jordbruksvassdrag. Det er en viss korrelasjon mellom de to variablene, på samme måte som det som er funnet for totalfosfor og leirdekningsgrad (Lyche Solheim m.fl. 2008). Imidlertid er det ikke tydelig forskjell mellom korrelasjonen i skogsvassdrag og jordbruksvassdrag. For jordbruksvassdragene er korrelasjonen dårlig, med stor spredning og en R^2 på 0,37. Stasjonen Tveia i Leira hadde utypisk høy SS-konsentrasjon og er tatt med i figuren, men ikke i korrelasjonsligningen. Det er mulig at høy SS-konsentrasjon i denne bekken skyldes kraftig erosjon pga. tidligere utført bakkeplanering.



Figur 11. Korrelasjon mellom leirdekningsgrad (%) og gjennomsnittlig SS-konsentrasjon (mg/L) for 14 bekke-/elvelokaliteter i skog (grønne prikker og grønn ramme rundt ligningen) og 42 lokaliteter i jordbruksområder (brune prikker og brun ramme rundt ligningen). Tveia er ikke tatt med i korrelasjonen.

Ti av stasjonene i skog er fra Lundbekken Sør og Nord ved Øyeren (Vedlegg A, Figur A1), og renner gjennom bratte ravinedaler som gir høyere erosjon enn det som er tilfelle i flatt terreng. Det er derfor mulig at skogsbekker i flatere terreng ville hatt mindre erosjon og derfor lavere SS-konsentrasjoner, men det har ikke lyktes å finne slike bekker med høy leirdekningsgrad. Ligningen for skogsbekker har krysningspunkt med y-aksen under null, og det gir ikke mening: Når linjen endres til å gå gjennom 0-punktet blir den

$$SS = 1,0 \cdot L$$

Lign. 1

hvor L er leirdekningsgrad.

Sannsynligvis bør det utarbeides systemer som skiller mellom leirvassdrag i hhv. flatt og ravinert terreng. Dette bør også gjøres for klassegrenser for totalfosfor, siden leirpartikler har høyt naturlig innhold av totalfosfor. Modellering av erosjonsrisiko i kombinasjon med en analyse av måldata fra leirvassdrag i ulike terrengformer kan vurderes.

En mulig løsning for klassegrenser kan være å benytte ligningen for skogsvassdrag, og anta at alle vannforekomster i bekk/elv med høyere SS-konsentrasjoner enn det ligningen angir for enhver leirdekningsgrad, har høyere erosjon og tap av leirpartikler enn normalt, og at kilder til SS i nedbørfeltene derfor bør undersøkes.

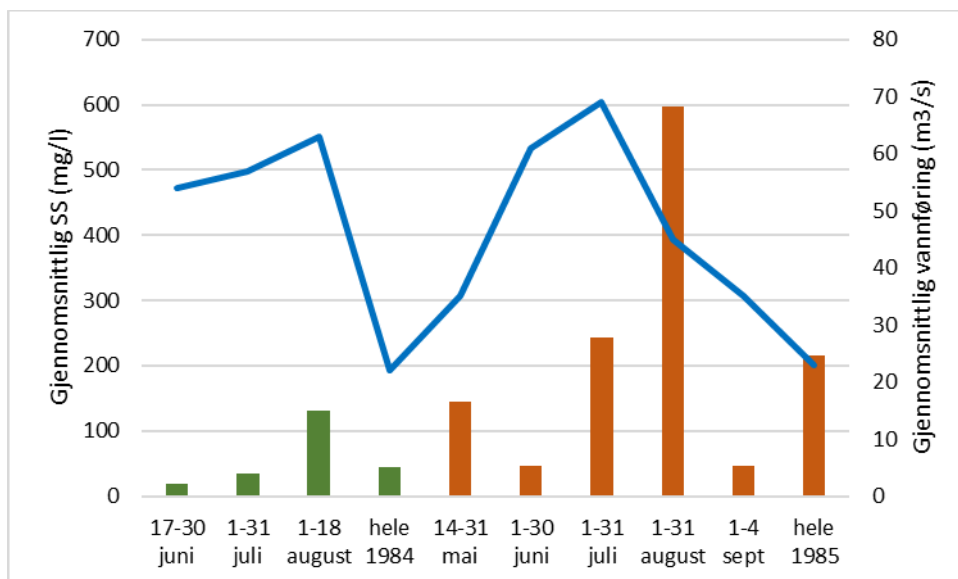
4.1.4 Brevassdrag

Som nevnt har Vannmiljø-databasen svært få data på SS og turbiditet fra breelver. Skarbøvik (1987) målte suspendert materiale i Bøvra ved Lom i 1984 og 1985. Dessverre er rådata ikke tilgjengelig, men som beskrevet over, er transportberegninger av SS benyttet til å beregne gjennomsnittlige SS-konsentrasjoner for tre tidsperioder i 1984 og fem tidsperioder i 1985, samt for hele 1984 og -85 (**Figur 12**). Figuren viser bl.a. at

- Breelver har ulik SS-konsentrasjon gjennom året. Bresmeltingen skjer oftest på sensommeren og tidlig høst, og i disse periodene er partikkelkonsentrasjonene betydelig høyere enn resten av året.
- Konsentrasjonene kan variere kraftig fra år til år, til tross for at årsvannføringen ikke er vesentlig endret. Gjennomsnittlig konsentrasjon for hele 1984 i Bøvra ved Lom er beregnet til 44 mg/L og for 1985 til 215 mg/L, til tross for at gjennomsnittlig årsvannføring var lik (i 1984 22 m³/s og i 1985 23 m³/s).

I perioder uten bresmelting vil det finnes avsetninger av sediment både foran breene og i og langs elvene som kan komme i suspensjon ved økt nedbør og snøsmelting. Disse elvene kan derfor også utenom bresmelteperiodene ha høyere SS- og turbiditetskonsentrasjoner enn andre skogs- og fjellvassdrag.

Alt dette gjør det utfordrende å foreslå klassegrenser for SS i breelver. På den annen side er dette ofte vassdrag med lite antropogen påvirkning, og behovet for klassegrenser er kanskje mindre enn i andre typer vassdrag. Da kan det heller tenkes at myndighetene igangsetter et overvåkingsprogram som kan måle SS- og/eller turbiditetsvariasjoner i utvalgte brevassdrag (for eksempel fra de breene som jevnlig overvåkes av NVE). Dette vil kunne bidra til å øke kunnskapen om hvordan klimaendringer kan påvirke massetransporten i brevassdrag.



Figur 12. Gjennomsnittlig vannføring (blå linje; m³/s) og beregnet gjennomsnittlig SS-konsentrasjon (mg/L) fra transportverdier i perioder og hele året for 1984 (grønne søylor) og 1985 (brune søylor). Data fra Bøvra ved Lom (Skarbøvik, 1987).

4.1.5 Vurdering av muligheter for å utarbeide klassegrenser

Det kan velges ulike fremgangsmåter for å finne klassegrenser for suspenderte partikler og turbiditet. Ofte baserer klassegrensene for støtteparameterne seg på hvordan biologiske kvalitetselementer responderer på ulike konsentrasjoner av støtteparameterne (Direktoratsgruppen 2018). Det skal imidlertid høye sediment- og turbiditets-konsentrasjoner til før de fleste fiskearter får utfordringer. Informasjonen i Kap. 3.1.3 er oppsummert i **Tabell 10**, og viser bl.a. at det ikke ser ut til å være registrert skadelige effekter under 25 mg/L og 10 FNU/NTU, samt at skade ofte skjer etter

eksponering over tid. Vi vet lite om effekten av suspenderte partikler og turbiditet på øvrige dyre- og plantearter i elver og innsjøer.

Tabell 10. Samlet oversikt over effekter av partikler på fisk basert på EIFAC (1964) og Cavanagh m.fl. (2014).

Effekter på fisk	SS (mg/L)	Turbiditet (FNU/NTU)	Varighet	Kilde*
Ingen skadelig effekt	<25		-	1
Noe negativ effekt	25-80		-	1
Bekkerøye (reduisert vekst)		10-40	12 timer	2
Harr (reduisert vekst)	100		-	2
Regnbueørret (reduisert vekst)		25	14-21 dager	2
Tydelig negativ effekt	80-400		-	1
Meget tydelig negativ effekt	>400		-	1
Ørret (skade på gjeller)	810		21 dager	2
Flere arter: Sykdom, skade på gjeller, død	1000-5000			2

* Kilder: 1: EIFAC (1964); 2: Cavanagh m.fl. (2014).

Data fra Vannmiljø-databasen viser at enkelte elvetyper i snitt hadde høyere SS-konsentrasjoner enn 25 mg/L, mens kun vanntyper for lavland og humøs hadde et gjennomsnitt høyere enn 10 FNU/NTU. Imidlertid lå mange av elvetypenes maksimumsverdier høyt over disse konsentrasjonsverdiene, og de kan derfor potensielt forårsake skade på fisk. Siden påvirkning på fisk ser ut til å skje kun når partikkelkonsentrasjonene er høye over tid, er det utfordrende å tilpasse SS til et klassifiseringssystem med gjennomsnittsverdier. Det tas som oftest stikkprøver ved lav frekvens i de fleste norske elver (f.eks. hver 14. dag eller månedlig). Korte episoder med høy partikkelbelastning, f.eks. under flom, ser ikke ut til å ha stor betydning for biologien.

I avsnitt 2.4.1 ble det foreslått at data over SS og turbiditet fra norske vassdrag og innsjøer, hentet fra Vannmiljø-databasen, kunne benyttes til å anslå gjennomsnittlige konsentrasjonsverdier for klassene Svært god og God. Dette er basert på en antakelse om at de konsentrasjonsgjennomsnittene som ble funnet i klassene Svært god og God økologisk tilstand *ikke* hadde en SS-konsentrasjon eller en turbiditetsverdi som trakk vannforekomstene ned til Moderat eller dårligere tilstand (f.eks. ved at biologien ble berørt, eller at konsentrasjoner av parametere assosiert med partikler som fosfor, metaller eller organiske forbindelser var for høye). En oppsummering av SS- og turbiditetsverdier for kombinerte vanntyper og de to tilstandsklassene Svært god og God er gitt i **Tabell 11**. For alle vanntypene unntatt turbiditet i Skog, er gjennomsnittet for God klasse høyere enn for Svært god, noe som styrker teorien bak denne metodiske tilnærmingen.

For tilstandsklassene etter God kan det vurderes å bruke de kanadiske retningslinjene basert på bakgrunnsnivåer, som beskrevet i kap. 3.1.5. Bakgrunnsnivåer forstås her som Svært god tilstand for hver kombinert vanntype. Retningslinjene ble gitt for to ulike hydrologiske forhold, og siden de fleste måleprogram i Norge i dag ikke tar ekstra vannprøver under flom, er det sannsynligvis best å bruke retningslinjene for 'normal' vannføring. Retningslinjene tilsier da at SS (og turbiditet) kan være maksimalt 25 mg/L (8 NTU) mer enn Svært god tilstand for kortvarige episoder (under 24 timer) eller

maksimalt 5 mg/L (2 NTU) mer enn Svært god tilstand for langvarige episoder (fra 24 timer til 30 dager).

Tabell 11. Oppsummert oversikt over gjennomsnittlige konsentrasjoner av SS og turbiditet i sammenslåtte elve-vann typer, basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Vanntype kombinert	Svært god	God
	SS (mg/L)	
Lavland	3,4	3,9
Lavland leire	-	3,8
Skog	2,5	3,1
Fjell	0,9	1,6
	Turbiditet (FNU/NTU)	
Lavland	1,3	1,6
Lavland leire	-	3,8
Skog	1,4	0,6
Fjell	0,3	1,7

Selv om det finnes et godt datasett for turbiditet i norske elver i Vannmiljø-databasen, har det vært mer utfordrende å sette klassegrenser for denne parameteren enn for SS, bl.a. fordi sammenhengen mellom SS og turbiditet varierer fra elv til elv og fordi vi har funnet færre undersøkelser av påvirkning av turbiditet på biota enn av SS.

Mulige klassegrenser for turbiditet i innsjøer

Som diskutert i kapittel 4.1.2, hadde verken SS eller turbiditet en klar sammenheng med siktedyp, men det var for få data til å dele inn i ulike innsjøtyper. Dette tema kan derfor gjerne undersøkes på nytt, hvis det kommer til flere data for alle tre parametre i ulike innsjøtyper.

Det er for lite data fra innsjøer til å foreslå klassegrenser for SS og turbiditet, men basert på gjennomsnittlige verdier av turbiditet for innsjøer i Svært God og God tilstand (Vannmiljø-databasen), kan en tentativ turbiditetsverdi angi svært god og god tilstand for kombinerte innsjøtyper, som vist i **Tabell 12**.

Siktedyp er en godt innarbeidet parameter i innsjøer. Mens siktedyp representerer lysgjennomtrengning, vil turbiditet representere lysspredning i vannmassen. Både siktedyp og turbiditet vil påvirkes av en kombinasjon av planteplankton, humusinnhold/farge og suspenderte partikler, og det foreslås at siktedyp benyttes frem til det evt. finnes flere data for SS og turbiditet i innsjøer.

Tabell 12. Forslag til retningslinjer for gjennomsnittlig turbiditet i fire sammenslåtte innsjøtyper i kombinert klasse Svært god og God.

Innsjø, turbiditet	Svært god og God (FNU/NTU)
Lavland	1
Lavland leire	3
Skog	0,75
Fjell	0,5

Hvordan skille mellom antropogene og naturlige kilder

Som påpekt i kap. 3.1.1 kan det være forskjell på naturlig eroderte partikler og partikler fra anleggsvirksomhet. Nåleformete og skarpe partikler fra anleggsvirksomhet kan øke belastningen på biota. Pabst m.fl. (2015) gir et klassifiseringsverktøy med informasjon om hvilke bergarter som særlig kan gi denne typen partikler. Nyere data vist at partikler fra anlegg i gneis og granitt også kan gi økning av avlange og fibrøse partikler i vann, sammenlignet med naturlig eroderte partikler (Skogsberg, pers.medd.). Det er foreløpig ikke undersøkt om også disse partiklene fra gneis og granitt kan skade mer enn naturlige partikler. Effekter av anleggsvirksomhet i tilknytning til vassdrag følges oftest godt opp med turbiditetsmålinger ved sensorer, og alarmer som går av ved for høye verdier (f.eks. Roeth m.fl. 2021). Dette bør antakelig gjennomføres ved all større anleggsvirksomhet i tilknytning til vassdrag.

4.2 Organisk materiale

Den største utfordringen i forhold til å utvikle klassegrenser for organisk materiale i vann er å finne parametere, eller kombinasjoner av parametere, som kan bidra til å kunne skille mellom naturlig og antropogent DOM. I dette kapittelet er det gjort vurderinger av hvordan ulike parametere kan egne seg til dette formålet.

En utfordring med klassifisering i forhold til organisk materiale i vann er at naturtilstanden varierer svært mye imellom ulike naturtyper. Dette er i stor grad hensyntatt ved at organisk materiale (TOC og farge) inngår i vanntypifiseringen. Som et resultat av økende TOC og farge, som er observert i mange norske elver og innsjøer de 30 årene, har noen vannforekomster endret vanntype (fra «svært klar» til «klar», eller fra «klar» til «humøs»).

En annen utfordring ved å utarbeide definerte klassegrenser er at konsentrasjonene av DOM kan variere svært mye mellom sesonger og ikke minst i forhold til vannføring (flom vs. lavvann). I tillegg er ofte konsentrasjonene av naturlig DOM i vannforekomstene så høye og variasjonen så stor, spesielt i små vassdrag, at det ofte maskerer lokale antropogene tilførsler (Lindholm m.fl. 2016). I større elver og innsjøer, vil lokale tilførsler kunne bli fortynnet i store vannvolumer.

4.2.1 TOC og farge

TOC og farge er parameterne som er vanligst å bruke i overvåkingsprogrammer som mål for konsentrasjonen av DOM. Aggregerte data fra Vannmiljø-databasen (middelverdier for ulike vanntyper og tilstandsklasser) (**Tabell 13, Figur 13**) viser at både TOC og farge varierer lite innenfor den svært klare vanntypen. Innenfor vanntypene «klar» og «humøs» er det en tendens til økende middelkonsentrasjoner av TOC når den økologiske tilstanden er dårligere enn god. Mønsteret var tydeligst i innsjøene.

Tabell 13. Middelverdier og standardavvik for **TOC** (mg/L; øverst) og **farge** (mg Pt/L; nederst) i elver og innsjøer innenfor alle de fem tilstandsklassene og sortert på humusklassene «svært klar», «klar» og «humøs». Dataene omfatter alle klimaregioner, dvs. både lavland, skog og fjell.

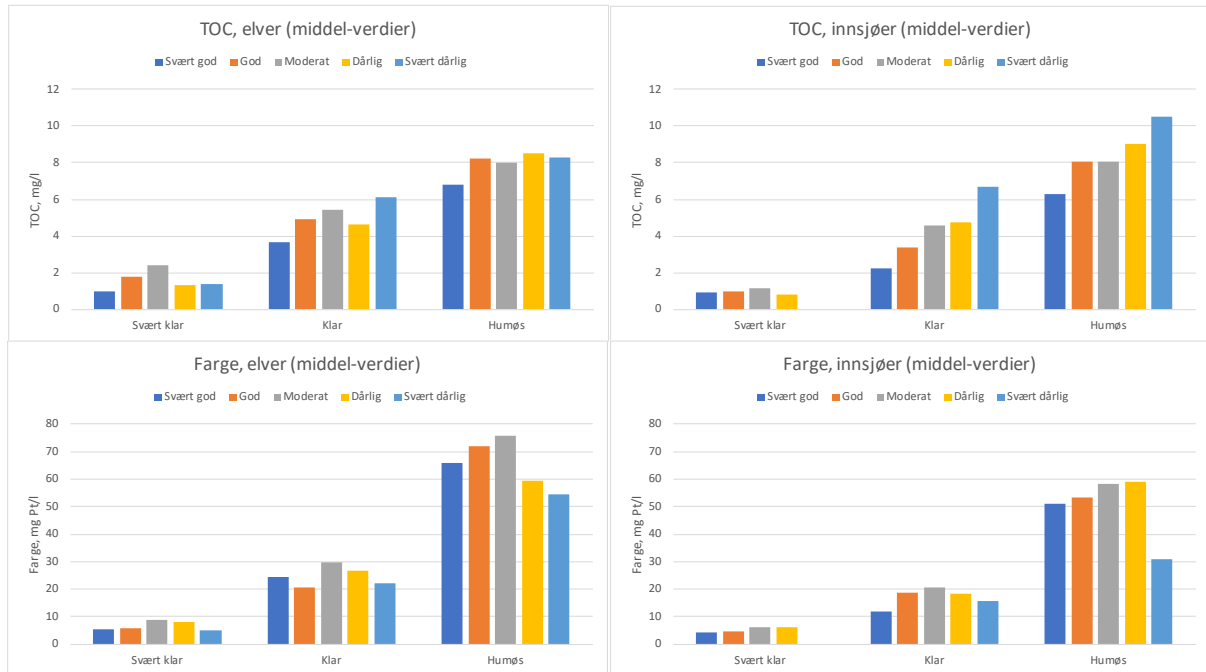
Tilstand	Humusinnhold	TOC / Elv		TOC / Innsjø	
		Middel	Stdev	Middel	Stdev
Svært god	Svært klar	1.0	0.5	0.9	0.7
Svært god	Klar	3.7	2.3	2.2	1.7
Svært god	Humøs	6.8	3.4	6.3	2.9
God	Svært klar	1.8	1.6	1.0	0.6
God	Klar	4.9	51.2	3.4	6.5
God	Humøs	8.2	7.4	8.1	3.6
Moderat	Svært klar	2.4	2.0	1.1	1.1
Moderat	Klar	5.4	61.6	4.6	4.8
Moderat	Humøs	8.0	6.1	8.0	3.3
Dårlig	Svært klar	1.3	1.0	0.8	1.3
Dårlig	Klar	4.6	30.0	4.7	2.0
Dårlig	Humøs	8.5	9.3	9.0	3.9
Svært dårlig	Svært klar	1.4	1.0	Ikke data	Ikke data
Svært dårlig	Klar	6.1	66.6	6.7	3.7
Svært dårlig	Humøs	8.3	6.3	10.5	4.8
Tilstand	Humusinnhold	Farge / Elv		Farge / Innsjø	
		Middel	Stdev	Middel	Stdev
Svært god	Svært klar	5.2	4.0	4.1	6.0
Svært god	Klar	24.6	20.8	11.9	10.9
Svært god	Humøs	65.9	42.1	51.0	28.3
God	Svært klar	5.8	5.7	4.5	3.0
God	Klar	20.6	21.3	18.6	15.1
God	Humøs	71.8	52.8	53.2	32.6
Moderat	Svært klar	8.7	5.9	6.0	6.1
Moderat	Klar	29.8	29.1	20.7	13.7
Moderat	Humøs	75.7	58.5	58.5	27.5
Dårlig	Svært klar	8.1	4.9	6.1	16.7
Dårlig	Klar	26.9	22.9	18.5	7.9
Dårlig	Humøs	59.3	39.8	59.2	42.0
Svært dårlig	Svært klar	5.0	5.3	Ikke data	Ikke data
Svært dårlig	Klar	22.2	22.4	26.1	15.6
Svært dårlig	Humøs	54.5	45.1	50.2	30.8

Med hensyn til farge var mønsteret til dels motsatt, dvs. at verdiene generelt viste en avtakende tendens etter hvert som den økologiske tilstanden går fra Moderat til Svært dårlig (gjelder både elver og innsjøer). Det at farge ikke følger TOC indikerer at det organiske materialet relativt sett er mindre farget i vannforekomstene med dårligst tilstand, noe som peker i retning av at det organiske materialet i større grad stammer fra antropogene kilder eller autokton produksjon. Det antas her at organisk materiale fra antropogene kilder (kloakk, industriutslipp) er mindre farget enn naturlig alloktont DOM, som er mer preget av høymolekylære og aromatiske humusforbindelser.

Medianverdiene for det samme datagrunnlaget (**Figur 14**) viser om lag det samme mønsteret som for middelverdiene (**Figur 13**). Så selv om det var enkelte ekstremverdier i datamaterialet (jf. Vedlegg B), var antall målinger så høyt at middelverdiene ikke ble påvirket i nevneverdig grad.

Parameterne farge og TOC målt hver for seg er relativt uspesifikke når det gjelder å skille mellom naturlig og antropogent DOM, og er derfor lite egnet som klassifiseringsparametere alene. Ved at DOM fra antropogene kilder vanligvis er mindre farget enn naturlig DOM kan imidlertid farge/TOC-

forholdet være en indikator på antropogen påvirkning og dermed være interessant i forhold til klassifisering. Hvis en f.eks. måler farge/TOC-forholdet i en elv oppstrøms og nedstrøms et organisk utslipp, vil en i prinsippet kunne estimere hvor mye TOC som stammer fra det aktuelle utslippet (Thrane m.fl. 2018).



Figur 13. Middelverdier for TOC (mg/L; øverst) og farge (mg Pt/L; nederst) i elver (venstre) og innsjøer (høyre) innenfor alle de fem tilstandsklassene sortert på humusklassene «svært klar», «klar» og «humøs». Dataene omfatter alle klimaregioner og er hentet fra **Tabell 13**.



Figur 14. Samme datagrunnlag som **Figur 13**, men presentert som median-verdier.

4.2.2 KOF og BOF

Kjemisk oksygenforbruk (KOF_{Mn} eller KOF_{Cr}) er i likhet med TOC en relativ uspesifikk parameter når det gjelder å karakterisere opphavet til DOM. Spesielt gjelder dette kromat-metoden som er vesentlig kraftigere enn mangan-metoden og i praksis oksyderer hele spekteret av organiske karbonforbindelser i vannprøven.

Biologisk oksygenforbruk (BOF_5 eller BOF_7) er en betydelig mildere analyse som i hovedsak er et mål for de mest lett nedbrytbare organiske forbindelsene, som er typisk for det mer antropogene materialet. BOF kan derfor være en aktuell parameter å bruke for å påvise, eventuelt også å sette grenseverdier for antropogent organisk materiale i vann. Som nevnt i et tidligere avsnitt har EEA utarbeidet en oversikt over nivåene av parameteren *BOD* - *biological oxygen demand* (tilsvarer BOF) i europeiske elver og delt dem inn i fem ulike kategorier etter økende BOF (**Figur 6**). Dette kan være et mulig utgangspunkt for å utarbeide grenseverdier også for norske elver. Det er også laget en tilsvarende oversikt for *ammonium*, som er en viktig komponent i kommunalt avløpsvann. Forholdet mellom BOF_5/KOF_{Mn} kan eventuelt brukes som et mål for andelen av antropogent DOM i vannet da en i de fleste vassdrag har en blanding av antropogent og naturlig DOM.

Inndeling av europeiske elver basert på innhold av BOF_5 og NH_4^+

EEA har foretatt en inndeling basert på BOF_5 og NH_4^+ i europeiske elver (**Tabell 14**) som muligens kan danne et utgangspunkt for å sette tentative grenseverdier tilpasset norske forhold. En utfordring er at det foreligger relativt lite data på BOF_5 fra norske vannforekomster, se sammenstilling av data fra Vannmiljø-databasen i **Vedlegg B-4**. Det anbefales derfor at en forsøksvis innfører BOF_5 som standard parameter i utvalgte overvåkingsprogrammer framover.

Tabell 14. Inndeling av BOF_5 (mg O_2/L) og NH_4^+ ($\mu g N/L$) i europeiske vannforekomster i ulike «tilstandsklasser» (Kilde: European Environment Agency – EEA). Begrepet «tilstandsklasse» er satt i anførselstegn, da det per i dag ikke er etablert formelle grenseverdier for stoffene.

«Tilstandsklasse»	BOD_5	NH_4^+
1	< 1,4	< 40
2	1,4-2,0	40-100
3	2,0-4,0	100-200
4	3,0-4,0	200-400
5	> 4,0	> 400

Forhold mellom KOF, BOF og TOC i kommunalt avløpsvann

En fersk NIVA-rapport (Sample m.fl. 2022b) oppgir vanlige forhold mellom BOF_5 og KOF_{Cr} , samt totalkonsentrasjonen av Tot-N og Tot-P i urensset kommunalt avløpsvann (**Tabell 15**). Legg merke til at det her er målt KOF_{Cr} og ikke KOF_{Mn} . Dette er vanlig praksis i kloakkprøver da KOF_{Cr} måler alt det organiske materialet. Rapporten gjengir også noen litteraturverdier for forurensningsindikatorer fra renseanlegg i Norge (Ødegaard 1992), samt tilsvarende data fra USA (Tchobanoglous m.fl. 2003) og England (Henze m. fl. 2002) (**Tabell 15**).

Verdier for BOF_5/KOF_{Cr} - forhold i rensset kloakk fra forskjellige typer renseanlegg i Norge er gitt i **Tabell 16**. Sammenstilte målinger av BOF_5 og KOF_{Cr} i innløp ($N = 513$) og utløp ($N = 725$) på norske renseanlegg viser gjennomsnittlige BOF_5/KOF_{Cr} forhold på henholdsvis 0,46 og 0,29 (Christian

Vogelsang, pers. medd. 2022). Sample m.fl. (2022a) oppgir at $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Mn}}$ i rå-kloakk vanligvis varierer mellom 0,3 og 0,8. Siden KOF_{Mn} er en midlere analyse enn KOF_{Cr} er det å forvente at verdiene for $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Cr}}$ ligger i nedre del av området der en finner verdier for $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Mn}}$.

I det rensede avløpsvannet er $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Cr}}$ forholdet i stor grad bestemt av typen rensing, men gjennomsnittet ligger noe lavere, rundt 0,3. Ikke overaskende gir en kombinasjon av kjemisk og biologisk rensing det laveste forholdet mellom 0,1 og 0,3 i rensed kloakkvann, mens de andre rensemetodene gir meget varierende $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Cr}}$ forhold, med verdier som ligger både over og under verdien for rå-kloakk.

TOC-innholdet i rå-kloakk analyseres i liten grad. Imidlertid oppgir Ødegaard (1992) gjennomsnittsverdier av 820 prøver (**Tabell 15**) der TOC konsentrasjonen er oppgitt til kun 77 mg C/L. Dette kan delvis skyldes større innblanding av overvann, da også de andre forurensningsindikatorene er lavere enn de tilsvarende verdiene fra USA og England. Det har ikke lyktes oss å finne data på TOC i rensed avløpsvann fra kloakkrenseanlegg i Norge, men en må kunne anta at den er lav, spesielt der $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Cr}}$ forholdet er lavt (**Tabell 16**). Ut fra dette vil et $\text{BOF}/\text{KOF}_{\text{Cr}}$ -forhold > 0.3 være en indikator på antropogent DOM. Derom KOF er analysert med Mn-metoden (KOF_{Mn}) vil grenseverdien være noe høyere.

Tabell 15. Forurensningsindikatorer i innløpet til norske (Sample m.fl. 2022a, Ødegaard 1992), Amerikanske (Tchobanoglous m.fl. 2003) og Engelske (Henze m.fl. 2002) avløpsrenseanlegg.

Parameter	Enhet	Sample m.fl. (2022a)		Ødegaard (1992)	Tchobanoglous m.fl. (2003)	Henze m. fl. (2002)
		Snitt	Median	Snitt	Moderat	Moderat
TOC	mg C/L			77	140	180
BOF_5	mg O/L	179	170	167	190	250
KOF_{Cr}	mg O/L	421	405	418	430	530
$\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Cr}}$	-	0,40	0,39	0,40	0,44	0,47
Totalt N	mg N/L	42	39		40	50
Total P	mg P/L	5,9	5,5		7	10

Tabell 16. $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Cr}}$ forhold i rensed kloakk fra ulike typer rensanlegg i Norge (Sample m.fl. 2022a).

Renseanlegg	Type rensing	Snitt	Median
HØRA	Mekanisk	0,58	0,56
ØRA	Kjemisk	0,44	0,44
LARA		0,78	0,74
Veas RVR		0,30	0,29
Flesland	Biologisk	0,23	0,20
Holen	Kjemisk-biologisk	0,30	0,29
Veas		0,21	0,20
HIAS		0,11	0,08

Forhold mellom KOF, BOF og TOC i elver med utslipp fra treforedlingsindustri

Vi har sett nærmere på rapporterte data fra fire programmer:

- Glomma nedstrøms Borregaard (Rannekleiv m.fl. 2012, Lindholm m.fl. 2016)
- Tista nedstrøms Norske Skog Saugbrugs AS (Walday m.fl. 2016, Borgersen m.fl. 2019)
- Nidelva nedstrøms Rygene Smith & Thommessen (Moe m.fl. 2016, Thrane m.fl. 2018)
- Otra nedstrøms Hunsfos Fabrikker (Kaste m.fl. 1998)

Glomma nedstrøms Borregaard:

I forbindelse med undersøkelsesprogram for vurdering av nytt utslippspunkt og innblandingssone for avløpsvann til Glomma fra bioraffineriet til Borregaard fabrikker (Rannekleiv m.fl. 2012) ble det gjennomført fire vannkjemiske prøvetakingsrunder samt undersøkelser av bunndyr, begroing, vannvegetasjon og fisk. Vannprøvene ble analysert for BOF_5 , KOF_{Cr} , og SS (oppgitt som STS), samt konsentrasjon av oksygen, næringsstoffer og metaller.

Sammensetningen av bunndyrsamfunnet og dekningsgrad av lammehaler viste at elva er belastet med lettomsettelige organiske forbindelser nedstrøms utslippet, men målingene av BOF_5 , KOF_{Cr} , SS og oksygenkonsentrasjon i vannmassene gav ingen åpenbar indikasjon på at resipienten var utsatt for organisk belastning. En av årsakene til dette var at analysemetoden som ble benyttet til KOF -målingene (Cr-metoden) hadde høy deteksjonsgrense (15 mg/L). Fortynning av utslipp med det høye vannvolumet i Glomma førte til at de fleste målingene (både oppstrøms og nedstrøms bedriften) lå under deteksjonsgrensen. I tillegg lå nær alle målingene av BOF_5 også under deteksjonsgrensen (3 mg/L).

I 2016 gjennomførte NIVA ny tiltaksrettet overvåking av Glomma ved Borregaard med undersøkelser av vannkjemi (KOF_{Mn} , SS, Tot-P, Tot-N og metaller), begroing og fisk (Lindholm m.fl. 2016). Data for KOF_{Mn} gjennom sesongen avdekket igjen ingen forskjeller mellom referansestasjonen ovenfor bedriften og to utvalgte målepunkter nedenfor bedriftens utslipp. BOF_7 analysert på én av prøvetakingsrundene (august) viste imidlertid noe forhøyete verdier nedstrøms referansestasjonen. Fra å ha Meget god eller God tilstand oppstrøms utslippspunktene fra Borregaard falt tilstanden med hensyn til heterotrof begroing drastisk på stasjonene nedstrøms. Det var en svak trend i retning av redusert heterotrof begroing med økende avstand fra utslippsområdet. Det betydelige vannvolumet i Glomma kan synes å være tilstrekkelig til å maskere effekten av utslippene på vannkjemiske parametere, mens de biologiske responsene var mer entydige.

Tista nedstrøms Norske Skog Saugbrugs AS

I den tiltaksrettete overvåkingen som ble gjennomført i Tista 2015 og 2016 (Walday m.fl. 2016) ble det undersøkt begroing og bunndyr samt vannkjemiske støtteparametere (KOF , TOC, Tot-P, PO_4^{3-} , Tot-N og kalsium). Det ble tatt prøver fra én stasjon oppstrøms- og én stasjon nedstrøms Saugbrugs papirfabrikk, som har utslipp av organisk materiale, suspendert materiale og næringsstoffer til Tista. KOF ble dessverre analysert med ulike metoder (Mn og Cr) i løpet av undersøkelsen, men den samme metoden ble benyttet oppstrøms og nedstrøms på hver enkelt dato.

De to prøverundene som ble analysert med Mn-metoden ble vurdert i forhold til den gamle klassifiseringsveilederen (Andersen m.fl. 1997). Den ene prøverunden gav Dårlig tilstand oppstrøms- og Svært dårlig tilstand nedstrøms utslippene, mens den andre gav Dårlig tilstand både oppstrøms og nedstrøms utslippene. Årsaken til de høye KOF_{Mn} -verdiene oppstrøms ble tilskrevet høyt innhold av humusforbindelser (TOC 8-9 mg/L). For de resterende prøvene som ble analysert med Cr-metoden var det ikke nevneverdig forskjell i KOF -verdier oppstrøms og nedstrøms utslippet.

Samlet sett tydet resultatene fra overvåkingen i 2015 og 2016 på at Saugbrugs utslipp ikke hadde stor effekt på økologisk tilstand verken for begroingsalger eller heterotrof begroing i elven Tista. Resultatene var imidlertid usikre både for begroingsalger (pga. ulike bunnforhold på de to stasjonene) og for heterotrof begroing (grunnet ugunstig tidspunkt for innsamling). Det ble derfor lagt større vekt på bunndyr i klassifiseringen. Økologisk tilstand for bunndyr var Moderat oppstrøms utslippet og Dårlig nedstrøms.

I en oppfølgende undersøkelse i 2018 ble det igjen analysert på begroingsalger, bunndyr og vannkjemiske støtteparametere (KOF_{Mn} , Tot-P, PO_4^{3-} og Tot-N) i Tista oppstrøms og nedstrøms utslippet fra Saugbrugs (Borgersen m.fl. 2019). Tilstanden mht. KOF ble klassifisert som Dårlig både oppstrøms og nedstrøms utslippene. Eutrofieringsindeksen for begroingsalger (Periphyton index of throphic status; PIT) (Schneider & Lindstrøm 2011) var i god tilstand oppstrøms og moderat tilstand nedstrøms, heterotrof begroingsindeks HBI2 var i svært god tilstand oppstrøms og moderat tilstand nedstrøms og bunndyrindeksen ASPT ga henholdsvis moderat og dårlig økologisk tilstand oppstrøms og nedstrøms Saugbrugs utslipp. For kjemisk oksygenforbruk (KOF) var tilstanden dårlig både oppstrøms og nedstrøms utslippene, men med noe lavere normaliserte EQR-verdier nedstrøms utslippene. Igjen var dermed de biologiske kvalitetselementene mer følsomme indikatorer for organisk påvirkning enn de vannkjemiske støtteparameterne.

Nidelva nedstrøms Rygene Smith & Thommessen

Rygene-Smith & Thommessen AS er en treforedlingsbedrift med utslipp av organisk materiale, partikler og næringsstoffer til Nidelva ved Arendal. I senere år har NIVA gjennomført tiltaksrettet overvåking for bedriften i 2015 (Moe m.fl. 2016) og 2017 (Thrane m.fl. 2018). Begge programperiodene inkluderte overvåking av vannkemi samt undersøkelser av bunndyr og begroingsalger inkludert heterotrof begroing.

I 2015 inkluderte de vannkjemiske parameterne KOF_{Cr} , SS, Tot-P, Løst-P, Tot-N, TOC, pH og metaller. Alle KOF_{Cr} -målinger var under kvantifiseringsgrensen (30 mg/L) i 2016, og gav dermed ingen informasjon om hvorvidt vannmassene var påvirket av organisk belastning. Analysene av TOC gav heller ingen entydig dokumentasjon på om vannmassene var mer påvirket av organisk materiale nedstrøms utslippet. De biologiske kvalitetselementene som ble undersøkt i 2015 viste Moderat tilstand på referansestasjonen og Svært dårlig tilstand på stasjonen nedstrøms utslippspunktet. Det var imidlertid usikkert om den svært dårlige tilstanden på den nederste stasjonen skyldtes utslipp fra bedriften, ettersom saltvannspåvirkning kan ha påvirket de biologiske resultatene.

I 2017-programmet ble det målt på færre vannkjemiske parametere (KOF_{Mn} , Tot-P, Tot-N og SS), men til gjengjeld ble det gjennomført betydelig flere prøverunder enn i 2015 (23 mot 4). At KOF ble målt med Mn-metoden medførte også at samtlige prøver fikk verdier over kvantifiseringsgrensen på 2 mg/L. Prøvene av bunnfauna, begroingsalger og heterotrof begroing, samt Tot-P og KOF_{Mn} i 2017 viste God eller bedre tilstand på alle stasjonene, bortsett fra bunndyr på én av referansestasjonene hvor tilstanden var Moderat. Resultatene tydet dermed på at bedriftens virksomhet ikke påvirket økologisk tilstand negativt, og de bekreftet dermed sannsynligvis også at biologien på den nederste stasjonen i 2015-undersøkelsen var saltvannspåvirket.

I forbindelse med rapporteringen av 2017-undersøkelsen anvendte Thrane m.fl. (2018) en empirisk metode for korrigerende av KOF-verdiene i forhold til antatt påvirkning av naturlig organisk materiale. Korreksjonen ble basert på vannets fargetall, som ble antatt å øke proporsjonalt med TOC i vannforekomster med liten eller ingen påvirkning fra lokale, antropogene kilder. Basert på data fra

1000 lite påvirkede innsjøer i Norge (Skjelkvåle m.fl. 1996) estimerte Lyche Solheim m.fl. (2003) følgende forholdstall: $\text{TOC} \approx \text{fargetall}/6$. I mangel av målte fargetall fra 2017-undersøkelsen ble det benyttet historiske data fra Nidelva oppstrøms Rygene som gav et gjennomsnittlig fargetall på 18.8 mg/L Pt. Ved bruk av den empiriske sammenhengen over gav det et «naturlig» bidrag av TOC på 3.1 mg/L. Konklusjonen basert på de vannkjemiske overvåkingsdataene var at tilstanden for KOF_{Mn} var svært god på alle stasjonene etter at det estimerte bidraget fra naturlig organisk materiale ble trukket fra. Det ble ikke påvist forhøyete konsentrasjoner av KOF_{Mn} nedstrøms utslippet, og utslippene av KOF_{Mn} fra bedriften kunne med andre ord ikke spores basert på vannprøvene som ble tatt i elva.

Otra nedstrøms Hunsfos Fabrikker

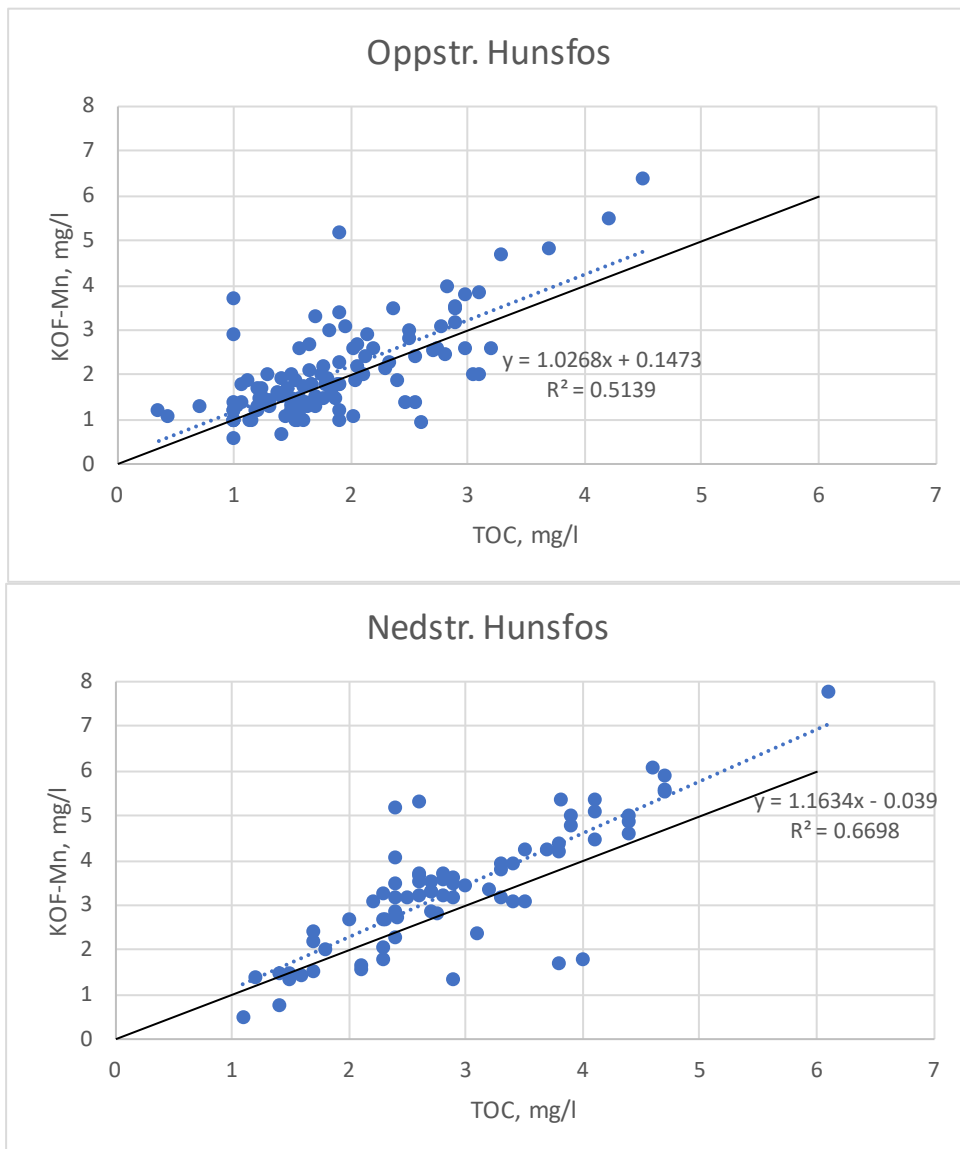
Det ble i en årrekke gjennomført tiltaksorientert overvåking i Otra for å dokumentere effekter av utslipp fra treforedlingsbedriften Hunsfos fabrikker i Vennesla (Kaste m.fl. 1998). Spesielt utslippene av organisk materiale førte til betydelige effekter på bunndyr- og begroingssamfunnet i elva nedstrøms bedriften (bl.a. med masseforekomst av soppen *Fusarium aqueductum*). Fra og med sommeren 1995 ble utslippet ført utenom elva og ledet direkte til Kristiansandsfjorden via en avskjærende industriavløpsledning. Dette resulterte i en nærmest umiddelbar forbedring av den økologiske tilstanden i elva. Bedriften ble nedlagt i 2011.

Det foreligger en del prøver med parallelle målinger av KOF_{Mn} og TOC på stasjoner oppstrøms og nedstrøms bedriften i perioden 1992 til 1995 da det fortsatt var utslipp av organisk materiale fra bedriften. Plott av KOF_{Mn} mot TOC viser at det er relativt små forskjeller i forholdet $\text{KOF}_{\text{Mn}}/\text{TOC}$ mellom stasjonene oppstrøms og nedstrøms (**Figur 15**). Det ser imidlertid ut til å være en svak økning i $\text{KOF}_{\text{Mn}}/\text{TOC}$ -forholdet med økende konsentrasjoner på nedstrøms-stasjonene, mens forholdet ligger nær 1:1 linjen langs hele konsentrasjonsgradienten på oppstrøms-stasjonene. Forskjellene er imidlertid såpass marginale at dataene ikke gir støtte for å bruke $\text{KOF}_{\text{Mn}}/\text{TOC}$ -forholdet som indikator for påvirkning av antropogent DOM.

Oppsummering fra overvåking knyttet til treforedlingsindustri

En utfordring med datasettene fra industri-overvåkingen er at parameterutvalget varierer mye fra program til program og at det derfor er vanskelig å analysere data på tvers av prosjekter. Når det gjelder KOF er det trolig også en del feilmerking av data i Vannmiljø, i forhold til om parameteren er analysert med Mn- eller Cr-metoden. Fordi Cr-metoden innebærer en kraftigere oksidasjon, vil verdiene ofte være minst dobbelt så høye. Cr-metoden har også en nokså høy deteksjonsgrense, slik at det blir mange målinger som ligger under deteksjonsgrensen. Når det gjelder BOF, så foreligger det relativt få målinger i elveprøver fra industriovertvåkingen. I sum så er det derfor få av datasettene som er godt egnet for sammenligning av forholdet mellom KOF, BOF og TOC i elver som er påvirket av organisk materiale fra industriutslipp.

Den empiriske metoden basert på farge/TOC-forhold som ble benyttet av Thrane m.fl. (2018) for korrigering av KOF-verdiene i forhold til antatt påvirkning av naturlig DOM, er i tråd med funn som vi også omtaler nærmere i kapittel 4.2.1 og 4.2.3. Ellers viste analyser av data fra Otra oppstrøms og nedstrøms treforedlingsbedriften Hunsfos Fabrikker at $\text{KOF}_{\text{Mn}}/\text{TOC}$ -forholdet i elvevann neppe er egnet som indikator for påvirkning av antropogent DOM. Gjennomgående for tiltaksovervåkingen knyttet til treforedlingsindustri var at de biologiske kvalitetselementene er mer følsomme indikatorer for organisk påvirkning enn de vannkjemiske støtteparameterne.



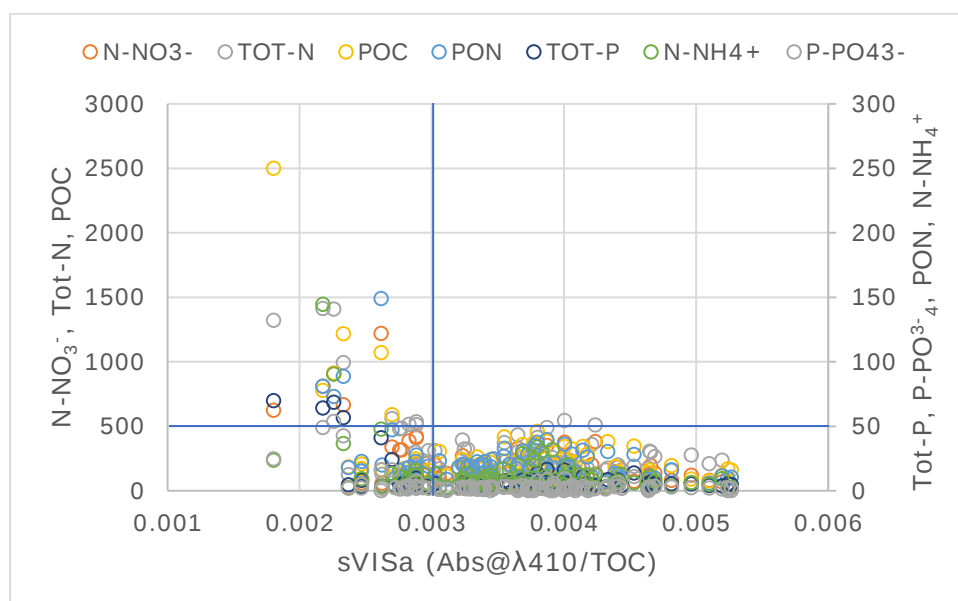
Figur 15. Parallelle målinger av KOF_{Mn} og TOC på stasjoner i Otra oppstrøms og nedstrøms Hunsfos Fabrikker i perioden mai 1992 til mars 1995. Basert på 116 prøver oppstrøms og 82 prøver nedstrøms bedriften. Stiplet blå linje er trendlinje for punktene, mens sort heltrukken strek er 1:1 linjen.

4.2.3 Spektroskopiske indekser

Da en kan anta at antropogent DOM er mindre farget enn humusforbindelsene som dominerer i naturlig alloktont DOM, kan en reduksjon i *forholdstallet mellom farge og TOC* være en aktuell indikator på antropogen påvirkning. Her kan en eventuelt i stedet bruke sVisa, som er forholdstallet mellom absorpsjon ved 410 nm og TOC. Hvis en kjenner til andre *sporstoffer i de organiske utslippene*, f.eks. ammonium i kloakk eller spesifikke kjemikalier (som tungmetaller) i industriutslipp, kan disse også være aktuelle å bruke som støtteparametere i tillegg til forholdet mellom TOC og farge.

Elve- og innsjøovervåkingen

Frekvensdiagrammer for farge og TOC (< 30 mg C/L) nivåene av begge parametre fordeler seg relativt likt mellom elver og innsjøer (**Vedlegg B, Figur B1 og B2**). Om lag 40% av elvene og 37% av innsjøene har farge mellom 21 og 55 mg Pt/L. TOC viser en normalfordeling med over 25% av prøvene i intervallet 5 - 8 mg/L. DOM fra vassdrag som er næringsrike (dvs. konsentrasjoner av NO_3^- , Tot-N, POC > 500 $\mu\text{g/L}$ og PO_4^{3-} , Tot-P, PON > 50 $\mu\text{g/L}$) har, som forventet, generelt lav sUVa, sVISa og hydrofobisitetsindeks, samt høy SAR og E2/E3 (se **Tabell 4** for forklaring av indeksene). Det er imidlertid også mange næringsfattige vann med lav sUVa, sVISa og Hydrofobisitetsindeks, samt høy SAR og E2/E3 (**Vedlegg B, Figur B3-B7**). Det ble ikke funnet noen sammenheng mellom spektroskopiske indekser og høye konsentrasjoner av tungmetaller. Dette kan f.eks. skyldes at en del stasjoner i Vannmiljø er påvirket av gruveavrenning eller industriutslipp med lite organiske innhold.



Figur 16. Samvariasjon mellom gjennomsnittlige sVISa-verdier og konsentrasjon av næringsstoffer ($\mu\text{g/L}$) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen. POC og PON er partikulære fraksjoner av hhv. organisk karbon og nitrogen. Blå vertikal linje angir tentativ grenseverdi for sVISa (se mer forklaring i tekst).

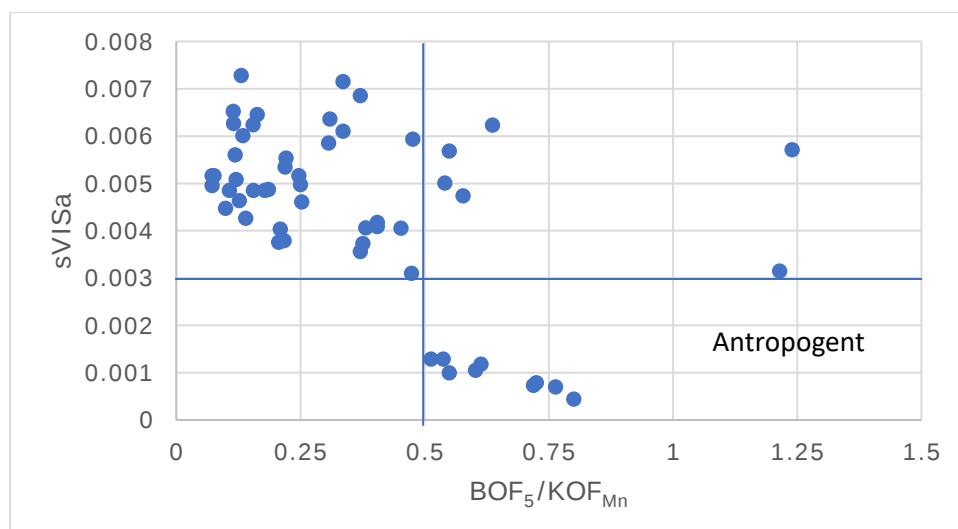
Den relative tidsvariasjonen i de spektroskopiske indeksene ved hver lokalitet varierer mellom indeksene. Ved å se på forskjellene mellom 25 og 75 persentilene (1. og 3. kvartil) i forhold til gjennomsnittet ved hver lokalitet, ble den største relative tidsvariasjonen funnet for sVISa (**Tabell 17**). Den laveste relative tidsvariasjonen ble funnet for Hydrofobisitetsindeks, med kun 2 % variasjon i forhold til gjennomsnittet.

Tabell 17. Gjennomsnittlig tidsvariasjon (3. – 1. kvartil) i de spektroskopiske indeksene for DOM-kvalitet i forhold til deres gjennomsnittsverdier for hver av de 112 overvåkingsstasjonene.

	sUVa	sVISa	SAR	E2/E3	Hydrofobisitet
%	15	23	11	8	2

Som forventet har prøver med lave sVISa verdier (< 0,003) også kun høye $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Mn}}$ forhold (> 0,5), da lav sVISa og høy $\text{BOF}_5/\text{KOF}_{\text{Mn}}$ indikerer høyt innslag av antropogent DOM. Mer enn 86% av

prøvene med $sVISa > 0,003$ hadde BOF_5/KOF_{Mn} forhold lavere enn 0,5, men det er imidlertid en stor variasjon i BOF_5/KOF_{Mn} - forholdet i prøver med høyere $sVISa$ verdier (**Figur 17**).



Figur 17. Samvariasjon mellom BOF_5/KOF_{Mn} og $sVISa$ i data fra Vannmiljødatabasen. De blå linjene angir tentative grenseverdier for de to indeksene (se mer forklaring i tekst).

Det man kan hevde, basert på data fra Elveovervåkningen, er at DOM med indeksverdier for $sUVA$, $sVISa$, og Hydrofobisitet under grensene angitt i **Tabell 18** kan tyde på innslag av menneskeskapt DOM i elver. I innsjøer er det naturlig autokton produksjon av organisk materiale. Dette organiske materialet har tilsvarende verdier for $sUVA$ og $sVISa$ som antropogent materiale. De tentative grenseverdiene oppgitt i **Tabell 18** gjelder derfor kun for elver. Til tross for større variasjon i tid, er $sVISa$ den mest pålitelige indikatoren for antropogent DOM. I tillegg er $sVISa$ en gunstig indeks å benytte da en ofte har målinger av både farge og TOC i overvåkingsprogrammer. I tillegg er $sUVA$ og $sVISa$ sterkt korrelert ($R^2 = 0,869$) i data fra Vannmiljøbasen. $sVISa$ er derfor den mest lovende indeksen å bruke som indikator på mulige antropogene kilder til DOM i et vassdrag.

Tabell 18. Tentative grenseverdier for god/moderat tilstand i elver basert på spektroskopiske DOM-indeks.

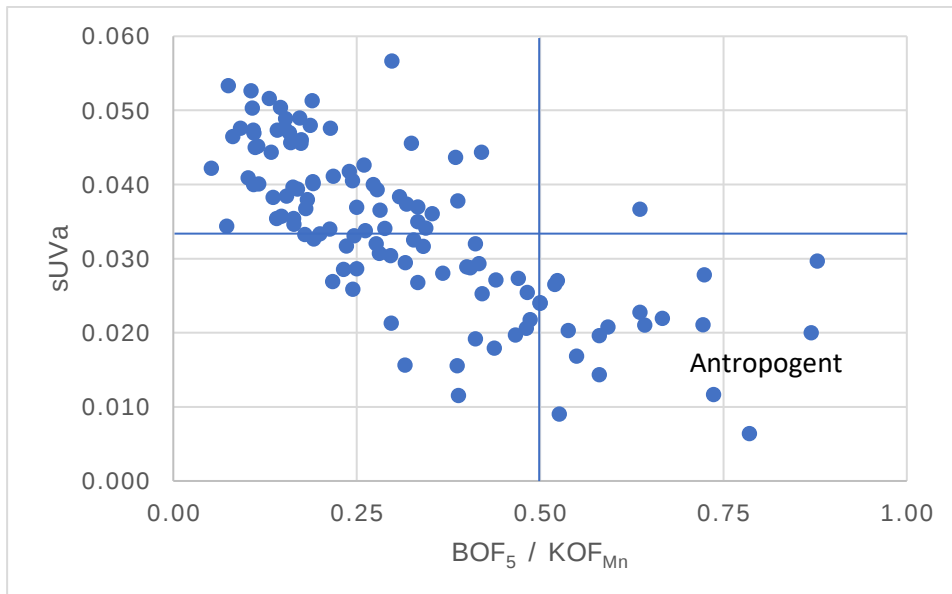
	Tentativ god/moderat grense (elver)
$sUVA$	$<0,033$
$sVISa$	$<0,003^*$
Hydrofobisitet	$<0,69$

* Tilsvarende farge/TOC-forhold på $\sim 5,8$

DWARF-prosjektet

Siden vassdragene i Vannmiljødatabasen er i liten grad antropogent påvirket har vi også sett på data fra DWARF-prosjektet, som er et Norway Grant - EEA-finansiert forskningsprosjekt i Tsjekkia. Her er den antropogene påvirkningen betydelig sterkere. I disse dataene er det ikke målt farge, men i prøver med $sUVA$ verdier $> 0,033$ er det en klar negativ sammenheng mellom $sUVA$ og BOF_5/KOF_{Mn} . Ved $sUVA$ verdier $< 0,033$ flater denne sammenhengen ut med BOF_5/KOF_{Mn} forhold $> 0,5$ (**Figur 18**). Dette underbygger at en $sUVA < 0,033$ reflekterer et innslag av antropogent DOM med BOF_5/KOF_{Mn}

forhold $> 0,5$. Gjennomsnittlige sUVA verdier fra de 14 nedbørsfeltene i DWARF studiet viser også en signifikant positiv sammenheng med andel skog i nedbørsfeltet ($R^2 = 0,80$), som i seg selv reflekterer andelen naturlig DOM.



Figur 18. Sammenhengen mellom BOF_5/KOF_{Mn} , som en forklaringsparameter for økende mengde antropogent DOM, og sUVA som responsparameter i data fra Tsjekkiske nedbørsfelt (DWARF prosjektet). De blå linjene angir tentative grenseverdier for de to indeksene (se mer forklaring i tekst).

4.2.4 Vurdering av muligheter for å utarbeide klassegrenser

I det tidligere klassifiseringssystemet for miljøkvalitet i ferskvann (Andersen m.fl. 1997) inngikk både TOC, farge og KOF som parametere for klassifisering av tilstand med hensyn til organisk materiale. Det ble den gang ikke skilt mellom vanntyper, men definert klassegrenser uavhengig av om vannet i utgangspunktet var klart eller humøst.

En kunne i prinsippet foreslått et tilsvarende system, med klassegrenser basert på avstand fra forventet naturtilstand for vanntypene «svært klar», «klar» og «humøs». Et problem med dette er at alle de nevnte parameterne fra naturens side kan variere svært mye både i løpet av året og mellom år. F.eks. vil det i perioder med høy frekvens og intensitet av flommer kunne måles TOC-konsentrasjoner som er det mangedobbelte av det som kan forventes ut fra naturtilstanden. Det samme vil gjelde også for vannfarge og KOF. Endret arealbruk, klimaendringer og reduksjon i sur nedbør har dessuten medført at flere av de aktuelle parameterne har vist en økende tendens i løpet av de siste 30 årene (Hindar m.fl. 2020). Det betyr at naturtilstanden / referansetilstanden faktisk er i ferd med å endre seg på mange vannlokaliteter, uten at påvirkningen er forårsaket av lokale, antropogene faktorer.

Gitt den store naturlige variasjonen i konsentrasjonen av naturlig DOM, samt at TOC og farge danner grunnlag for typifisering av vannforekomstene, vil det være vanskelig utarbeide klassegrenser basert på disse parameterne alene. Vi har derfor også vurdert andre alternative parametere og indekser som er bedre egnet til å skille mellom antropogent og naturlig DOM. En hovedhensikt med å

inkludere organisk materiale i klassifiseringssystemet for vann er å knytte tilstandsvurderingen i sterkest mulig grad til de antropogene tilførslerne som det er mulig å iverksette avbøtende tiltak i forhold til. Selv om økningen i de naturlige tilførslerne av DOM indirekte skyldes antropogen påvirkning, er det i mindre grad mulig å endre situasjonen ved hjelp av lokale tiltak¹⁰.

Dataene fra Vannmiljø-databasen (**Figur 13**) gir ingen holdepunkter for at den økologiske tilstanden i elver blir dårligere med økende TOC eller farge. For innsjøer er det en tendens til høyere TOC i de dårligste tilstandsklassene, men dette kan også skyldes at hovedandelen av det organiske materialet er autoktont (produsert i innsjøen). Sistnevnte underbygges av at innsjøer i den dårligste tilstandsklassen i gjennomsnitt hadde lavere farge enn de andre tilstandsklassene.

For noen parametere som kan være aktuelle å trekke inn i klassifiseringen er det forholdsvis lite målte data. For disse vil hovedfokuset i første omgang vil være å anslå en God/Moderat-grense, som eventuelt må justeres senere etter hvert som det kommer inn mer data. De anslåtte G/M-grensene må også testes nærmere i forhold til biologiske kvalitetselementer.

Elver

Da det primære målet med klassifiseringen må være å sette grenseverdier for antropogent tilført organisk materiale, vil det være mindre aktuelt å utelukkende basere systemet på klassegrenser for TOC, farge og KOF, som alle er relativt uspesifikke når det gjelder å skille mellom naturlig og antropogent organisk materiale. KOF_{Mn} er en mildere analyse enn KOF_{Cr} og inkluderer i mindre grad tungt løselig DOM (f.eks. humus). Men KOF_{Mn} ser ut til å være sterkt korrelert med TOC, også i vann som er påvirket av antropogent DOM (jf. **Figur 15**).

Vi anbefaler i større grad å sette søkelys på parametere og forholdstall som kan være et mer direkte mål på antropogent tilført organisk materiale. I vår dataanalyse har vi kommet fram til to forholdstall/indekser som kan være indikatorer på antropogent DOM:

BOF_5/KOF_{Mn}

Dette angir andelen bionedbrytbart DOM som kan komme fra antropogene kilder. I og med at KOF_{Mn} er sterkt korrelert med TOC, kan også BOF_5/TOC -forholdet brukes som indikator. Ved mistanke om kloakkutslipp kan NH_4^+ være en aktuell tilleggsparemet (jf. **Error! Reference source not found.**). Analyser av data fra Vannmiljø, samt et Tsjeckisk datasett vi har hatt tilgang til, indikerer høyt innslag av antropogent DOM når BOF_5/KOF_{Mn} - forholdet overstiger 0,5.

sVISa

sVISa ($Abs@410nm/mg\ C/L$) eller farge/TOC forhold egner seg til å bruke som indikator for organisk forurensing siden de baserer seg på parametere som vanligvis blir målt i overvåkingen. sVISa angir aromatisitet og molekylstørrelse til DOM, der lav indeks-verdi kan indikere en høy andel av antropogent organisk materiale. En kan regne sVISa om til farge/TOC ved å multiplisere med 5×387 . sVISa er korrelert med andre forurensingsindikatorer, som relativt høye nivåer av næringssalter og BOF. sVISa lavere enn 0,003 eller farge/TOC forhold mindre enn 5,80 indikerer at det kan være antropogent organisk materiale i prøven. Der en finner slike lave verdier bør en sjekke andre forurensningsindikatorer, som næringssalter og BOF_5/KOF_{Mn} . Vassdrag med sVISa < 0,003 og konsentrasjoner av NO_3^- , Tot-N > 500 $\mu g/L$ og /eller PO_4^{3-} , Tot-P > 50 $\mu g/L$, og/eller $BOF_5/KOF_{Mn} > 0,5$ er sannsynligvis eksponert til en antropogen kilde av organiske materiale.

¹⁰ Planting av lauvskog til erstatning for granskog og økt utmarksbeiting kan gi reduserte tilførsler av DOM, men vil neppe være realistisk å innføre som tiltak i større skala.

Øvrige kommentarer

For å kunne knytte disse indeksene til et klassifiseringssystem for vann trengs det et større referansemateriale fra elver innenfor ulike vanntyper og tilstandsklasser. Det er også viktig å nevne at biologiske kvalitetselementer ser ut til å være mer følsomme for påvirkning av organisk materiale enn vi er i stand til å måle/påvise med vannkjemiske støtteparametere. Biologiske kvalitetselementer bør derfor alltid inngå i tiltaksovervåking rettet mot utslipp av organisk materiale til elver.

Innsjøer

Indeksene som er foreslått for elver lar seg ikke umiddelbart overføres til innsjøer. Årsaken er at det vil være vanskelig å skille mellom organisk materiale som er tilført av antropogene kilder fra det som er produsert i innsjøene, hovedsakelig av alger (autokton produksjon). Begge typene av organisk materiale er lett nedbrytbart og vil kunne gi overlappende BOF_5/KOF_{Mn} signaler. Autoktont DOM er dessuten mindre farget enn alloktont DOM (naturlig organisk materiale tilført fra nedbørfeltet) og vil derfor ha et farge/TOC-forhold (sVISA) som overlapper med antropogent DOM.

På bakgrunn av dette har vi ikke funnet grunnlag til å foreslå parametere eller indekser som kan egne seg til klassifisering mht. organisk materiale i innsjøer.

5 Konklusjoner og anbefalinger

5.1 Mulighet for klassifisering av partikler og turbiditet i vann

Elver

Basert på kapittel 4, foreslås det klassegrenser for SS og turbiditet i elver som vist i hhv. **Tabell 19** og **Tabell 20**. Med de høye variasjonene i SS og turbiditet som kan opptre naturlig, anbefales det at klassegrensene for SS og turbiditet i elver kun er veiledende, og ikke absolutte. De kan benyttes til å vurdere om en elv ligger innenfor 'normalen', og til å vurdere om inngrep i vassdraget kan ha forverret tilstanden. Det anbefales ikke at klassegrensene brukes til å justere den totale tilstandsklassen for en vannforekomst.

Svært god (kun for SS) og God tilstand er basert på data fra Vannmiljø-databasen. Moderat eller dårligere er basert på retningslinjer fra kanadiske CCME (2002), hvor det som der ble omtalt som 'bakgrunnsnivåer' her er tolket som 'Svært god tilstandsklasse'. Retningslinjene er basert på normal vannføring. Årsaken til at det i Moderat eller dårligere tilstandsklasser opereres med påvirkning over tid, skyldes at fisk påvirkes lite av korte episoder, mens det er registrert tydeligere påvirkning om partikkelbelastningen er høy over tid. De gjennomsnittlige konsentrasjonene for SS og turbiditet i Svært god og God tilstandsklasse er her gitt et spenn, for å tydeliggjøre skillet mellom God og Moderat klasse bedre.

Tabell 19. Mulige klassegrenser for SS (mg/L), som kan benyttes til å vurdere om en elvevannforekomst har unormalt høye SS-konsentrasjoner og at sedimentkilder derfor bør undersøkes.

Vanntype kombinert	Svært god	God	Moderat eller dårligere. Sedimentkilder i vassdraget bør undersøkes	
			1-30 dager	<24 timer
Lavland	0-4	4-9	>9	>29
Skog	0-2,5	2,5-8	>8	>28
Fjell	0-0,9	1-6	>6	>26

Tabell 20. Mulige klassegrenser for turbiditet (FNU/NTU), som kan benyttes til å vurdere om en elvevannforekomst har unormalt høy turbiditet og at kilder til høy turbiditet derfor bør undersøkes.

Vanntype kombinert	Svært god og God	Moderat eller dårligere. Sedimentkilder i nedbørfeltet bør undersøkes	
	Veiledende gjennomsnitt	1-30 dager	<24 timer
	FNU/NTU	FNU/NTU	FNU/NTU
Lavland	2	>4	>10
Skog og fjell	1,5	>3,5	>9,5

For leirvassdrag kan ligning 1 (se Kap. 4.1.3) benyttes rådgivende, og God/Moderat-grensen blir derfor som i **Tabell 22**. I vannforekomster med høyere SS-konsentrasjon enn dette, bør kilder til SS undersøkes og erosjonsforebyggende tiltak vurderes.

Tabell 21. Mulige God-Moderat-grenser for SS i leirvassdrag, basert på leirdekningsgraden (%).

Leirdekningsgrad (%)	SS (mg/L)
10	10
30	30
60	60

Det understrekes at mer arbeid med fordel kan utføres for leirelver. Dette gjelder også for klassegrenser for totalfosfor, hvor samme metodikk er benyttet. Skille mellom leirvassdrag i flatt vs. ravine terreng kan gi mer differensierte klassegrenser, og modellering av erosjon i ulikt terreng i områder under marin grense kan gi ytterligere informasjon.

Ved anleggsvirksomhet kan det være at lavere klassegrenser bør benyttes, særlig der det sprenges fjell som kan danne nåleformede og skarpe partikler (Pabst m.fl. 2015).

Innsjøer

Basert på data fra Vannmiljø-databasen kan en tentativ turbiditetsverdi angi svært god og god tilstand for ulike kombinerte innsjøtyper, som vist i **Tabell 22**. For SS var det for få data til å foreslå noe tilsvarende.

Tabell 22. Retningsgivende verdier for gjennomsnittlig turbiditet i fire sammenslåtte innsjøtyper i kombinert klasse Svært god og God og for fire kombinerte vanntyper.

Innsjø kombinert vanntype	Svært god og God (FNU/NTU)
Lavland	1
Lavland leire	3
Skog	0,75
Fjell	0,5

Verken SS eller turbiditet viste noen klar sammenheng med siktedyp (avsnitt 4.1.2). Siktedyp er en godt innarbeidet parameter i innsjøer. Mens siktedyp representerer lysgjennomtrengning, vil turbiditet representere lysspredning i vannmassen. Både siktedyp og turbiditet vil påvirkes av en kombinasjon av bl.a. planteplankton, humusinnhold/farge og suspenderte partikler, og det foreslås at siktedyp benyttes videre, heller enn klassegrenser for SS og turbiditet, til det foreligger mer informasjon om påvirkning på biologi av partikler i innsjøer.

5.2 Muligheter for klassifisering mht. organisk materiale i vann

Gitt den store naturlige variasjonen i konsentrasjonen av naturlig DOM, samt at TOC og farge danner grunnlag for typifisering av vannforekomstene, vil det være vanskelig utarbeide klassegrenser basert på disse parameterne alene. Da det primære målet med klassifiseringen må være å sette grenseverdier for antropogent tilført organisk materiale, vil det være mindre aktuelt å utelukkende basere systemet på klassegrenser for TOC, farge og KOF, som alle er relativt uspesifikke når det gjelder å skille mellom naturlig og antropogent organisk materiale. Vi har derfor også vurdert andre alternative parametere og indekser som er bedre egnet til å skille mellom antropogent og naturlig DOM.

Elver

For elver har vi kommet fram til to forholdstall/indekser som kan være indikatorer på antropogent DOM: **BOF₅/KOF_{Mn}** (evt. BOF₅/TOC-forholdet) og **sVISa**. sVISa er det samme som farge/TOC-forholdet i vann bare med andre absolutte verdier.

Analyser av data fra Vannmiljø, samt et Tsjekkisk datasett vi har hatt tilgang til, indikerer høyt innslag av antropogent DOM når BOF₅/KOF_{Mn} - forholdet overstiger 0,5.

sVISa lavere enn 0,003 eller farge/TOC forhold mindre enn 5,80 indikerer at det kan være antropogent organisk materiale i prøven.

Det anbefales å bruke de to indeksene i kombinasjon samt at de også sammenholdes med andre forurensningsindikatorer, fortrinnsvis næringssalter.

Det er viktig å nevne at biologiske kvalitetselementer ser ut til å være mer følsomme for påvirkning av organisk materiale enn vi er i stand til å måle/påvise med vannkjemiske støtteparametere. Biologiske kvalitetselementer bør derfor alltid inngå i tiltaksovervåking rettet mot utslipp av organisk materiale til elver.

Innsjøer

Organisk materiale som er produsert i innsjøer (autoktont DOM), hovedsakelig av alger, er vanligvis lettere nedbrytbart og mindre farget enn det som tilføres naturlig fra nedbørfeltet (alloktont DOM). Det er derfor vanskelig å bruke sVISa og BOF₅/KOF_{Mn} - forhold som indikator for antropogent DOM i innsjøer fordi det interfererer med autoktont DOM. På bakgrunn av dette har vi ikke funnet grunnlag til å foreslå parametere eller indekser som kan egne seg til klassifisering mht. organisk materiale i innsjøer.

6 Referanser

- Andersen JR, Bratli JL, Fjeld E, Faafeng B, Grande M, Hem L, Holtan H, Krogh T, Lund V, Rosland D, Rosseland BO, Aanes KJ. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT Veiledning 97:04, TA-1468/1997, 31 s
- Birtwell IK. 1999. The Effects of Sediment on Fish and their Habitat. Oceans Canada and West Vancouver. 34 s.
- Bjerknes V, Røhr PK, Åstebøl SO, Robertsen KR, Rognerud B. 1994. E16 Tunnel Aurland – Lærdal. Konsekvensanalyse av tunneldrift og massedeponi i Tynjadalen i Lørdal. NIVA-rapport 2999-1994; 57 s.
- Bogen J. 1996. Erosion and sediment yield in Norwegian rivers. In: Erosion and Sediment Yield: Global and Regional Perspectives (Proceedings of the Exeter Symposium, July 1996). IAHS Publ. no. 236, 1996. http://hydrologie.org/redbooks/a236/iahs_236_0073.pdf
- Borgersen G, Brkljacic MS, Kile MR, Walday M. 2019. Tiltaksrettet overvåking av miljøtilstand i Tista og Iddefjorden i 2018 i forbindelse med utslipp fra Norske Skog Saugbrugs AS. NIVA-rapport 7355-2019, 41 s.
- Braaten HFV, Gundersen CB, Kaste Ø, Sample JE, Hjermann DØ, Norling MD, Calidonio JLG, Allan I, Nizzetto L. 2020. The Norwegian river monitoring programme - water quality status and trends in 2019. Norwegian Environment Agency, report M-1817, NIVA report 7564, 87 pp.
- Cavanagh JE, Hogsden KL, Harding JS. 2014. Effects of suspended sediment on freshwater fish. Landcare Research. Lincoln, New Zealand. West Coast Regional Council. Landcare Research. 1-29.
- CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment) 2002. Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: Total particulate matter. In: Canadian environmental quality guidelines, 1999, Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg. <https://ccme.ca/en/res/total-particulate-matter-en-canadian-water-quality-guidelines-for-the-protection-of-aquatic-life.pdf>
- Collins AL, Naden PS, Sear DA, Jones JI, Foster IDL. 2011. Sediment targets for informing river catchment management: international experience and prospects. Hydrological Processes 25: 2112–2129.
- Crapart C, Andersen T, Hessen DO, Valiente N, Vogt RD. 2021. Factors Governing Biodegradability of Dissolved Natural Organic Matter in Lake Water. Water. 13:2210.
- de Wit HA, Valinia S, Weyhenmeyer GA, Futter MN, Kortelainen P, Austnes K, Hessen DO, Räike A, Laudon H, Vuorenmaa J. 2016. Current Browning of Surface Waters Will Be Further Promoted by Wetter Climate. Environmental Science & Technology Letters. Doi: 10.1021/acs.estlett.6b00396.
- Direktoratsgruppen 2009. Veileder 02: 2009 – Overvåking av miljøtilstand i vann. <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/dirnat2/attachment/1503/versjon-1-5-20100430.pdf> Oppdatert i 2010.
- Direktoratsgruppen 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann

- EIFAC 1964. Water quality criteria for European freshwater fish. Report on finely divided solids and inland fisheries. European Inland Fisheries Advisory Commission (EIFAC); FAO of UN, Rome. EIFAC/1, 21 s.
- Gippel CJ. 1995. Potential of turbidity monitoring for measuring the transport of suspended solids in streams. *Hydrol. Process.* 9 (1), 83–97.
- Greipsland I, Barneveld R, Skarbøvik E. 2017. Multiparameteranalyse av feltkarakteristika og vannkjemi i leirvassdrag. Underlag for fastsettelse av miljømål i henhold til vannforskriften. NIBIO-rapport 3(110) 2017, 27 pp.
- Hanssen-Bauer I, Førland EJ, Haddeland I, Hisdal H, Mayer S, Nesje A, Nilsen JE., Sandven S, Sandø A, Sorteberg A, Ådlandsvik B. 2015. Klima i Norge 2100 - Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. Norsk klimaservicesenter (NKSS) Rapport 2/2015. 204 s.
- Harby A, Bakken TH, Dervo B, Gosselin M-P, Kile MR, Lindholm M, Sundt H, Zinke P. 2018. Forslag til metode for klassifisering av hydromorfologisk tilstand i norske elver. SINTEF Rapp. 2018:00482 og M-1214. 70 s.
- Henze M, Harremoës P, la Cour Jansen J, Arvin E. 2002. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes, 3rd ed., Springer, ISBN 3-540-42228-5.
- Hessen DO. 1992. Uorganiske partikler i vann: effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-Rapport 2787-1992.
- Hindar A, Garmo ØÅ, Austnes K, Sample JE. 2020. Nasjonal innsjøundersøkelse 2019. NIVA-rapport, 7530-2020.
- Hjulström F. 1935. Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bulletin, Geological Institute Uppsala*, 25, 221-527.
- Isidorova A, Skarbøvik E. 2022. Trender i vannkvalitet i elver og innsjøer i Vannområde Glomma Sør. Trender frem til 2021. NIBIO-Rapport 127(8), 62 s.
- Jones AS, Stevens DK, Horsburgh JS, Mesner NO. 2011. Surrogate measures for providing high frequency estimates of total suspended solids and total phosphorus concentrations. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 47 (2), 239–253.
- Kaste Ø, Lindstrøm EA, Aanes KJ. 1998. Tiltaksorientert overvåking av Otra i 1997. SFT-overvåkingsrapport nr. 733/98. TA-1558/1998. NIVA-rapport 3883, 47 s.
- Kaste Ø, Gundersen CB, Sample J, Hjermann DØ, Skancke LB, Allan I, Jenssen MTD, Bæk K, Poste A. 2022. The Norwegian river monitoring programme 2021 – water quality status and trends. NIVA-report 7760-2022.
- Kemp P, Sear D, Collins A, Naden P, Jones I. 2011. The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrological Processes* 25: 1800-1821.
- Kjelland ME, Woodley CM, Swannack TM, Smith DL. 2015. A review of the potential effects of suspended sediment on fishes: potential dredging-related physiological, behavioural, and transgenerational implications. *Environ. Syst. Decis.* 35: 334-350.
- Lindholm M, Kile MR, Lund E, Thaulow J, Myren MH. 2016. Tiltaksrettet overvåking av Glomma ved Borregaard 2016. NIVA-rapport 7100-2016.
- Lyche Solheim A, Thrane J-E, Kristensen P, Birk S. 2019. Standards for physico-chemical quality elements reported by Member States with their 2nd RBMPs. Report on ETC-ICM task 1.5.1.1., subtask 3 Comparability issues, 81 pp

- Lyche Solheim A, Andersen T, Brettum P, Erikstad L, Fjellheim A, Halvorsen G, Hesthagen T, m.fl. 2003. Foreløpig forslag til system for typifisering av norske ferskvannsforkomster og for beskrivelse av referansetilstand, samt forslag til referansenettverk
- Lyche Solheim A, Berge D, Tjomsland T, Kroglund F, Tryland I, Schartau AK, Hesthagen T, Borch H, Skarbøvik E, Eggestad HO, Engebretsen A. 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. NIVA-rapport 5708-2008, 79 s.
- Marttila H, Kløve B, 2012. Use of Turbidity Measurements to Estimate Suspended Solids and Nutrient Loads from Peatland Forestry Drainage, J. Irrig. Drain. Eng. 138(12), 1088–1096.
[https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000509](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000509)
- Mattilsynet 2021. Veiledning til drikkevannsforskriften. Publisert 11.01.2017; Sist endret 26.01.2021.
https://www.mattilsynet.no/mat_og_vann/drikkevann/veiledning_til_drikkevannsforskriften/vedlegg_1.25145
- Moe TF, Rannekleiv SB, Persson J. 2016. Tiltaksrettet overvåking av potensielle effekter av utslipp fra Rygene-Smith & Thommesen AS på økologisk tilstand i nedre del av Nidelva i 2015. NIVA-rapport 7005, 52 s.
- Monteith DT, Stoddard JL, Evans CD, de Wit HA, Forsius M, Høgåsen T, Wilander A, m.fl. 2007. Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. Nature 450: 537–540.
- Ødegard H. 2019. Vann- og avløpsteknikk. Norsk Vann, e-bokutgave, ISBN 978-82-414-0418-4.
- Oliver BG, Thurman EM, Malcolm RL. 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. Geochimica et Cosmochimica Acta. 1; 47(11): 2031-5.
- Pabst T, Hindar A, Hale S, Garmo Ø, Endre E, Petersen K, Bækken T, Baardvik G. 2015. Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet; Statens vegvesen: Oslo, 100 s.
- Pulg U, Barlaup BT, Skoglund H, Velle G, Gabrielsen SE, Stranzl S, Espedal EO, Lehmann GB, Wiers T, Skår B, Normann E, Fjeldstad HP, Kroglund F. 2018. Tiltakshåndbok for bedre fysisk vannmiljø: God praksis ved miljøforbedrende tiltak i elver og bekker. LFI-Rapport nr. 296; M-1051. 196 s.
- Rannekleiv SB, Molvær J, Lund E, Edvardsen H, Kile MR, Eriksen TE, Rustadbakken A. 2012. Undersøkellesprogram for vurdering av nytt utslippspunkt og innblandingssone for avløpsvann til Glomma fra Borregaard. NIVA-rapport 6437-2012, 42 s.
- Roseth R, Heier LS, Heggland A, Hveding ØP, Skrutvold J, Rognan Y, Kjerkol H. 2021. Avrenning av partikler i anleggsprosjekter – betydning for fisk og vannmiljø. VANN Nr. 3 2021, 215-234.
- Sample JE, Jackson-Blake L, Vogelsang C, Kaste Ø, Vogt RD. 2022a. TEOTIL3: En koeffisientbasert eksport-modell for simulering av elvetilførsler. NIVA rapport (under utarbeidelse).
- Sample JE, Bechmann M, Kværnø SH, Jackson-Blake L, Kaste Ø. 2022b. Modellering av avlastningsbehov for ulike delområder. NIVA-rapport 7726-2022.
- Schneider SC, Lindstrøm E-A. 2011. The periphyton index of trophic status PIT: a new eutrophication metric based on non-diatomaceous benthic algae in Nordic rivers. Hydrobiologia 665: 143–155 DOI 10.1007/s10750-011-0614-7
- Skarbøvik E. 1987. Geokjemisk variabilitet i fluviale sedimenter. Ottavatn, Bøvra og Øvre Otta, Oppland Fylke. Rapportserie Hydrologi 17; Universitetet i Oslo. 89 s.

- Skarbøvik E, Roseth R. 2014. Use of sensor data for turbidity, pH and conductivity as an alternative to conventional water quality monitoring in four Norwegian case studies. *Acta Agric. Scand. Sect. B Soil and Plant Sci.* Vol 65 (1), p. 63-73.
- Skarbøvik E, Haande S, Bechmann M, Skjelbred B, Isidorova A. 2022. Vannovervåking i Morsa 2021. Innsjøer, elver og bekker, november 2020 - oktober 2021. NIBIO-Rapport 49 (8), 60 s.
- Skjelkvåle BL, Henriksen A, Faafeng B, Fjeld E, Traaen T, Lien L, Lydersen E, Buan AK. 1996. Regional innsjøundersøkelse 1995. En vannkjemisk undersøkelse av 1500 norske innsjøer. Statens forurensningstilsyn, rapport 677/96, NIVA-rapport 3613, 74 s.
- Stubblefield AP, Reuter JE, Dahlgren RA, Goldman CR. 2007. Use of Turbidometry to Characterize Suspended Sediment and Phosphorus Fluxes in the Lake Tahoe Basin, California, USA. *Hydrol. Process.* 21, 281- 291.
- Tchobanoglous G, Burton FL, Stensel HD. 2003. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse/Metcalf & Eddy, Inc.* 4th Ed, McGraw-Hill, ISBN 0-07-112250-8.
- Thrane JE, Moe TF, Rannekleiv SB, Persson J. 2018. Tiltaksrettet overvåking av potensielle effekter av utslipp fra Rygene-Smith & Thommesen AS på økologisk tilstand i nedre del av Nidelva i 2017. NIVA-rapport 7244-2018, 33 s.
- Tranvik LJ, Downing JA, Cotner JB, Loiselle SA, Striegl RG, Ballatore TJ, m.fl. 2009. Lakes and reservoirs as regulators of carbon cycling and climate. *Limnology and Oceanography* 54: 2298-314.
- Vikan H, Meland S. 2013. Purification Practices of Water Runoff from Construction of Norwegian Tunnels—Status and Research Gaps. In *Urban Environment*, Rauch, S.; Morrison, G.; Norra, S.; Schleicher, N., Eds. Springer Netherlands: 2013; pp 475-484.
- Vogt RD, Skancke LB. 2022. Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2021. NIVA-rapport 7550, Miljødirektoratet rapport M-2347/2022, 98 s.
- Waldy M, Borgersen G, Kile MR, Eriksen TE. 2016. Tiltaksrettet overvåking av miljøtilstand i Tista og Iddefjorden i 2015-2016 i forhold til utslipp fra Norske Skog Saugbrugs AS. NIVA-rapport 6986-2016, 53 s.

Vedlegg A. Suspendert stoff (SS) og turbiditet i elver og innsjøer

Forkortelser for vannregioner:

Vannregion	Forkortelse
Agder	AG
Innlandet og Viken	IV
Møre og Romsdal	MR
Nordland og Jan Mayen	NJM
Norsk-Finsk	NF
Rogaland	RL
Troms og Finnmark	TF
Trøndelag	TR
Vestfold og Telemark	VT
Vestland	VL
Västerhavet (Norsk del)	VH

Fargekode for typologi for hhv. lavland, skog og fjell for SS og turbiditet:

	Lavland
	Skog
	Fjell

Fargekoder for tilstandsklassene følger etablert standard.

Oversikt over tabeller og figurer i Vedlegg A:

A-1 Tabeller over SS bearbeidet fra Vann-miljødatabasen

Tabell A-1.1. Alle vanntyper - SS elv

Tabell A-1.2 SS i kombinerte vanntyper for elv, med skille mellom klar og humøs

Tabell A-1.3 SS i kombinerte vanntyper for elv, uten skille mellom klar og humøs

Tabell A-1.4 Alle vanntyper – Innsjø SS

Tabell A-1.5 SS i kombinerte vanntyper i innsjø

A-2 Tabeller over turbiditet bearbeidet fra Vann-miljødatabasen

Tabell A-2.1 Alle vanntyper - turbiditet Elv

Tabell A-2.2 Turbiditet i kombinerte vanntyper for elv

Tabell A-2.3 Alle vanntyper - turbiditet innsjø

Tabell A-2.4 Kombinerte vanntyper – turbiditet innsjø, fordelt på klar og humøs

Tabell A-2.5 Kombinerte vanntyper – turbiditet innsjø, uten skille mellom klar og humøs

A-3. Tabeller over leirelver og -bekker

Tabell A-3.1 Leirebekker med liten menneskelig aktivitet

Figur A1. Kart over stasjonene i Lundbekkene.

Tabell A-3.2 Leirelver og bekker i jordbruksområder

A-1 Tabeller over SS bearbeidet fra Vann-miljødatabasen

Tabell A-1.1. Alle vanntyper - SS elv

Alle data i mg/L.

Elvetype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Svært God		Vannregion	Prøvetatt
					Antall prøver	Antall elver		
R102c	2,2	4,0	0,8	1,4	5	1	MR	2017
R105	1,7	8,3	0,4	1,3	44	5	RL, TR, NJM	2014-2019
R106	4,2	25,0	1,5	3,0	56	8	IV, NJM, TR, VT	2010-2020
R107	4,3	47,0	1,5	2,0	43	8	IV, NJM	2014-2019
R108	3,1	16,0	0,1	2,0	86	15	IV, TR, VT	2011-2019
R109	5,0	5,0	5,0	5,0	1	1	TR	2016
R202d	2,4	5,9	2,0	2,0	12	1	VL	2019-2021
R203c	2,0	2,0	2,0	2,0	1	1	VT	2020
R203d	2,3	4,0	2,0	2,0	6	2	TR	2019
R205	2,7	46,9	0,5	0,8	49	5	IV, MR, NJM, TR	2016-2020
R206	2,5	13,0	0,6	2,0	73	18	IV, NJM, NF, VT	2013-2020
R207	2,5	11,0	1,0	2,0	32	5	IV, NF, TF	2012-2019
R208	2,8	11,0	1,5	2,0	35	10	IV, NJM, NF, TF, TR	2013-2020
R301b	1,0	3,6	0,5	0,8	20	1	AG	2017-2019
R304	1,0	1,0	1,0	1,0	3	1	TF	2016
R305	0,8	1,3	0,5	0,8	24	1	VT	2018-2020
R307	0,8	0,8	0,6	0,8	5	1	TF	2017

	Elvetype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	God		Vannregion	Prøvetatt
						Antall prøver	Antall elver		
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102c	0,8	1,1	0,6	0,8	6	1	VL	2017
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102d	1,0	2,6	0,5	0,8	24	1	RL	2018-2020
Lavland, svært kalkfattig, humøs	R103d	4,3	17,0	2,0	2,0	17	4	VT, VL	2017-2021
Lavland, kalkfattig, klar	R105	8,5	420	0,2	2,0	71	7	IV, NJM, RL, TR	2010-2019
Lavland kalkfattig, humøs	R106	2,8	62,0	0,0	2,0	296	50	IV, TR, VT, VL	2010-2020
Lavland, Moderat kalkrik, klar	R107	2,7	34,0	0,6	2,0	232	11	IV, NJM, VT	2012-2021
Lavland, moderat kalkrik, humøs	R108	8,0	790,0	0,0	2,0	327	44	IV, NJM, TR, VT	2010-2020
Kalkrik, klar	R109	4,8	50,0	0,6	2,6	86	17	IV, TR	2012-2020
Kalkrik humøs	R110	2,6	8,0	1,5	2,0	48	4	IV, VT	2012-2020
Turbid (leirevassdrag)	R111	17,5	220	1,5	8,0	155	16	IV, TR, VT	2012-2020
SKOG: Svært kalkfattig svært klar	R201b	0,9	2,4	0,4	0,8	24	1	VL	2018-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	1,7	17,7	0,5	0,8	94	5	AG, IV, VL	2017-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203c	2,1	3,0	2,0	2,0	9	5	VT	2017-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203d	1,5	4,4	0,5	0,8	24	1	IV	2018-2020
Kalkfattig, svært klar	R204	2,4	14,0	2,0	2,0	84	2	IV	2014-2020
Kalkfattig, klar	R205	2,1	31,8	0,0	2,0	727	44	IV, NJM, NF, TF, TR, VT, VL	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R206	10,1	530	0,5	2,0	83	24	IV, NJM, TF, VT	2011-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	2,4	37,0	0,0	2,0	177	24	IV, NJM, TF, TR, VT	2012-2021
Moderat kalkrik, humøs	R208	4,3	110	0,5	2,0	270	18	IV, NF, TF, TR, VT	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301b	0,9	1,9	0,5	0,8	24	2	AG, VL	2017-2019
Svært kalkfattig, svært klar	R301c	1,1	8,0	0,5	0,8	83	3	IV, MR	2017-2020
Svært kalkfattig, klar	R302d	1,5	12,2	0,4	0,8	30	2	IV, VL	2017-2020
Kalkfattig, klar	R305	3,0	39,0	0,2	2,0	44	6	IV, TF, VT	2016-2020
	Elvetype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Moderat		Vannregion	Prøvetatt
						Antall prøver	Antall elver		
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102d	3,5	308	0,7	2,0	421	15	AG, MR, RL, VL	2010-2020
Lavland, svært kalkfattig, humøs	R103c	3,6	31,0	2,0	2,0	94	4	AG	2017-2020
Lavland, svært kalkfattig, humøs	R103d	2,9	9,0	2,0	2,0	14	1	AG	2017-2020
Lavland, kalkfattig, klar	R105	8,3	2890	0,1	2,0	4137	131	AG, IV, MR, NJM, RL	2010-2021
Lavland kalkfattig, humøs	R106	19,0	850	0,028	4,1	894	73	AG, IV, MR, TR, VT, VL	2010-2020
Lavland, Moderat kalkrik, klar	R107	5,8	130	0,1	2,0	695	55	IV, NJM, RL, TR, VT, VL	2010-2021
Lavland, moderat kalkrik, humøs	R108	21,3	2400	0,0	7,6	4300	193	AG, IV, NJM, RL, TR, VT, VL	2010-2021
Kalkrik, klar	R109	18,7	1300	0,2	5,0	1038	66	IV, TR, VT	2010-2021
Kalkrik humøs	R110	36,3	21000	0,0	5,2	860	63	IV, TR, VT	2010-2020
Turbid (leirevassdrag)	R111	29,0	2884	0,0	8,9	5480	178	IV, TR, VT	2010-2021
Svært kalkfattig, klar	R202c	2,0	25,0	0,4	1,3	107	11	AG, IV, MR	2017-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	3,3	13,0	2,0	2,0	42	3	AG	2017-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203c	2,8	5,1	2,0	2,0	5	1	VT	2017-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203d	2,0	2,0	2,0	2,0	1	1	VT	2017
Kalkfattig, klar	R205	10,7	3030	0,005	2,0	1484	81	AG, IV, MR, NJM, NF	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R206	3,1	150	0,2	1,5	569	56	IV, NJM, NF, TF, TR, VT	2010-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	19,2	540	0,4	2,3	262	35	IV, NJM, NF, RL, TF, TR	2012-2021
Moderat kalkrik, humøs	R208	21,0	1400	0,8	7,0	767	30	IV, NJM, NF, TR	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301b	0,9	2,0	0,6	0,8	18	1	AG	2017-2019
Svært kalkfattig, svært klar	R301c	16,6	100	1,5	1,5	8	2	IV	2017-2019
Svært kalkfattig, klar	R302d	2,8	18,0	2,0	2,0	26	5	IV, NF, VL	2017-2019
Kalkfattig, klar	R305	1,4	10,0	0,4	0,8	29	2	IV, VL	2018-2020

	Dårlig								
	Elvetype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102b	0,9	1,5	0,6	0,85	20	1	AG	2017-2019
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102c	2,5	7,0	2,0	2,0	34	2	AG	2019-2020
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102d	3,7	20,0	2,0	2,0	78	7	AG, TR, VL	2011-2020
Lavland, kalkfattig, klar	R105	4,4	378	0,1	2,0	1077	35	AG, IV, NJM, TR, VT	2010-2020
Lavland kalkfattig, humøs	R106	7,8	115	0,6	3,0	586	29	AG, IV, NJM, TR, VT	2010-2020
Lavland, Moderat kalkrik, klar	R107	6,0	400	1,0	2,7	768	20	IV, NJM, RL, TR, VT, V	2010-2021
Lavland, moderat kalkrik, humøs	R108	18,8	2500	0,0	6,5	2342	85	IV, NJM, TR, VT	2010-2021
Kalkrik, klar	R109	7,9	78,0	1,0	4,7	806	38	IV	2010-2020
Kalkrik humøs	R110	25,8	480	0,1	8,0	527	21	IV, TR, VT	2010-2020
Turbid (leirevassdrag)	R111	54,3	5500	0,0	14	5080	140	IV, TR, VT	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R202b	14,2	151	2,0	7,0	23	4	AG	2019-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	1,5	5,9	0,6	0,9	30	3	AG, IV	2018-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203c	2,4	4,0	2,0	2,0	5	1	TR	2019
Svært kalkfattig, humøs	R203d	1,1	1,2	1,0	1,0	3	2	VT	2016
Kalkfattig, klar	R205	2,2	27,7	0,5	1,0	33	3	AG, NJM, TF	2016-2020
Kalkfattig, humøs	R206	1,6	13,0	0,2	1,5	76	8	IV, NJM, TF	2011-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	22,9	430	0,0	5,0	217	13	IV, NJM	2012-2019
Moderat kalkrik, humøs	R208	14,2	2100	0,0	2,1	675	21	IV, NF, TF, VT	2010-2021
Kalkfattig, svært klar	R304	1,1	3,0	0,5	0,8	6	1	NJM	2017

	Svært Dårlig								
	Elvetype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Lavland, svært kalkfattig, klar	R102d	3,4	28,0	2,0	2,0	50	2	AG, RL	2017-2020
Lavland, kalkfattig, klar	R105	14,1	1360	0,2	2,0	453	23	AG, IV, NJM	2010-2020
Lavland kalkfattig, humøs	R106	17,9	440	0,6	5,6	333	14	AG, IV, TR VT	2010-2020
Lavland, Moderat kalkrik, klar	R107	68,9	4000	1,5	2,0	63	9	RL, TR	2016-2020
Lavland, moderat kalkrik, humøs	R108	26,7	1100	0,1	9,0	1185	68	IV, TR, VT	2010-2020
Kalkrik, klar	R109	27,0	930	0,6	8,6	1042	16	IV	2010-2020
Kalkrik humøs	R110	44,9	1700	1,0	7,0	340	30	IV, TR, VT	2011-2020
Turbid (leirevassdrag)	R111	49,9	2000	0,0	9,2	1026	54	IV, TR, VT	2010-2021
Svært kalkfattig, klar	R202b	1,3	4,0	0,5	1,0	20	1	AG	2017-2019
Svært kalkfattig, klar	R202d	2,3	4,0	0,0	2,0	37	3	AG	2019-2020
Kalkfattig, klar	R205	2,3	15,0	0,2	2,0	75	8	IV, TR, VT	2015-2020
Kalkfattig, humøs	R206	2,1	24,0	0,3	1,2	189	10	IV, NJM, NF	2010-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	2,1	2,4	2,0	2,0	7	2	TF	2020
Moderat kalkrik, humøs	R208	9,4	320	0,3	2,0	341	20	IV, NF, TF	2010-2020

Tabell A-1.2 SS i kombinerte vanntyper for elv, med skille mellom klar og humøs

Tabeller over SS i de fem tilstandsklassene for elv, fordelt på kombinerte vanntyper (lavland klar, lavland humøs, skog klar, skog humøs, og fjell klar, samt leirevassdrag). Disse tabellene var utslagsgivende for at vanntypene ble slått ytterligere sammen, uten å fordele mellom klar og humøs. Alle data i mg/L.

Svært God	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Ant.elver
Lavland klar	3,3	47,0	0,4	2,4	93	15
Lavland humøs	3,6	25,0	0,1	2,5	142	23
Skog - klar	2,6	46,9	0,5	1,6	93	11
Skog humøs	2,4	13,0	0,6	2,0	115	31
Fjell - klar	0,9	3,6	0,5	0,9	52	4
God	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Ant.elver
Lavland klar	3,5	420	0,2	1,6	419	37
lavland humøs	4,4	790	0,0	2,0	688	102
Turbid (leirevassdrag)	17,5	220	1,5	8,0	155	16
Skog klar	1,9	37	0,0	1,5	1106	76
Skog humøs	4,5	530	0,5	1,7	386	48
Fjell klar	1,6	39	0,2	1,1	181	13
Moderat	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Ant.elver
Lavland klar	9,1	2890	0,1	2,8	6291	267
Lavland humøs	16,6	21000	0,0	4,2	6162	334
Turbid (leirevassdrag)	29,0	2884	0,0	8,9	5480	178
Skog klar	8,8	3030	0,005	1,9	1895	130
Skog humøs	7,2	1400	0,2	3,1	1342	88
Fjell klar	5,4	100	0,4	1,3	81	10
Dårlig	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Ant.elver
Lavland klar	4,8	400	0,1	2,6	2671	94
Lavland humøs	11,7	2500	0	4,3	3567	144
Turbid (leirevassdrag)	54,3	5500	0,0	14,0	5080	140
Skog klar	10,2	430	0	3,5	303	23
Skog humøs	4,8	2100	0,0	1,7	759	32
Fjell klar	1,1	3,0	0,5	0,8	6	1
Svært Dårlig	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Ant.elver
Lavland klar	28,4	4000	0,2	3,6	1608	50
Lavland humøs	29,9	1700	0,1	7,2	1858	112
Turbid (leirevassdrag)	49,9	2000	0,0	9,2	1026	54
Skog klar	2,0	15	0	1,7	139	14
Skog humøs	5,7	320	0,25	1,6	530	30

Tabell A-1.3 SS i kombinerte vanntyper for elv, uten skille mellom klar og humøs

SS i elver fordelt på de fem tilstandsklassene, og på kombinerte elvetyper for Lavland, Lavland leirevassdrag, Skog og Fjell. Det fantes ikke SS-data fra elvetyperne R211 eller R311 (brepåvirket).

Svært God	Snitt SS	Max SS	Min SS	Antall prøver	Antall elver
Lavland	3,4	47	0,1	235	38
Skog	2,5	47	0,5	208	42
Fjell	0,9	3,6	0,5	52	4
God	Snitt SS	Max SS	Min SS	Antall prøver	Antall elver
Lavland	3,9	790	0,0	1107	139
Lavland leire	17,5	220	1,5	155	16
Skog	3,1	530	0,0	1492	124
Fjell	1,6	39	0,2	181	13
Moderat	Snitt SS	Max SS	Min SS	Antall prøver	Antall elver
Lavland	13,3	21000	0,0	12453	601
Lavland leire	29,0	2884	0,0	5480	178
Skog	8,0	3030	0,0	3237	218
Fjell	5,4	100	0,4	81	10
Dårlig	Snitt SS	Max SS	Min SS	Antall prøver	Antall elver
Lavland	8,7	2500	0,0	6238	238
Lavland leire	54,3	5500	0,0	5080	140
Skog	7,5	2100	0,0	1062	55
Svært Dårlig	Snitt SS	Max SS	Min SS	Antall prøver	Antall elver
Lavland	29,0	4000	0,1	3466	162
Lavland leire	49,9	2000	0,0	1026	54
Skog	3,2	320	0,0	669	44

Tabell A-1.4 Alle vanntyper – Innsjø SS

Alle data i mg/L.

Svært God										
Innsjøtype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt		
L107	1,9	2	1,5	2	6	2	VT, VL	2017-2020		
L205	2	2	2	2	12	2	TF	2020		
L206	2	2	2	2	3	3	NF	2019		
	God									
	Innsjøtype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt	
	Kalkfattig klar grunn	L105b	1,8	2,0	1,0	2,0	18	3	AG, VT	2015-2021
	Kalkfattig humøs	L106	2,5	13,0	0,8	2,0	90	10	IV, VT	2010-2020
	Moderat kalkrik klar	L107	4,0	56,3	0,3	2,4	139	15	IV, VT	2010-2020
	Modetrat kalkrik humøs	L108	4,0	19,4	0,4	3,9	156	6	IV, VT	2010-2019
	Kalkrik klar	L109	2,3	2,8	2,0	2,0	3	2	IV	2011-2017
	Svært kalkfattig humøs	L203d	2,0	2,0	2,0	2,0	1	1	VT	2019
	Kalkfattig svært klar	L204	2,0	2,0	2,0	2,0	1	1	IV	2018
	Kalkfattig klar	L205	2,9	27,0	0,6	2,0	27	5	IV, TF, VT, VH	2011-2020
	Kalkfattig humøs	L206	1,7	2,0	0,8	2,0	14	3	IV, VT	2013-2019
	Moderat kalkrik humøs	L208	2,0	2,0	2,0	2,0	1	1	IV	2018
		Moderat								
		Innsjøtype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt
		Svært kalkfattig svært klar	L101d	3,0	3,0	3,0	3,0	1	1	AG
Svært kalkfattig klar		L102d	1,4	8,0	1,0	1,0	174	2	AG	2010-2020
Kalkfattig klar grunn		L105a	3,3	23,0	0,2	2,0	204	14	AG, MR, VT	2013-2021
Kalkfattig klar dyp		L105b	12,2	181	0,1	3,1	178	9	AG, IV	2010-2021
Kalkfattig humøs		L106	4,3	34,0	0,4	3,4	1180	17	IV, VT, VL	2010-2020
Moderat kalkrik klar		L107	3,5	113	0,4	2,0	284	19	AG, IV, RL, VL	2010-2020
Modetrat kalkrik humøs		L108	5,2	76,0	0,2	4,6	684	15	IV, NJM, TR, VT	2010-2020
Kalkrik klar		L109	3,3	13,0	1,0	2,1	36	6	IV	2017-2020
kalkrik humøs		L110	4,4	120	1,2	2,8	290	7	IV, VT	2010-2021
Kalkfattig klar		L205	0,3	0,5	0,1	0,3	2	1	VH	2011
Kalkfattig humøs		L206	18,0	66,0	2,0	2,0	4	3	NF	2018-2019
Moderat kalkrik klar		L207	4,0	10,0	2,0	2,0	4	1	NJM	2019-2020
Kalkfattig klar		L305	2,0	2,0	2,0	2,0	1	1	VT	2019
	Dårlig									
	Innsjøtype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt	
	Kalkfattig klar grunn	L105a	2,1	3,0	2,0	2,0	8	1	VT	2019-2020
	Kalkfattig humøs	L106	5,1	23,0	1,5	4,4	39	5	IV	2011-2020
	Moderat kalkrik klar	L107	5,4	10,6	1,2	5,3	59	3	IV, RL	2010-2017
	Modetrat kalkrik humøs	L108	8,1	22,0	2,0	7,6	137	4	IV, VT	2010-2020
	Kalkrik klar	L109	5,5	12,2	0,8	5,1	68	1	VT	2010-2020
Kalkfattig klar	L205	0,7	0,7	0,6	0,65	2	1	VH	2011	
	Svært Dårlig									
	Innsjøtype	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt	
	Kalkfattig humøs	L106	5,1	20,0	1,6	4,5	56	4	IV	2011-2020
	Moderat kalkrik klar	L107	14,8	32,0	4,0	13,5	34	1	VT	2013-2020
	Modetrat kalkrik humøs	L108	12,6	69,0	2,0	9,0	43	6	IV, VT	2013-2020

Tabell A-1.5 SS i kombinerte vanntyper i innsjø

Tabeller over SS i tre tilstandsklasser for innsjø, fordelt på kombinerte vanntyper (lavland klar, lavland humøs, skog klar, skog humøs, og fjell klar). Det var få data for klassene dårlig og svært dårlig (se alle data i forrige tabell) og disse er derfor utelatt. Alle data i mg/L.

Svært God	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	2,0	2,0	1,5	2,0	18	4
Lavland humøs	2,0	2,0	2,0	2,0	3	3
God	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	2,7	56,3	0,3	2,0	160	20
Lavland humøs	3,3	19,4	0,4	3,0	246	16
Skog klar	2,5	27,0	0,6	2,0	28	6
Skog humøs	1,9	2,0	0,8	2,0	16	5
Moderat	Snitt SS	Max SS	Min SS	Median SS	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	4,5	181	0,1	2,2	877	51
Lavland humøs	4,6	120	0,2	3,6	2154	39
Skog klar	2,1	10	0,1	1,4	7	3
Skog humøs	18*	66	2,0	2,0	4	3

* Her er det riktignok en stor forskjell på skog klar og skog humøs, men skog humøs omfattet kun én innsjøtype (L206, Kalkfattig, humøs) og tre innsjøer med til sammen 4 data, derfor tas ikke disse data som noe bevis for at humøs har høyere turbiditet enn klar.

A-2 Tabeller over turbiditet bearbeidet fra Vann-miljødatabasen

Tabell A-2.1 Alle vanntyper - turbiditet Elv

	Svært God								
	Elvetype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig, klar	R102c	0,4	0,8	0,2	0,3	13	2	MR, VL	2017-202
Svært kalkfattig, klar	R102d	0,9	3,8	0,1	0,4	33	5	VL	2010-2019
Svært kalkfattig, humøs	R103c	0,4	0,8	0,2	0,4	30	3	VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R103d	0,3	0,3	0,3	0,3	1	1	VL	2019
Lavland, kalkfattig, klar	R105	0,6	11,0	0,06	0,4	94	7	TR, VL	2010-2020
Lavland kalkfattig, humøs	R106	1,6	17,6	0,09	0,6	119	15	IV, MR, NJM, TF	2010-2020
Lavland, Moderat kalkrik, klar	R107	1,9	23,0	0,3	0,9	38	7	IV, NJM	2015-2019
Lavland, moderat kalkrik, humøs	R108	1,1	18,0	0,2	0,6	91	16	IV, TR, VT	2011-2020
Kalkrik, klar	R109	4,3	4,3	4,3	4,3	1	1	TR	2016
Kalkrik humøs	R110	151	6557	0,00	52,7	264	1	TR	2018-2021
Svært kalkfattig, svært klar	R201b	0,1	0,2	0,08	0,08	4	1	VL	2018
Svært kalkfattig, svært klar	R201c	10,9	19,9	4,1	9,8	8	2	VL	2018
Svært kalkfattig, klar	R202b	0,3	1,4	0,05	0,2	63	10	AG, VL	2011-2020
Svært kalkfattig, klar	R202c	0,8	20,6	0,05	0,2	52	12	VL	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	0,8	7,5	0,05	0,2	36	10	VL	2018-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203b	0,3	0,3	0,3	0,3	2	1	VT	2018
Svært kalkfattig, humøs	R203c	0,3	0,3	0,3	0,3	1	1	VT	2020
Svært kalkfattig, humøs	R203d	0,6	1,3	0,2	0,4	11	2	VT, VL	2013-2019
Kalkfattig, klar	R205	0,4	4,2	0,02	0,3	104	18	IV, MR, NJM, NR, TF	2013-2020
Kalkfattig, humøs	R206	0,9	9,1	0,1	0,5	200	35	IV, NJM, NR, TF	2010-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	0,4	2,0	0,05	0,3	79	14	IV, TF	2012-2020
Moderat kalkrik, humøs	R208	0,8	2,9	0,1	0,6	39	12	IV, NJM, NF, TF	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301b	0,3	0,5	0,1	0,3	34	3	AG, VL	2012-2019
Svært kalkfattig, klar	R302c	0,4	0,8	0,2	0,3	5	1	VL	2012-2015
Svært kalkfattig, klar	R302d	0,2	0,5	0,05	0,1	7	4	MR, VL	2017-2019
Kalkfattig, svært klar	R304	0,2	0,3	0,2	0,2	3	1	TF	2016
Kalkfattig, klar	R305	0,3	0,4	0,1	0,3	28	2	TF, VT	2015-2020
Moderat kalkrik, klar	R307	0,3	0,3	0,3	0,3	5	1	TF	2017
	God								
	Elvetype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig, klar	R102b	0,6	0,7	0,5	0,6	2	1	AG	2018-2019
Svært kalkfattig, klar	R102c	0,4	1,3	0,06	0,3	57	8	VL	2013-2020
Svært kalkfattig, klar	R102d	0,7	56,2	0,05	0,3	391	38	AG, RL, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R103d	0,7	12,4	0,06	0,5	73	12	VT, VL	2010-2020
Kalkfattig, klar	R105	1,9	69,0	0,05	0,7	581	49	AG, IV, MR, RL, TF	2010-2021
Kalkfattig, humøs	R106	3,7	350,0	0,01	1,1	1320	105	AG, IV, MR, TR, VT	2010-2021
Moderat kalkrik, klar	R107	0,9	6,4	0,05	0,6	169	19	IV, TR, VT, VL	2010-2020
moderat kalkrik, humøs	R108	3,8	490,0	0,01	1,1	595	74	IV, TR, VT	2010-2020
Kalkrik, klar	R109	1,8	79,0	0,01	0,5	157	5	IV	2011-2020
Kalkrik humøs	R110	1,4	12,3	0,01	1,1	66	4	IV, VT	2012-2020
Turbid (leireelv)	R111	3,8	38,0	0,3	1,8	57	11	IV, TR, VT	2013-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R201b	0,3	1,9	0,05	0,3	86	10	VT, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R201c	0,2	1,4	0,05	0,1	16	4	VT, VL	2014-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R201d	0,4	0,7	0,2	0,3	5	2	MR, VT	2017-2019
Svært kalkfattig, klar	R202b	0,3	2,6	0,09	0,3	78	13	AG, VL	2012-2020
Svært kalkfattig, klar	R202c	0,4	2,3	0,05	0,2	166	26	AG, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	0,6	7,2	0,05	0,3	306	43	AG, IV, MR, RL, VT	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203c	0,6	4,6	0,1	0,4	104	20	VT, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203d	0,5	1,9	0,3	0,4	43	8	AG, IV, VT, VL	2013-2020
Kalkfattig, svært klar	R204	0,3	2,3	0,04	0,2	191	4	IV	2011-2020
Kalkfattig, klar	R205	0,7	24,0	0,05	0,4	1232	127	IV, MR, NJM, NR, TF	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R206	0,6	23,0	0,05	0,4	665	101	IV, NJM, TF, TR, VT	2010-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	0,7	14,0	0,05	0,3	457	71	IV, NJM, TF, TR, VT	2010-2020
Moderat kalkrik, humøs	R208	1,8	100	0,1	0,5	454	37	IV, NJM, NF, TF	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301b	0,3	2,0	0,05	0,3	98	5	AG, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301c	1,0	39,9	0,05	0,3	141	9	IV, MR, VL	2013-2020
Svært kalkfattig, klar	R302b	0,3	0,8	0,05	0,2	25	4	AG, VL	2010-2018
Svært kalkfattig, klar	R302c	0,3	0,5	0,2	0,3	5	3	VL	2011
Svært kalkfattig, klar	R302d	0,5	2,8	0,05	0,3	109	20	IV, MR, RL, VL	2010-2020
Kalkfattig, klar	R305	0,6	5,3	0,01	0,4	224	12	IV, MR, TF, VT, VL	2010-2020
Kalkfattig humøs	R306	0,3	0,4	0,3	0,3	7	2	NF, VT	2013-2020
Moderat kalkrik, klar	R307	2,3	67,0	0,02	0,3	102	10	IV, MR, NJM, TF	2013-2020

	Moderat								
	Elvetype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig, svært klar	R101c	0,4	0,4	0,4	0,4	1	1	VL	2016
Svært kalkfattig, svært klar	R101d	2,3	9,7	0,3	0,5	12	1	VL	2019
Svært kalkfattig, klar	R102b	0,5	0,7	0,4	0,5	9	1	VL	2010-2018
Svært kalkfattig, klar	R102c	0,3	4,9	0,05	0,3	216	16	AG, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R102d	1,7	203	0,05	0,5	1453	103	AG, RL, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R103b	0,4	0,4	0,4	0,4	1	1	AG	2011
Svært kalkfattig, humøs	R103c	1,0	6,6	0,2	0,7	121	4	AG	2013-2020
Svært kalkfattig, humøs	R103d	1,1	13,3	0,05	0,6	119	20	AG, VL	2013-2020
Kalkfattig, svært klar	R104	10,0	88,0	0,3	3,3	59	1	IV	2013-2015
Kalkfattig, klar	R105	6,2	4500	0,05	1,1	4973	231	AG, IV, MR, NJM	2010-2021
Kalkfattig, humøs	R106	9,6	2300	0,01	2,2	1032	137	AG, IV, MR, TR,	2010-2021
Moderat kalkkrik, klar	R107	3,2	120	0,02	0,9	626	56	IV, NJM, TR, VT	2010-2020
Moderat kalkkrik, humøs	R108	48,3	9681	0,00	2,6	2365	190	AG, IV, NJM, RL	2010-2021
Kalkkrik, klar	R109	5,4	1000	0,01	1,9	1185	70	IV, TR, VT	2010-2021
Kalkkrik humøs	R110	83,4	8128	0,00	3,3	958	89	IV, TR, VT	2010-2021
Turbid (leireelv)	R111	12,8	1600	0,16	5,4	2013	143	IV, TR, VT	2010-2021
Svært kalkfattig, klar	R201d	0,3	0,9	0,05	0,2	24	6	VT, VL	2010-2018
Svært kalkfattig, klar	R202b	1,4	47,0	0,05	0,4	46	16	AG, VL	2011-2020
Svært kalkfattig, klar	R202c	1,4	208	0,05	0,3	310	39	AG, IV, RL, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	0,8	24,1	0,05	0,3	390	66	AG, IV, MR, RL,	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203b	0,5	0,8	0,4	0,4	3	3	AG	2011
Svært kalkfattig, humøs	R203c	1,1	8,2	0,3	0,6	16	4	AG, VT	2017-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203d	1,1	17,0	0,2	0,6	46	14	TR, VT, VL	2011-2020
Kalkfattig, svært klar	R204	0,3	0,5	0,3	0,3	3	1	VT	2012
Kalkfattig, klar	R205	46,9	9802	0,00	0,5	1627	105	AG, IV, NJM, NF	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R206	1,0	35,8	0,05	0,5	625	81	IV, MR, NJM, TF	2010-2020
Moderat kalkkrik, klar	R207	6,7	380	0,05	0,5	462	60	IV, NJM, NF, TF	2010-2020
Moderat kalkkrik, humøs	R208	5,6	81,6	0,1	0,8	251	55	IV, NJM, NF, TF	2011-2020
Turbid (bre-elv)	R211	5,0	14,00	0,3	2,8	4	1	NJM	2018
Svært kalkfattig, svært klar	R301b	0,3	0,4	0,2	0,3	21	3	AG, VL	2017-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301c	0,9	36,0	0,1	0,5	213	4	IV, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R302b	0,3	0,7	0,05	0,3	63	6	AG, VL	2010-2019
Svært kalkfattig, klar	R302d	0,8	10,0	0,06	0,3	48	12	IV, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R303b	0,1	0,1	0,1	0,1	1	1	AG	2011
Kalkfattig, svært klar	R304	0,4	0,4	0,3	0,4	10	2	VL	2013-2018
Kalkfattig, klar	R305	9,6	96,0	0,05	0,4	96	7	IV, MR, VL	2011-2020
	Dårlig								
	Elvetype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig, klar	R102b	0,8	1,3	0,3	0,8	20	1	AG	2017-2019
Svært kalkfattig, klar	R102c	0,5	3,9	0,05	0,4	153	9	AG, MR, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R102d	1,2	45,6	0,05	0,4	259	33	AG, MR, TR, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R103c	0,3	0,6	0,1	0,3	13	1	VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R103d	1,2	1,2	1,2	1,2	1	1	TR	2010
Kalkfattig, klar	R105	2,7	100	0,05	1,1	1078	47	AG, IV, MR, TR,	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R106	3,6	127	0,1	1,5	777	36	AG, IV, NJM, VT	2010-2020
Moderat kalkkrik, klar	R107	3,1	52,5	0,2	1,5	717	21	IV, NJM, RL, TR,	2010-2020
Moderat kalkkrik, humøs	R108	6,3	130	0,1	3,0	616	64	IV, NJM, TR, VL	2010-2020
Kalkkrik, klar	R109	103	8347	0,00	3,5	1591	37	IV, TR	2010-2021
Kalkkrik humøs	R110	106	6739	0,00	6,4	1289	28	IV, TR, VT	2010-2021
Turbid (leireelv)	R111	28,5	880	0,1	10,0	1346	67	IV, VT	2010-2020
Svært kalkfattig, klar	R202b	6,8	147	0,1	0,7	39	15	AG	2011-2020
Svært kalkfattig, klar	R202c	0,8	2,3	0,09	0,7	33	13	AG, VL	2011-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	0,4	3,2	0,05	0,2	234	19	IV, RL, VL	2010-2020
Svært kalkfattig, humøs	R203c	0,8	0,8	0,8	0,8	1	1	AG	2012
Svært kalkfattig, humøs	R203d	1,0	1,3	0,7	1,1	3	2	VT	2016
Kalkfattig, klar	R205	73,3	8241	0,00	6,4	467	19	AG, IV, MR, NJM	2010-2021
Kalkfattig, humøs	R206	88,4	3160	0,00	6,1	347	10	IV, NJM, TF, TR,	2016-2021
Moderat kalkkrik, klar	R207	6,7	705	0,1	1,5	347	23	IV, NJM, TF, TR	2012-2020
Moderat kalkkrik, humøs	R208	12,6	710	0,04	1,5	538	19	IV, NJM, TF, VT	2010-2021
Turbid (bre-elv)	R211	0,6	1,3	0,3	0,4	4	2	NJM	2018
Svært kalkfattig, humøs	R303b	0,4	0,4	0,4	0,4	1	1	AG	2011
Kalkfattig, svært klar	R304	0,3	0,3	0,3	0,3	6	1	NJM	2017

	Svært Dårlig								
	Elvetype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall elver	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig, svært klar	R101d	0,7	8,9	0,1	0,4	86	2	VL	2014-2020
Svært kalkfattig, klar	R102d	1,2	24,0	0,05	0,7	361	17	AG, RL, VL	2010-2020
Kalkfattig, svært klar	R104	1,4	50,0	0,1	0,7	125	10	VL	2014-2020
Kalkfattig, klar	R105	12,1	3239	0,2	1,1	486	21	AG, IV, MR, VL	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R106	18,3	840	0,3	1,6	172	14	AG, IV, TR, VT	2011-2020
Moderat kalkrik, klar	R107	2,3	32,00	0,2	0,4	39	5	NJM, TR	2013-2018
Moderat kalkrik, humøs	R108	83,1	9872	0,00	6,4	1777	51	IV, TR, VT	2010-2021
Kalkrik, klar	R109	7,4	100	0,4	4,2	1147	15	IV	2010-2020
Kalkrik humøs	R110	7,9	122	0,6	4,9	247	29	IV, TR, VT	2012-2020
Turbid (leireelv)	R111	22,0	910	0,04	6,3	1087	45	IV, VT	2010-2021
Svært kalkfattig, klar	R202b	0,7	1,5	0,3	0,6	20	1	AG	2017-2019
Svært kalkfattig, klar	R202c	1,4	6,2	0,1	1,0	13	3	AG, VL	2018-2020
Svært kalkfattig, klar	R202d	0,6	2,3	0,2	0,4	36	3	AG	2019-2020
Kalkfattig, klar	R205	0,7	15,0	0,1	0,3	152	15	IV, MR, VT, VL	2010-2020
Kalkfattig, humøs	R206	1,0	23,0	0,1	0,6	272	18	IV, NJM, NF, TR	2010-2020
Moderat kalkrik, klar	R207	1,4	13,0	0,1	0,7	162	12	IV, TF	2013-2020
Moderat kalkrik, humøs	R208	2,3	66,0	0,1	0,5	129	16	IV, VF, TF	2010-2020
Svært kalkfattig, svært klar	R301b	0,2	0,3	0,1	0,1	4	4	VL	2017-2018
Svært kalkfattig, svært klar	R301c	0,1	0,1	0,1	0,1	1	1	VL	2015
Svært kalkfattig, klar	R302d	0,09	0,2	0,05	0,06	4	4	VL	2017-2018
Kalkfattig humøs	R306	0,3	0,5	0,2	0,2	5	1	NF	2020

Tabell A 2.2 Turbiditet i kombinerte vanntyper for elv.

Turbiditet i elver fordelt på de fem tilstandsklassene, og på kombinerte elvetyper for Lavland, Lavland leire, Skog, Brepåvirket i skog, og Fjell.

Svært God	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Antall prøver	Antall elver
Lavland	1,3	23	0,00	420	57
Skog	1,4	20,6	0,1	599	118
Fjell	0,3	0,8	0,1	82	12
God	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Antall prøver	Antall elver
Lavland	1,6	490,0	0,01	3411	315
Lavland leire	3,8	38,0	0,3	57	11
Skog	0,6	100	0,0	3803	466
Fjell	0,7	67,0	0,01	711	65
Moderat	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Antall prøver	Antall elver
Lavland	11,6	9681	0,00	13130	921
Lavland leire	12,8	1600	0,16	2013	143
Skog	5,6	9802,4	0,0	3803	450
Skog (brepåvirket)	5,0	14,00	0,3	4	1
Fjell	1,8	96	0,05	452	35
Dårlig	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Antall prøver	Antall elver
Lavland	21	8347	0,00	6514	278
Lavland leire	28,5	880	0,1	1346	67
Skog	21,2	8241	0,04	2009	121
Skog (brepåvirket)	0,6	1,3	0,3	4	2
Fjell	0,4	0	0,3	7	2
Svært Dårlig	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Antall prøver	Antall elver
Lavland	14,9	9872	0,1	4440	164
Lavland leire	22,0	910	0,04	1087	45
Skog	1,2	66,0	0,1	784	68
Fjell	0,2	0,5	0,1	14	10

Tabell A-2.3 Alle vanntyper - turbiditet innsjø

	Svært God								
	Innsjøtype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig klar	L102b	0,5	0,6	0,5	0,5	3	3	VL	2019-2020
Svært kalkfattig klar	L102d	0,2	37,6	0,01	0,1	3059	5	VL	2013-2020
Svært kalkfattig humøs	L103c	0,5	0,6	0,3	0,5	10	2	VL	2013-2018
Svært kalkfattig humøs	L103d	1,1	1,9	0,5	1,0	7	2	VL	2013-2019
Kalkfattig klar grunn	L105a	1,5	2,9	0,9	1,0	4	1	VL	2019
Kalkfattig humøs	L106	0,6	1,0	0,3	0,4	7	2	VT	2015-2020
Moderat kalkrik klar	L107	0,7	8,7	0,3	0,5	57	4	TR, VT, VL	2012-2020
Modetrat kalkrik humøs	L108	1,6	12,0	0,1	1,0	82	8	IV, TR	2010-2020
Kalkrik klar	L109	3,4	3,4	3,4	3,4	1	1	IV	2017
Kalkrik humøs	L110	1,0	2,1	0,6	0,6	8	1	IV	2013-2020
Svært kalkfattig klar	L202b	0,2	0,3	0,1	0,2	5	1	VL	2019-2020
Svært kalkfattig klar	L202c	0,4	0,4	0,3	0,4	2	1	IV	2018
Svært kalkfattig klar	L202d	0,3	0,3	0,3	0,3	6	1	IV	2017-2019
Svært kalkfattig humøs	L203c	0,6	1,3	0,2	0,5	11	4	VT, VL	2013-2020
Svært kalkfattig humøs	L203d	0,8	0,8	0,7	0,8	2	2	IV, VT	2020
Kalkfattig klar	L205	0,3	0,7	0,2	0,2	13	3	TF, VT	2020
Kalkfattig humøs	L206	0,7	4,8	0,3	0,4	45	8	IV, TF, VT, VH	2010-2020
Moderat kalkrik klar	L207	0,1	1,2	0,01	0,01	908	8	NF, TF	2010-2019
Moderat kalkrik humøs	L208	2,2	10,0	1,0	1,4	18	2	NJM, TR	2013-2017
Svært kalkfattig svært klar	L301a	0,3	0,8	0,1	0,2	5	1	VL	2013-2015
Svært kalkfattig svært klar	L301b	0,3	0,6	0,1	0,2	22	3	VL	2010-2018
Svært kalkfattig svært klar	L301c	0,2	0,7	0,1	0,2	24	3	IV, VT, VL	2013-2020
Svært kalkfattig klar	L302b	0,3	0,3	0,3	0,3	1	1	VL	2010
Svært kalkfattig klar	L302c	0,3	0,5	0,2	0,3	2	2	IV	2020
Svært kalkfattig klar	L302d	0,6	0,6	0,6	0,6	1	1	IV	2020
Moderat kalkrik klar	L307	0,5	1,4	0,3	0,3	8	1	TF	2016-2018
	God								
	Innsjøtype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig klar	L102b	0,5	0,6	0,3	0,5	9	1	VL	2017-2019
Svært kalkfattig klar	L102c	0,4	0,7	0,3	0,4	43	4	RL, VL	2010-2019
Svært kalkfattig klar	L102d	0,7	8,4	0,2	0,5	62	14	MR, VL	2013-2020
Svært kalkfattig humøs	L103b	0,4	0,7	0,3	0,4	6	1	VL	2018
Svært kalkfattig humøs	L103c	0,5	0,6	0,4	0,4	3	1	VL	2011-2014
Svært kalkfattig humøs	L103d	0,5	0,6	0,5	0,5	6	1	TR	2018
Kalkfattig svært klar	L104	0,6	1,9	0,1	0,4	7	1	VL	2017-2019
Kalkfattig klar grunn	L105a	0,8	7,6	0,2	0,6	101	19	IV, MR, RL, TR, V	2010-2019
Kalkfattig klar dyp	L105b	0,1	3,6	0,01	0,01	4626	13	AG, IV, NJM, VT,	2011-2021
Kalkfattig humøs	L106	2,0	580	0,1	0,5	892	30	IV, MR, RL, TR, V	2010-2020
Moderat kalkrik klar	L107	0,4	125	0,0	0,0	7650	12	IV, VT	2010-2020
Moderat kalkrik humøs	L108	2,5	24,0	0,3	1,4	125	19	IV, TR, VT	2010-2020
Kalkrik klar	L109	1,3	4,0	0,3	1,2	86	5	IV	2010-2020
Kalkrik humøs	L110	0,9	1,5	0,5	0,9	5	1	TR	2010
Turbid (leirsjø)	L111	2,8	4,7	1,5	2,6	17	1	TR	2010-2015
Svært kalkfattig svært klar	L201b	0,6	1,3	0,2	0,2	9	1	AG	2018-2019
Svært kalkfattig svært klar	L201c	0,5	1,2	0,3	0,3	17	1	TF	2015-2019
Svært kalkfattig klar	L202b	0,2	1,3	0,01	0,3	971	4	AG, VL	2010-2018
Svært kalkfattig klar	L202c	0,4	4,2	0,1	0,3	49	5	VL	2010-2019
Svært kalkfattig klar	L202d	0,6	7,0	0,1	0,4	131	14	AG, IV, MR, VT, V	2010-2020
Svært kalkfattig humøs	L203b	0,6	0,9	0,3	0,6	3	1	VL	2019
Svært kalkfattig humøs	L203c	2,2	21,0	0,3	0,7	14	6	VT, VL	2015-2020
Svært kalkfattig humøs	L203d	1,1	10,0	0,3	0,6	18	7	IV, MR, TR, VT	2015-2020
Kalkfattig svært klar	L204	2,5	79,0	0,1	0,3	38	3	IV, VT	2010-2020
Kalkfattig klar	L205	0,6	5,0	0,1	0,5	350	43	IV, NF, TR, VT, V	2010-2020
Kalkfattig humøs	L206	0,6	13,0	0,2	0,4	649	63	AG, IV, TF, VT, V	2010-2020
Moderat kalkrik klar	L207	0,6	8,3	0,2	0,5	113	10	IV, TF, VH	2010-2020
Moderat kalkrik humøs	L208	0,8	17,0	0,01	0,3	171	10	IV, NJM, TF, VT	2010-2020
Svært kalkfattig svært klar	L301b	0,3	0,5	0,1	0,3	23	4	VL	2010-2019
Svært kalkfattig svært klar	L301c	0,4	1,5	0,1	0,3	11	4	RL, VT, VL	2013-2019
Svært kalkfattig klar	L302b	0,3	0,5	0,2	0,3	4	3	AG, VL	2011-2018
Svært kalkfattig klar	L302c	0,6	5,9	0,1	0,3	17	3	VL	2010-2018
Svært kalkfattig klar	L302d	0,5	2,7	0,1	0,3	49	7	MR, VL	2010-2019
Kalkfattig svært klar	L304	0,4	0,9	0,3	0,3	10	1	TF	2017-2019
Kalkfattig klar	L305	0,9	6,1	0,3	0,5	14	4	TR, VT	2015-2020

	Moderat								
	Innsjøtype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig svært klar	L101d	3,7	3,7	3,7	3,7	1	1	AG	2019
Svært kalkfattig klar	L102c	0,7	1,5	0,3	0,5	5	3	AG, RL, VL	2011-2016
Svært kalkfattig klar	L102d	0,4	70,0	0,2	0,2	2094	7	AG, RL, VL	2010-2020
Svært kalkfattig humøs	L103b	1,7	2,3	1,2	1,7	6	1	IV	2017-2019
Svært kalkfattig humøs	L103d	0,9	1,6	0,5	0,9	5	1	VL	2010-2014
Kalkfattig klar grunn	L105a	2,3	31,0	0,1	1,0	287	24	AG, MR, RL, VT,	2012-2020
Kalkfattig klar dyp	L105b	1,3	1360	0,01	0,2	2290	21	AG, IV, TR, VL	2010-2020
Kalkfattig humøs	L106	2,4	26,0	0,3	1,3	159	18	IV, RL, TR, VT, VL	2010-2020
Moderat kalkrik klar	L107	0,4	141,0	0,0	0,0	2170	30	AG, IV, RL, TR, VT	2010-2020
Moderat kalkrik humøs	L108	3,0	31,0	0,3	2,1	103	14	AG, IV, MR, TR, VT	2010-2020
Kalkrik klar	L109	53,1	9675	0,00	1,5	900	29	IV, TR, VT	2010-2021
Kalkrik humøs	L110	2,7	38,0	0,4	1,7	98	6	AG, IV, VT	2010-2021
Svært kalkfattig klar	L202	0,8	1,9	0,3	0,8	36	1	TR	2011-2019
Svært kalkfattig klar	L202b	0,4	0,7	0,3	0,3	22	2	MR	2015-2019
Svært kalkfattig klar	L202c	0,4	0,6	0,3	0,4	11	1	VL	2010-2018
Svært kalkfattig klar	L202d	0,1	3,6	0,01	0,01	1375	6	AG, VL	2010-2020
Svært kalkfattig humøs	L203b	1,1	1,1	1,1	1,1	1	1	AG	2011
Svært kalkfattig humøs	L203c	0,7	1,4	0,3	0,5	11	2	VL, VH	2017-2019
Svært kalkfattig humøs	L203d	1,1	2,3	0,5	1,0	7	2	IV, VL	2010-2018
Kalkfattig svært klar	L204	0,3	0,3	0,2	0,3	4	1	NF	2015-2019
Kalkfattig klar	L205	0,4	4,5	0,2	0,3	89	10	IV, NF, RL, TF, VL	2010-2019
Kalkfattig humøs	L206	1,5	17,0	0,2	0,6	86	20	IV, NJM, NF, VT,	2010-2020
Moderat kalkrik klar	L207	0,3	6,8	0,0	0,2	796	13	IV, NJM, TF	2011-2020
Moderat kalkrik humøs	L208	2,0	33,6	0,3	1,0	90	9	IV, TR, VT	2012-2018
Svært kalkfattig svært klar	L301b	0,3	0,6	0,1	0,4	13	4	AG, IV, VL	2011-2019
Svært kalkfattig svært klar	L301c	0,7	1,6	0,1	0,3	3	1	VL	2010-2013
Svært kalkfattig svært klar	L301d	0,5	1,0	0,3	0,5	9	1	TF	2017-2019
Svært kalkfattig klar	L302d	0,4	0,8	0,1	0,4	24	5	IV, VL	2010-2019
Kalkfattig klar	L305	0,7	2,5	0,3	0,5	11	2	VT	2017-2019
Kalkfattig humøs	L306	1,8	3,5	1,0	1,5	11	1	IV	2011-2019

	Dårlig								
	Innsjøtype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt
Svært kalkfattig klar	L102b	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	AG	2012
Svært kalkfattig klar	L102d	0,5	0,8	0,3	0,5	9	1	AG	2017
Kalkfattig klar grunn	L105a	0,4	2,9	0,01	0,3	397	4	VT, VL	2017-2020
Kalkfattig humøs	L106	1,7	12,0	0,1	1,0	15	4	IV, MR	2012-2020
Moderat kalkrik klar	L107	6,8	13,1	3,4	6,3	10	1	IV	2010-2012
Moderat kalkrik humøs	L108	8,9	36,0	1,4	7,2	74	4	IV, VT	2010-2020
Kalkrik klar	L109	3,6	16,0	0,4	3,0	88	3	IV, VT	2010-2019
Kalkrik humøs	L110	2,5	6,0	0,8	1,7	26	5	IV, TR	2011-2020
Turbid (leirsjø)	L111	1,9	2,9	1,1	1,8	11	1	TR	2010-2013
Svært kalkfattig klar	L202b	0,8	0,8	0,8	0,8	1	1	AG	2011
Svært kalkfattig klar	L202c	0,5	0,5	0,5	0,5	1	1	AG	2012
Kalkfattig svært klar	L204	1,9	78,0	0,01	1,5	1785	1	IV	2015-2019
Kalkfattig klar	L205	3,7	11,0	0,7	1,6	4	3	NJM, VH	2014-2018
Moderat kalkrik klar	L207	2,1	4,4	1,0	1,8	12	1	IV	2017-2019
Moderat kalkrik humøs	L208	7,5	18,0	0,4	7,9	11	2	IV	2013-2018
Kalkfattig humøs	L306	1,6	4,8	0,7	1,5	17	2	IV	2011-2019
	Svært Dårlig								
	Innsjøtype	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø	Vannregion	Prøvetatt
Kalkfattig humøs	L106	4,2	24,0	0,9	1,9	10	1	IV	2010-2018
Moderat kalkrik klar	L107	11,8	44,7	4,5	11,4	37	1	VT	2012-2020
Moderat kalkrik humøs	L108	18,9	81,7	0,4	13,7	130	6	IV, VT	2010-2020
Kalkrik klar	L109	1,8	1,8	1,8	1,8	1	1	IV	2011
Svært kalkfattig klar	L202c	0,7	1,1	0,1	0,8	8	2	AG	2012
Kalkfattig humøs	L206	3,6	4,0	3,1	3,6	2	2	NJM	2014
Moderat kalkrik klar	L207	9,3	20,3	0,5	6,7	14	1	TR	2017-2020

Tabell A-2.4 Kombinerte vanntyper – turbiditet innsjø, fordelt på klar og humøs

Tabell over turbiditet i innsjø fordelt på kombinerte vanntyper for lavland, skog og fjell, fordelt på klar eller humøs.

Svært god	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	1,2	37,6	0,0	0,5	3124	14
Lavland humøs	0,9	12,0	0,3	0,6	114	15
Skog klar	0,2	1,2	0,0	0,2	934	14
Skog humøs	1,0	10,0	0,2	0,6	76	16
Fjell klar	0,4	1,4	0,1	0,3	63	12
God	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	0,6	125	0,0	0,5	12584	69
Lavland humøs	1,1	580	0,1	0,7	1037	53
Turbid (leirsjø)	2,8	4,7	1,5	2,6	17	1
Skog klar	0,7	79,0	0,01	0,4	1678	81
Skog humøs	1,1	21,0	0,0	0,5	855	87
Fjell klar	0,5	6,1	0,1	0,3	128	26
Moderat	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	8,8	9675	0,0	1,0	7747	115
Lavland humøs	2,1	38	0,3	1,5	371	40
Skog klar	0,4	6,8	0,0	0,3	2333	34
Skog humøs	1,3	33,6	0,2	0,8	195	34
Fjell klar	0,5	2,5	0,1	0,4	60	13
Fjell humøs	1,8	3,5	1,0	1,5	11	1
Dårlig	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	2,4	16,0	0,0	2,1	505	10
Lavland humøs	3,7	36,0	0,8	2,7	130	17
Turbid	1,9	2,9	1,1	1,8	11	1
Skog klar	1,8	78,0	0,0	1,2	1803	7
Skog humøs	7,5	18,0	0,4	7,9	11	2
Fjell humøs	1,6	4,8	0,7	1,5	17	2
Svært Dårlig	Snitt FNU	Max FNU	Min FNU	Median FNU	Antall prøver	Antall innsjø
Lavland klar	6,8	44,7	1,8	6,6	38	2
Lavland humøs	11,6	81,7	0,4	7,8	140	7
Skog klar	5,0	20,3	0,1	3,7	22	3
Skog humøs	3,6	4,0	3,1	3,6	2	2

Tabell A 2.5 Kombinerte vanntyper – turbiditet innsjø, uten skille mellom klar og humøs

Gjennomsnittlig turbiditet målt som FNU i kombinerte vannprøver fra alle dyp i innsjøer, fordelt på fire kombinerte vanntyper (Lavland, Lavland leire, Skog og Fjell) og de fem klassene fra Svært god til Svært dårlig.

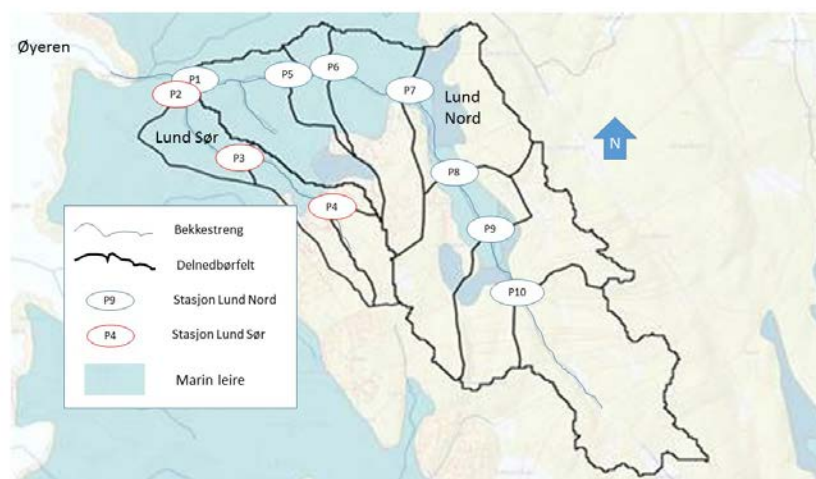
Svært God	Gjennomsnitt (FNU)	Maksimum (FNU)	Minimum (FNU)	Antall innsjøer	Antall prøver
Lavland	1,1	38	0	3238	29
Skog	0,6	10	0	1010	30
Fjell	0,4	1,4	0,1	63	12
God					
Lavland	0,8	580	0	13621	122
Lavland leire	2,8	4,7	1,5	17	1
Skog	0,9	79	0	2533	168
Fjell	0,5	6,1	0,1	128	26
Moderat					
Lavland	6,0	9675	0	8118	155
Skog	0,8	34	0	2528	68
Fjell	0,7	3,5	0,1	71	14
Dårlig					
Lavland	3,1	36	0,01	620	23
Lavland leire	1,9	2,9	1,13	11	1
Skog	2,7	78	0,01	1814	9
Fjell	1,6	4,8	0,69	17	2
Svært Dårlig					
Lavland	9,2	82	0,37	178	9
Skog	4,5	20	0,11	24	5

A-3. Tabeller over leirelver og -bekker

Tabell A-3.1 Leirebækker med liten menneskelig aktivitet

Gjennomsnittlig SS-konsentrasjon; periode for prøvetaking og leirdekningsgrad(leir%) for nedbørfelt med lite jordbruk (i skog).

Stasjoner	Leir% NGU eller annen metode	Leir% Nevina	Snitt SS (mg/L)	Måleperiode
Lund1	28,1	38,5	37,4	2013-15
Lund5	20,3	30,0	20,0	2013-15
Lund6	16,3	26,0	45,7	2013-15
Lund7	8,2	20,0	19,6	2013-15
Lund8	7,2	15,0	15,7	2013-15
Lund9	2,0	3,5	3,2	2013-15
Lund10	0,0	0,0	2,0	2013-15
Lund2	53,2	57,0	61,5	2013-15
Lund3	25,1	28,0	23,1	2013-15
Lund4	0,0	5,0	9,2	2013-15
Skjerven i Maridalen	5,0	5	5,5	1989-1991
Dalen (Morsa)	9,0	9	4,8	2007-2014
Børta (Halden)	3,6	12	13,0	2012-2014
Boslangen (Morsa)		11	3,5	2008-2010



Figur A1. Kart over stasjonene i Lundbekkene. Kart laget av Håkon Borch, NIBIO.

Tabell A-3.2 Leirelver og bekker i jordbruksområder

Bekke- og elvestasjoner i ulike vannområder. For mer detaljer om stasjonene og data, se Greipsland m.fl. 2017; Skarbøvik m.fl. 2022; Isidorova og Skarbøvik 2022.

	Leir% NGU el annen metode	Leir% Nevina	Snitt SS (mg/L)
Vannområde Morsa			
Augerødbekken		25	40
Guthusbekken		27	26
Hobølelva ved Kure		41	42
Hølenelva ved Hølen		56	70
Kråkstadelva		68	79
Mørkelva		17	27
Sperrebotnbekken		29	27
Svinna oppstrøms Sæbyvannet		35	34
Veidalselva		25	49
Vannområde Haldenvassdraget			
Dalsroabekken	9	22	23
Engerelva	11	23	18
Finstadbekken	41	49	49
Gorobekken ved Tøyen	15	21	39
Gåsebybekken, 32_09	26	39	22
Hafsteinselva (Korselva) nedstrøms Slora foss	15	33	25
Ilebekken	26	32	43
Kinnbekken	43	69	54
Lierelva ved Lierfoss	17	27	25
Nesbekken	61	79	77
Riselva (Prestelva) ved Naddum 7_08	32	35	48
Unnebergbekken	35	66	21
Vannområde Øyeren			
Rømua ved Lørenfallet		53	110
Børterelva		13	12
Ua ved Tinnbrua*		19	11
Kampåa ved store Sundby		7	13
Sagstuåa nedstrøms bru		6,4	12
Smalelva utløp Mønster bru		88	49
Pinnebekken		32	9
Fossåa-Sylta ved Haglund bru		26	32,4
Vannområde Leira og Nitelva			
Frogner Leira L4	29	24	93
Haga Tveia T1	55	42	258
Haugli Jeksla J14	54	47	85
Kjellerholen Nitelva N6	11	10	9
Kringlerdalen Leira L9	3	3	6

Kråkfossen Leira L2	19	15	27
Leira etter samløp med Tveia	20	19	52
Måsabekken oppstrøms rensepark MÅS2	0	0	14
Rud Nitelva N8 (PA6)	13	13	6
Sagelva ved Skjetten bro (F3)	11	42	10
Songa SOG	39	63	96
Vannområde Glomma Sør for Øyeren			
Rakkestadelva		38	40
Hæra		49	37

Vedlegg B. Organisk materiale i elver og innsjøer

Oversikt over tabeller og figurer i Vedlegg B:

Tabell B1. TOC i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B2. TOC i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B3. Farge i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B4. Farge i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B5. KOF_{Mn} i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B6. KOF_{Mn} i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B7. BOF₅ i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Tabell B8. BOF₅ i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen

Figur B1. Frekvensdiagram for farge i elver og innsjøer i Vannmiljødatabasen.

Figur B2. Frekvensdiagram for TOC i elver og innsjøer i Vannmiljødatabasen.

Figur B3. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige sUVA-verdier og næringsnivåer (µg/L) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.

Figur B4. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige sVISA-verdier og næringsnivåer (µg/L) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.

Figur B5. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige Hydrofobisitets-verdier og næringsnivåer (µg/L) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.

Figur B6. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige SAR-verdier og næringsnivåer (µg/L) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.

Figur B7. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige E2/E3-verdier og næringsnivåer (µg/L) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.

Tabell B1. TOC i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

TOC_elver		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs
Alle	Middel	1.0	3.7	6.8	1.8	4.9	8.2
	Median	0.9	3.2	6.1	1.3	3.6	7.0
	Min	0.3	0.1	0.5	0.1	0.1	0.1
	Max	4.1	14.8	24.0	11.3	7000.0	350.0
	Stdev	0.5	2.3	3.4	1.6	51.2	7.4
	N	428	939	1146	1552	27703	18840
Lavland	Middel	Ingen data		3.9	6.2	1.3	5.2
	Median			3.3	6.0	1.1	3.9
	Min			0.5	0.5	0.1	0.1
	Max			12.2	15.8	8.7	2200.0
	Stdev			2.5	2.3	0.9	36.4
	N			255	410	403	16785
Skog	Middel	1.0	3.8	7.1	2.2	4.7	7.8
	Median	0.9	3.3	6.3	1.5	3.1	6.4
	Min	0.3	0.1	0.5	0.1	0.1	0.3
	Max	2.6	14.8	24.0	11.3	7000.0	350.0
	Stdev	0.4	2.2	3.9	2.0	70.1	7.7
	N	321	618	729	739	10241	7068
Fjell	Middel	0.9	2.1	5.0	1.6	2.6	4.6
	Median	0.8	1.2	4.8	1.4	2.3	4.3
	Min	0.3	0.3	4.2	0.2	0.1	1.7
	Max	4.1	11.0	5.7	7.3	45.0	11.0
	Stdev	0.6	2.1	0.6	1.0	2.4	2.3
	N	107	66	7	410	677	56

Tabell B2. TOC i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

TOC_innsjøer		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs	G - leirvass
Alle	Middel	0.9	2.2	6.3	1.0	3.4	8.1	Ingen data
	Median	0.7	1.9	5.9	0.9	2.9	7.3	
	Min	0.0	0.2	0.4	0.1	0.1	0.1	
	Max	5.0	13.0	18.3	5.0	320.0	28.7	
	Stdev	0.7	1.7	2.9	0.6	6.5	3.6	
	N	157	302	249	334	2626	1335	
Lavland	Middel	Få data		3.1	6.7	1.3	3.4	7.8
	Median			2.2	5.8	0.9	3.0	7.0
	Min			0.5	2.6	0.6	0.1	0.8
	Max			13.0	18.3	2.6	23.0	28.0
	Stdev			2.7	2.5	0.7	2.0	3.2
	N	1	58	101	8	1419	594	
Skog	Middel	1.9	2.1	6.2	1.2	3.5	8.4	
	Median	1.2	1.9	6.3	1.1	3.0	7.6	
	Min	0.6	0.4	1.4	0.4	0.1	0.1	
	Max	5.0	8.6	15.6	5.0	320.0	28.7	
	Stdev	1.7	1.2	3.0	0.6	10.0	3.9	
	N	7	193	141	133	1061	739	
Fjell	Middel	0.9	1.7	1.6	0.8	1.7	2.3	
	Median	0.7	1.6	1.6	0.7	1.1	2.3	
	Min	0.0	0.2	0.4	0.1	0.2	1.3	
	Max	3.3	5.8	2.2	2.4	11.0	3.2	
	Stdev	0.6	1.2	0.6	0.4	1.6	1.3	
	N	149	51	7	193	146	2	

Tabell B3. Farge i elver. Middelerverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Farge_elver		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs
Alle	Middel	5.2	24.6	65.9	5.8	20.6	71.8
	Median	4.0	19.0	57.0	4.0	14.0	59.0
	Min	1.0	0.2	0.6	1.0	0.0	1.1
	Max	21.0	128.0	284.0	50.0	250.0	400.0
	Stdev	4.0	20.8	42.1	5.7	21.3	52.8
	N	46	677	695	372	3451	4015
Lavland	Middel	Ingen data	23.9	52.1	Ingen data	21.5	65.9
	Median		22.0	45.0		13.0	56.0
	Min		1.0	7.0		0.0	1.1
	Max		75.0	209.0		250.0	304.0
	Stdev	7.6	14.5	31.5		26.3	42.9
	N		167	250		1206	2205
Skog	Middel	2.4	25.9	74.3	7.8	20.6	79.2
	Median	2.0	19.0	64.0	6.0	15.0	62.3
	Min	1.0	0.2	0.6	2.0	1.0	2.0
	Max	7.0	128.0	284.0	50.0	152.0	400.0
	Stdev	1.8	22.4	45.6	6.7	18.5	62.2
	N	12	461	434	138	2014	1802
Fjell	Middel	6.2	14.5	49.9	4.6	15.8	44.3
	Median	5.0	6.0	52.0	3.0	13.0	40.5
	Min	2.0	1.0	29.0	1.0	1.0	29.0
	Max	21.0	89.0	71.0	32.0	82.0	66.0
	Stdev	4.1	20.4	13.4	4.7	13.2	13.3
	N	34	49	11	234	231	8

Tabell B4. Farge i innsjøer. Middelerverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

Farge_innsjøer		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs	G - leirvass
Alle	Middel	4.1	11.9	51.0	4.5	18.6	53.2	Ingen data
	Median	2.0	9.0	46.0	4.0	15.0	43.0	
	Min	0.0	1.0	2.0	1.0	1.0	2.0	
	Max	56.0	72.0	197.0	25.0	195.0	254.0	
	Stdev	6.0	10.9	28.3	3.0	15.1	32.6	
	N	120	294	383	147	2118	2257	
Lavland	Middel	Få data	14.7	46.1	2.1	18.4	44.8	
	Median		10.0	40.0	2.0	14.3	37.0	
	Min		1.0	2.0	1.0	1.0	2.0	
	Max		49.0	197.0	3.0	195.0	168.0	
	Stdev		11.9	30.8	0.7	12.9	25.4	
	N	1	57	154	7	932	960	
Skog	Middel	11.4	11.8	54.5	5.3	19.6	59.4	
	Median	7.0	8.5	51.0	4.5	16.0	49.0	
	Min	3.0	1.0	5.0	2.0	1.0	2.0	
	Max	56.0	72.0	164.0	12.0	143.0	254.0	
	Stdev	13.2	11.7	25.9	2.8	17.0	35.7	
	N	14	167	228	58	1014	1296	
Fjell	Middel	3.1	9.9 Lite data		4.2	14.1 Få data		
	Median	2.0	9.0		4.0	12.0		
	Min	0.0	1.0		1.0	1.0		
	Max	21.0	35.0		25.0	97.0		
	Stdev	3.4	7.2		3.1	13.0		
	N	105	70	1	82	172	1	

Tabell B5. KOF_{Mn} i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

KOFMn_elver		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs
Alle	Middel	Ingen data	6.8	8.6	1.7	4.3	8.5
	Median		4.0	8.2	1.2	3.3	7.2
	Min		0.5	6.0	0.5	0.3	2.3
	Max		30.0	13.0	6.1	21.0	21.2
	Stdev		8.7	2.7	1.1	3.3	4.4
	N		27	6	111	188	67
Lavland	Middel		4.0	Få data	Ingen data	4.2	10.1
	Median		4.0			3.6	9.9
	Min		2.0			0.3	4.0
	Max		6.0			21.0	21.2
	Stdev		1.3			3.1	5.2
	N		9	2		107	34
Skog	Middel		8.2	Få data	2.1	4.6	6.9
	Median		3.6		2.1	3.1	7.0
	Min		0.5		0.5	0.8	2.3
	Max		30.0		6.1	19.0	16.0
	Stdev		10.4		1.3	3.6	2.7
	N		18	4	37	75	33
Fjell	Middel	Ingen data	Ingen data		1.5	4.1	Ingen data
	Median				1.0	4.0	
	Min				0.5	1.0	
	Max				5.0	8.0	
	Stdev				0.8	2.3	
	N				74	6	

Tabell B6. KOF_{Mn} i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

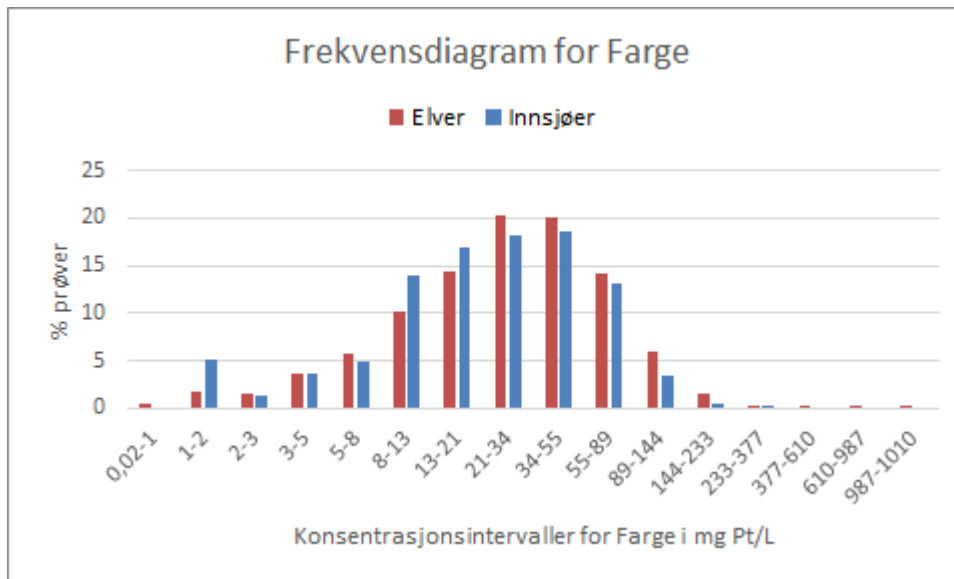
KOFMn_innsjøer		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs
Alle	Middel	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data		3.0 Lite data
	Median						2.2
	Min						0.5
	Max						21.0
	Stdev						3.6
	N						34
							1
Lavland	Middel					Ingen data	
	Median						
	Min						
	Max						
	Stdev						
	N						1
Skog	Middel						3.0
	Median						2.2
	Min						0.5
	Max						21.0
	Stdev						3.6
	N						34
Fjell	Middel					Ingen data	
	Median						
	Min						
	Max						
	Stdev						
	N						

Tabell B7. BOF₅ i elver. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

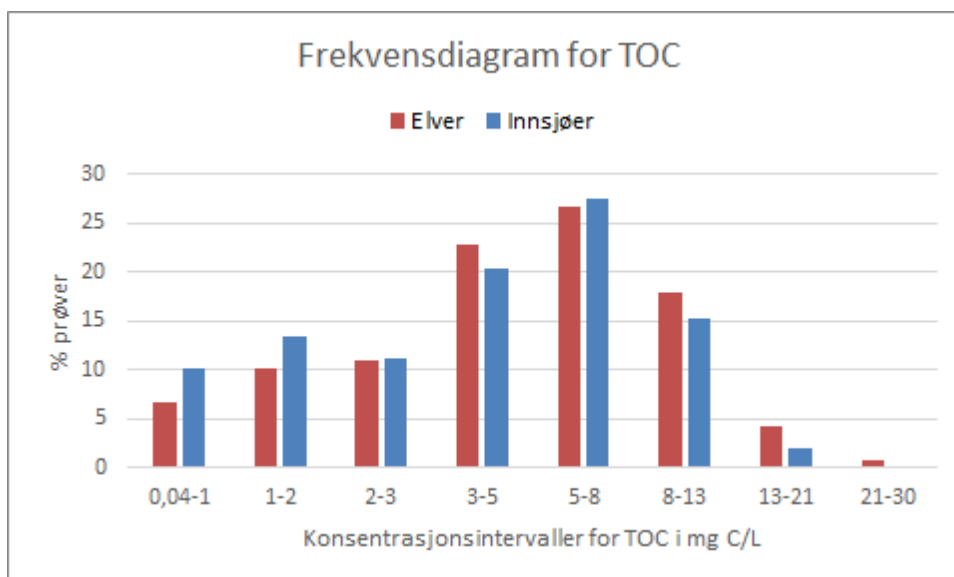
BOF5_elver		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs
Alle	Middel	<1	Ingen data	<2	Ingen data	2.1	3.8
	Median	<1		<2		3.0	4.0
	Min	<1		<2		1.0	3.0
	Max	<1		<2		3.0	6.0
	Stdev					1.0	1.1
	N	3		4		21	24
Lavland	Middel					3.0	3.9
	Median					3.0	4.0
	Min					3.0	3.0
	Max					3.0	6.0
	Stdev					0.0	1.1
	N					12	23
Skog	Middel			<2		1.0	Få data
	Median			<2		1.0	
	Min			<2		1.0	
	Max			<2		1.0	
	Stdev					0.0	
	N			4		9	2
Fjell	Middel	Få data					
	Median						
	Min						
	Max						
	Stdev						
	N	3					

Tabell B8. BOF₅ i innsjøer. Middelverdi, median, minimum, maksimum og antall målinger (N) innenfor ulike tilstandsklasser. Basert på data fra Vannmiljø-databasen.

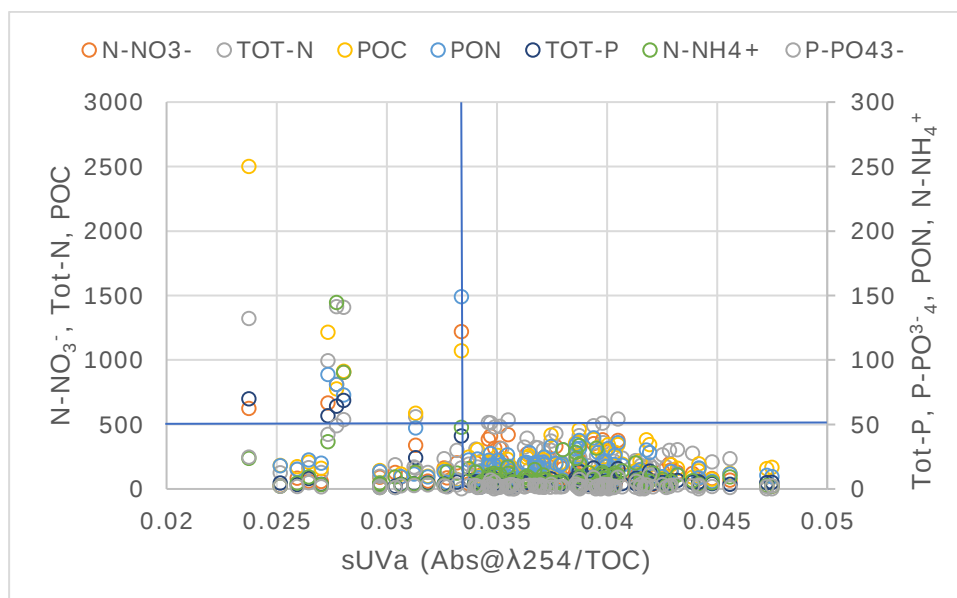
BOF5_innsjøer		SG - svært klar	SG - klar	SG - humøs	G - svært klar	G - klar	G - humøs	G - leirvass
Alle	Middel	Ingen data	Ingen data	Ingen data	Ingen data		3.0	2.5
	Median						3.0	3.0
	Min						3.0	1.5
	Max						3.0	3.0
	Stdev						0.0	0.7
	N						25	18
Lavland	Middel						3.0	2.5
	Median						3.0	3.0
	Min						3.0	1.5
	Max						3.0	3.0
	Stdev						0.0	0.7
	N						24	18
Skog	Middel				Få data		Ingen data	
	Median							
	Min							
	Max							
	Stdev							
	N					1		
Fjell	Middel				Ingen data		Ingen data	
	Median							
	Min							
	Max							
	Stdev							
	N							



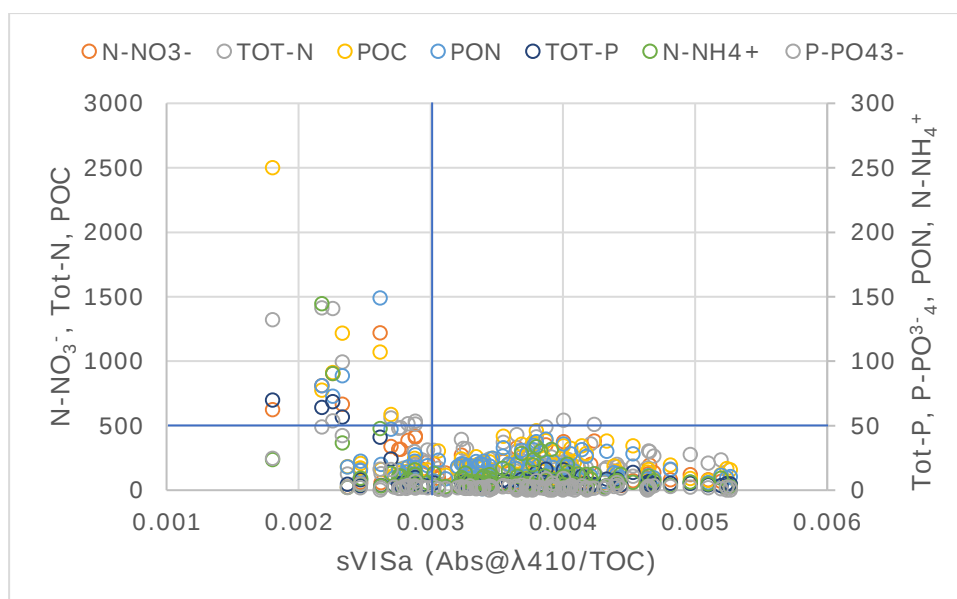
Figur B1. Frekvensdiagram for farge i elver og innsjøer i Vannmiljødatabasen.



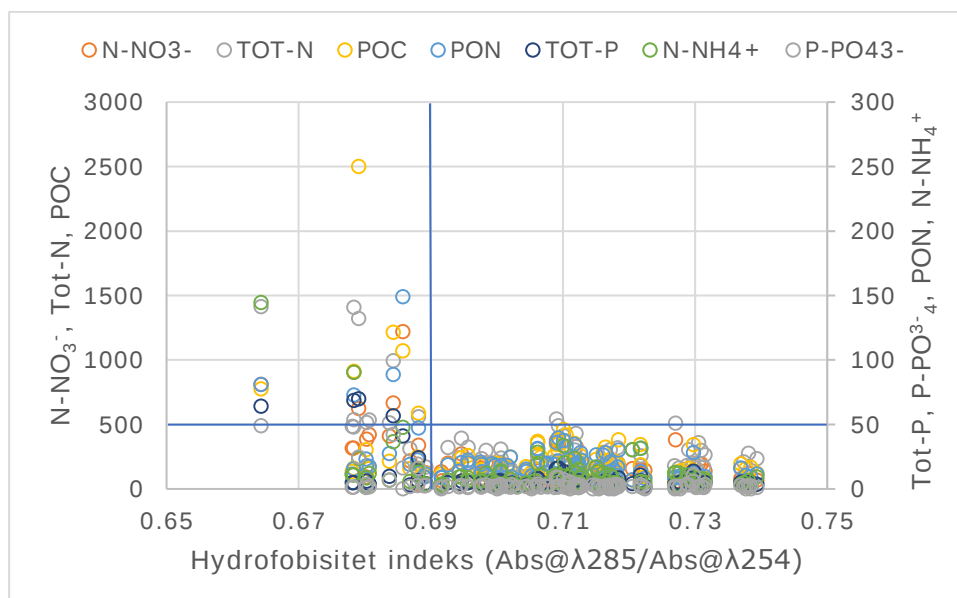
Figur B2. Frekvensdiagram for TOC i elver og innsjøer (< 30 mg C/L) i Vannmiljødatabasen.



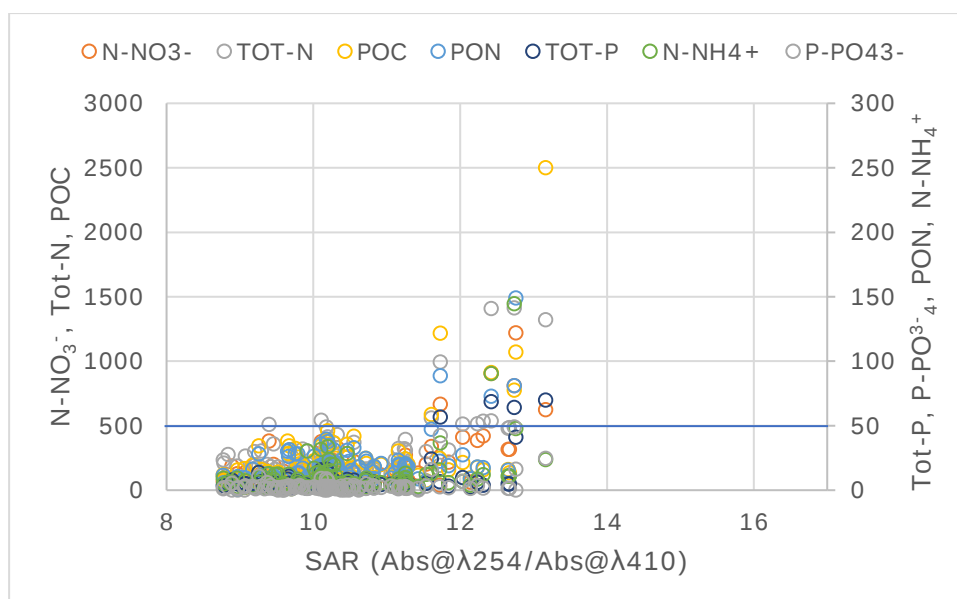
Figur B3. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige sUVa-verdier og næringsnivåer ($\mu\text{g/L}$) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.



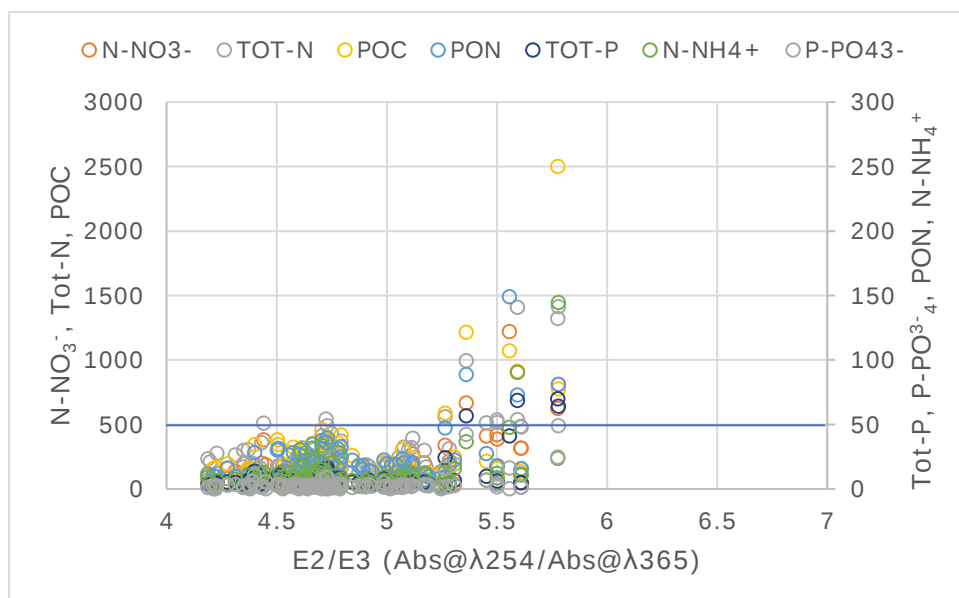
Figur B4. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige sVISa-verdier og næringsnivåer ($\mu\text{g/L}$) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen. POC og PON er partikulære fraksjoner av hhv. organisk karbon og nitrogen. Blå vertikal linje angir tentativ grenseverdi for sVISa (se mer forklaring i tekst).



Figur B5. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige Hydrofobisitet-verdier og næringsnivåer ($\mu\text{g/L}$) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.



Figur B6. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige SAR-verdier og næringsnivåer ($\mu\text{g/L}$) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.



Figur B7. Samvariasjon mellom romlig variasjon i gjennomsnittlige E2/E3-verdier og næringsnivåer (µg/L) på 112 stasjoner i Vannmiljødatabasen.

Vedlegg C. Anbefalinger knyttet til overvåkingsmetodikk

Det står lite om prøvetaking i elver og bekker i den gjeldende Klassifiseringsveilederen (Direktoratsgruppen 2018). Opprinnelig var det tenkt at vesentlig informasjon i den tidligere Overvåkingsveilederen (Direktoratsgruppen 2010) skulle innlemmes i den nye Klassifiseringsveilederen, men det ser ut til at enkelte nyttige avsnitt har falt ut. Dette vedlegget gir derfor noen anbefalinger knyttet til overvåkingsmetodikk hovedsakelig i elver.

C1. Prøvetakingsfrekvens i elver

Suspendert stoff

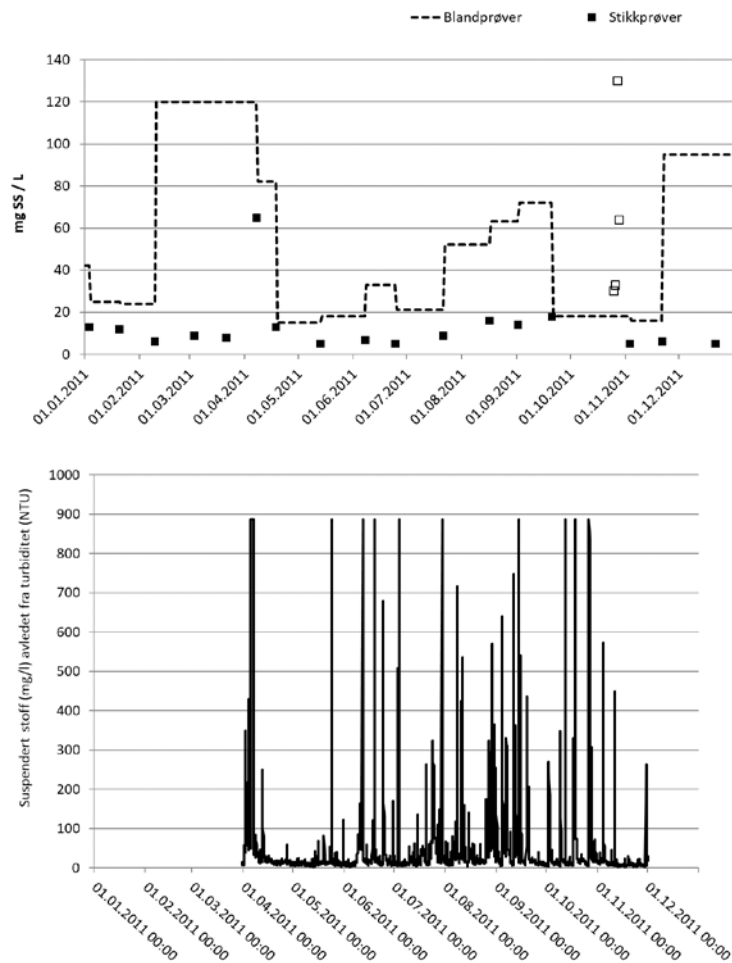
Konsentrasjoner av suspendert stoff varierer kraftig over tid i elver og bekker. En lang rekke studier har vist at spesielt for partikulært materiale vil hyppig prøvetaking være bedre enn f.eks. prøvetaking hver måned eller 14. dag (f.eks. Coynel m.fl. 2004; Skarbøvik m.fl. 2012).

Figur C1 viser tre ulike prøvetakingsmetoder for suspendert stoff i samme bekk over samme tidsperiode. Det øverste panelet viser resultatet fra blandprøver (stiplet linje) og regelmessige stikkprøver (sorte firkanter; 17/år), samt fire ekstra stikkprøver tatt under høy vannstand (åpne firkanter). Det nederste panelet viser suspendert stoff avledet fra en turbiditetssensor samme år, fra april til desember (R^2 mellom turbiditet og SS var 0,9). Figuren illustrerer de store variasjonene i suspendert stoff, og at vanlig stikkprøvetaking ikke fanger opp disse. De høye konsentrasjonene blir heller ikke oppdaget. Merk også at turbiditetsmåleren nådde maksimumsverdi flere ganger, slik at den faktiske maksimale turbiditet ikke ble målt. Det siste kan løses ved å stille inn sensoren til å måle høyere maksimumsturbiditet.

TOC/farge

For TOC og farge er det vanligvis et sesongmessig mønster i avrenning fra utmarksområder. Men uvanlige værforhold kan forskyve bildet og forårsake store år-til-år variasjoner. Mange av de større nasjonale programmene er basert på månedlig eller i noen tilfeller ukentlig prøvetaking. I Elveovervåkingsprogrammet er det i tillegg til manuell vannprøvetaking målt cDOM (farget organisk materiale) med sensorer med sensorer i utvalgte «klima-elver» (Kaste m.fl. 2021).

Basert på erfaringene fra sensor-basert overvåking av cDOM, er det stor sannsynlighet for å gå glipp av viktige episoder med kun månedlig prøvetaking. Ukentlig prøvetaking øker sannsynligheten for å få et mer representativt bilde av variasjonsmønsteret gjennom året, men behovet for dette må vurderes i forhold til hva som er formålet med overvåkingen.



Figur C1. Resultatet av tre ulike prøvetakingsmetoder for suspendert stoff i samme bekk over samme tidsperiode. Øverst: Blandprøver (stiplet linje), regelmessige stikkprøver (sorte firkanter) og stikkprøver under høy vannstand (åpne firkanter). Nederst: Suspendert stoff avledet fra turbiditet ($R^2=0,9$) fra april til desember. (Kilde: Skarbøvik 2013).

C2. Prøvetakingssesong i elver og innsjøer

Elver

For både SS/turbiditet og TOC/farge bør overvåkingen foregå hele året. Der det ikke er mulig å ta prøver minst månedlig, hver 14. dag eller ukentlig, bør det bestrebes å ta prøver under ulike værforhold, som vårflo, høstregn, sommer med lavvann og vinter.

For turbiditet kan sensorer med fordel benyttes. Der det er god korrelasjon mellom turbiditet og SS kan turbiditetssensorer også brukes som erstatning for SS-målinger. Det er en fordel at disse sensorene benyttes under vinterforhold, men da må de som regel utstyres med varmekabler.

Innsjøer

For SS og turbiditet; og TOC og farge, anbefales det at overvåking foregår i perioden april-oktober, dette pga. praktiske hensyn siden øvrig innsjøovervåking foregår i denne perioden.

Referanser til vedlegget

Coyne A, Schäfer J, Hurtrez J-E, Dumas J, Etcheber H, Blanc G. 2004. Sampling frequency and accuracy of SPM flux estimates in two contrasted basins. *Sci. Total Environ.* 330, 233–247.

Direktoratsgruppen 2010. Veileder 02: 2009 – Overvåking av miljøtilstand i vann. Direktoratgruppen for vanndirektivet.

<https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/dirnat2/attachment/1503/versjon-1-5-20100430.pdf> Oppdatert i 2010.

Direktoratsgruppen 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann

Kaste Ø, Gundersen CB, Poste A, Sample J, Hjermann DØ. 2021. The Norwegian river monitoring programme 2020 – water quality status and trends. Norwegian Environment Agency, report M-2139|2021, NIVA report 7675-2021, 70 pp + appendix

Skarbøvik E, Stålnacke P, Bogen J, Bønsnes TE. 2012. Impact of sampling frequency on mean concentrations and estimated loads of suspended sediment in a Norwegian river: Implications for water management. *Science of the Total Environment.* 433: 462-471

Skarbøvik E. 2013. Cost-effective monitoring of water quality. In: Bechmann, M. & Deelstra, J.: *Agriculture and Environment – Long Term Monitoring in Norway*. Akademika Publishing, Trondheim. Pp 105-124.

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