

KS

Nytteverdi av skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv

oslo**economics**

NIVA
Norsk institutt for vannforskning



Tittel: Nytteverdi av skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv

Utarbeidet av: Oslo Economics og NIVA

Oppdragsgiver: KS

Publisert: Mai 2026

Rapportnummer: [2026-42]

Kontaktperson: Guro Landsend Henriksen / Partner

E-post: glh@osloeconomics.no

Tel: 928 04 648

Foto/illustrasjon forside: iStock/JF Martin

Innhold

Sammendrag	4
Forord	4
Begrepsliste	5
1. Bakgrunn, mandat og metode	7
1.1 Bakgrunn for oppdraget	7
1.2 Mandat	7
1.3 Metode og informasjonsgrunnlag	8
1.4 Avgrensninger	9
1.5 Rapportstruktur	9
2. Regelverk for avløpsrensing	10
2.1 EUs avløpsdirektiv fra 1991	10
2.2 Forurensingsforskriften	10
2.3 Revidert avløpsdirektiv	11
2.4 Utfordringer ved implementering av revidert avløpsdirektiv i Norge	12
2.5 EU-kommisjonens konsekvensvurdering	14
3. Vurdering av muligheten for oksygenvikt i vannforekomstene	18
3.1 Risikomatrix for beslutningsstøtte	18
3.2 Modellering av oksygennivået i bunnvannet	19
3.3 Betydning av utslippsdyp	21
3.4 Resultater fra bruk av risikomatriksen på vannforekomster	24
3.5 Begrensninger og perspektiver utenfor modellrammen	28
4. Samfunnsøkonomisk metode for å beregne nytteverdien ved økt rensing	30
4.1 Samfunnsøkonomiske vurderinger	30
4.2 Miljøvirkninger som <i>kan</i> påvirkes av økt rensing	32
4.3 Hva er viktige forhold for å realisere nytteverdier av økt rensing?	34
4.4 Utvalg av casetyper for analyse av nytteverdien	39
4.5 Usikkerhet i casetilnærmingen	42
5. Analyse av nytteverdi av økt rensing	44
5.1 Case 1: Bergsvågen	46
5.2 Case 2: Nordfjordeid	50
5.3 Case 3: Sørfjorden Indre del	54
5.4 Case 4: Trondheimsfjorden - Levanger	58
5.5 Case 5: Bømlafjorden	62
5.6 Case 6: Mjøsa	66
5.7 Case 7: Krøderen	71
5.8 Sammenstilling av nyttevurderinger i casegjennomgangen	75

6. Samlet vurdering	78
6.1 Begrenset overførbarhet av nytteanslagene i EUs konsekvensvurdering	78
6.2 Begrenset nytte av endrede rensekrav	79
6.3 Forskjell mellom nytte og samfunnsøkonomisk lønnsomhet	79
7. Referanser	81
Vedlegg A Typen vannforekomster, rensekrav og utslipp	84
7.1 Typen vannforekomster	84
7.2 Renseprinsipper og krav til rensning	85
7.3 Hvor store er tilførslene, og hvilke kilder de kommer fra	86
Vedlegg B Metode for vurdering av eutrofiering i vannforekomster	89
7.4 Vurdering av status for eutrofiering og organisk belastning etter vannforskriften	89
7.5 Matrise for vurdering av risikoen for eutrofiering i vannforekomstene	91
7.6 Behovet for en eutrofimodell og uttalt målsetting	93
7.7 Eutrofimodellens hovedstruktur	94
Vedlegg C Samfunnsøkonomisk metode	98
7.8 Innholdet i en samfunnsøkonomisk analyse	98
7.9 Identifisere miljøvirkninger	98
7.10 Tallfeste og verdsette miljøvirkninger	99
Vedlegg D Ytterligere informasjon casegjennomgang	105
7.11 Case 1: Bergsvågen	105
7.12 Case 2: Nordfjordeid	105
7.13 Case 3: Sørkjøya Indre del	105
7.14 Case 4: Trondheimsfjorden – Levanger	106
7.15 Case 5: Bømlafjorden	106
7.16 Case 6: Mjøsa	106
7.17 Case 7: Krøderen	106
Vedlegg E Detaljert beskrivelse av eutrofimodellen	107

Sammendrag

På oppdrag for KS, har Oslo Economics i samarbeid med Norsk institutt for vannforskning (NIVA), vurdert den samfunnsøkonomiske nytteverdien av endrede og skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv, sett opp mot EUs konsekvensvurdering som anslår en gjennomsnittlig nytteverdi per enhet redusert utslipp. Analysen bygger på modellering av vannforekomsters tåleevne og vurdering av eutrofieringsrisiko i ulike vannforekomster. Basert på modelleringen gjøres en casebasert vurdering av hvordan skjerpede eller endrede rensekrav kan gi samfunnsøkonomiske nyttevirksomheter i ulike typer vannforekomster. Analysen er gjennomført på et overordnet nivå og er ment som beslutningsstøtte på nasjonalt nivå.

Samlet viser analysen at nytteverdien av skjerpede utslippskrav for kommunalt avløp varierer betydelig mellom vannforekomster og i stor grad avhenger av geografisk kontekst, vannforekomsttype og bruk av vannforekomstene. For vannforekomster med god tilstand og lav risiko for eutrofiering viser analysen at miljøeffekten av bedre rensing kan være svært begrenset. Samtidig er dagens rensekrav i mange områder allerede strenge, og er for enkelte vannforekomster strengere enn minimumskravene i det reviderte direktivet, slik at mye av nytten er allerede hentet ut med dagens rensing. De største nytteverdiene oppstår i vannforekomster med dårlig tilstand og høy eller kritisk risiko for eutrofiering, der økt rensing kan bidra til vesentlige forbedringer i oksygenforhold og redusert risiko for alvorlig, og i noen tilfeller irreversibel, økologisk forringelse. Variasjonen i nytteverdier på tvers av vannforekomstene viser at de gjennomsnittlige nytteanslagene i EUs konsekvensvurdering har begrenset overførbarhet til norske forhold.

Revidert avløpsdirektiv innebærer skjerpede krav til rensing av avløpsvann og utvidet virkeområde sammenlignet med dagens regelverk

Dagens regelverk for minstekrav til rensing av kommunalt avløpsvann i tettbebyggelser er basert på EUs avløpsdirektiv fra 1991. Direktivet regulerer utslipp fra tettbebyggelser fra 2000 pe med utslipp til ferskvann og fra 10 000 pe med utslipp til sjø. Kravene avhenger av størrelsen på tettbebyggelsen og sårbarheten i vannforekomsten, og omfatter primær-, sekundær- og tertiærrensing. I Norge er direktivet gjennomført gjennom forurensningsforskriften, som deler landet inn i (i) mindre følsomme, (ii) normale og (iii) følsomme områder, og som på flere punkter stiller strengere krav enn minimumskravene i EU-direktivet. Særlig gjelder dette fosforfjerning, der norske krav om 90 prosent reduksjon er strengere enn tertiærrensekravet i EU-regelverket.

Det reviderte avløpsdirektivet innebærer at flere tettbebyggelser omfattes av skjerpede krav til rensing av avløpsvann og utvidet virkeområde sammenlignet med dagens regelverk. Blant de viktigste endringene er krav om sekundærrensing fra 1 000 personekvalenter (pe) uavhengig av type- og tilstand i vannforekomsten som mottar utslippet, bortfall av muligheten til å søke om primærrensing i mindre følsomme områder og strengere rensekrav for nitrogen ved utslipp til sårbart område. I tillegg introduserer direktivet et målrettet rensetrinn for reduksjon av mikroforurensninger, kvartærrensing. Dette krever at mange avløpsanlegg må gjennomføre investeringer for å tilfredsstille endrede krav sammenlignet med dagens regelverk. Samtidig vil enkelte anlegg i prinsippet kunne få svekkende fosforrensekrav hvis kun minimumskravene i det reviderte direktivet skal følges, ettersom tertiærrensing først utløses for tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til sårbart område og rensekravene for fosfor er lempeligere enn dagens norske krav.

En egenutviklet eutrofimodell vurderer påvirkning av skjerpede rensekrav på oksygenforhold og risiko for eutrofiering i vannforekomster

I mange vannforekomster mangler det i dag tilstrekkelige og konsistente data til å kunne gjøre en robust faglig vurdering av sårbarhet for eutrofiering og risiko for oksygenvikt, særlig i dypvannet for mange av

vannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe. I dette prosjektet er det derfor utviklet en eutrofimodell som et screeningverktøy for å vurdere risiko for eutrofiering og oksygensvikt, men dette erstatter ikke behovet for detaljerte, stedsspesifikke vannforekomstanalyser for å vurdere den faktiske tilstanden. Modellen kan brukes til å anslå hvor mye belastning en vannforekomst tåler, og hvordan oksygenivået i dypvannet kan forventes å endre seg dersom tilførslene av oksygenforbrukende stoffer øker eller reduseres. På denne måten gir modellen et kvantitativt anslag som kan brukes sammen med en vurdering av hvor stor risiko det er for at en vannforekomst får problemer med oksygenmangel (risiko for eutrofiering), til å vurdere behovet for tiltak.

Utgangspunktet for modellen er at det er dypvannet som oftest er mest sårbart, fordi utskiftingen her er lavfrekvent eller langsom, noe som begrenser tilførselen av friskt oksygenrikt vann. Det er også oksygenivået her som bestemmer oksygentilstanden i vannforekomsten. Modellen er derfor særlig rettet mot å vurdere hvorvidt belastningen kan føre til at oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet faller under grensen mellom god og moderat økologisk tilstand etter vannforskriften.

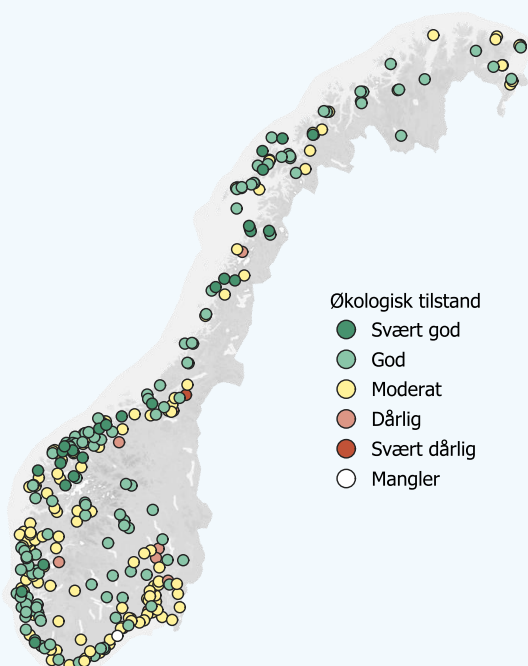
Modelleringen av eutrofiforholdene gir et grunnlag for å vurdere hvordan tilførsler av næringsstoffer og organisk materiale påvirker oksygenforholdene og den økologiske tilstanden i norske vannforekomster. Eutrofimodellen knytter samlet belastning fra avløp og andre kilder til risiko for eutrofiering og oksygensvikt, og legger særlig vekt på vannforekomstenes fysiske egenskaper, vannutskifting og tåleevne.

Mange norske vannforekomster har allerede god økologisk tilstand og mange har lav risiko for eutrofiering

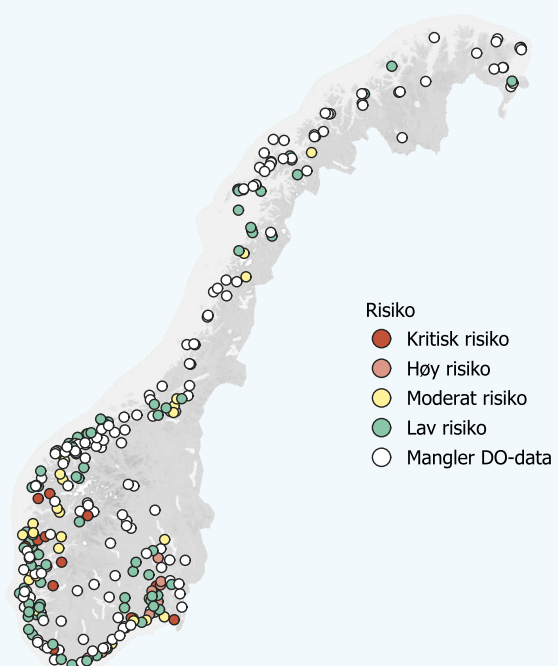
Figur 1-1 illustrerer økologisk tilstand i vannforekomstene tilknyttet avløpsrenseanlegg $\geq 1\,000$ pe og viser at størsteparten av vannforekomstene tilknyttet anleggene har god eller svært god økologisk tilstand. Dette indikerer at dagens renskrav i stor grad er tilstrekkelige for å opprettholde en tilfredsstillende miljøtilstand i de fleste vannforekomster. Samlet sett underbygger dette at eksisterende regulering bidrar til å begrense belastningen fra kommunale avløpsutslipp på en effektiv måte, slik at god økologisk tilstand oppnås eller opprettholdes i et flertall av vannforekomstene. Samtidig viser figuren at det også er et betydelig innslag av vannforekomster med moderat tilstand, og enkelte med dårligere tilstand. Disse er ofte lokalisert i mer følsomme områder.

Dette understøttes også av Figur 1-2 som viser at flere vannforekomster i slike områder har høy eller kritisk risiko for eutrofiering. Samtidig fremgår det at også enkelte vannforekomster langs sør-vestkysten har høy eller kritisk risiko for eutrofiering. For vannforekomster med høy eller kritisk risiko er den økologiske tilstanden

Figur 1-1: Økologisk tilstand i vannforekomstene tilknyttet avløpsrenseanlegg $\geq 1\,000$ pe



Figur 1-2: Risiko for eutrofiering i vannforekomster tilknyttet avløpsrenseanlegg $\geq 1\,000$ pe



gjennomgående moderat eller dårligere. Dette peker på et mer sammensatt bilde, der økologisk tilstand påvirkes av flere forhold, herunder vannforekomstens sårbarhet og samlet belastning fra ulike forurensningskilder. Det er også mange vannforekomster som mangler data for oksygen i bunnvannet (DO-data). Samlet sett viser dette at selv om dagens rensekrav i stor grad fungerer etter hensikten, kan det i enkelte områder være behov for ytterligere tiltak eller mer målrettet oppfølging for å forbedre miljøtilstanden.

Casegjennomgang viser at nyttevirksomheter varierer stort på tvers av vannforekomster

Med utgangspunkt i eutrofimodellen og samfunnsøkonomisk metode, vurderer vi hvordan skjerpede eller endrede krav til rensing kan påvirke miljøtilstand og samfunnsøkonomiske nyttevirksomheter i ulike typer vannforekomster, gjennom syv caser. Casegjennomgangen illustrerer hvordan vannforekomststype, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering og avløpets relative betydning er avgjørende for om, og i hvilken grad, endrede rensekrav utløser nytteverdier.

Casene dekker et bredt spekter av vannforekomststyper med fem kystvannforekomster og to innsjøforekomster, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering og betydningen av kommunalt avløp som forurensningskilde. Utvalget er ment å illustrere både situasjoner der endrede rensekrav kan gi betydelige miljøforbedringer, og situasjoner der nyttevirksomhetene forventes å være begrensede.

De syv casene er:

- Case 1: Bergsvågen (kystvann)
- Case 2: Nordfjordeid (kystvann)
- Case 3: Sørfjorden indre del (kystvann)
- Case 4: Trondheimsfjorden – Levanger (kystvann)
- Case 5: Bømlafjorden (kystvann)
- Case 6: Mjøsa (innsjø)
- Case 7: Krøderen (innsjø)

Casegjennomgangen av de syv casene viser at nytteverdien av skjerpede rensekrav varierer betydelig mellom vannforekomster, og i stor grad avhenger av økologisk tilstand, risiko for eutrofiering, bruken av vannforekomsten, i hvilken grad kommunale utslipp utgjør en vesentlig del av belastningen og dagens rensegrad. Gjennomgående er det særlig virkninger knyttet til naturmangfold, biologisk kontroll samt friluftsliv og rekreasjon som bidrar til positive nytteverdier, mens effektene på klimaregulering, vannforsyning og slamproduksjon er små eller neglisjerbare i alle casene. Naturmangfold er den økosystemtjenesten hvor de største nytteverdiene kan oppstå, særlig fordi denne fanger opp ikke-bruksverdier som kommer hele befolkningen til gode, og verdsettes høyt. Friluftsliv og rekreasjon gir positive nytteverdier der endringer i vannkvaliteten er merkbare for brukerne, typisk ved forbedring fra moderat til god økologisk tilstand.

For vannforekomster med god tilstand og lav risiko for eutrofiering viser analysen at miljøeffekten av bedre rensing kan være svært begrenset, og nytteverdiene er gjennomgående små eller neglisjerbare. En betydelig andel av vannforekomstene har slike egenskaper, og for disse vil skjerpede rensekrav i hovedsak gi marginale økologiske forbedringer uten endring i tilstandsklasse. For vannforekomster med moderat tilstand og moderat risiko er bildet mer sammensatt. Her kan skjerpede krav bidra til forbedring i økologisk tilstand og utløse positive nytteverdier, særlig for naturmangfold og i noen grad friluftsliv og biologisk kontroll. Samtidig er nytteverdiene mer kontekstavhengige og preget av usikkerhet, blant annet fordi få mennesker berøres og fordi lokale forhold i stor grad avgjør om forbedringer faktisk gir samfunnsøkonomisk nytte.

De største nytteverdiene oppstår i vannforekomster med dårlig tilstand og høy eller kritisk risiko for eutrofiering, der økt rensing kan bidra til vesentlige forbedringer i oksygenforhold og redusert risiko for alvorlig, og i noen tilfeller irreversibel, økologisk forringelse. Antallet slike vannforekomster er imidlertid begrenset. For større og mer åpne fjordsystemer og store innsjøer med allerede høy rensegrad er nytten av ytterligere rensing gjennomgående liten, fordi kommunale utslipp utgjør en relativt liten del av den samlede belastningen og tiltakene gir marginal effekt på relevante miljøparametere. Samlet understreker analysen at nytteverdien av skjerpede rensekrav er sterkt kontekstavhengig, og at kravene i det reviderte direktivet bør ses i sammenheng med andre tiltak rettet mot øvrige forureningskilder for å håndtere eutrofieringsutfordringer i de mest belastede vannforekomstene.

Begrenset overførbarhet av EUs nytteanslag til norske forhold

EU-kommisjonens konsekvensvurdering av revidert avløpsdirektiv gir et overordnet anslag på forventet miljønytte for de forskjellige EU-landene basert på generelle skyggepriser per redusert utslippsenhet av biologisk oksygenforbruk (BOF), nitrogen og fosfor. Nytteevalueringen er metodisk utslippsbasert, og knytter nytteverdien til mengde redusert utslipp snarere enn til faktiske endringer i miljøtilstand og velferdsvirkninger. Konsekvensvurderingen gir dermed et gjennomsnittlig nytteanslag per enhet redusert utslipp, men sier i begrenset grad noe om i hvilken grad denne nytten faktisk realiseres i konkrete vannforekomster.

De sentrale skyggeprisene bygger på én studie fra en avgrenset region i Spania basert på data fra 2004, og overførbarheten til norske forhold vurderes derfor som begrenset. Norske vannforekomster varierer betydelig med hensyn til vannforekomsttype, hydrologi, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering og hvordan vannforekomstene brukes. Vår analyse viser at for mange vannforekomster vil endrede eller skjerpede rensekrav gi små eller neglisjerbare miljøeffekter, enten fordi tilstanden allerede er god, risikoen for eutrofiering er lav, eller fordi avløp utgjør en liten andel av den samlede belastningen. I slike tilfeller vil EU-anslagene indikere positiv nytte per redusert utslippsenhet uten at dette nødvendigvis har faktisk betydning for miljøtilstand eller velferd.

Begrenset nytte av endrede rensekrav

Mange mindre utslipp til kystvann fra mindre tettbebyggelser (<10 000 pe), der kommunen er forureningsmyndighet, har i dag kun enkel mekanisk rensing med kun krav til fjerning av partikler. Samtidig er det flere (ulovlige) urensede utslipp til kystvann. Også flere større utslipp som dekkes av gjeldende

Figur 1-3: Sammenstilling av nyttevurderinger i casegjennomgangen

	Casetype 1	Casetype 2	Casetype 3	Casetype 4	Casetype 5	Casetype 6	Casetype 7
Resipienttype	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Innsjøvann	Innsjøvann
Effektiv dybde	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m
Total potensiell TOF, Hoved - utslippskilde	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Landbruk (> 50%)	Havbruk (> 50%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)
Økologisk tilstand (presisjon)	God (Høy)	Moderat (Lav)	Dårlig (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)
Risiko for eutrofiering	Lav (R = 0,20)	Moderat (R = 0,25)	Kritisk (R = 0,68)	Moderat (R = 0,30)	Moderat (R = 0,25)	Moderat (R = 0,25)	Lav (R = 0,23)
Casetype eksempel:	Bergsvågen	Nordfjordeid	Sørfjorden Indre del	Trondheimsfjorden - Levanger	Bømlafjorden	Mjøsa	Krøderen
Antall liknende vannforekomster	9	10	0	3	7	0	3
Samfunnsøkonomiske ikke-prisatte virkninger	Naturmangfold	Ubetydelig/neglisjerbar	Stor positiv verdi	Stor positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Rekreasjon og friluftsliv	Ubetydelig/neglisjerbar	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Klimaregulering	Neglisjerbar/liten positiv verdi	Neglisjerbar/liten positiv verdi	Neglisjerbar/liten positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Biologisk kontroll	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Middels positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar
	Slamproduksjon	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Vannforsyning	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Opsjonsverdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Middels positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi

avløpsdirektiv har, etter søknad og dokumentasjon at resipienten tåler utslippet, fått tillatelse til å kun ha rensing som skal tilfredsstille primærrensekravet i direktivet. Samtidig har Norge etablert strenge rensekrav for fosfor ved utslipp til ferskvann, jf. Kapittel 2.2. Dette reflekterer at mange norske ferskvannsforkomster er fosforbegrensede, og at reduksjon av fosforutslipp har vært det mest effektive tiltaket for å bedre den økologiske tilstanden. Som følge av dette er mye av den potensielle miljøgevinsten knyttet til avløpsrensing allerede realisert i mange vannforekomster.

Innføringen av endrede, og i mange tilfeller mer omfattende, krav gjennom revidert avløpsdirektiv, vil derfor i mange tilfeller ha begrenset effekt på den økologiske tilstanden i vannet. For vannforekomster som allerede er i god eller svært god tilstand, eller der avløp utgjør en relativt liten andel av den totale belastningen, vil ytterligere skjerping av rensekrav gi små eller neglisjerbare forbedringer. Dette innebærer at den marginale nytten av økt rensing i slike vannforekomster er lav. Samtidig vil bedre rensing ha positive nytteverdier i enkelte vannforekomster, spesielt når vannet har moderat eller dårlig økologisk tilstand, og der risikoen for eutrofiering er høy eller kritisk. Dette er illustrert i flere av casene vi har analysert i kapittel 5.

Skjerpede rensekrav bør vurderes opp mot kostnader og alternative tiltak

Analysen i denne rapporten belyser nytten av skjerpede utslippskrav til kommunalt avløpsvann, men gir ikke i seg selv grunnlag for å vurdere den samfunnsøkonomiske lønnsomheten av tiltakene fordi dette krever en vurdering av nytten opp mot kostnader. Kravene i det reviderte direktivet vil i mange tilfeller medføre betydelige investeringer, blant annet gjennom krav til sekundærrensing i flere tettbebyggelser og oppgradering av eksisterende anlegg. Kostnadene ved slike tiltak kan være høye. Når mye av nytten allerede er realisert gjennom eksisterende regulering, vil forholdet mellom kostnader og nytte i mange tilfeller være svakt. Dette understreker at generelle nytteanslag, slik de fremkommer i EU-kommisjonens konsekvensvurdering, i begrenset grad fanger opp at nytten av ytterligere renseforbedringer avtar når utgangspunktet allerede er et rensenivå tilpasset behovet til vannforekomsten.

Videre gir en isolert vurdering av nytten av økt avløpsrensing ikke grunnlag for å avgjøre om dette er det mest kostnadseffektive virkemiddelet for å forbedre økologisk tilstand. I mange vannforekomster kommer en vesentlig del av næringsstoffbelastningen fra andre kilder enn kommunalt avløp. En samfunnsøkonomisk helhetlig tilnærming tilsier derfor at skjerpede krav til avløpsrensing bør vurderes opp mot alternative tiltak, der både kostnader og nytte ved ulike tiltak ses i sammenheng med lokale miljøforhold.

Forord

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra KS for å vurdere nytteverdien av skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv.

Rapporten er utarbeidet av Oslo Economics i samarbeid med Norsk Institutt for Naturforskning (NIVA) og Akvaplan-niva. Ansvarlig partner for oppdraget er Guro Landsend Henriksen.

Vi takker KS for et interessant oppdrag om viktig tema. Våre kontaktpersoner for oppdraget har vært prosjektleder og spesialrådgiver Johanne Marie Olaussen og rådgiver Torkel Sterner fra KS, og fagleder for avløpsrensing Elisabeth Lyngstad fra Norsk Vann. Vi takker dere for godt samarbeid og for nyttige kommentarer til et tidligere utkast av rapporten.

Mai 2026

Guro Landsend Henriksen

Ansvarlig partner

Oslo Economics

Begrepsliste

Begrep	Forklaring
Biomasse	Den samlede massen av levende organismer i et område eller volumenheter, for eksempel biomassen av plankton eller vannplanter i en innsjø.
BOF	Biologisk oksygenforbruk; mål på mengden oksygen som forbrukes ved biologisk nedbrytning av organisk stoff, vanligvis målt over 5 døgn (BOF ₅).
Bunnvann	Den nederste delen av vannsøylen i innsjøer, fjorder eller hav, ofte med langsom vannutskifting og begrenset oksygentilførsel.
Cyanobakterier	Fotosyntetiserende bakterier (tidligere kalt blågrønnalger) som kan danne oppblomstringer og i noen tilfeller produsere giftstoffer.
DO-data	Data for oksygen i bunnvannet.
Effektiv dybde	Den delen av vannsøylen som er aktiv for biologiske og kjemiske prosesser, ofte knyttet til lys- og oksygenforhold.
Eutrofiering	Økning i næringstilførsel (særlig fosfor og nitrogen) til vannforekomster som fører til økt plante- og algeproduksjon, med risiko for oksygensvikt og redusert økologisk tilstand.
Innsjøvann	Stillestående ferskvannforekomster som innsjøer og tjern, klassifisert som egen vannkategori.
Klorofyll a	Pigment som brukes i fotosyntesen hos alger og planter; brukes som indikator på mengden planteplankton i vann.
Kystvann	Overflatevann i kystsonen, inkludert fjorder og marine områder nær land, definert som egen vannkategori i vannforskriften.
Lysere algecelle	Algecelle med lavere pigmentkonsentrasjon, ofte forbundet med mindre klorofyllinnhold eller næringsbegrensning.
Makroalger	Flercellede alger som er synlige for det blotte øye, ofte kalt tang og tare, og som vokser fastsittende i kystsonen.
Makrofytter	Samlebegrep for større, synlige vannplanter i ferskvann og kystområder, både nedsenkede, flytende og emergente planter.
NEQR-verdi	Normalized Ecological Quality Ratio; en skalert verdi mellom 0 og 1 som angir økologisk tilstand i forhold til referansetilstand etter vannforskriften.
Nitrifikasjon	Biologisk prosess der ammonium oksideres til nitritt og videre til nitrat under oksygenrike forhold.
Næringsstofftilførsel	Tilførsel av næringsstoffer, hovedsakelig fosfor og nitrogen, til en vannforekomst fra diffuse eller punktvis kilder.
Oksygensvikt	Tilstand der konsentrasjonen av oppløst oksygen i vannet er svært lav eller fraværende, noe som kan føre til stress eller død for akvatiske organismer.
Opportunistiske arter	Arter som raskt utnytter forstyrrede eller næringsrike miljøer, ofte med rask vekst og høy formeringssevne, og som kan indikere forurensning eller økologisk ubalanse.

Organisk belastning	Tilførsel av organisk materiale til en vannforekomst, som ved nedbrytning forbruker oksygen og kan føre til oksygensvikt.
Organisk belastning	Tilførsel av biologisk nedbrytbart materiale som medfører oksygenforbruk i vannforekomsten.
Organisk stoff	Kjemiske forbindelser som hovedsakelig inneholder karbon og som stammer fra levende eller dødt biologisk materiale.
Partikulært stoff	Faste, små partikler suspendert i vann, som organisk materiale, mineralpartikler eller slam.
Personekvivalenter (pe)	Enhet som uttrykker belastning fra avløpsvann basert på organisk stoff tilsvarende ett menneskes gjennomsnittlige bidrag.
Planteplankton	Mikroskopiske, fotosyntetiserende organismer (alger og cyanobakterier) som lever fritt i vannmassene og utgjør grunnlaget for den akvatiske næringskjeden.
Risiko for eutrofiering	Sannsynligheten for at næringsstofftilførsel fører til overgjødning, algevekst og oksygensvikt i en vannforekomst.
Slam	Sedimentert materiale fra avløpsvann eller naturlige partikler som har falt til bunns, ofte rikt på organisk stoff og næringsstoffer.
TOF	Totalt organisk forbruk; mål på totalt oksygenbehov for nedbrytning av alt organisk stoff (ofte brukt tilsvarende KOF).
Tålegrense	Den maksimale belastningen (for eksempel av næringsstoffer eller organisk materiale) en vannforekomst kan tåle uten at økologisk tilstand forringes.
Vannforekomst	Avgrenset og definert forekomst av overflatevann eller grunnvann som brukes som forvaltningsenhet i vannforskriften.
Vannplanter	Karplanter som er tilpasset å leve helt eller delvis i vann (ferskvann eller sjø), ofte omtalt som makrofyter.
Økologisk tilstand	Samlet vurdering av strukturen og funksjonen i et akvatisk økosystem, klassifisert fra svært god til dårlig etter vannforskriften.

1. Bakgrunn, mandat og metode

På oppdrag for KS har Oslo Economics og NIVA vurdert hvilke samfunnsøkonomiske nytteverdier som kan oppstå som følge av skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv. Analysen bygger på modellering av eutrofiering og vannmiljø, litteraturgjennomgang og en strukturert samfunnsøkonomisk tilnærming til vurdering av miljøvirkninger.

1.1 Bakgrunn for oppdraget

EUs avløpsdirektiv fra 1991 regulerer utslipp av kommunalt avløpsvann i tettbebyggelser, og har som formål å redusere utslipp av organisk materiale og næringssalter som kan føre til eutrofiering i vannforekomster (Lovdata Europalov, 2024). Den 26. oktober 2022 la Europakommisjonen fram et forslag om revidert avløpsdirektiv, som trådte i kraft i EU i januar 2025. Det reviderte avløpsdirektivet har som formål å beskytte menneskene og økosystemet fra de «gjenværende kildene til utilstrekkelig rensed avløpsvann», samt gi mer forutsigbare rammeverk og bedre styring av avløpssektoren (Miljødirektoratet, 2024).

I desember 2025 uttalte regjeringen at de vil gjennomføre revidert avløpsdirektiv i Norge (Regjeringen, 2024). Saken vil legges frem for Stortinget for å be om samtykke om å innlemme direktivet i EØS-avtalen (Regjeringen, 2024). Det reviderte avløpsdirektivet vil føre til at flere norske tettbebyggelser vil omfattes av kravene til direktivet, og at flere tettbebyggelser vil få skjerpede rensekrav (Lovdata Europalov, 2024).

Revidert direktiv vedtatt av EU innebærer skjerpede rensekrav sammenlignet med direktivet fra 1991. I forbindelse med dette, har EU gjennomført en konsekvensvurdering av å implementere det reviderte direktivet. Nytttevurderingen i EU-studien gjelder samlet sett for alle rensemetodene og nyttevirkningene er sammenlignet med de samlede kostnadene for investeringer og drift av anleggene.

Studien som konsekvensutredningen baserer seg på benytter data fra 2004 og undersøker effekter av rensing for én enkelt region i Spania. Videre er det i liten grad tatt hensyn til hvordan vannforekomstene brukes. Hvorvidt vannforekomsten benyttes til næringsvirksomhet og/eller rekreasjon kan ha stor betydning for

verdien av rensing. Andre kilder til utslipp kan også påvirke hvorvidt marginalnytt fra avløpsrensing er av betydning. Dette er forhold som vil variere på tvers av vannforekomster og områder, og som dermed reduserer relevansen av å overføre ett gjennomsnittestimat til alle norske områder. Det er usikkerheter knyttet til om dataen gjenspeiler dagens nytteverdier og lar seg overføre til hele Europa, inkludert Norge. Det er også flere forhold ved Norge skiller oss fra andre EU-medlemsland, som klima, topografi og hydrologiske forhold. Dette bidrar også til å svekke overføringsverdien av EU-estimatene.

1.2 Mandat

Oslo Economics og NIVA har på oppdrag for KS gjennomført en utredning av nytteverdien av skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv. Formålet med oppdraget har vært å vurdere hvilke samfunnsøkonomiske gevinster som kan oppnås gjennom økt rensing, jf. skjerpede krav i revidert avløpsdirektiv, og hvordan disse varierer mellom ulike typer vannforekomster. Norge har ca. 34 000 vannforekomster der hoveddelen er knyttet til elver (ca. 70%), men også en uvanlig finmasket inndeling av våre kystvann i ca. 2300 kystvannforekomster. Denne administrative inndelingen er funnet nødvendig fordi de har særkarakteristikk (spesifiserte vanntyper) som trenger differensierte miljømål.

Ut fra et vannøkologisk perspektiv har hovedfokuset i denne studien ligget på å hindre overgjødning av vannforekomstene, da dette er hovedformålene med de skjerpede sekundær- og tertiærrensekravene i direktivet. Samlet effekt på den enkelte vannforekomsts økologiske tilstand av tiltak rettet mot overgjødning er i denne studien imidlertid kun vurdert på generelt grunnlag i noen utvalgte vannforekomster da det er mange andre tilleggsfaktorer som også påvirker denne og må sees mer grundig på i hvert enkelt tilfelle.

Vi bruker funnene fra modellen til å vurdere nyttevirkninger av skjerpede rensekrav ved rensanlegg i ulike vannforekomster. Dette inkluderer nyttevirkningen av redusert eutrofiering og forbedret økologisk tilstand, der skjerpede rensekrav kan bidra til dette. Kravene til rensing avhenger både av størrelsen på tettbebyggelsen, og tilstand og tåleevnen til vannforekomsten. I tillegg vil effekten av økt rensing avhenge av type vannforekomst, hvor følsom vannforekomsten er og hvordan denne benyttes. Alle disse faktorene vil

være avgjørende for om og i hvilken grad nyttevirkningene utløses.

Vi anvender dette rammeverket på en rekke ulike caseområder, fordi vannforekomstene vil være forskjellige langs forholdene som er avgjørende for utløsingen av nytteverdiene. Vi bruker funnene fra modellen til NIVA for å identifisere disse caseområdene. En slik tilnærming innebærer at vi differensierer vurderingen av nyttevirkinger med hensyn til type vannforekomst og hvor følsom vannforekomsten er, samt hvordan vannforekomsten brukes i dag.

Avslutningsvis gjør vi en samlet vurdering basert på funnene fra casene, der vi gjør en grov beregning av hva som er samlet og gjennomsnittlig nytteverdi av de skjerpede kravene, for hhv. vannforekomster som er like langs forholdene som har noe å si for å utløse nytteverdien. Resultatene fra denne analysen er et spenn i nytteverdi gitt disse faktorene.

1.3 Metode og informasjonsgrunnlag

Arbeidet med prosjektet er gjennomført i perioden januar til april 2026, og har bestått av en litteraturgjennomgang, utvikling av en eutrofimodell, samfunnsøkonomisk vurdering av nyttevirkinger, og casestudie.

Litteraturgjennomgang

En sentral informasjonskilde i prosjektet har vært gjennomgang av litteratur, inkludert EU-kommisjonens konsekvensvurdering og underlagene til vurderingen av nytteestimatene i denne.

Dokumentgjennomgangen har gitt innsikt i hvilken grad estimatene i EU-kommisjonens konsekvensvurdering er overførbare til norske forhold. Dette innebærer både en vurdering av selve estimatenes overførbarhet og en gjennomgang av hvordan norske forhold skiller seg fra øvrige europeiske land. Formålet med denne delen har vært å belyse mulige svakheter ved overføringen av estimatene fra konsekvensutredningen til norske forhold. Vurderingen vår er at det er behov for en mer detaljert utredning av nytteverdien ved skjerpede utslippskrav i det reviderte avløpsdirektivet, basert på forutsetninger og forhold som er tilpasset norske forhold.

Se fullstendig referanseliste på slutten av rapporten.

Eutrofimodellen

Eutrofimodellen er utviklet for å gi en forenklet, helhetlig vurdering av hvordan tilførsler av

oksygenforbrukende stoffer fra avløp og andre kilder påvirker oksygenforholdene i norske vannforekomster. Modellen kobler næringsstoff- og organisk belastning til risiko for eutrofiering og oksygensvikt, med særlig vekt på vannforekomstens tåleevne, vannutskifting og dybdeforhold. Resultatene brukes som beslutningsstøtte for å vurdere hvor og i hvilken grad skjerpede renskrav kan gi forbedret miljøtilstand og utløse nytteverdier.

Vannfaglige vurderinger

Siden det for de aller fleste norske kystvannforekomster mangler tilstrekkelig data til å gjøre en faglig vurdering av om det er behov for å redusere tilførslene for å hindre overgjødning, har NIVA i forbindelse med denne studien satt opp en forenklet matrise for å vurdere risikoen for at den enkelte vannforekomst er overgjødning (eutrof) og videre utviklet en modell som simulerer effekten tilførslene har på oksygenivået i bunnen av vannforekomstene der de også er mest sårbare for overgjødning. Risikomatriksen blir brukt til å vurdere om det er behov for å redusere tilførslene av oksygenforbrukende stoffer til den enkelte vannforekomst, mens modellen blir brukt mer spesifikt til å vurdere effekten av å iverksette sekundær- og tertiærrenskravene i det reviderte direktivet.

Siden modellen inkluderer de aller fleste større tilførselskildene av stoffer som kan føre til oksygenforbruk i vannforekomstene, kan modellen brukes til å vurdere betydningen av bidragene fra kommunalt avløp opp mot bidragene fra andre kilder og til å vurdere effekten på oksygenivået i bunnvannet av å redusere/endre tilførslene til hver vannforekomst fra hver enkelt kilde.

Samfunnsøkonomisk analyse

I tråd med kravene til samfunnsøkonomiske analyser fra Finansdepartementets rundskriv R-109/2021, beskriver vi hvilke nyttevirkinger skjerpede utslippskrav forventes å ha, hvem og hvilke områder som blir berørt, og hvordan disse blir berørt, for hvert caseområde.

Vi benytter oss av økosystemtilnærmingen når vi identifiserer og verdsetter nyttevirkinger av utslippsreduksjon gjennom skjerpede renskrav. Dette innebærer å vurdere naturen og økosystemene ut fra de goder, tjenester eller produkter som det gir oss mennesker. Økosystemtjenestetilnærmingen er i denne sammenheng ment å identifisere hvilke tjenester fra vannøkosystem som kan bli bedre (kvalitativt) eller økes (kvantitativt) i casene vi foreslår å undersøke. For å vurdere virkningene utslippsreduksjon har på naturen, miljøet eller

Økosystemtjenestene vil vi ta utgangspunkt i begrepet «total samfunnsøkonomisk verdi». Vi bruker verdimatrisemetoden, jf. DFØ-veilederen, når vi vurderer samfunnsøkonomisk verdi.

I dette oppdraget vurderer vi kun nyttevirkningene av økt rensning og vurderer ikke kostandene forbundet med dette. Vi kan dermed ikke konkludere om skjerpede renskrav er lønnsomt eller ikke. For å foreta en slik beslutning må det gjennomføres en nærmere utredning av kostnadene forbundet med de økte renskravene i revidert avløpsdirektiv som sammenstilles med nyttevirkningene.

Casestudier

For å belyse hvordan nytteverdien av skjerpede utslippskrav varierer mellom ulike typer vannforekomster, gjennomfører vi en analyse basert på et utvalg casestudier. Casene er valgt ut for å illustrere sentrale kombinasjoner av vannforekomsttype, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering, betydningen av kommunalt avløp som utslippskilde og hvordan vannforekomstene brukes.

Utvalget av caser er basert på en systematisk kategorisering av vannforekomster i ulike risikogrupper, som bygger på resultatene fra eutrofimodellen. Casestudiene dekker både kystvanns- og innsjøvannforekomster, vannforekomster med god, moderat og dårlig økologisk tilstand, samt situasjoner der avløp enten utgjør en vesentlig del av belastningen eller der andre kilder dominerer.

Følgende caseeksempler analyseres nærmere:

- Bergsvågen
- Nordfjordeid
- Sørfjorden indre del
- Trondheimsfjorden - Levanger
- Bømlafjorden
- Mjøsa
- Krøderen

For hver case vurderer vi i hvilken grad skjerpede renskrav kan forventes å gi endringer i oksygenforhold og økologisk tilstand, og hvordan slike endringer kan utløse samfunnsøkonomiske nyttevirkninger.

1.4 Avgrensninger

EUs reviderte avløpsdirektiv omhandler nær sagt alle aspekter ved håndtering av kommunalt avløpsvann, fra transporten fram til rensanleggene, vann- og slambehandlingen på rensanleggene og miljøbelastningen disse har i et bredt perspektiv. Reduksjon av overgjødning (eutrofiering) er kun ett av mange miljømål. Det er blant annet også uttalte, mer eller mindre presiserte, mål om energinøytralitet, reduksjon av klimagassutslipp (til tross for strengere utslippskrav), spredning av miljøgifter, mikroplast og antibiotikaresistens og gjenvinning av ressurser (energi, fosfor og nitrogen) for å bidra til en mer bærekraftig og sirkulær sektor. I en begrenset studie som denne har det ikke vært mulig å inkludere alle disse aspektene, så med unntak av betydningen av eutrofiering er de øvrige aspektene kun omtalt overfladisk der disse har vært relevante i de utvalgte casene.

1.5 Rapportstruktur

Denne rapporten inkluderer seks kapitler, og er bygget opp på følgende måte:

Kapittel 2 gir en gjennomgang av EUs avløpsdirektiv, herunder gjeldende krav, endringer i det reviderte direktivet og relevante vurderinger fra EU-kommisjonens konsekvensutredning.

Kapittel 3 presenterer eutrofimodellen, inkludert modellens oppbygning, forutsetninger og begrensninger.

Kapittel 4 redegjør for den samfunnsøkonomiske metoden som benyttes for å identifisere, vurdere og sammenstille nyttevirkninger av skjerpede utslippskrav.

Kapittel 5 analyserer nytteverdien av økt rensing gjennom en gjennomgang av utvalgte case, og viser hvordan nytteverdiene varierer mellom ulike typer vannforekomster.

Kapittel 6 sammenfatter hovedfunnene i analysen og gir en samlet vurdering av nytteverdien av skjerpede utslippskrav, inkludert en drøfting opp mot EUs konsekvensvurdering.

2. Regelverk for avløpsrensing

Revidert avløpsdirektiv innebærer skjerpede krav til rensing av avløpsvann og utvidet virkeområde sammenlignet med dagens regelverk. Endringene får betydning for hvilke tettbebyggelser som omfattes av renskravene, og for hvilken rensesgrad som kreves, særlig i norske kyst- og fjordområder. EU-kommisjonens konsekvensvurdering gir et overordnet bilde av forventede virkninger, men de tallfestede nyttevirkningene har begrenset overførbarhet til norske forhold.

2.1 EUs avløpsdirektiv fra 1991

EUs avløpsdirektiv fra 1991 setter minstekrav som Norge må oppfylle om regulering av utslipp av kommunalt avløpsvann i tettbebyggelser. Direktivet har som formål å redusere utslipp av organisk materiale og næringssalter som kan føre til eutrofiering i vannforekomster. Regelverket tredde i kraft 1.1.2007 i Norge gjennom forurensningsforskriften (Lovdata Europalov, 2024) (se nærmere omtale i kapittel 2.2).

Forskjellene mellom de ulike kravene i EU-direktivet fra 1991 og Forurensningsforskriften er sammenstilt i Figur 2-1. Både EU-direktivet og forurensningsforskriften innebærer at kravet til rensing avhenger av størrelse på tettbebyggelse, i tillegg til sårbarheten til vannforekomsten. Se beskrivelsen i Tekstboks 1 av de ulike rensetrinnene og hvilke rensesprosesser de kan omfatte.

I EU-direktivet gjelder minstekravet om sekundærrensing for tettbebyggelser med en organisk belastning tilsvarende større eller lik 2 000 personekvivalenter (pe) til ferskvann og større eller lik 10 000 pe til sjø.

For tettbebyggelser over 10 000 pe, stiller direktivet krav til tertiærrensing i områder som er sårbare for utslipp av fosfor og/eller nitrogen (Directive (EU) 2024/3019, 2024).

Videre åpner regelverket for at land kan definere områder som mindre følsomme etter kriterier gitt i direktivet. Anlegg med utslipp til et mindre følsomt område, har mulighet til å søke om unntak fra kravet til sekundærrensing. Anlegget må som et minimum oppfylle krav til primærrensing og grundige undersøkelser må dokumentere at

Tekstboks 1: Rensetrinnene beskrevet i avløpsdirektivet og revidert avløpsdirektiv

Dagens direktiv stiller krav til tre ulike rensesteg avhengig av antall personekvivalenter, og vannforekomstens følsomhet: primærrensing, sekundærrensing og tertiærrensing. I tillegg innfører det reviderte direktivet et fjerde steg – kvartærrensing. Under følger en forklaring av de ulike nivåene:

1. **Primærrensing:** Den enkleste formen for rensing er mekanisk rensing, som fjerner partikulært materiale og avfall som har kommet inn i systemet. Mekaniske rensesprosesser skjer for eksempel ved siling eller slamavskilling
2. **Sekundærrensing:** Biologiske og/eller kjemiske metoder for å bryte ned eller holde tilbake mer partikulært og vannløselig organisk materiale.
3. **Tertiærrensing:** Fosfor- og nitrogenfjerning for å hindre eutrofiering
4. **Kvartærrensing** (kun i revidert direktiv): Rensing av mikroforurensning som mikroplast, legemiddelrester og miljøgifter

Kilde: (Regjeringen, 2025)

utslippet ikke vil ha en negativ effekt på vannforekomsten.

Anlegg som ligger i områder som ikke er omfattet av virkeområdet til avløpsdirektivet er regulert etter nasjonale regler.

2.2 Forurensningsforskriften

Minimumskravene til avløpsrensing er gitt i forurensningsforskriften del 4. Kravene avhenger av om tettbebyggelsen anlegget ligger i er omfattet av avløpsdirektivet (regulert etter kap. 14) eller kun nasjonale krav (regulert etter kap. 13), samt området som utslippet går til (beskrevet i kap. 11).

Norge er i dag delt inn i tre områder: mindre følsomt område, normalt område, og følsomt område (se Figur 2-5):

- **Mindre følsomme områder:** Kystfarvann og elvemunninger fra Lindesnes til Grense Jakobselv som ikke er klassifisert som følsomme.
- **Normale områder:** Ferskvannsføremkomster i Norge som ikke er klassifisert som følsomme.

Figur 2-1: Sammenstilling av rensekrav i EU direktivet fra 1991 og forurensingsforskriften

		EU direktivet 1991			Forurensingsforskriften		
Følsomhet i vannforekomst		Mindre følsomt	Normalt	Følsomt	Mindre følsomt	Normalt	Følsomt
Tettbebyggelse	≥ 10 000 pe	Sekundærrensing – kan søke om primærrensing	Sekundærrensing	Sekundærrensing + Tertiærrensing (P og/eller N)	Sekundærrensing – kan søke om primærrensing	Fosforfjerning + Sekundærrensing	Fosforfjerning + Sekundærrensing + Nitrogenfjerning (kun noen områder)
	≥ 10 000 pe sjø ≥ 2 000 pe ferskvann		Sekundærrensing			Fosforfjerning + Sekundærrensing	
Kap 13*		Nasjonalt regelverk			Tilpasset rensing – enkel mekanisk	Fosforfjerning	

* Anlegg som ligger i områder som ikke er omfattet av virkeområdet til avløpsdirektivet er regulert etter nasjonale regler.

- **Følsomme områder:** Kyststrekningen Svenskegrensen-Lindesnes med tilhørende nedbørfelt og Grimstadjordområdet (Nordåsvannet, Grimstadjorden, Mathopen og Dolviken).

Minimumskravet for anlegg omfattet av avløpsdirektivet er sekundærrensing. Anlegg i mindre følsomt område har mulighet til å søke om primærrensing. Alle anlegg i normalt og følsomt område, har i tillegg krav om 90 prosent reduksjon av fosfor (fosforfjerning). Dette er vesentlig strengere enn krav til fosfor i tertiærrensingskravet i gjeldende avløpsdirektiv – både når det gjelder hvilke anlegg som får kravet og hvor mye fosfor som må fjernes. (I avløpsdirektivet gjelder krav til tertiærrensing først for tettbebyggelser fra 10 000 pe som har utslipp til sårbare områder og kravet er da minst 80 prosent reduksjon).

Anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til et område som er sårbart for nitrogen har i tillegg krav til nitrogenfjerning. Oslofjorden kom i 2023 på listen over område som er sårbart for nitrogen og dette har utløst krav om nitrogenfjerning for mange anlegg.

For anlegg i mindre tettbebyggelser som er regulert av nasjonalt regelverk, er minimumskravet 90 prosent reduksjon av fosfor for alle anlegg i normalt eller følsomt område. For anlegg i mindre følsomt område er minimumskravet at de ikke skal forsøple sjø og sjøbunn, og minst etterkomme krav om 20 prosent reduksjon av suspendert stoff (SS). Dette oppnås ved enkel mekanisk rensing.

(Tabell 7-2 i Vedlegg A viser rensekrav i direktivet fra 1991 og forurensningsforskriften)

2.3 Revidert avløpsdirektiv

Det reviderte avløpsdirektivet har som formål å beskytte mennesker og økosystemer fra de gjenværende kildene til utilstrekkelig rensede avløpsvann, og å gi et forutsigbart rammeverk, bedre gjennomsliktighet og styring av avløpssektoren (Miljødirektoratet, 2024). Videre skal

revisjonen av direktivet bidra til å nå målene i den grønne given, oppnå klimanøytralitet i 2050, nullforurensing i 2050, overgang til sirkulær økonomi og gjenoppretting av biologisk mangfold. Direktivet skal også støtte arbeidet med bedre folkehelse og FNs bærekraftsmål 6 om å «sikre bærekraftig vannforvaltning og tilgang til vann og gode sanitærforhold» (Miljødirektoratet, 2024).

I praksis innebærer det reviderte direktivet at flere tettbebyggelser vil omfattes av kravene og at flere tettbebyggelser får skjerpede krav sammenlignet med i dag (Lovdata Europalov, 2024; Norsk Vann, 2024a). Dette innebærer blant annet forventninger om flere renseslag enn det som er på plass i dag for en rekke tettbebyggelser, og fjerning av muligheten til å søke om primærrensing eller unntak fra kravet om sekundærrensing i mindre følsomme områder.

Revidert direktiv introduserer også et fjerde renseslag, kvartærrensing, for reduksjon av mikroforurensninger. Dette er et eget renseslag hvor det benyttes aktivt kull eller ozon hvor formålet er å redusere mengden mikroforurensninger med 80 prosent. Endringen i EU direktivet og implikasjonene det vil ha for forurensingsforskriften er illustrert i Figur 2-2.

Oppsummert vil det reviderte direktivet innebære følgende endringer for tettbebyggelser rundt kravene om sekundærrensing, tertiærrensing og kvartærrensing (Directive (EU) 2024/3019) (Norsk Vann, 2024b):

- Sekundærrensing for mindre tettbebyggelser med utslipp fra 1 000 pe uavhengig av vannforekomst.
- Sekundærrensing for anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til det som nå er definert som «mindre følsomt område» med innvilget primærrensing (mindre følsomt område vil ikke være et begrep i det reviderte direktivet).
- Tertiærrensing og kvartærrensing for anlegg i tettbebyggelser med utslipp til følsomt

Figur 2-2: Endrede renskrav i det reviderte EU direktivet

		Revidert EU direktiv		
Følsomhet i vannforekomst		Mindre følsomt	Normalt	Følsomt
Tettbebyggelse	Anlegg \geq 150 000 pe		Alle renskrav	
	\geq 10 000 pe	Sekundærrensing – kan søke om primærrensing	Sekundærrensing	Tertiærrensing (N og P) + kvartærrensing
	\geq 1 000 pe		Sekundærrensing	
		Nasjonalt regelverk		

- område for eutrofiering fra 10 000 pe og anlegg fra 10 000 pe i nedbørsfelt i disse områdene.
- Alle renskrav for anlegg fra 150 000 pe.

Tabell 7-3 i Vedlegg A viser renskrav i revidert avløpsdirektiv.

Det reviderte avløpsdirektivet ble endelig vedtatt i EU 27.11.2024, og trådte i kraft i EU 01.01.2025 (Directive (EU) 2024/3019).

Regjeringen gikk ut med pressemelding 19.12.25 hvor de skrev at de ønsker å gjennomføre revidert avløpsdirektiv i Norge, og vil legge saken frem for Stortinget for å be om samtykke til å innlemme direktivet i EØS-avtalen. Først må direktivet gjennom en EØS-prosess, hvor EØS/EFTA-landene forhandler med EU om eventuelle tilpasninger før direktivet tas inn i EØS-avtalen (Norsk Vann, 2024c). Deretter må det gjøres gjeldende i norsk rett og det er først når dette er gjort at reglene gjelder i Norge. Det vil derfor fortsatt ta noen år før det reviderte direktivet trer i kraft i Norge.

2.4 Utfordringer ved implementering av revidert avløpsdirektiv i Norge

Revidert avløpsdirektiv regulerer utslipp fra alle tettbebyggelser fra 1000 pe. I dagens regelverk gjelder avløpsdirektivet tettbebyggelser fra 2 000 pe med utslipp til ferskvann og fra 10 000 pe med utslipp til sjø. Justeringen av grensen betyr at ca. 295 tettbebyggelser, som i dag er regulert av nasjonalt regelverk, vil bli omfattet av direktivets minimumskrav som er sekundærrensing (Regjeringen, 2024).

Som beskrevet i kapittel 2.2 er dagens nasjonale minimumskrav for anlegg i disse 295 tettbebyggelsene 90 prosent reduksjon av fosfor i normalt og følsomt område, og reduksjon av søppel og partikler i mindre følsomt område. Det betyr at det i disse tettbebyggelsene er mange rene kjemiske og mange enkle mekaniske anlegg.

For å klare sekundærrensingskravet, som innebærer en reduksjon av mengden BOF på 70-90 prosent, må man normalt ha et biologisk anlegg. De rene kjemiske rensanleggene fjerner også mye organisk stoff, men de klarer normalt ikke å fjerne nok av det som foreligger i løst form til at de klarer å overholde sekundærrensingskravet.

Noen av de små anleggene har i dag også et biologisk rensetrinn og krav til reduksjon av organisk stoff, men da som et tillegg til kjemisk reduksjon av fosfor, hvis utslippet går til en veldig følsom vannforekomst.

En beskrivelse av vanlige rensprosesser og hva de fjerner er beskrevet i Vedlegg A.

Dersom man kun skal følge minimumskravene i revidert direktiv, betyr dette at for anleggene i normalt og følsomt område, så vil kravet til 90 prosent reduksjon av fosfor erstattes av et generelt krav om sekundærrensing. Krav til fosforfjerning (tertiærrensing) utløses først for tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til sårbart område. En slik praktisering vil innebære en betydelig svekkelse av fosforrensingskravene for mange norske anlegg. Dette kan føre til økt næringsstoffbelastning og forverret økologisk tilstand i en rekke norske vannforekomster, og dermed motvirke måloppnåelsen etter vannforskriften.

Årsaken til at Norge har et strengt fosforkrav er at mange norske ferskvannforekomster er fosforbegrenset, det vil si at tilgang på fosfor er det som begrenser algevekst. Fosfor har derfor blitt ansett som den viktigste parameteren å redusere, og er årsaken til at Norge tradisjonelt har bygget mange anlegg med kjemisk rensing.

I tillegg er det mange større anlegg med utslipp til mindre følsomt område, som har benyttet seg av muligheten til å søke om, og fått innvilget, primærrensingskrav. Primærrensingskravet kan oppnås med mekaniske silanlegg. Revidert direktiv åpner ikke lenger for å søke om primærrensing, og det

betyr at også disse anleggene må bygges om til biologiske sekundærrenseanlegg.

Utslipet i det som i dag er definert som mindre følsomt område, går til fjord- og havområder. Havområder er langt mindre sensitive for utslipp enn andre vannforekomster som elver og innsjøer. Saltvannet har naturlige biocidiale egenskaper som renser og fortynner avløpsvannet. Atlanterhavet er i tillegg en mer næringsfattig vannforekomst sammenlignet med andre europeiske vannforekomster, noe som gjør at det er mindre sensitivt for eutrofiering (Tiwari, et al., 2025). Investeringskostnadene knyttet til oppgradering til sekundærrensing vil potensielt være store sammenlignet med nyttevirkningene som medfølger, spesielt for mindre anlegg med små utslipp.

I tillegg er forholdene i Norge slik at biologisk rensing er mer krevende på grunn av kaldt klima. Kaldt klima reduserer effektiviteten i rensesprosessen, herunder av redusert mikrobiell aktivitet, reduksjon i den mikrobielle populasjonen og svikt i nitrifikasjonsprosessen (Prajapati, 2025). Dette betyr at anleggene må bygges større slik at oppholdstiden blir lengere, og det må tilsettes større innsatsfaktorer (strøm og ekstern karbonkilde) for å oppnå samme renskrav sammenlignet med områder med høyere temperatur på avløpsvannet. Nytteeffektene

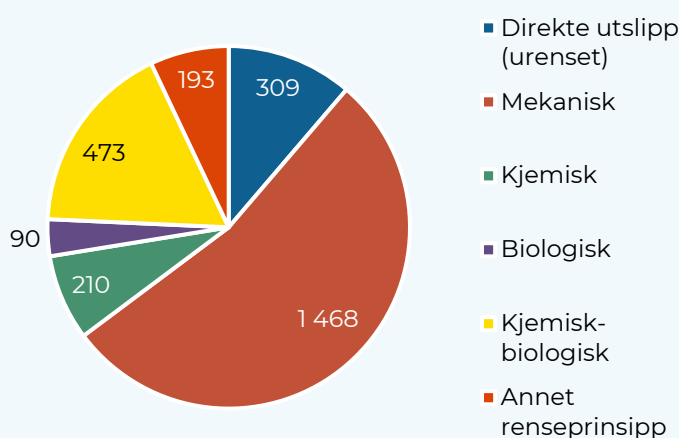
tilknyttet oppgraderinger til rensesgraden vil dermed reduseres som følge av det kalde klimaet i Norge.

2.4.1 Kommunale avløpsanlegg etter rensesprinsipp

Figur 2-3 viser antall og andel kommunale rensesanlegg på minst 50 pe, fordelt på rensesprinsipp. Her ser vi at over halvparten av avløpsanleggene har mekanisk rensing i dag, tilsvarende nesten 1 500 avløpsanlegg. I tillegg er det 309 anlegg (11 prosent) som har direkte utslipp som er urensset, mens det er 473 avløpsanlegg (17 prosent), som har kjemisk-biologisk rensing.

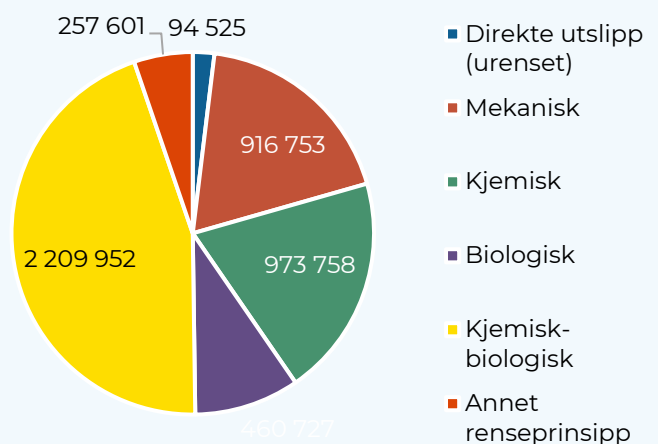
Dersom man ser på tilknyttede innbyggere til ulike avløpsanlegg, blir bildet mer nyansert. Figur 2-4 viser at nesten halvparten av innbyggere tilknyttet et kommunalt avløpsanlegg på minst 50 pe, er tilknyttet et anlegg med kjemisk-biologisk rensing, tilsvarende 2,2 millioner innbyggere. Dersom man også inkluderer anlegg med enten kjemisk eller biologisk rensing, er andelen tilknyttede innbyggere til disse anleggene omtrent 75 prosent. Samtidig er det i underkant av 920 000 innbyggere (19 prosent) tilknyttet et mekanisk anlegg. Omtrent 94 000 innbyggere (2 prosent) er tilknyttet et anlegg med direkte utslipp og her må det uansett gjøres tiltak for å få et lovlig utslipp.

Figur 2-3: Kommunale avløpsanlegg på minst 50 pe etter rensesprinsipp (2024)



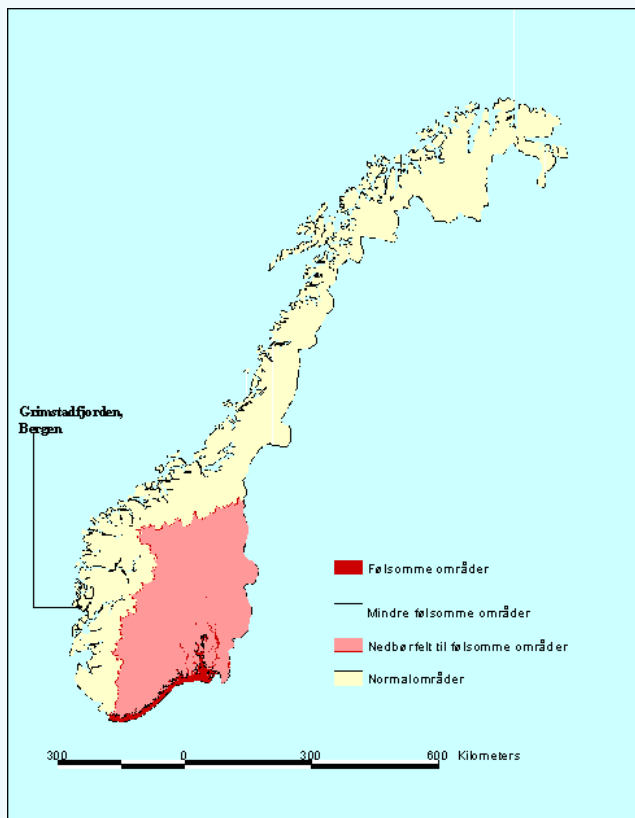
Kilde: SSB tabell 05251

Figur 2-4: Innbyggere tilknyttet kommunale avløpsanlegg på minst 50 pe etter rensesprinsipp (2024)



Kilde: SSB tabell 05273

Figur 2-5: Kart over følsomme og mindre følsomme områder, definert i forurensingsforskriften



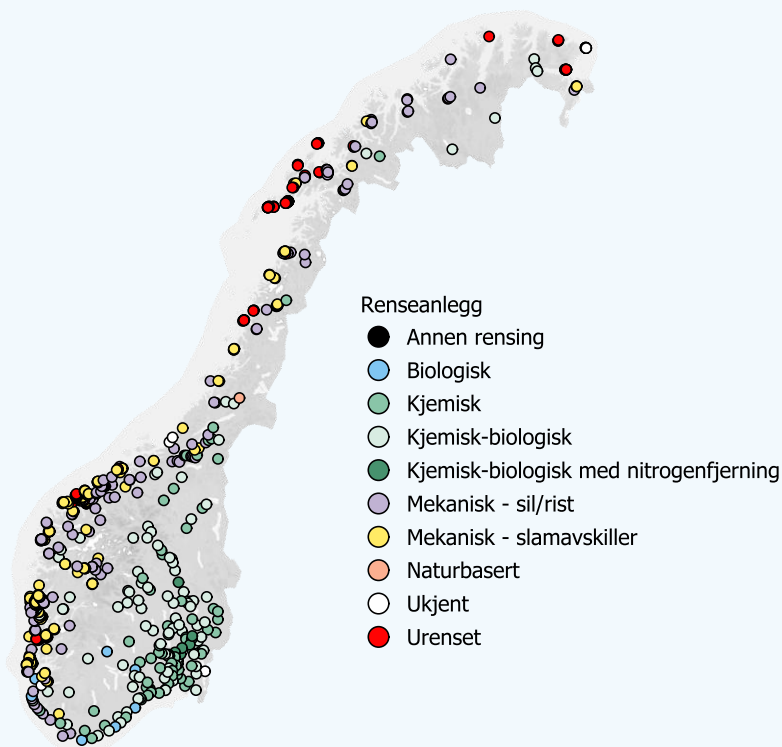
Kilde: (Lovdata, 2004)

Dette viser at selv om det er et stort antall anlegg har mekanisk rensning og direkte utslipp (som heller ikke er lovlig etter dagens regelverk), er disse anleggene mye mindre enn anleggene med kjemisk, biologisk og kjemisk-biologisk rensing. Det vil si at de fleste innbyggerne er tilknyttet et anlegg med god rensning. Samtidig viser statistikken fra SSB basert på innrapporterte tall via KOSTRA for 2024 at kun 74 prosent av alt avløpsvann (fra ca. 3,04 mill. innbyggere) som kommer inn til de norske rensesanleggene som er underlagt dagens avløpsdirektiv tilfredsstillende dagens renskrav. For de mindre utslippene (såkalte kapittel-13-anleggene) er tilstanden enda verre, da kun 56 prosent av avløpsvannet (fra ca. 0,44 mill. innbyggere) herfra tilfredsstillende gjeldende renskrav (Berge & Ritell, 2025).

Figur 2-6 viser dagens rensprosesser ved avløpsrensanlegg i tettbebyggelser større enn 1 000 pe, som omfattes av revidert direktiv basert på definisjonen som Miljødirektoratet benytter med samlet belastning på alle rensanleggene som er tilknyttet en gitt tettbebyggelse (se nærmere omtale av det reviderte direktivet i kapittel 2.3). Figuren viser at anlegg i de mest følsomme områdene har de strengeste renskravene, og det i

¹ Flere avløpsrensanlegg med nitrogenfjerning er under bygging på grunn av situasjonen i Oslofjorden.

Figur 2-6: Rensprosesser i avløpsrensanlegg $\geq 1\ 000$ pe



Kilde: Miljødirektoratet

større grad er enkel mekanisk rensing i vannforekomstene som er mindre følsomme, i tråd med beskrivelsen av renskravene i forurensingsforskriften over, og Figur 2-5.

Av anleggene som har sekundærrensing, har størsteparten av rensanleggene kjemisk-biologisk eller kjemisk rensing. Et mindretall har kun biologisk rensing. Det er også et fåtall rensanlegg i Norge som har kjemisk-biologisk med nitrogenfjerning.¹

I mindre følsomme områder dominerer enkel mekanisk rensing, enten med sil/rist eller slamavskiller. Det er også noen rensanlegg som har kjemisk og kjemiske-biologiske rensprosesser. Det er også enkelte urensede anlegg, til tross for at dette ikke er tillatt i henhold til dagens regelverk og forurensningsforskriften. Disse befinner seg spesielt i de nordligste delene av landet.

2.5 EU-kommisjonens konsekvensvurdering

I EU-kommisjonens konsekvensvurdering av avløpsdirektivet for EU-medlemslandene legges det til grunn en gjennomsnittlig nytteverdi på 50 euro

per tonn biokjemisk oksygenforbruk (BOF) knyttet til rensing av avløpsvann. Verdsettingen er basert på en kost-nytteanalyse knyttet til rensingen av utslipp. De prissatte nyttevirkingene omfatter forbedret vannkvalitet, som inkluderer fjerning av nitrogen, fosfor og biologisk oksygenforbruk (BOF) samt betalingsvilligheten for mindre overvannshåndtering, og reduksjon i drivhusgasser og energinøytralitet. I tillegg er det identifisert en rekke ikke-prissatte nyttevirkinger, herunder (EU-Kommisjonen, 2022):

- Reduksjon av avfallsstoffer i vannforekomstene
- Bedret drikkevannskvalitet og industrivannskvalitet
- Bedre rekreasjonsverdier i vannet
- Forbedret biodiversitet
- Økt beskyttelse mot sykdom og monitorering av sykdommer i vannet
- Innovasjon på vannrenningsfeltet

Ved kvantifiseringen av nyttevirkingene, benytter forfatterne seg av en rekke skyggepriser for nitrogen, fosfor, BOF og drivhusgasser. Skyggeprisene ligger på 50 euro/tonn for BOF, 20 000 euro/tonn for nitrogen, 30 000 euro/tonn for fosfor og 100 euro/tonn CO₂ for drivhusgasser (EU-Kommisjonen, 2022).

Prisestimatene til EU-kommisjonen kan spores tilbake til rapporten fra United Nations Environment Program (2015), som bruker data fra studien til Hernández-Sancho et.al (2010).

Studien til Hernández-Sancho et.al. undersøker miljøgevinsten knyttet til avløpsrensing, ved å estimere skyggepriser for forurensingskomponenter som fjernes i renseprosessen, inkludert rensing av nitrogen (N), fosfor (P), suspendert stoff (SS), kjemisk oksygenforbruk (KOF) og biologisk oksygenforbruk (BOF). Metoden som brukes for å verdsette miljønytt av rensiltak er unngåtte kostnader. Denne metoden fanger primært opp nyttevirkinger som kan knyttes til konkrete, målbare kostnader som eller ville oppstått. Metoden fanger ikke opp hele nyttebildet, blant annet ikke-bruksverdier, rekreasjons- og opplevelsesverdier, og generelle forbedringer i økosystemtilstand uten en direkte kostnadsreferanse.

Studien benytter data fra 43 avløpsrenseanlegg i regionen Valencia i Spania, som er innhentet fra den lokale vannrensemyndigheten med data fra 2004.

Studien finner at verdien av rensingen av hver enkelt forurensingskomponent avhenger av typen vannforekomst vannet renner ut i, inkludert elv, sjø/hav, våtmark og vann til gjenbruk, og hvilke

referansepriser på vann som legges til grunn. Metoden Hernández-Sancho et al. verdsetter nyttevirkingene knyttet til fjerning fosfor og nitrogen høyest (30 000 euro/tonn P og 20 000 euro/tonn N).

Funnene viser at eutrofieringsproblemer som følger av overskudd av begge disse næringsstoffene i vannet, medfører økonomiske tap primært i form av redusert biologisk mangfold og redusert rekreasjonsverdi av vannressursene. Det er disse vurderingene som ligger i nytteanslagene som presenteres. Funnene viser også at de ulike vannforekomster vil oppleve varierende omfang av *miljøgevinster* ved mottaket av rensert vann i motsetning til forurenset vann. For eksempel vil våtmark ha betydelige miljøgevinster av å få tilført rensert vann ettersom denne naturtypen er spesielt sårbar for eutrofiering. Miljøgevinstene er imidlertid mindre når rensert vann slippes ut i havet, ettersom havet har stor evne til fortykning og spredning av vannet. Rapporten Economic Valuation of Wastewater viser at verdien kan være så lav som 5 euro per tonn ved utslipp til sjø (UNEP, 2015).

Skyggeprisene i EU-kommisjonens konsekvensvurdering er konservative, runde tall fra litteraturen som brukes uavhengig av vannforekomst og land. Kommisjonen påpeker at det finnes usikkerheter rundt modellestimatene, særlig knyttet til kostnadene. For eksempel forskjeller i lokale forhold, som kan ha en innvirkning i kostnadsbildet (EU-Kommisjonen, 2022).

2.5.1 Begrensninger ved overføring av nytteestimer fra EU-studien til norske forhold

De fleste av nyttevirkingene oppgitt i konsekvensvurderingen til EU-kommisjonen vil være relevante potensielle nyttevirkinger i en norsk kontekst. Hvor store nyttevirkingene vil være og relevansen av prisene oppgitt i konsekvensvurderingen vil imidlertid avhenge sterkt av den norske topografien. Generelle priser for utslippene uavhengig av vannforekomst, slik som oppgitt i EU-kommisjonens rapport, vil derfor være lite overførbare.

Norge har annerledes topografi enn Spania og andre EU-land for øvrig. Norges topografi defineres av spredt bosetting, mange små anlegg, lang kystlinje, lange dype fjorder og et kaldt klima om vinteren. Som vist i studien til Hernández-Sancho et al. (2010), avhenger skyggeprisene sterkt av vannforekomsten de slippes ut til. En generell skyggepris på utslipp vil derfor være lite egnet for å beregne nytten av økt rensing for Norge med tanke på vår særegne natur og bosettingsmønster.

Det er flere svakheter ved overføring av nytteestimatene fra studiet til Hernández-Sancho til norske forhold.

For det første bruker studien data fra 2004 for én enkelt region i Spania, noe som vil være et tynt og foreldet datagrunnlag for å kunne si noe om tilstanden i Norge, og resten av Europa for øvrig.

For det andre er det i liten grad tatt hensyn til hvordan vannforekomstene brukes. Hvorvidt vannforekomsten benyttes til næringsvirksomhet og/eller rekreasjon kan ha stor betydning for verdien av rensing. Andre kilder til utslipp kan også påvirke hvorvidt marginalnytt fra avløpsrensing er av betydning. Dette er forhold som vil variere på tvers av vannforekomster og områder, og som dermed reduserer relevansen av å overføre ett gjennomsnittsestimat til alle norske områder.

For det tredje er det relevant å se nytteestimatene i lys av at Norge allerede har gjennomført omfattende avløpsrensing, særlig når det gjelder fosforfjerning og rensing i normale og følsomme områder. Dette innebærer at den marginale miljøeffekten av ytterligere eller endrede rensekrav i mange tilfeller vil være begrenset.

Nytteestimatene fra EUs konsekvensvurdering tilsier en lik nytte per enhet utslippsreduksjon, mens i realiteten vil verdien avhenge av blant annet hvor mye avløpsrensing som allerede blir gjort samt hvor sårbar vannforekomsten er og dens risiko for eutrofiering.

Til slutt er det flere nytteeffekter som ikke virker å være prissatt eller forsøkt verdsatt kvalitativt. Anslagene kan dermed undervurdere nytteverdien av vannrensingen. Det er dermed usikkerheter knyttet til om dataen gjenspeiler dagens nytteverdier og lar seg overføre til Norge.

2.5.2 Tilnærming til kost-nyttevurderingen i Norden

Andre EØS/EFTA-land som Island ser lignende utfordringer ved implementeringen som finnes i Norge. Islandske organisasjoner IALA og Samorka påpeker flere utfordringer ved direktivet der kostnadene ved implementeringen i Island vil være høyere enn i andre EU-land.

Island sin geografi er ulik andre EU-medlemsland. Likt Norge, har Island en lang kystlinje, spredt bebyggelse og kaldt klima. Dette fører til bedre kvalitet på vannforekomstene sammenlignet med regioner i EU-landene. Per i dag regnes den islandske kysten som et mindre sensitivt område, og IALA og Samorka vurderer at primærrensing er en tilstrekkelig rensegrad i disse områdene. De legger videre til grunn at den mest bærekraftige

løsningen er å la den biologiske nedbrytningen skje gjennom naturlige prosesser istedenfor ved hjelp av renseanlegg. Det reviderte direktivet vil medføre strengere rensekrav for mindre sensitive områder, noe som vil føre til høye investeringskostnader og kostnader til lokalområder uten tilsvarende miljønyttevirkning, samtidig som det er lite indikasjon til at strengere rensekrav vil medføre målbare forbedringer i akvakultur i mindre sensitive områder (IALA og Samorka, 2023).

IALA og Samorka mener at sekundærrensing ikke er den beste rensemetoden for alle delene av Europa, inkludert Island, og at andre løsninger kan føre til bedre miljøeffekter. De strengere rensekravene er i tillegg mer energikrevende på grunn av det kalde klimaet i Island, noe som gir utfordringer rundt det reviderte direktivets krav om energinøytralitet.

De islandske organisasjonene påpeker at en rekke forhold ved det reviderte avløpsdirektivet bør vurderes for å tilpasse seg bedre til de ulike topografiske sammensetningene i Europa, herunder (IALA og Samorka, 2023):

- Det reviderte direktivet bør inkludere dispensasjon for «mindre sensitive områder» på lik linje med avløpsdirektivet fra 1991
- Det reviderte direktivet bør fokusere på å redusere utslipp fra urbane områder og større anlegg ettersom disse medfører den største forurensningsrisikoen
- Det reviderte direktivet bør adressere forskjellen i klima og miljø på tvers av EØS/EFTA medlemsland og nødvendigheten av strengere rensekrav for de ulike områdene. Behovet for sekundærrensing bør skilles på tvers av faktorer som anleggsstørrelse, vannforekomst og vanntemperatur

En studie gjennomført av Tiwari et al. (2025) har kartlagt deknningen av renseanlegg og rensemetoder ved ulike anleggene i de nordiske landene i forbindelse med implementering av revidert avløpsdirektiv. For Norge ble undersøkelsen gjennomført for anlegg i Rogaland fylkeskommune.

Studien peker på at Norge og Island har utfordringer med å implementere like strenge rensekrav som de øvrige nordiske landene grunnet terrengutfordringer og kaldt klima. I tillegg fremheves det at Atlanterhavet er mindre sensitivt for utslipp og fortynnet utslipp lettere sammenlignet med det Baltiske hav.

Studien peker også på at land som Sverige og Finland har behov for strengere rensekrav på grunn av sensitiviteten til elver og innsjøer, mens topografiske og klimaforhold i Norge og Island, i

tillegg til spredt befolkning fører til økte kostnader forbundet med investeringer i rurale områder (Tiwari, et al., 2025). På grunn av disse faktorene er det i tillegg vanskelig å implementere et sentralisert rensesystem. Tiwari påpeker at en «one

size fits all» løsning vil ikke fungere for alle de nordiske landene, og at man må finne tilpassede løsninger for hvert land (Universitetet i Helsinki, 2025).

3. Vurdering av muligheten for oksygensvikt i vannforekomstene

Mange innsjøer, elver og fjorder mottar i dag tilførsler av næringsstoffer og organisk materiale som stammer fra ulike menneskelige aktiviteter. Disse tilførslene kan føre til overgjødning og i verste fall oksygenmangel, særlig i dypere vannlag der vannutskiftingen er begrenset. Samtidig mangler det ofte tilstrekkelige data til å kunne vurdere hvor sårbare de enkelte vannforekomstene faktisk er.

3.1 Risikomatrix for beslutningsstøtte

Det er derfor utviklet en risikomatrix som et enkelt verktøy for å gi en samlet og oversiktlig vurdering av hvor stor risiko det er for at en vannforekomst får problemer med oksygenmangel som følge av overgjødning, og for å peke på hvor det kan være størst behov for tiltak.

Risikomatriksen er laget for å fange opp hele årsak-virkning-kjeden ved overgjødning (se Figur 3-1):

- **Tilførsler av oksygenforbrukende stoffer**, som kan komme fra avløp, landbruk og andre kilder
- **Biologisk respons**, særlig økt algevekst, som kan føre til økt oksygenforbruk når algene brytes ned
- **Oksygenforholdene i dypvannet**, der risikoen for oksygenmangel ofte er størst
- **Vannforekomstens evne til å tåle belastningen**, blant annet styrt av størrelse, dybde og hvor raskt vannet skiftes ut

Målet er ikke å beskrive alle detaljer i økosystemet, men å identifisere vannforekomster der risikoen er høy, og der ytterligere tilførsler kan gi uakseptable miljøeffekter.

Risikomatriksen bygger på tre hovedtyper informasjon:

1. **Oksygen i dypvannet** - Dette er den mest direkte indikatoren på om systemet er i ferd med å bli overbelastet. Lavt oksygennivå i dypvannet er et tydelig tegn på at vannforekomsten er under press.
2. **Biologiske indikatorer for eutrofiering (alger og vannplanter)** - Forekomst og sammensetning av planktonalger, og i grunne områder også makroalger eller vannplanter, viser hvordan økosystemet faktisk reagerer på næringstilførselene over tid.
3. **Økologisk tilstand etter vannforskriften** - Denne gir en helhetlig vurdering av tilstanden i vannforekomsten og viser hvor langt man er fra de miljømålene samfunnet har satt.

Disse parameterne er valgt fordi de samlet gir et godt bilde av både **påvirkning, respons** og **konsekvens**, og fordi de er direkte relevante for vurdering av risiko for oksygenmangel.

Næringsstoffer som fosfor og nitrogen brukes i vannforvaltningen som støtteparametere og er viktige for å forstå årsakene til overgjødning. I risikomatriksen er de ikke brukt som egne risikoparametere, fordi effekten av næringsstoffene allerede fanges opp gjennom algevekst og oksygenforhold. Dette gjør vurderingen mer direkte knyttet til den miljøeffekten man ønsker å unngå, nemlig oksygenmangel.

Styrker ved risikomatriksen

- Gir en enkel og oversiktlig vurdering av risiko der datagrunnlaget er begrenset
- Bygger på faktiske miljøeffekter, ikke bare på tilførselstall
- Er tydelig koblet til miljømålene i vannforskriften
- Kan brukes til å sammenligne vannforekomster og peke ut hvor tiltak gir størst miljøgevinst

Figur 3-1: Årsaks-virkningskjede ved overgjødning



- Egner seg godt som beslutningsstøtte i planlegging og forvaltning

Mulige svakheter og begrensninger

- Modellen er forenklet og kan ikke erstatte detaljerte undersøkelser der slike finnes
- Resultatene er avhengige av antakelser om vannutskifting og oppholdstid, som kan være usikre, særlig i kystvann
- Den gir først og fremst et bilde av relativ risiko, ikke eksakte terskler for når problemer oppstår
- Risikomatriksen er derfor ment som et første vurderingsverktøy, som kan brukes til å identifisere hvor det er størst grunn til bekymring, og hvor mer detaljerte analyser eller tiltak bør vurderes.

Risikoscoren ($R_{eutrofi}$) gir opphav til en risikoklassifisering med angitt behov til tiltak som vist i Tabell 3-1. En mer detaljert beskrivelse av risikomatriksen og risikoscoren er gitt i Vedlegg B.

3.2 Modellering av oksygenivået i bunnvannet

3.2.1 Behovet for en eutrofimodell

I mange vannforekomster mangler det i dag tilstrekkelige og konsistente data til å kunne gjøre en robust faglig vurdering av sårbarhet for eutrofiering og risiko for oksygenmangel, særlig i dypvannet for mange av vannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelse ≥ 1000 pe. Det er derfor utviklet en eutrofimodell for å tette dette hullet. Den kan brukes til å anslå hvor mye belastning en vannforekomst tåler, og hvordan oksygenivået i dypvannet kan forventes å endre seg dersom tilførselene av oksygenforbrukende stoffer øker eller reduseres. På denne måten gir modellen et kvantitativt anslag som kan brukes sammen med risikomatriksen til å vurdere behovet for tiltak.

Utgangspunktet for modellen er at det er dypvannet som oftest er mest sårbart, fordi utskiftingen her er langsom og oksygentilførselen

begrenset. Det er også oksygenivået her som bestemmer oksygentilstanden i vannforekomsten. Modellen er derfor særlig rettet mot å vurdere hvorvidt belastningen kan føre til at oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet faller under grensen mellom god og moderat økologisk tilstand etter vannforskriften.

3.2.2 Eutrofimodellens oppbygging

Det er krevende å lage én modell som fullt ut beskriver alle innsjøer og fjorder, fordi vannforekomster kan være svært ulike. Modellen er derfor bygget opp rundt noen grunnleggende forhold som har størst betydning for oksygenforholdene:

Hvor tilførselene skjer i vannforekomsten

Tilførsler som skjer i overflaten (lyssonen) kan føre til økt algevekst og senere oksygenforbruk når algene brytes ned. Tilførsler som skjer dypere, kan gi direkte oksygenforbruk der utskiftingen ofte er langsom.

Hvor raskt vannet skiftes ut (oppholdstid)

Dette har betydning for hvor lang tid de biologiske prosessene har på seg før vannet forlater vannforekomsten. Dette påvirker også hvor ofte det kommer friskt oksygen ned i dypvannet. I innsjøer avhenger dette blant annet av vannføring, størrelse og om vannet er temperatursjiktet. I kystvann har strømforhold, dybde og terskler stor betydning, og i terskelfjorder kan dypvannet bli liggende i ro i flere år.

Utveksling av vannmasser mellom dypvann og overflate

I mange innsjøer og fjorder forekommer perioder med full sirkulasjon, der oksygen og oksygenforbrukende stoffer utveksles mellom overflate og dyp. I andre perioder er vannsøylen sjiktet, og dypvannet isolert. Modellen tar høyde for at vannutskifting og vertikal omrøring varierer over året og hva slags type vannforekomst det er snakk om.

Kobling mellom tilførsler og oksygenforbruk

Tabell 3-1: Risikoklasser med tilhørende tolkning av behovet for å gjøre tiltak

$R_{eutrofi}$	Risikoklasse	Tolkning av behov for tiltak
0,00 - <0,25	Lav risiko	God robusthet. Liten sannsynlighet for at O_2 -tålegrense overskrides.
0,25 - <0,45	Moderat risiko	Begrenset sikkerhetsmargin. Nye/økne tilførsler bør vurderes kritisk.
0,45 - <0,65	Høy risiko	Reell fare for O_2 -svikt. Tiltak bør vurderes/iverksettes.
$\geq 0,65$	Kritisk risiko	Tålegrensen er overskredet eller svært nær. Tiltak er nødvendige.

Et av de viktigste målene med rensing av avløpsvann er å unngå eutrofiering, noe som betyr økt algevekst og stort oksygenforbruk, som etter hvert fører til lite oksygen i vannforekomsten. Organisk stoff og næringssalter bidrar dermed til oksygenforbruk, og det er tidligere utarbeidet en metode for å beregne det teoretiske potensialet for oksygenforbruk ved utslipp av oksygenforbrukende stoffer – totalt oksygenforbruk (TOF). Det skiller mellom **primært og sekundært forbruk av oksygen**, der primærforbruket er oksygenforbruk som skyldes bakteriell nedbrytning av tilført organisk stoff og nitrifikasjon av ammonium (NH_4^+). Sekundærforbruk er oksygenforbruk som skyldes nedbrytning av døde alger som har vokst opp på tilført biotilgjengelig fosfor (TDP: PO_4^{3-}) og løst uorganisk nitrogen (DIN: NH_4^+ og NO_3^-).

I innsjøer er det antatt at algeveksten er begrenset av TDP, mens i kystvann er det antatt at algeveksten kan være begrenset av både DIN og TDP og avhengig av sjøvannets saltinnhold. At algeveksten er begrenset av tilgangen på fosfor er imidlertid en sannhet som det kan stilles spørsmål ved. Tilstandsovervåkingen har vist at flere eutrofe innsjøer, spesielt på Sør-Vestlandet, ser ut til å kunne være nitrogenbegrenset (Solheim, et al., 2022).

TOF gir et bedre bilde av totalbelastningen et utslipp vil kunne ha ute i en resipient enn utslippene av BOF5, Tot P og Tot N alene. Det er således også hensiktsmessig å henvise til resipientens tåleevne ut fra oksygenforbruket det tåler å belastes for. Ved beregning av TOF vil det være nødvendig å gjøre lokale vurderinger for hver resipient og riktig korreksjonsfaktor for BOF5-utslippet.

Betydningen av temperatur og lysforhold for de biologiske prosessene

Temperaturen påvirker hastigheten til alle biologiske prosesser (typisk dobling i hastighet ved 10° økning i temperatur), mens lysforholdene har betydning for algeveksten. I modellen er de klimatiske forutsetningene tilpasset hvor i landet vannforekomsten ligger, slik at forskjeller mellom for eksempel Sør-Norge og Nord-Norge, eller mellom innland og kyst, fanges opp på et overordnet nivå.

Hvor store tilførselene er, og hvilke kilder de kommer fra

Modellen bruker årlige tilførselstall for blant annet avløp, landbruk, urbane områder, industri og akvakultur, slik at betydningen av ulike kilder kan vurderes.

3.2.3 Datagrunnlag og kalibrering

Modellen er utviklet for å kunne brukes med det datagrunnlaget som i praksis er tilgjengelig for de fleste vannforekomster. Tilførsler av oksygenforbrukende stoffer baseres i på årlige tilførselstall fra modellverktøyet TEOTIL, som igjen henter data fra Miljødirektoratets FORURENSNING-database som årlig blir oppdatert med innrapporterte verdier gjennom KOSTRA. For tilførselene fra de enkelte kommunale renseanleggene som er tilknyttet tettbebyggelse ≥ 1000 pe er disse hentet fra FORURENSNING-databasen. Størrelsen på tettbebyggelsen er basert på samlet belastning på alle renseanleggene som er tilknyttet den enkelte tettbebyggelse. Belastningen er basert på BOF5 der hver personekvivalent (pe) er definert som 60 g BOF5/dag.

Tabell 7-4 i Vedlegg A sammenstiller hva slags renseprinsipper som er benyttet ved de 678 avløpsrenseanleggene som er registrert å behandle avløpsvannet fra disse tettbebyggelsene og den gjennomsnittlige rensegraden i perioden 2021-2023 for alle anleggene med samme type rensing. Tekstboks 1 i Vedlegg A oppsummerer hva som er forventet å bli fjernet fra avløpsvannet ved ulike typer rensing.

For tilførselene fra renseanlegg som er knyttet til tettbebyggelse < 1000 pe er tall fra TEOTIL3 benyttet direkte. Gjennomsnittet for årene 2021-2023 er benyttet gjennomgående for alle kilder.

Modellen er kalibrert mot det oksygennivået som bestemmer oksygentilstanden i vannforekomsten og er gjort for en rekke vannforekomster der det foreligger betydelig mengder med oksygendata. Kalibreringen er gjort ved å justere andelen av dypvannet som faktisk skiftes ut ved hver sirkulasjonshendelse. For vannforekomster der det foreligger begrenset, eller ingen, oksygenmålinger kan modellen benyttes så lenge det foreligger en versjon av modellen som er kalibrert med data fra lignende vannforekomster.

3.2.4 Styrker og begrensninger i modelltilnærmingen

En styrke ved eutrofimodellen er at den kombinerer sentrale prosesser i én sammenhengende beregning, samtidig som den er enkel nok til å kunne brukes bredt og transparent. Den er godt egnet til å:

- anslå oksygenforhold i dypvann der data mangler
- vurdere betydningen av ulike kilder og innlagingsdyp

- analysere effekten av reduserte eller økte tilførsler

Samtidig er modellen en forenkling av komplekse naturlige systemer. Den kan ikke fange opp all romlig variasjon i topografi, strømfelt og biologiske prosesser, og den beskriver i hovedsak gjennomsnittlige forhold over året, ikke kortvarige episoder. Usikkerhet knyttet til oppholdstid og vannutskifting, særlig i kystvann og terskelfjorder, er en viktig begrensning.

Modellen er derfor best egnet som et beslutningsstøtteverktøy og som et supplement til risikomatriksen, ikke som en erstatning for detaljert overvåking eller avanserte hydrodynamiske modeller.

Se også kapittel 3.5 for mer detaljerte betraktninger rundt begrensningene i modelltilnærmingen og den vannfaglige delen av denne studien.

3.3 Betydning av utslippsdyp

3.3.1 Utslipp til over gjennomsnittlig havnivå i kystvannforekomster

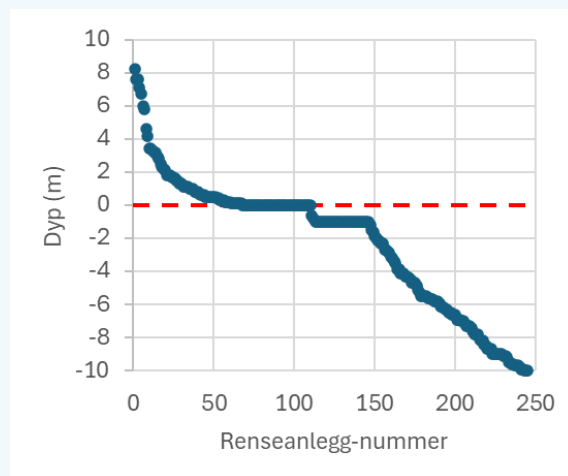
Utslippsdypet til hvert enkelt renseanlegg er ikke gitt i Miljødirektoratets FORURENSNING-database, så disse ble automatisk generert ved å sammenligne posisjonen til utslippet (ut fra angitte koordinater for utslippet) og gjennomsnittlig vannstand i dette punktet ut fra tilgjengelig dybdekart. Det var imidlertid nødvendig å benytte to ulike kartdatabaser til dette, og disse har ikke 100% overlapp langs kystlinjen². Dermed vil utslipp som skjer veldig nær kyststrømen tilsynelatende kunne skje over gjennomsnittlig havnivå uten at dette er reelt (Se Figur 3-2). Samtidig vet vi at mange utslipp faktisk skjer helt inne i fjæresteinene, noe som er uheldig uansett rensemetode.

Av de 110 renseanleggene som har endt opp med et utslipp på eller over gjennomsnittlig havnivå, har brorparten av disse ingen (38) eller meget begrenset rensing (47 mekanisk – slamavskiller; 15 mekanisk silanlegg). 8 anlegg er registrert med «ukjent» behandlingsmetode. De to siste er kjemisk-biologiske anlegg.

Ofta kan det være at det er langgrunt i området, i kombinasjon med store forskjeller mellom flo og fjære, som gjør det krevende å få til utslipp til større dyp uten å legge veldig lange (og «dyre») utslippsledninger. Hvis vi utelukkende ser på utslippene som skjer til kystvannforekomstene med

² Det ikke er et nøyaktig samsvar mellom vektor-kystlinjen som brukes av Vann-Nett og havnivåkoten som antas av Kartverket sitt rutenett.

Figur 3-2: Registrert utslippsdyp i forhold til gjennomsnittlig havnivå på stedet for renseanleggene med direkte utslipp til kystvannforekomster



Kilde: NIVA

en effektiv dybde (z_{eff}) på 10 m eller mindre, er 15 av 21 utslipp urensert avløpsvann, ett av utslippene har gått gjennom en slamavskiller, ett har blitt behandlet i et mekanisk silanlegg og fire av utslippene er registrert med ukjent behandlingsmetode.

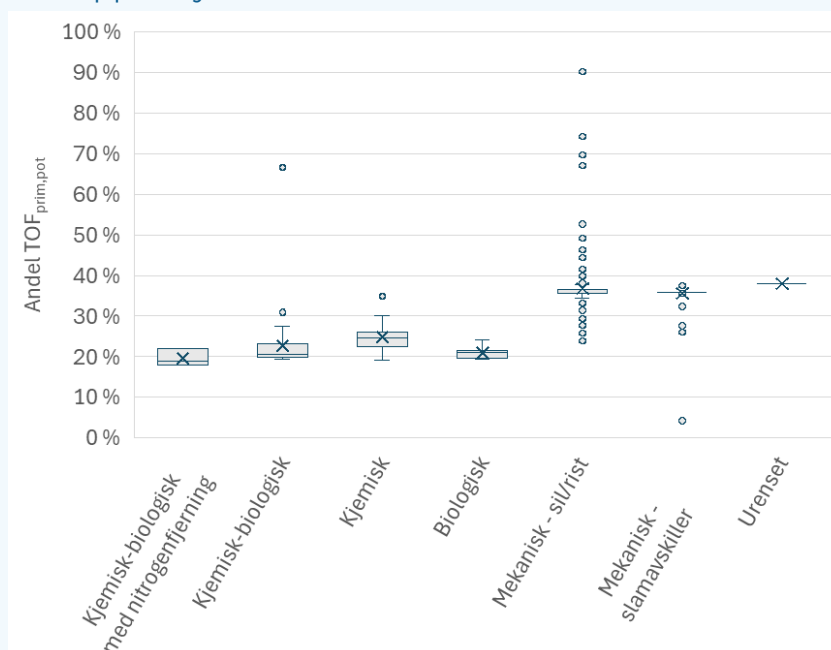
Utslipp av urensert avløpsvann på svært grunt farvann er problematisk på grunn av forsøpling og lukt, men kan også være en betydelig kilde til smittespredning. Lukt og smittespredning vil også kunne være et problem hvis avløpet kun har gått gjennom enkel mekanisk behandling.

Slike utslipp til veldig grunne farvann bør uansett unngås, uavhengig av om vannforekomsten tilsynelatende tåler det ut fra et eutrofieringsperspektiv eller ikke.

3.3.2 Betydning av innlagringsdyp

I eutrofimodellen skiller det mellom primær og sekundær TOF, der primære TOF er knyttet til de stoffene (BOF5 og NH_4) som vil kunne gi et direkte opphav til oksygenforbruk i vannforekomsten når de omsettes (av hhv. heterotrofe bakterier og nitrifikasjonsbakterier), mens oksygenforbruket knyttet til sekundær TOF først skjer når algene, som har vokst opp på uorganisk nitrogen (NH_4 og NO_3) og fosfor (TDP) i overflatelaget av vannforekomsten, har sunket ned til bunden og brytes ned. Hvor stor andel av utslippet fra renseanleggene som er primær-TOF ($\text{TOF}_{\text{prim,pot}}$) og sekundær-TOF

Figur 3-3: Andelen av potensiell primær TOF ($TOF_{prim,pot}$) i utslippene fra rensesanleggene med kjent type rensing som har utslipp til kystvannforekomster.



Merk: Kryss angir snittverdi, sirkler angir uteliggere (unormale verdier), mens midtstreken i boksene angir medianverdiene og øvre og nedre del av boksen angir henholdsvis 75- og 25-persentilen av verdiene.

($TOF_{sek,pot}$), som potensielt kan bli omsatt ute i vannforekomsten, er avhengig av fordelingen av de ulike stoffene som kommer inn til de enkelte rensesanleggene og hva slags type behandling rensanlegget (hva anlegget klarer å fjerne av de enkelte stoffene).

Figur 3-3 viser andelen $TOF_{prim,pot}$ i utslippene fra rensesanleggene med kjent type rensing som har utslipp til kystvannforekomster. Ikke overraskende er det de kjemisk-biologiske rensesanleggene med nitrogenfjerning som har lavest primær-TOF (medianverdi på 19,5%), siden disse fjerner det aller meste av BOD₅ og mye NH₄. Men også de biologiske rensesanleggene har jevnt over lav primær-TOF (medianverdi på 20,9%). De rene kjemiske rensesanleggene har naturlig nok høyere primær TOF (ca. 25%) enn rensesanleggene med biologisk rensing, da det først og fremst er det partikulære og kolloidale³ organiske materialet som fjernes ved kjemisk felling. I utslippene fra de mekaniske rensesanleggene og anleggene med urensset utslipp av avløpsvann ligger andelen primær-TOF på ca. 36-38%. Med unntak av noen såkalte «uteliggere» (punkter som ligger langt utenfor normalverdiene), er andelen sekundær-TOF i utslippene klart størst. Derfor kan det ha stor betydning om utslippet belaster vannforekomsten i lyssonen med algevekst eller i dypvannet under lyssonen.

³ Materiale som er så smått at det ikke fanges opp på vanlige filtre brukt til å bestemme partikkelinnholdet, men som likevel ikke foreligger løst i vannet.

Følgende faktorer har sannsynligvis vesentlig betydning for hvor mye av $TOF_{prim,pot}$ og $TOF_{sek,pot}$ som ender opp med å belaste oksygeninnholdet i dypvannet:

Hvor stor del av utslippet som lagres inn i lyssonen

Selv om utslippet skjer til relativt stort dyp, vil utslippet kunne ha en viss oppdrift. I kystvannforekomster kan denne være relativt stor på grunn av forskjellen i saltinnhold mellom lett avløpsvann (ferskvann) og tungt sjøvann (mindre oppdrift i brakkevann). I ferskvann er det temperaturdifferansen mellom avløpsvannet og vannet ved utslippsdybden som bestemmer oppdriften (varmt vann stiger oppover). Hvis utslippet skjer til en elv oppstrøms kystvannet eller innsjøen, vil hvordan elven lagres inn i kystvannet eller innsjøen bestemme innlagringsdypet. Innlagringsdypet er da avhengig av de samme oppdriftskreftene omtalt ovenfor, men vannføringen (kraften i vannet) har også betydning. Dette er forhold som eutrofimodellen forsøker å simulere, dog på en overflatisk måte.

Figur 3-4 viser hvor stor andel av potensiell sekundær TOF ($TOF_{sek,pot}$ = potensiell algenæring) i utslippene fra de samme renseanleggene vist i Figur 3-3 som kommer opp i lyssonen (blandingssonen), der det er mulighet for algevekst. Ikke noe av $TOF_{sek,pot}$ i utslippene fra de kjemisk-biologiske renseanleggene med nitrogenfjerning lagres inn i lyssonen, og kun fra 8 av de 43 renseanleggene med kjemisk-biologisk rensing kommer det $TOF_{sek,pot}$ opp i lyssonen. Fra anleggene med redusert eller ingen behandling går en økende andel av $TOF_{sek,pot}$ opp i lyssonen. Her vil også anleggene med effektiv fosfor- (pga. kjemisk rensing) og/eller nitrogenfjerning (anlegg med særskilt nitrogenrensing) i utgangspunktet gi betydelig lavere TOF-belastning enn anleggene som ikke har dette. Som nevnt, er algeveksten i de fleste innsjøene sannsynligvis begrenset av tilgangen på fosfor, så her vil kjemisk rensing gi en betydelig bedre sikring mot eutrofiering enn kun biologisk rensing. Hvis det er tilgangen til nitrogen som begrenser algeveksten, vil et kjemisk renseanlegg gi bedre sikring mot eutrofiering enn et rent biologisk renseanlegg, da algene er avhengig både av fosfor og nitrogen for å vokse. Men et renseanlegg med nitrogenrensing vil gi bedre sikring mot eutrofiering enn et kjemisk eller kjemisk-biologisk renseanlegg i slike områder hvis disse er, eller står i fare for å bli, eutrofe.

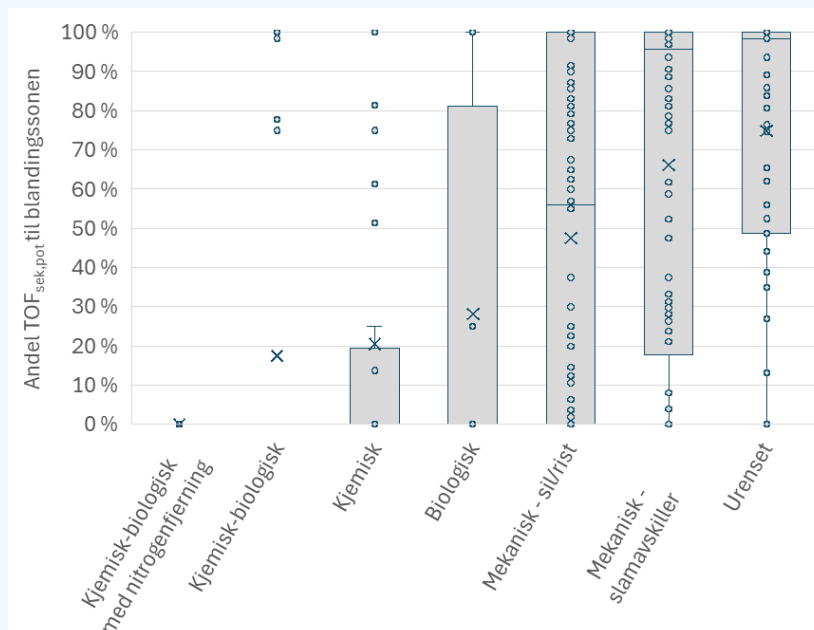
Hvor lang oppholdstiden er i lyssonen og i dypvannet

Biologiske prosesser er avhengig av både tid og temperatur. Ved lave temperaturer går prosessene langsomt, og hvis oppholdstiden er kort, som den ofte kan være i overflaten i et eksponert kystområde eller i en liten innsjø med en stor elv som rennende gjennom, kan det være kun en liten del av tilførslene som rekker å bli omsatt før restene forsvinner ut av området. Men hvis temperaturen er høy og oppholdstiden er lang, øker sannsynligheten for at alt som potensielt kan bli omsatt, blir omsatt.

Hvor mye av dypvannet som utveksles med overflatevannet

Innsjøene er gjerne sjiktet (lagdelt) i store deler av året på grunn av oppvarming av overflatevannet i løpet av sommerhalvåret. Men i hver ende av denne har man perioder med fullsirkulasjon, der nedkjølingen av overflatevannet utover høsten gjør at dette vannet etter hvert får samme temperatur som vannet lenger nedover i innsjøen, noe som gjør at hele vannvolumet i innsjøen potensielt vil sirkulere vertikalt. Hvis innsjøen ikke islegges om vinteren, vil denne situasjonen kunne vedvare gjennom hele vinteren. Ved islegging, vil innsjøen igjen bli sjiktet, da med et kaldt lag (0°C) over et noe varmere kaldt dypvann (typisk 4°C). En tilsvarende situasjon med sjiktning og vertikal sirkulasjon i ulike deler av året vil man også ha i kystvann, typisk bestemt av strømningsforhold, hvor bølgeeksponert vannforekomsten er og hvor dyp den er. Mange fjorder i Norge har terskler som gjør at man får dypvannsbasseng med spesielt dårlig

Figur 3-4: Andelen av potensiell sekundær TOF ($TOF_{sek,pot}$) i utslipp



Merk: Gjelder de samme samme renseanleggene som vist i Figur 2 som er estimert å lagres inn i lyssonen der mikroalgene kan vokse. Se Figur 2 for tegnforklaring.

utskifting (det kan gå mange år mellom hver utskifting). Samlet sett har utskiftingsfrekvensen av dypvann med overflatevann betydning stor betydning for hvor mye av de oksygenforbrukende stoffene – og oksygenet – som utveksles dem imellom. Dette er komplekse dynamikker, som eutrofimodellen forsøker å simulere på et relativt overfladisk vis.

Konsentrasjonene av de oksygenforbrukende stoffene

Hvis det skjer et stort utslipp til en liten vannforekomst, vil konsentrasjonen bli høy. Hvis det motsatt, skjer et lite utslipp til en veldig stor vannforekomst, blir konsentrasjonen tilsvarende liten. Dette handler om fortynningsfaktoren i vannforekomsten, som kan bli betydelig større i dypvannet enn i lyssonen, hvis dypvannsvolumet er veldig stort. Dette har betydning hvis konsentrasjonene av de oksygenforbrukende stoffene blir så lave at de påvirker hvor fort mikroorganismene (bakteriene/mikroalgene) kan utnytte dem. Denne faktoren er det ikke tatt hensyn til i eutrofimodellen.

Hvordan disse faktorene slår inn er naturlig nok avhengig av lokale parametere. Vi har omtalt dette i de utvalgte casene som presenteres senere i rapporten.

3.4 Resultater fra bruk av risikomatriksen på vannforekomster

Tabell 3-2 oppsummerer resultatene for alle kystvannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe. Blant de 271 kystvannforekomstene mangler det oksygendata i bunnvannet for nesten halvparten (130 stk), men for de resterende 141 kystvannforekomstene er risikoen ansett som lav for 81 stykk (57 prosent). For 20 prosent (28 stk) av kystvannforekomstene er eutrofirisikoen ansett å være høy eller kritisk.

Merk at disse resultatene ikke inkluderer verdier for makroalger, og således muligvis ikke er helt egnet til å vurdere grunne kystvannforekomster. I nedre del av tabellen er det derfor også vist resultatene hvis kun kystvannforekomstene som har en effektiv

Tabell 3-2: Risikomatrikse for kystvannforekomster som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000

Risikoklasse	Totalt	Grunne kystvann (<15 m)	Renseanlegg >30%	Landbruk >50%	Akvakultur >50%	Industri >50%
Alle kystvannforekomster						
Lav risiko	81	6	24	7	35	0
Moderat risiko	32	3	11	3	8	3
Høy risiko	13	1	4	0	2	0
Kritisk risiko	15	1	2	0	4	0
Mangler DO-data	130	36	28	10	32	0
Totalt	271	47	69	20	81	3
Kystvannforekomster med $Z_{eff} \geq 15$ m						
Lav risiko	75	-	21	5	35	0
Moderat risiko	29	-	10	3	8	3
Høy risiko	12	-	4	0	2	0
Kritisk risiko	14	-	2	0	4	0
Mangler DO-data	94	-	20	6	29	0
Totalt	224	-	57	14	78	3

Kilde: NIVA. Merk: Resultater fra bruk av risikomatriksen på alle de 271 kystvannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe (øverste del av tabellen) og de samme kystvannforekomstene, men kun de som har en effektiv dybde (Z_{eff}) på 15 m eller mer. Det er hentet verdier for økologisk tilstand, oksygen i bunnvannet og plantep plankton nEQR eutrofiering fra vann-nett. Det er her ikke tatt høyde for data for makroalger nEQR eutrofiering. Det er angitt hvor mange kystvannforekomster som befinner seg innenfor hver risikokategori som er grunne ($Z_{eff} < 15$ m) og der belastningen fra kommunale renseanlegg utgjør minst 30% eller der belastningen fra landbruket, akvakultur eller industrien utgjør minst 50%. Antallet kystvannforekomster som mangler data for oksygen i bunnvannet (DO-data) er markert med rødt.

Tabell 3-3: Risikomatrix for ulike typer kystvannforekomster

Risikoklasse	Åpen eksponert kyst	Moderat eksponert kyst	Strømrikt sund	Sterkt ferskvannspåvirket fjord	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	Beskyttet kyst/fjord	Oksygenfattig fjord	Totalt
Lav risiko	9	21	0	2	5	43	1	81
Moderat risiko	1	4	0	1	9	14	3	32
Høy risiko	1	0	0	1	3	6	2	13
Kritisk risiko	0	1	0	4	3	6	1	15
Mangler DO-data	6	17	6	5	24	65	7	130
Totalt	17	43	6	13	44	134	14	271

Kilde: NIVA. Merknad: En nærmere beskrivelse av de ulike typene vannforekomster, slik de benyttes i vann-nett er vist i Tabell 7-1 i Vedlegg A.

dybde (z_{eff}) som er minst 15 m. Blant de 130 kystvannforekomstene der det foreligger oksygendata i bunnvannet er 75 (53 prosent) plassert i risikoklassen «lav», mens 26 (19 prosent) er i risikoklassene høy eller kritisk.

Tabell 3-2 viser også hvor mange av kystvannforekomstene i de ulike risikoklassene der bidraget fra de kommunale avløpsrensaneanleggene utgjør minst 30 prosent av belastningen med oksygenforbrukende stoffer eller der landbruk, akvakultur eller industrien bidrar med mer enn 50 prosent av belastningen. Renseanleggene og akvakultur har store bidrag til seks av vannforekomstene hver der vannforekomsten er i risikoklasse høy eller kritisk. Dette kan imidlertid endre seg hvis vannforekomstene med manglende oksygendata kommer med i bildet.

Videre viser Tabell 3-3 risikomatrixen for ulike typer kystvannforekomster. Tabellen viser at det særlig er beskyttede kystvannforekomster som utgjør den største andelen av vannforekomstene med kritisk risiko. Tabellen viser også at eksponerte vannforekomster i stor grad har lav risiko for eutrofiering.

3.4.1 Sammenstilling av økologisk tilstand og risiko for eutrofiering i vårt utvalg av vannforekomster

Kystvannforekomster

Når vi legger til grunn minstekravet i revidert avløpsdirektiv for mindre tettbebyggelser med en organisk belastning fra 1 000 pe uavhengig av vannforekomst, omfatter det 271 kystvannforekomster, hvorav 224 har en effektiv

dybde på over 15 meter (se Tabell 3-4). Tabellen viser at kun 8 vannforekomster har dårlig (7 stk) eller svært dårlig tilstand (1 stk). 215 vannforekomster har moderat tilstand (109 stk), god tilstand (82 stk) eller svært god tilstand (24 stk). Av disse har størsteparten lav risiko for eutrofiering. Det er imidlertid en rekke vannforekomster som har moderat risiko for eutrofiering, og et mindretall som har høy eller kritisk risiko for eutrofiering. De vannforekomstene som har høy eller kritisk risiko for eutrofiering har moderat eller dårligere økologisk tilstand. Det er også en betydelig andel med 94 vannforekomster som mangler oksygendata.

Videre er det 57 av disse vannforekomstene der TOF-bidraget fra kommunale renseanlegg utgjør minst 30 prosent av de totale TOF-tilførslene (Tabell 3-5). Tabellen illustrerer et tilsvarende bilde som Tabell 3-4. Det er et svært fåtall vannforekomster som har dårlig eller svært dårlig tilstand. De fleste vannforekomstene har moderat eller god tilstand, og et fåtall har svært god tilstand. Av vannforekomstene med moderat tilstand er det størst variasjon i risiko for eutrofiering, der 11 vannforekomster har lav risiko, 10 moderat risiko og 4 høy eller kritisk risiko. Av de vannforekomstene med god eller svært god tilstand, er risikoen for eutrofiering lav.

Innsjøvannforekomster

Tilsvarende omfatter minstekravet i revidert avløpsdirektiv 41 innsjøvannforekomster (se Tabell 3-6). Over halvparten av disse vannforekomstene har god økologisk tilstand (41 stk) og én svært god

tilstand. Øvrige vannforekomster har moderat tilstand (13 stk) og dårlig tilstand (3 stk).

Av totalt antall vannforekomster, mangler det oksygendata på hele 30 vannforekomster. Størsteparten av vannforekomstene som det finnes data på har lav risiko for eutrofiering (8 stk). Kun tre har moderat (2 stk) eller høy risiko for eutrofiering (1 stk).

3.4.2 Økologisk tilstand, risiko for eutrofiering, og implikasjoner for rensekrav

Vi illustrerer økologisk tilstand og risiko for eutrofiering i henholdsvis Figur 3-5 og Figur 3-6. Figur 3-5 viser økologisk tilstand i vannforekomstene tilknyttet avløpsrenseanlegg \geq 1 000 pe. Figuren viser at størsteparten av vannforekomstene tilknyttet anleggene har god eller svært god økologisk tilstand, illustrert ved grønne punkter. Det indikerer at dagens rensekrav i stor grad er tilstrekkelige for å opprettholde en tilfredsstillende miljøtilstand i de fleste vannforekomster. Samlet sett underbygger dette at eksisterende regulering bidrar til å begrense belastningen fra kommunale avløpsutslipp på en effektiv måte, slik at god økologisk tilstand oppnås

eller opprettholdes i et flertall av vannforekomstene.

Samtidig viser Figur 3-5 at det også er et betydelig innslag av vannforekomster med moderat tilstand, illustrert ved gule punkter, og enkelte med dårligere tilstand, illustrert ved røde punkter. Disse samsvarer i noe grad med de følsomme områdene, jf. Figur 2-5. Dette understøttes også av Figur 3-6, som viser at flere vannforekomster i slike områder har høy eller kritisk risiko for eutrofiering. Samtidig fremgår det at også enkelte vannforekomster i «normalområdene» har høy eller kritisk risiko for eutrofiering, illustrert ved røde punkter. For vannforekomster med høy eller kritisk risiko er den økologiske tilstanden gjennomgående moderat eller dårligere, slik Tabell 3-4 også illustrerer.

Dette peker på et mer sammensatt bilde, der økologisk tilstand påvirkes av flere forhold, herunder vannforekomstens sårbarhet og samlet belastning fra ulike forurensningskilder. Samlet sett viser dette at selv om dagens rensekrav i stor grad fungerer etter hensikten, kan det i enkelte områder være behov for ytterligere tiltak eller mer målrettet oppfølging for å forbedre miljøtilstanden.

Tabell 3-4: Økologisk tilstand og risiko for eutrofiering alle kystvannforekomster (> 15 m effektiv dybde)

		Risiko for eutrofiering kystvann						
		Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko	Kritisk risiko	Mangler DO-data	Sum	
Økologisk tilstand	Svært god	6	-	-	-	18	24	
	God	38	1	-	2	41	82	
	Moderat	31	26	9	10	33	109	
	Dårlig	-	2	-	4	1	7	
	Svært dårlig	-	-	-	1	-	1	
	Mangler	-	-	-	-	1	1	
Sum		75	29	9	17	94	224	

Tabell 3-5: Økologisk tilstand og risiko for eutrofiering kystvannforekomster der TOF-bidraget fra kommunale rensanlegg utgjør minst 30 prosent av de totale TOF-tilførslene (> 15 m effektiv dybde)

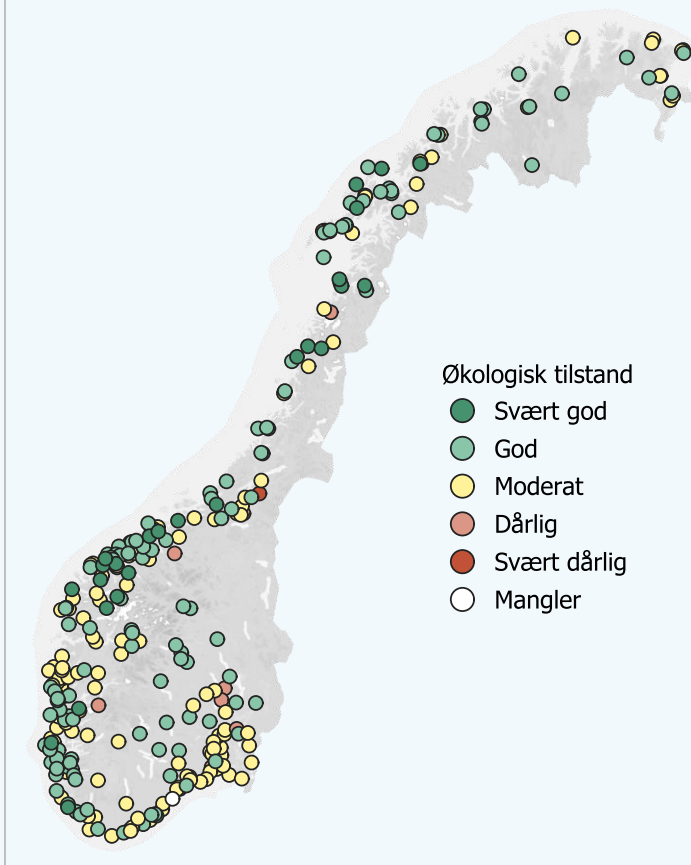
		Risiko for eutrofiering kystvann						
		Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko	Kritisk risiko	Mangler DO-data	Sum	
Økologisk tilstand	Svært god	1	-	-	-	1	2	
	God	9	-	-	-	6	15	
	Moderat	11	10	3	1	11	36	
	Dårlig	-	-	-	1	1	2	
	Svært dårlig	-	-	-	1	1	2	
	Mangler	-	-	-	-	1	1	
Sum		21	10	3	3	20	57	

Tabell 3-6: Økologisk tilstand og risiko for eutrofiering for alle innsjøvannforekomstene (alle dybder)

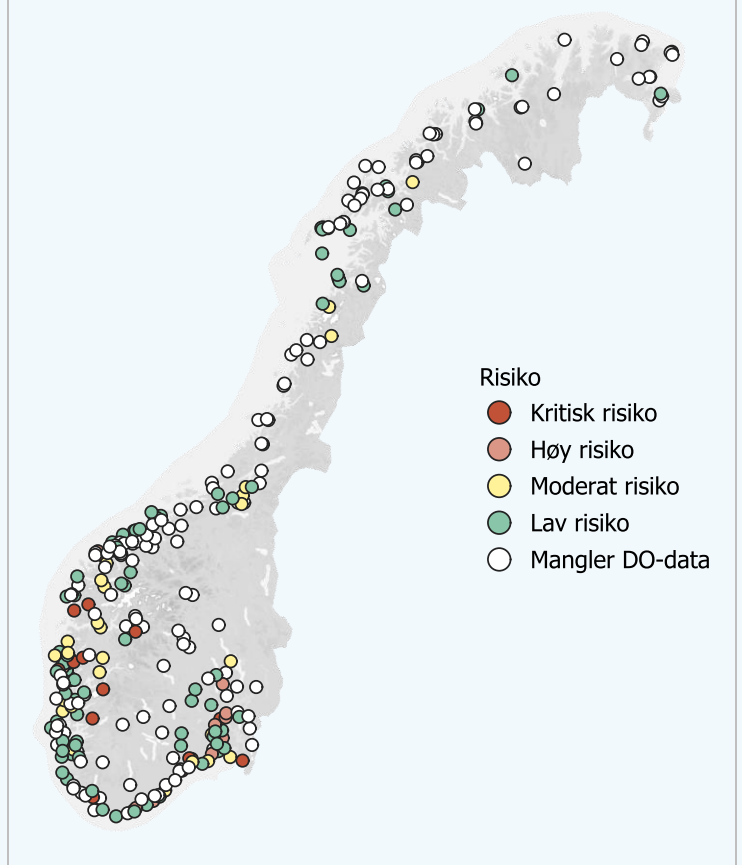
		Risiko for eutrofiering innsjøvannforekomster				
		Lav risiko	Moderat risiko	Høy risiko	Mangler DO-data	Sum
Økologisk tilstand	Svært god	-	-	-	1	1
	God	5	1	-	18	24
	Moderat	3	1	-	9	13
	Dårlig	-	-	1	2	3
	Svært dårlig	-	-	-	-	-
	Sum	8	2	1	30	41

Kilde: NIVA

Figur 3-5: Økologisk tilstand i vannforekomstene tilknyttet avløpsrensesanlegg $\geq 1\ 000$ pe



Figur 3-6: Risiko for eutrofiering i vannforekomstene tilknyttet avløpsrensesanlegg $\geq 1\ 000$ pe



Kilde: NIVA

3.5 Begrensninger og perspektiver utenfor modellrammen

Formålet med eutrofimodellen som er utviklet og anvendt i denne studien, er å gi en overordnet og konsistent vurdering av hvordan skjerpede utslippskrav til kommunalt avløp kan påvirke risikoen for eutrofiering og oksygensvikt i norske vannforekomster. Modellen er bevisst holdt relativt enkel, og egnet for sammenliknende analyser på tvers av mange vannforekomster. Samtidig innebærer dette klare begrensninger når det gjelder hvilke perspektiver som kan belyses fullt ut.

Her redegjøres det for sentrale faktorer som har stor betydning for den faktiske miljønyten av utslippsreduksjoner, men som ikke er eller kun delvis er fanget opp i modelleringen og analysene i denne studien.

Økologisk tilstand og marginal nytte av ytterligere reduksjoner

Modellen vurderer risiko for eutrofiering og oksygensvikt basert på beregnet tilførsel av oksygenforbrukende stoffer og vannforekomstens

antatte tålegrense for løst oksygen. Dette gir et indirekte mål på potensiell påvirkning på økologisk tilstand, men utgjør ikke en fullstendig vurdering av økologisk tilstand slik denne er definert i vannforskriften.

I mange vannforekomster kan den økologiske tilstanden allerede være stabilt god eller svært god. I slike tilfeller vil ytterligere reduksjon i tilførsler ofte ha begrenset eller ingen målbar miljøeffekt, selv om utslippene reduseres. En slik vurdering av marginal nytte forutsetter detaljerte og stedsspesifikke data om biologiske kvalitetselementer og deres respons på endrede belastninger. Dette ligger utenfor rammene for denne studien, som derfor ikke gir en fullstendig vurdering av hvorvidt utslippsreduksjoner faktisk vil bidra til å løfte en vannforekomst til bedre økologisk tilstand.

Menneskeskapt tilførsler versus naturlig bakgrunnsbelastning

Den samlede belastningen av næringsstoffer og organisk materiale i en vannforekomst består både av menneskeskapt tilførsler og av naturlig bakgrunnsavrenning. Nyten av tiltak rettet mot kommunalt avløp vil i stor grad avhenge av hvor

stor andel av den totale belastningen disse utslippene utgjør.

Eutrofimodellen inkluderer bakgrunnsbelastning som en del av total tilførsel, men analysen i denne studien er primært rettet mot effekter av skjerpede krav til kommunalt avløp, i tråd med formålet med det reviderte avløpsdirektivet. I vannforekomster der naturlig bakgrunnsavrenning eller andre menneskeskapte kilder (for eksempel landbruk eller akvakultur) dominerer belastningen, vil strengere krav til avløpsrensing alene kunne gi begrenset miljømessig nytte. En full kildevis prioritering av tiltak er ikke gjennomført i denne studien. Merk at bidragene fra bakgrunnsavrenningen ofte er vesentlig større til innsjøene ($\geq 50\%$ av TOF i 44% av innsjøene inkludert i denne studien) enn til kystvannene ($\geq 50\%$ av TOF i 5,6% av kystvannforekomstene inkludert i denne studien).

Hydrografiske forhold og vannutskifting

Vannforekomstens hydrografiske egenskaper, særlig vannutskifting og oppholdstid, har stor betydning for hvor sårbar den er for eutrofiering og oksygensvikt. Vannforekomster med rask utskifting av vannmassene vil i mange tilfeller tåle høyere lokale tilførsler enn forekomster med lang oppholdstid, slik som innsjøer med sterk temperatursjiktning eller terskelfjorder med begrenset vannutveksling.

I eutrofimodellen er vannutskifting representert gjennom forenklete og generaliserte antakelser om oppholdstid. Dette er tilstrekkelig for en overordnet risikovurdering, men fanger ikke opp lokale variasjoner i strømforhold, episodisk vannutskifting eller samspill mellom nærliggende vannforekomster. I områder med høy grad av hydrografisk kompleksitet kan derfor effekten av lokale utslippsreduksjoner avvike betydelig fra modellresultatene. Kystvannforekomster med rask utskifting av vannmassene kan være mer påvirket av, og selv påvirke, nabovannforekomster. I slike tilfeller vil det være viktig å vurdere hele området i helhet, og det kan være nødvendig med samtidige reduksjoner i naboforekomstene for å oppnå en reell miljømessig gevinst.

Begrensende næringsstoff og samspill mellom nitrogen og fosfor

Effekten av reduserte utslipp av nitrogen og fosfor avhenger av hvilket næringsstoff som er begrensende for primærproduksjonen i den

aktuelle vannforekomsten. I ferskvann er fosfor ofte det begrensende næringsstoffet, mens både nitrogen og fosfor kan være viktige i kystvann.

Modellen som benyttes i denne studien beregner samlet belastning i form av teoretisk oksygenforbruk, og skiller ikke systematisk mellom situasjoner der effekten av reduksjoner i nitrogen eller fosfor vil være ulik. Det er derfor ikke gjennomført detaljerte vurderinger av næringsstoffbegrensning for enkeltforekomster. Dette innebærer at modellen gir et overordnet bilde av potensiell belastning, men ikke nødvendigvis av effekten av målrettede tiltak mot ett bestemt næringsstoff.

Trender og utvikling over tid

Analysen er basert på tilgjengelige data for tilførsler og vannforekomstforhold i en relativt begrenset tidsperiode, og gir i hovedsak et øyeblikksbilde av dagens situasjon. Langsiktige trender i belastning, for eksempel knyttet til befolkningsvekst, endret arealbruk eller klimaendringer, er ikke eksplisitt modellert.

I enkelte vannforekomster kan økende tilførsler over tid innebære at risikoen for eutrofiering øker, selv om dagens situasjon vurderes som relativt robust. Tilsvarende kan tidligere gjennomførte tiltak ha bidratt til forbedringer som ikke fullt ut fanges opp i analysen. Slike dynamiske utviklingstrekk er viktige i en helhetlig vannforvaltning, men ligger utenfor rammene for denne studien.

Samlet vurdering av modellens anvendelse

Eutrofimodellen og analysene som presenteres i denne rapporten er ment som et verktøy for overordnet beslutningsstøtte i vurderingen av nytteverdien av skjerpede utslippskrav på nasjonalt nivå. Resultatene bør ikke tolkes som presise prediksjoner for enkeltvannforekomster, men som indikasjoner på hvor og under hvilke forutsetninger strengere krav til kommunalt avløp kan forventes å gi størst miljømessig gevinst.

For lokale tiltaksbeslutninger vil det være behov for mer detaljerte, stedsspesifikke vurderinger som inkluderer økologisk tilstand, kildesammensetning, hydrografi, næringsstoffbegrensning og utvikling over tid.

4. Samfunnsøkonomisk metode for å beregne nytteverdien ved økt rensing

Vurderingen av nytteverdien av skjerpede utslippskrav tar utgangspunkt i hvordan endringer i vannkvalitet kan bidra til forbedret økologisk tilstand og økt samfunnsøkonomisk velferd. Vi anvender økosystemtjenestetilnærmingen for å identifisere relevante miljøvirkninger av endret rensing. Vannforekomstene kategoriseres etter sentrale kriterier som vannforekomststype, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering og betydningen av avløp som utslippskilde, og på denne bakgrunnen velges et begrenset antall representative case ut for nærmere analyse.

4.1 Samfunnsøkonomiske vurderinger

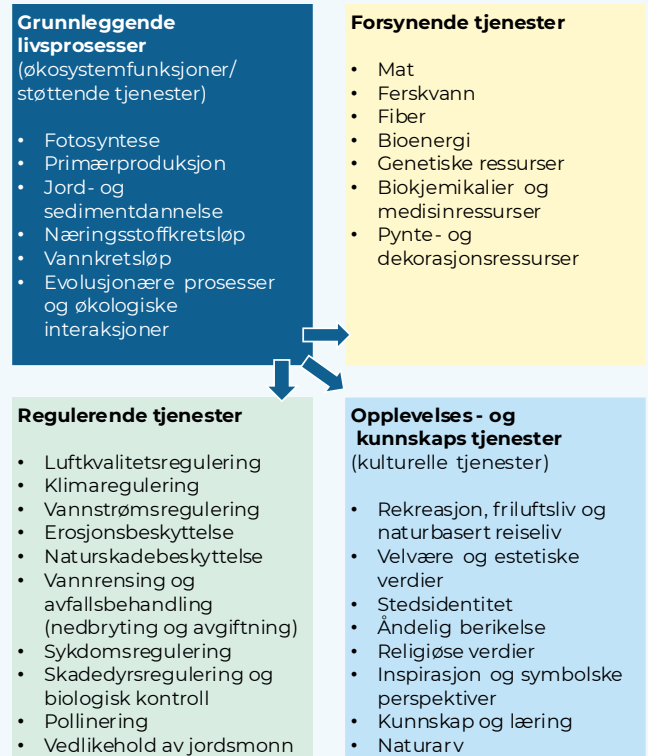
En samfunnsøkonomisk analyse har som formål å vurdere, systematisere og synliggjøre virkningene av offentlige tiltak før beslutninger fattes. Finansdepartementets rundskriv R-109 angir prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. Med rundskrivet som utgangspunkt har DFØ utarbeidet en veileder i samfunnsøkonomisk analyse.

I samfunnsøkonomiske analyser gjennomføres en vurdering av positive og negative virkninger i forhold til et nullalternativ, i tråd med samfunnsøkonomisk teori og veiledere. Virkningene skal tallfestes og verdsettes i kroner så langt det er mulig og hensiktsmessig. Samtidig er det viktig å vurdere på et faglig grunnlag i hvilken grad virkninger som ikke lar seg verdsette i kroner – ikke-prissatte virkninger – bidrar til å gjøre tiltaket mer eller mindre lønnsomt for samfunnet.

Se Vedlegg A for nærmere omtale av innholdet i en samfunnsøkonomisk analyse.

I dette oppdraget vurderer vi kun nyttevirkningene av økt rensing og vurderer ikke kostnadene forbundet med dette. Vi kan dermed ikke konkludere om endrede renskrav er lønnsomt eller ikke. For å foreta en slik beslutning må det gjennomføres en nærmere utredning av

Figur 4-1: Økosystemtjenester



Kilde: DFØ, 2023

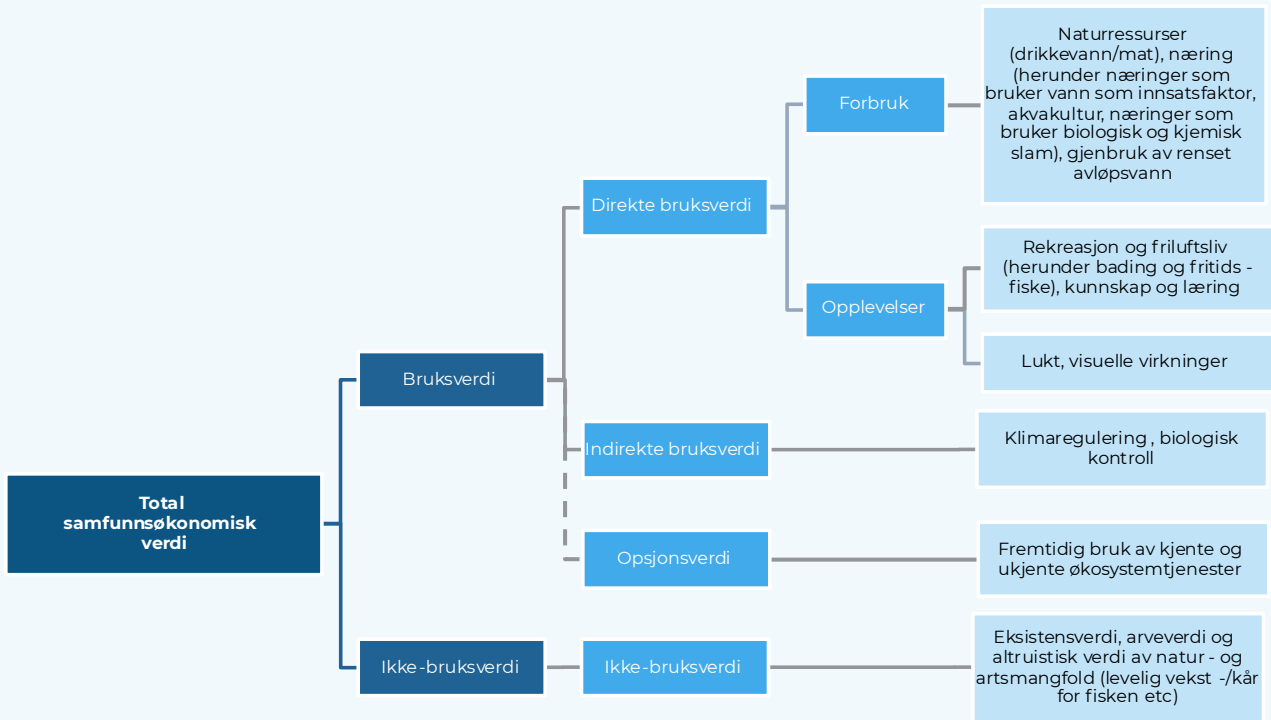
kostnadene forbundet med de økte renskravene i revidert avløpsdirektiv som sammenstilles med nyttevirkningene.

4.1.1 Prinsipper for å vurdere miljøvirkninger som kan påvirkes av skjerpede renskrav

En vanlig tilnærming for å identifisere og verdsette miljøvirkninger er å vurdere naturen og økosystemene ut fra de goder, tjenester eller produkter som det gir oss mennesker. Økosystemtjenestetilnærmingen er i denne sammenheng ment å identifisere hvilke tjenester fra vannøkosystem som kan bli bedre (kvalitativt) eller økes (kvantitativt) av økte renskrav.

Bedre økologisk tilstand i økosystemene kan gi nyttevirkinger for oss mennesker i form av forbedrede økosystemtjenester. For eksempel vil redusert eutrofiering og forbedret hygienisk vannkvalitet kunne virke positivt for flere økosystemtjenester.

Figur 4-2: Total samfunnsøkonomisk verdi består av både bruks- og ikke-bruksverdier



Kilde: DFØ, 2023. Illustrasjon: Oslo Economics.

Økosystemtjenestene, som vist i Figur 4-1, er fordelt i fire hovedgrupper; forsyvende tjenester, opplevelses- og kunnskapstjenester og grunnleggende livsprosesser. De tre første kategoriene bidrar direkte til menneskers velferd, og er avhengige av de grunnleggende livsprosessene.

For å vurdere virkningene økt rensing har på natur, miljø eller økosystemtjenester bruker vi begrepet «total samfunnsøkonomisk verdi» (se Figur 4-2).

Direkte bruksverdier handler om direkte bruk av en økosystemtjeneste gjennom forbruk av fysiske produkter eller opplevelser av økosystemtjenestene. Dette gjelder for eksempel bruk av vannet til næringsvirksomhet eller drikkevann, eller bruk av vannet til friluftsliv og rekreasjon.

Indirekte bruksverdi er bidrag som økosystemene har til mennesker, uten at de brukes direkte. Dette stammer gjerne fra regulerende tjenester i naturen, som regulering av patogener og bakterier, og klimaregulering.

Ikke-bruksverdi handler om verdien av å vite om at økosystemene eksisterer (eksistensverdi), at fremtidige generasjoner har tilgang til dem (arveverdi), og at andre mennesker har tilgang til økosystemene (altruistisk verdi).

I tillegg inkluderer den totale samfunnsøkonomiske verdien av en *opsjonsverdi*, som er verdien av å ha mulighet til å bruke kjente og ukjente økosystemtjenester på et senere tidspunkt.

4.1.2 Nullalternativet

I samfunnsøkonomiske analyser sammenliknes et tiltaksalternativ med et nullalternativ.

Nullalternativet skal reflektere forventet utvikling fremover i tid gjennom hele analyseperioden i fravær av tiltak. DFØ presiserer at nullalternativet i utgangspunktet skal fremstå som et realistisk alternativ for beslutningstaker. I henhold til rundskriv 109/2021 legger vi til grunn dagens situasjon, uten endrede renskrav, som utgangspunkt for nullalternativet. Nullalternativet representerer dermed en forsvarlig videreføring av dagens situasjon.

Nyttevurderingen er gjort ved å sammenligne økt rensing og skjerpede renskrav med nullalternativet, som innebærer en videreføring av dagens rensnivå.

Dette innebærer at nullalternativet legger til grunn vedtatte lover og politikk, mens fremtidige vedtak og politikktutforming ikke er del av nullalternativet. En slik tilnærming vil være i tråd med EU-kommisjonens vurderinger og legge til rette for sammenlignbarhet på tvers av vurderingene.

Som drøftet i kapittel 2.22.4 har Norge vannforekomstorientert tilnærming for rensing med strenge krav i normalt og følsomt område, men lempelige krav ved utslipp i mindre følsomt område, som beskrevet i kapittel 2.4. Det betyr at en betydelig del av nytten ved rensing allerede er realisert i nullalternativet. Ytterligere rensekrav om bedre rensing vil derfor kunne gi begrenset tilleggsnytte, ettersom tiltakene retter seg mot et nivå hvor marginale forbedringer gir mindre gevinst.

For de avløpsanleggene som ikke oppfyller dagens krav, innebærer nullalternativet at de må tilpasse seg dagens krav, for å ikke bryte med dagens regelverk. I modelleringen av risiko for eutrofiering og endring i oksygenkonsentrasjon, sammenligner vi derimot dagens situasjon mot en situasjon hvor avløpsanleggene oppfyller fremtidige rensekrav. Dette skyldes at modellen tar utgangspunkt i de faktiske utslippene og vi har ikke data på utslipp dersom alle rensekrav var oppfylt. For de spesifikke casene har vi sjekket om avløpsanleggene med utslipp til vannforekomsten oppfyller dagens rensekrav, og i all hovedsak stemmer dette. Det tilsier at å bruke dagens situasjon som sammenligningsgrunnlag gir et godt bilde på et nullalternativ hvor alle anlegg oppfyller dagens rensekrav.

På et nasjonalt nivå, er det en del rensaneanlegg som ikke oppfyller dagens rensekrav. Det betyr at noen vannforekomster vil kunne få bedret sin økologiske tilstand hvis anleggene innfører bedre rensning for å oppfylle dagens krav. I slike tilfeller, vil dagens situasjon ikke være helt representativt for det nullalternativet vi ønsker å legge til grunn og nytte av skjerpede rensekrav i revidert avløpsdirektiv vil reduseres.

4.2 Miljøvirkninger som kan påvirkes av økt rensing

Økosystemtjenestetilnærmingen tar utgangspunkt i hvilke tjenester et område bidrar med. Et område kan ha flere verdier, for eksempel bidra til både regulerende, forsynende og kulturelle økosystemtjenester. Forbedringen av vannkvaliteten i et bestemt område kan dermed få utslag for flere miljøvirkninger.

I tråd med dagens praksis, tar vi utgangspunkt i rammeverket for økosystemtjenester for å gruppere økosystemtjenestene som kan bli påvirket ved skjerpede utslippskrav, med målsetting om å bedre den økologiske tilstanden i vannforekomstene.

I vurderingen av virkningenes innhold har vi søkt å gruppere bruksverdier og ikke-bruksverdier for ulike virkninger. Mens rekreasjon og friluftsliv, vannressurser, og slamproduksjon er virkninger som er ment å omfatte de direkte bruksverdiene til de som bruker eller potensielt kunne brukt ressursene, er rensingstjenester, klimaregulering, biologisk kontroll og naturmangfold ment å fange opp indirekte bruksverdier eller ikke-bruksverdier av vannmiljøet.

Ved å rendyrke enten bruksverdier eller ikke-bruksverdier innenfor de ulike virkningskategoriene skilles det tydelig mellom virkninger som påvirker de som bruker ressursene (bruksverdier) og virkninger som påvirker mange (ikke-bruksverdier og indirekte bruksverdier).

Inndelingen etter bruks- og ikke-bruksvirkninger er gjort med den hensikt å få til en praktisk operasjonalisering av metoden. I praksis vil det ikke være et slikt klart skille mellom bruks- og ikke-bruksverdier av naturverdiene. For eksempel kan et område som brukes til friluftsliv, som klart har en bruksverdi, også ha en ikke-bruksverdi ved at befolkningen verdsetter at andre eller fremtidige generasjoner har mulighet til å bruke området som friluftsområde. Tilnærmingen vi bruker i dette oppdraget gjør det imidlertid enklere å vurdere virkninger etter verdimatrisemetoden (se vedlegg B), der man blant annet skal ta stilling til hvem som berøres, og der dette vil være forskjellig i de ulike type virkningstypene.

Det er også krevende å vurdere ikke-bruksverdiene av miljøgoder, og en del litteratur er i større grad knyttet til bruksverdien av et område. Ved å isolere bruksvirkninger kan vi dermed få ganske god informasjon om verdien av disse virkningene. Ikke-bruksverdier krever i større grad en skjønnsmessig vurdering, som kan være lettere å gjøre samlet eller kun for et par virkninger.

En oppsummering av de viktigste økosystemtjenestene som kan bli påvirket av revidert avløpsdirektiv presenteres nedenfor.

4.2.1 Kulturelle- og opplevelsestjenester Naturmangfold

Naturmangfold er en bred kategori som vi avgrensner til å dekke ikke-bruksverdien av de marine økosystemene og den indirekte bruksverdien av disse. Naturmangfold er livsgrunnlaget på planeten, og alle arter har en bestemt funksjon, og bidrar på sin måte til at balansen opprettholdes og økosystemet kan fungere. Dersom en art dør ut eller blir større enn det den bør være, kan hele økosystemet kollapse. Naturmangfoldsloven definerer naturmangfold til å

omfatte «biologisk mangfold, landskapsmessig mangfold og geologisk mangfold som ikke er et resultat av menneskelig påvirkning». Miljøvirkningen omfatter ikke-bruksverdien av naturmangfold, som er verdier som ikke inneholder noe form for bruk av naturen, men som reflekterer ønsket om å bevare den (DFØ, 2023).

Friluftsliv og rekreasjon

Rekreasjon og friluftsliv dekker en del av opplevels- og kunnskapstjenestene fra økosystemet. Dette omfatter de direkte bruksverdiene av ikke-materielle goder som mennesker får fra økosystemtjenester, blant annet naturopplevelser og aktivitet i natur og nærmiljø, høsting av naturressurser (for eksempel fritidsfiske), og opplevelser av kulturminner. Miljøvirkningen handler dermed om hvorvidt tiltakene påvirker befolkningens mulighet for å utøve og få slike opplevelser. Mennesker velger ofte hvor de vil drive med friluftsliv og rekreasjon basert på karakteristika ved naturen og kulturlandskapet. Estetisk verdi og lukt kan også påvirke valget om hvor mennesker velger å drive med slike aktiviteter, og vil også påvirke rekreasjonsverdien til et friluftslivssted. Opplevd trygghet av å bruke vannet, som følge av økt rensing, kan også inkluderes i denne virkningen.

4.2.2 Regulerende tjenester

Sykdomsregulering/biologisk kontroll

Sykdomsregulering er en indirekte bruksverdi som omhandler forebygging av sykdom for mennesker. Økosystemer er en naturlig kilde til og transportvei for ulike skade- og sykdomsorganismer, og kan ramme mennesker direkte og indirekte gjennom flere økosystemtjenester (for eksempel matproduksjon og drikkevann). Økosystemene har imidlertid også en sentral rolle i regulering av ulike skade- og sykdomsorganismer, for eksempel mot (giftig) algeoppblomstring, skadedyr eller sykdomsfremkallende organismer.

Klimaregulering

Klimaregulering er en indirekte bruksverdi og viser til hvordan økosystemene regulerer klimaet både lokalt og globalt gjennom ulike biokjemiske og biofysiske effekter (NOU 2013:10). Havene spiller en særlig viktig rolle i det globale karbonkretsløpet, og marine økosystemer er sentrale for karbonlagring. Om lag 55 prosent av det biologiske karbonet lagres av marine levende organismer (Nellemann, et al., 2009). Kystnære vegetasjonstyper, som ålegrasenger og tang- og tareskog, er spesielt viktige fordi de bidrar til betydelig karbonlagring i havsedimenter, til tross for at de dekker et relativt lite areal (NIVA, 2017).

Økt karbonopptak i havet kan ha en sammenheng med redusert eutrofiering som følge av økt rensing. Redusert tilførsel av næringsstoffer fører til lavere produksjon og nedbryting av organisk materiale i overflaten, noe som reduserer oksygenforbruket. Dette kan igjen begrense tilføringen av CO₂ til atmosfæren. Samtidig kan en større andel av karbonet transporteres til dypere vannlag og sedimenter, hvor det lagres over lengre tid. Dette kan bidra til å øke havets netto opptak av CO₂.

4.2.3 Forsynende tjenester

Vannforsyning

Vannforsyning omfatter økosystemenes bidrag til stabil og sikker tilgang på råvann av tilstrekkelig kvalitet til drikkevann og vann brukt til næring, for eksempel landbruket, akvakultur eller industrien. Dette er en direkte bruksverdi.

Tilgang på rent drikkevann er en grunnleggende økosystemtjeneste. I Norge hentes det meste av drikkevannet fra innsjøer og elver, og tilstanden i disse vannforekomstene har derfor stor betydning for vannkvaliteten. Det stilles i dag strenge krav knyttet til drikkevann som gjør at drikkevannskilder har høy beskyttelse.

Det er også behov for vann til jord- og hagebruk. Dette vannet må holde tilstrekkelig kvalitet for å kunne brukes trygt i matvareproduksjon. Ferskvannskilder som elver og innsjøer er de viktigste vanningskildene, særlig i jordbruksområder hvor behovet for vanning er stort, men hvor vannkvaliteten samtidig kan være påvirket av avrenning fra landbruket. Kravene til vannkvalitet er spesielt strenge ved dyrking av grønnsaker som vokser nær bakken og spises rå, som salat, samt bærproduksjon, der hensyn til bakterier og giftstoffer fra cyanobakterier er særlig viktige.

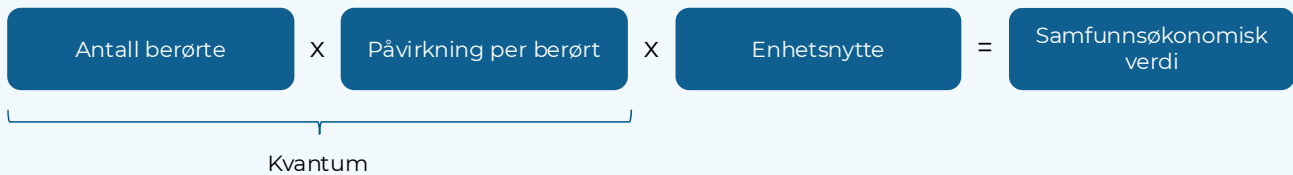
For industri som bruker vann direkte, kan økt rensing redusere sedimentering og begroing i prosess- og kjølevannssystemer, med mindre behov for intern filtrering. Dette kan redusere kjemikaliebruk, vedlikehold og driftskostnader for bedriftene.

Økt rensing av avløpsvann kan gi flere nytteverdier for akvakultur, spesielt i områder der utslipp skjer i nærheten av oppdrettsanlegg eller kystsoner med høy produksjon. Bedre miljøforhold i vannet kan redusere smittepress på oppdrettsfisken, redusere akutte tap og kunne være positivt for dyrevelferd og produktkvalitet.

Slamproduksjon

Slam fra renseanlegg er restproduktet etter rensing av avløpsvann, og er en direkte bruksverdi.

Figur 4-3: Tre steg for å vurdere samfunnsøkonomisk verdi



Kilde: DFØ, 2023. Illustrasjon: Oslo Economics

Slammet kan potensielt brukes som jordforbedringsmiddel eller i landbruket som næringsstoffkilde, og er dermed en direkte bruksverdi. Det er mest aktuelt å bruke slam på kornarealer, men i henhold til gjødselvereforskriften må det være 10 år mellom hver tilførsel på de samme arealene. I mange deler av landet er det dessuten lite eller ingen kornproduksjon (*Nasjonal strategi for behandling og disponering av avløpsslam*, Norsk Vann, 2023)

Innføring av sekundærrensing (biologisk rensing), øker slamproduksjonen betydelig sammenlignet med primærrensing (mekanisk rensing). Grunnen til dette er at mikroorganismene i dette rensetrinnet bryter ned organisk stoff, men de vokser også og danner ny biomasse (aktivt slam). Ved krav om tertiærrensing varierer slamproduksjonen avhengig av hvilken prosess som brukes, men vil kunne gi ytterligere økt slamproduksjon, særlig ved kjemisk fosforfjerning.

Forsyning av genetisk materiale

Forsyning av genetisk materiale omfatter økosystemenes rolle som kilde til genetiske ressurser med potensiell verdi for forskning, medisin og industri. Alle økosystemer har et genetisk mangfold som kan være viktig som kilde til genetiske ressurser, men mye er ukjent, og mye verdien av materialet ligger i potensialet for utnyttning i fremtiden. Det er også genetisk variasjonen innad i samme art både mellom individene og mellom forskjellige populasjoner (f.eks. laksestammer og torskbestand) (NOU 2013:10). Det er god grunn til å anta at flere av disse marine organismene har verdifulle egenskaper som kan danne grunnlag for ulike produkter og prosesser innenfor en rekke næringsområder. Verdien er primært knyttet til opsjons- og fremtidig innovasjonsverdi og vurderes som langsiktig og usikker.

4.3 Hva er viktige forhold for å realisere nytteverdier av økt rensing?

Det er mange forhold som påvirker om miljøvirkningene omtalt i 4.2 utløses som følge av

Tabell 4-1: Vurdering av antall berørte

Mange	Ikke-bruksverdier	Nasjonal befolkning
Middels	Bruksverdier	Regional befolkning
Få	Bruksverdier	Lokal befolkning

Illustrasjon: Oslo Economics

skjerpede renskrav, og hvor store disse blir. Samtidig er sammenhengene komplekse fordi de avhenger både av biologiske og kjemiske prosesser i vannet, samt hvordan disse forholdene kan omsettes til nytteverdier for oss mennesker. Videre er enkelte virkninger, som mange miljøvirkninger, vanskelige å prissette, og må omhandles som ikke-prissette.

DFØ-veilederen anbefaler å vurdere ikke-prissette virkninger etter verdimatrisemetoden (se nærmere omtale av metoden i Vedlegg A). Denne tilnærmingen legger til grunn følgende tre komponenter for å si noe om en miljøvirkning har en nytteverdi, og hvor stor denne blir (se Figur 4-3):

1. Hvor mange blir berørt av tiltaket?
2. Hvor mye/i hvilket omfang påvirkes hver enkelt berørt av tiltaket?
3. Hvordan påvirker virkningen befolkningens velferd?

For at nytteverdier skal oppstå, må ingen av disse tre komponentene være lik null. Det innebærer blant annet at vannforekomstene som mottar utslipp fra rensaneanlegg med skjerpede krav må bli brukt eller bli verdsatt av noen, og at tiltakene må gi en tilstrekkelig endring i vannkvalitet til at det faktisk gir en velferdsgevinst for de berørte. Det er viktig at disse komponentene også sees i sammenheng.

Dersom økt rensing kun fører til marginale endringer uten målbar økologisk effekt, og/eller dersom kun få eller ingen berøres av de skjerpede kravene i direktivet for en gitt vannforekomst, vil

nytten av å rense vannforekomsten for den aktuelle virkningen være begrenset eller neglisjerbar.

Nedenfor drøfter vi disse tre forholdene av betydning for å realisere nytteverdiene av økt rensing.

4.3.1 Antall berørte

Nytteverdien av økt rensing avhenger av om utslippsreduksjonen i den aktuelle vannforekomsten faktisk berører noen. Selv om det kan være noe usikkerhet om hvor mange som berøres av et tiltak, er det ofte mulig å vurdere om det er lokal, regional eller nasjonal befolkning som berøres, og benytte dette som utgangspunkt for å fastsette hvem som blir berørt av tiltaket. Vi benytter en fast skala som tilnærming for å vurdere antall berørte (se Tabell 4-1). Tabellen tilegner antall berørte til skalaen fra få til mange berørte. For ikke-bruksverdier anbefaler vi som en praktisk forenkling at hele befolkningen vurderes som berørt, mens det for bruksverdier må det gjøres en nærmere vurdering av hvilken del av befolkningen som berøres.

For direkte bruksverdier kan det oppstå situasjoner der ingen blir berørt av et tiltak. Hvis en vannforekomst for eksempel ikke benyttes til friluftsliv eller rekreasjon, vil ingen oppleve økt nytte dersom vannet renses og økologisk tilstand forbedres.

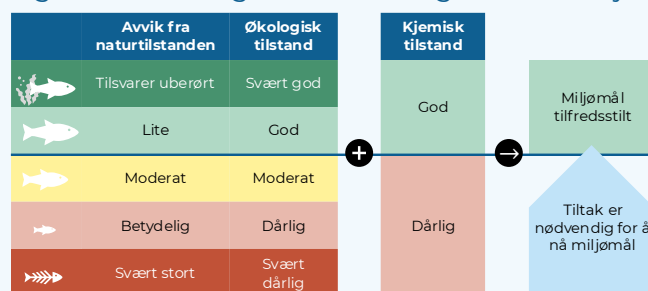
4.3.2 Påvirkning per berørt: Endring i økologisk tilstand i vannforekomstene

Mens antall berørte som regel er mulig å tallfeste, ender ikke vurderingen av påvirkning per berørt nødvendigvis ut i en kvantifiserbar størrelse som det er naturlig å multiplisere med andre størrelser. Denne vurderingen bør fange hvordan tiltaket endrer velferdsvirkninger av det aktuelle miljøgodet, for den gruppen som er berørt. Dette innebærer at en beskriver omfanget av endringen av miljøtilstand fra nullalternativet, og hvordan dette påvirker velferden til de berørte.

Miljøtilstanden i vannforekomstene er bestemt av svært komplekse og sammensatte prosesser, jf. Kapittel 3. Denne vil også være forskjellig innad i en vannforekomst (nærmere omtalt i kapittel 4.5). Vi bruker imidlertid endring i økologisk tilstand som tilnærming for å vurdere hvordan kravene i revidert direktiv påvirker de berørte i tråd med vurderingen av samfunnsøkonomisk verdi jf. DFØ-veilederen.

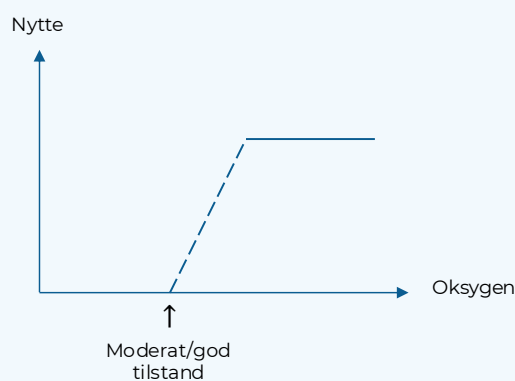
Eutrofiering er et viktig element i vurderingen av økologisk tilstand. Samtidig er økologisk tilstand, gitt i Vann- Nett, basert på biologiske klassifiseringsdata som består av flere kvalitetselementer som for eksempel tilstand i

Figur 4-4: Hva regner man som godt vannmiljø?



Illustrasjon: Oslo Economics, hentet fra Vann-Nett

Figur 4-5: Nyttne avhenger av den økologiske tilstanden i vannet



Illustrasjon: Oslo Economics

Tabell 4-2: Sammenheng mellom tilstandskategori for oksygenkonsentrasjon og terskler for oksygenkonsentrasjon

Tilstandskategori	Oksygenkonsentrasjon		
	mL O ₂ /L	Kyst Mg O ₂ /L	Innsjø Mg O ₂ /L
Svært god	≥4,5	6,44	12,00
God	≥3,5	5,01	9,00
Moderat	≥2,5	3,58	5,00
Dårlig	≥1,5	2,15	2,00
Svært dårlig	<1,5		

Kilde: (Vann-Nett, 2026)

planteplankton, makroalger, angiospermer og bunnfauna. Den dårligste tilstanden i ett eller flere av disse elementene er det som er utslagsgivende for hvilken tilstandskategori vannforekomsten får (Vann-Nett, 2026).

Som drøftet i Kapittel 3 sier oksygenkonsentrasjon noe om den kjemiske tilstanden, og er en støtteparameter i vurderingen av om en vannforekomst er eutrof eller ikke (den økologiske

tilstanden i en vannforekomst)⁴. Dette betyr at en endring i oksygenkonsentrasjon kan bidra til å flytte en vannforekomst én kategori opp eller ned i økologisk tilstand.

Vi kan bruke sammenhengen mellom endret oksygenkonsentrasjon i vannet og økologisk tilstand som tilnærming for å si noe om endret påvirkning på de berørte. Grunnen til dette er at oksygenforholdene i stor grad styrer levevilkårene for organismene i vannet, spesielt i bunnvannet. Et lavt oksygennivå er et direkte uttrykk for høy biologisk nedbryting av organisk materiale, ofte som følge av økt tilførsel av næringsstoffer og påfølgende eutrofiering. Det betyr at det ofte er en sammenheng mellom lave oksygennivåer (dårlig kjemisk tilstand) og dårlig økologisk tilstand, og høyere oksygenkonsentrasjoner (god kjemisk tilstand) og bedre økologisk tilstand. Dette er illustrert i Figur 4-4. Figuren illustrer også når det er nødvendig å innføre tiltak for å nå miljømålene, og for hvilken tilstand miljømålene er tilfredsstillt.

Det er imidlertid ikke noe 1:1 forhold eller lineært forhold mellom oksygenforhold og vannets tilstand, og responsen kan også være langsom og ofte også uventet. Grunnen til dette er at oksygen påvirker økosystemene gjennom terskeeffekter. Store deler av økosystemet er funksjonelt «avskrudd» under visse oksygennivåer, mens det vil være liten økologisk effekt av en ekstra forbedring av vanntilstanden der økosystemene i stor grad allerede fungerer. Dette vil også være avgjørende for om det oppstår nytteverdier, og hvor store disse er.

Dette er illustrert i Figur 4-5, som fremstiller forholdene mellom oksygentilførsel i vannet og nytteverdier, der nytten først utløses når et tiltak bringer tilstanden opp til «god» fra lavere tilstandsnivåer (se også Figur 4-4). Dette er fordi det er først da oksygennivået er over kritiske terskler for å realisere en økologisk effekt, og den kan regnes som akseptabel, både for det marine livet og oss mennesker⁵. Bedring i oksygenforhold vil dermed øke sjansene for at den økologiske tilstanden i en vannforekomst blir bedre og at nytten utløses, rundt denne terskelen. Figuren viser også at rensetiltak som ikke forventes å påvirke denne overgangen i tilstandskategori forventes å ha begrenset effekt på vannforekomsten, og dermed ingen betydelig endring i nytteverdi.

Ved å modellere oksygenforholdene, jf. kapittel 3, kan vi måle hvordan den samlede belastningen

⁴ Oksygenkonsentrasjon inngår imidlertid ikke som en hovedparameter i vurderingen av økologisk tilstand, slik som de biologiske kvalitetselementene.

påvirker økosystemene i vannet med og uten de skjerpede kravene i det reviderte direktivet. På denne måten fungerer oksygenkonsentrasjonen som en indikator som kan si noe om ventet endring i tilstand i vannforekomstene, og gir et bilde av om systemet er i balanse eller under press. Hvis oksygenkonsentrasjonen er lav, så kan økt rensing ha noe å si for å bedre forholdene i vannforekomsten, og følgelig om noe nytte oppstår.

Sammenhengen mellom oksygenkonsentrasjon og tilstandskategori for oksygenkonsentrasjonen er illustrert i Tabell 4-2. Disse tilstandskategoriene er som nevnt over ikke nødvendigvis sammenfallende med tilstandskategoriene for økologisk tilstand. Denne oversikten gir likevel et bilde av sammenhengen mellom oksygenkonsentrasjon og tilstand, der økt oksygen i en vannforekomst er forbundet med bedre økologisk tilstand.

Samtidig kan vi bruke risikomatrixen for vannforekomstenes sårbarhet for eutrofiering skissert i Kapittel 3 i vurderingen av påvirkningen per berørt. Vannforekomster som har lav risiko for eutrofiering, er robuste mot forurensing og har lav sannsynlighet for at O₂ – tålegrensen overskrides. For slik vannforekomster vil trolig påvirkning per berørt av bedre rensing være begrenset. Vannforekomster med høy risiko eller kritisk risiko for eutrofiering vil ha større potensial for miljøforbedring ved redusert næringstilførsel. For disse vannforekomstene vil påvirkning per berørt av bedre rensing derfor kunne være betydelig høyere.

Utgangsverdier for påvirkning per berørt

Vi bruker endringen i økologisk tilstand i økosystemene som utgangspunkt for å vurdere påvirkning per berørt. Det vil imidlertid variere hvordan endring i tilstand påvirker de ulike økosystemtjenestene. Vi har dermed tatt utgangspunkt i noen felles vurderinger av endring i økologisk tilstand, og forventet effekt på vannforekomstene, og definert noen utgangsverdier av påvirkning per berørt for de relevante virkningene. For virkningen på *biologisk kontroll* bruker vi imidlertid endringen i rensesgrad som tilnærming for å si noe om påvirkning per berørt.

Forbedringer innenfor en og samme tilstandskategori kan også gi positive miljøeffekter, men vi ser bort i fra disse i denne analysen.

De definerte utgangsverdiene for hver virkning er skissert i Figur 4-6. Hver enkelt vurdering av

⁵ Merk: det er mange arter som også kan leve under dårlige forhold, men det er ikke nødvendigvis samsvar mellom disse artene og de artene som kunne levd i vannet om vannet ikke hadde blitt påvirket av menneskelig aktivitet.

påvirkning per berørt må også suppleres med øvrig tilgjengelig informasjon og vurderes nærmere med hensyn til hvem de berørte er og eventuell annen informasjon som kan ha betydning for vurdering av påvirkningen per berørt. Siden de ulike økosystemtjenestene berører ulike mennesker, og påvirkning per berørt bestemmes med utgangspunkt i hvem som blir berørt, bør ikke utgangsverdiene vi skisserer sammenlignes på tvers av virkningene.

Naturmangfold

Siden en vannforekomst først anses som akseptabel ved økologisk tilstandsklassen «god», vurderes påvirkning per berørt, som for denne virkningen omfatter hele den nasjonale befolkningen, som *middels positiv* ved en tilstandsforbedring fra «moderat» til «god». En slik tilstandsendring vil kunne medføre reetablering av artsrik bløtbnunnsfauna og redusert internbelastning. Hvis tiltaket bringer tilstanden opp to trinn, fra «dårlig» til «god», er det følgelig bedre enn hvis den bringer den opp kun ett trinn. Vi vurderer en slik tilstandsendring som *stor positiv*.

Videre vil en tilstandsforbedring fra «dårlig» til «moderat» kunne gi en viss forbedring i de økologiske tilstandene i vannforekomstene, for eksempel ved begynnende forbedring i bunnfaunaen, og sånn sett gi en liten positiv påvirkning for naturmangfoldet i den aktuelle vannforekomsten.

Videre vurderer vi at tilstandsendringen fra «god» til «svært god» og «svært dårlig» til «dårlig» i liten grad vil gi en merkbar endring, jf. drøftingen i 4.3.2, og vurderes derfor som neglisjerbare.

Disse utgangsverdiene av påvirkning per berørt vil måtte suppleres med annen informasjon, blant annet forekomsten av spesielt viktige arter i en vannforekomst.

Friluftsliv og rekreasjon

En endring i tilstandsklasse fra «moderat» til «god» kan legges til grunn som en *middels positiv* påvirkning per berørt, som utgangsverdi, ettersom det er først da vannet kan regnes som akseptabelt. En vannforekomst med denne tilstanden vil få synlige forbedringer og redusert lukt, som bedrer brukeropplevelsen av vannforekomstene. Vi vurderer at endringen fra «dårlig» til «god» har en større påvirkning per berørt, og vi vurderer utgangsverdien som *stor positiv*.

Endringen i tilstand fra «dårlig» til «moderat» vil være lite synlig i vannoverflaten. Siden visuelle forhold ved vannoverflaten i stor grad påvirker opplevelsen av vannkvaliteten og dermed også bruken av vannet til rekreasjonsformål, vil dette

isolert sett ha en neglisjerbar påvirkning for brukere av vannforekomsten.

Vi vurderer at tilstandsendringen fra «god» til «svært god» og «svært dårlig» til «dårlig» i liten grad vil gi en merkbar endring, jf. drøftingen i 4.3.2, og vurderes som neglisjerbar.

I tillegg til denne utgangsverdien er det flere forhold som bør vurderes under påvirkning per berørt, inkludert tilgjengelighet av alternative områder til å drive med rekreasjon og friluftsliv for de berørte. Samtidig er det viktig å se om det er en vannforekomst som er av særlig stor interesse, for eksempel om den ligger i en nasjonalpark eller er av særlig betydning. Vurderingen av påvirkning per berørt må også ses i sammenheng med gruppen som anses å være påvirket. Dersom vannet er av nasjonal interesse – og vurderes å ha verdi for alle, bør også vurderingen av påvirkning per berørt nedjusteres siden det er naturlig at den gjennomsnittlige påvirkningen blir lavere når hele den nasjonale befolkningen ses på som berørt.

Biologisk kontroll

En positiv påvirkning per berørt for denne økosystemtjenesten er primært relevant ved oppgradering fra primær- eller enkel mekanisk rensing- til biologisk rensing (sekundærrensing), ettersom patogener i stor grad fjernes ved sekundærrensing. Siden vi vurderer det er den regionale eller lokale befolkningen som har en indirekte bruksverdi av denne økosystemtjenesten, vurderer vi at utgangsverdien for denne endringen er *middels stor*.

For anlegg som må oppgraderes fra biologisk (sekundær-) til biologisk-kjemisk rensing (tertiærrensing), eksisterer det allerede en viss barriere mot patogener, og ytterligere rensing vil derfor ha begrenset effekt. For kjemiske anlegg som skal bli biologiske, vil bakteriene i stor grad allerede være fjernet, og endret rensing vil ha begrenset effekt. Vi vurderer at utgangsverdien for disse endringene i rensegrad vurderes som neglisjerbar.

Klimaregulering

Det er svært usikkert hvilken betydning økt rensing påvirker økosystemenes evne til karbonopptak og -lagring, men sannsynligvis er virkningen marginalt positiv. Vi vurderer at utgangsverdien for denne økosystemtjenesten, som berører hele den nasjonale befolkningen, bør være neglisjerbar til liten positiv påvirkning ved overgang fra moderat til god økologisk tilstand.

Vi vurderer alle øvrige endringer i tilstandskategori som neglisjerbare.

Figur 4-6: Utgangsverdier for påvirkning per berørt

Påvirkning per berørt	Naturmangfold	Friluftsliv og rekreasjon	Biologisk kontroll	Klima-regulering	Vann-forsyning	Slam-produksjon	Opsjonsverdi
Stor positiv	Dårlig → God	Dårlig → God	-	-	Dårlig → God	-	-
Middels positiv	Moderat → God	Moderat → God	Mekanisk rensing → biologisk rensing	-	Moderat → God	-	-
Liten positiv	Dårlig → Moderat	-	-	Moderat → God	Dårlig → Moderat	-	Alle endringer i tilstand
Neglisjerbar	God → Svært god Svært dårlig → Dårlig	God → Svært god Svært dårlig → Dårlig Dårlig → moderat	Biologisk rensing → biologisk-kjemisk rensing	-	God → Svært god Svært dårlig → Dårlig	-	-

Illustrasjon: Oslo Economics

Vannforsyning

Vann kan brukes til mange ulike næringsformål. Når vannet har god eller svært god tilstand, vil det være liten nytte av å rense det mer. Siden en vannforekomst først anses som akseptabel ved økologisk tilstandsklassen «god», vurderes påvirkning per berørt, som for denne virkningen omfatter den lokale eller regionale befolkningen, som *middels positiv* ved en tilstandsforbedring fra «moderat» til «god». Fiskeri og akvakultur vil oppleve bedre levekår for fisken, og dermed opplevd nytte. Hvis tiltaket bringer tilstanden opp to trinn, fra «dårlig» til «god», er det følgelig bedre enn hvis den bringer den opp kun ett trinn. Vi vurderer en slik tilstandsendring som *stor positiv*.

Videre vil en tilstandsforbedring fra «dårlig» til «moderat» kunne gi en viss forbedring i de økologiske tilstandene i vannforekomstene som kan være positivt for næringsvirksomhet, for eksempel ved begynnende forbedring i naturmangfoldet, som kan være positivt for fiskeri, og forbedring i vannkvalitet som kan være positivt for næringer som bruker vann som innsatsfaktor. En slik tilstandsforbedring vil også kunne være positivt for områder som tiltrekker seg turister, og dermed positivt for turismenæringen.

Videre vurderer vi at tilstandsendringen fra «god» til «svært god» og «svært dårlig» til «dårlig» i liten grad vil gi en merkbar endring, jf. drøftingen i 4.3.2, og vurderes derfor som neglisjerbare.

Vannforekomster som brukes som drikkevannskilder har følgelig strenge renseskrav, og det vil være marginal nytte av å forbedre tilstanden i vannet.

Disse utgangsverdiene av påvirkning per berørt vil måtte suppleres med annen informasjon, spesielt hvilken type næring som bruker vannressursen og hvordan dette vil slå ut for den enkelte næring.

Slamproduksjon

Vi kvantifiserer ikke denne virkningen i analysen, ettersom enhetsnyttens vurderes som neglisjerbar (se nærmere beskrivelse av dette i kapittel 4.3.3). Vi gjør dermed ikke en nærmere vurdering av påvirkning per berørt for denne virkningen.

Opsjonsverdi

Fremtidig bruk av økosystemtjenester kan ha en verdi, selv om dette ikke nødvendigvis er kjent i dag. Rensing av vannet kan derfor gi en positiv opsjonsverdi, selv om denne vil være langsiktig og usikker. Rensing kan føre til redusert forringelse av økosystemene, og potensielt forsinke eller motvirke irreversible virkninger på vannforekomsten. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere opsjonsverdier, ettersom dette er informasjon som ikke enda er kjent. Opsjonsverdi kan derfor behandles som en positiv, men svært usikker virkning. Fremtidige opsjonsverdier kan for eksempel være knyttet til genetisk materiale, der marine organismer kan ha verdifulle egenskaper som kan danne grunnlag for ulike produkter og prosesser innenfor en rekke næringsområder.

Vi vurderer at enhver forbedring i tilstand har en opsjonsverdi. Grunnen til dette er at selv en forbedring i vanntilstand fra svært dårlig til dårlig kan ha en verdi for fremtidige rensesprosesser. På grunn av den langsiktige realiseringen av opsjonsverdien, og den grunnleggende usikkerheten, vurderer vi at utgangsverdien for opsjonsverdi bør være liten positiv.

I tillegg skal virkninger som kommer langt frem i tid vektet lavere i en samfunnsøkonomisk analyse enn virkninger som kommer nært i tid. For prissatte virkninger gjøres dette ved at fremtidige kontantstrømmer neddiskonteres til nåverdi, men samme prinsippet gjelder for ikke-prissatte virkninger. Siden opsjonsverdier typisk kommer

langt frem i tid, vil også dette begrense størrelsen på virkningen.

4.3.3 Enhetsnytte

Med enhetsnytte menes hvordan en gitt virkning påvirker befolkningens velferd. Enhetsnytte skal ta utgangspunkt i betalingsvillighetsprinsippet, som spesielt gjør seg gjeldende der man ønsker å prissette eller i stor grad kvantifisere virkninger. For goder som ikke omsettes i markeder, og følgelig ikke har markedspriser, legger DFØs veileder frem en prioritert rekkefølge av metoder som kan brukes for å verdsette virkninger (se Vedlegg A).

Det er tett sammenheng mellom vurderingen av enhetsnytte og vurdering av kvantum. Enhetsverdien av en virkning bør derfor ikke ses isolert fra anbefalingene om hvordan antall berørte og påvirkning per berørt vurderes. I praksis er det derfor ofte en iterativ prosess mellom kvantifiseringen i de tre stegene i verdimatrisemetoden. Dersom for eksempel antall berørte vurderes å være hele befolkningen, bør enhetsverdien også være lavere enn om man legger til grunn at virkningen kun berører spesielt interesserte.

I tidligere utredninger har vi anbefalt at enhetsnyttene for miljøvirkninger vurderes i to trinn, og kobles mot skala fra liten – middels- stor enhetsnytte. Vi anbefaler også en slik tilnærming i dette oppdraget:

1. Generell vurdering av enhetsnytte for en virkning/økosystemtjeneste
2. Spesifikk vurdering av området/tiltaket for å justere den generelle vurderingen

Se vedlegg for ytterligere beskrivelse av metoden og beskrivelse av utgangsverdiene av enhetsnytte for de ulike økosystemtjenestene.

For eksempel vurderer vi at enhetsnyttene til slam som standard bør være **neglisjerbar**, og følgelig vil den samfunnsøkonomiske verdien av slam per i dag, være **neglisjerbar**. Slam er kostbart å disponere, særlig til jordbruksformål, blant annet fordi transport av store volumer med et vanninnhold på 70-80 prosent er ressurskrevende. Slike disponeringskostnader varierer. Det samtidig per i dag ingen eller marginal betalingsvilje fra sluttbruker. Ved bruk på jordbruksarealer varierer det om aktørene må betale bønder for å ta imot slammet; noen oppgir at de dekker sprekostnader, mens andre får en begrenset betaling. For jordbruksprodukter basert på slam er det derimot en marginalt positiv betalingsvilje. Jordblandinger, som kan inneholde opptil 30 volumprosent innhold av slam, omsettes for om lag

400 kroner per tonn i bulk. Samlet trekker disse forholdene i ulike retninger, og vi vurderer at de i stor grad oppveier hverandre. Derfor vil den generelle vurderingen av enhetsnyttene av slam anses derfor som **neglisjerbar**.

4.4 Utvalg av casetyper for analyse av nytteverdien

Det er stor variasjon mellom vannforekomstene i Norge, og de vil være forskjellige langs forholdene som er avgjørende for om og i hvilken grad nytteverdier utløses. Dette gjelder blant annet hydrologiske forhold, økologisk tilstand og påvirkning fra menneskelig aktivitet. Det innebærer at skjerpede krav i det reviderte direktivet kan gi ulike typer nyttevirksomheter og ulikt omfang av disse på tvers av de forskjellige vannforekomstene.

Vi tar derfor utgangspunkt i modelleringen av kystvann- og innsjøvannforekomster i kapittel 3 for å identifisere forhold som er relevante for nytteverdien av økt rensing.

Ideelt sett ville nyttevirksomhetene blitt vurdert for hver enkelt vannforekomst som mottar utslipp fra renseanlegg med krav om tiltak, ettersom nytten kan variere betydelig mellom vannforekomster. På grunn av rammene i prosjektet er dette imidlertid ikke gjennomførbart. I stedet vil vår foreslåtte tilnærming med syv utvalgte caser illustrere situasjoner der det kan oppstå betydelige nytteverdier ved innføring av det reviderte direktivet, samt tilfeller der endret rensing i liten grad vil gi nyttevirksomheter. På denne måten kan vi illustrere spennet i nytteverdier som kan oppstå, og hvordan disse varierer på tvers av vannforekomster.

Vår tilnærming med case gjør det mulig å differensiere nyttevurderingene langs vannforekomstenes egenskaper som vil være utslagsgivende for nytteverdiene som utløses og hvor store disse blir.

4.4.1 Kriterier for utvalgelse av casetyper

Med utgangspunkt i parameterne av betydning, som skissert i kapittel 3, skisserer vi et sett med kriterier som vi bruker for å identifisere vannforekomster for å vurdere nytteverdien av bedre rensing i anlegg tilknyttet vannforekomsten:

- Vannforekomststype
- Effektiv dybde på vannforekomst
- Økologisk tilstand på vannforekomst
- Totalt potensiell TOF, hovedutslippskilde
- Risikoklasse (risiko for eutrofiering)

Vannforekomststype

Vi skiller mellom kystvanns- og innsjøvann-

forekomster fordi disse ulike vannforekomststypene har veldig forskjellige økologiske og fysiske egenskaper. Innsjøer har ofte lengre oppholdstid og lavere vannutskifting, noe som gjør dem mer sårbare for opphoping av næringsstoffer. Kystvann har gjerne større fortykning og utskifting, men kan samtidig være lokalt sårbare, for eksempel beskyttede fjordområder og terskelfjorder. Samme mengde utslipp kan gi ulik effekt, og dermed kan det oppstå ulik nytte av å rense.

Effektiv dybde

Dybde påvirker fortykning, lagdeling og oksygenforhold. Grunne vannforekomster er generelt mer sårbare for eutrofiering og oksygensvikt, fordi næringsstoffer lettere påvirker hele vannsøylen. I dypere vannforekomster kan utslipp i større grad fortynnes eller holdes i dypere lag. Dette påvirker hvor stor miljøeffekt økt rensing kan ha.

Totalt potensiell TOF, hovedutslippskilde

Dette kriteriet sier noe om hvor viktig avløp faktisk er som forurensningskilde. Dersom avløp utgjør en stor andel av belastningen på vannforekomsten, vil tiltak rettet mot avløp kunne gi betydelig effekt. Dersom andre kilder dominerer, for eksempel landbruk eller havbruk, vil nytten av strengere rensekrav være mer begrenset. Dette kriteriet er derfor sentralt for å vurdere tiltakets treffsikkerhet og styrke.

Det betyr imidlertid ikke at økt rensing av anlegg der avløpets bidrag er mindre, ikke kan ha positive nyttevirksomheter. Tiltakene kan for eksempel bidra til at vannforekomsten passerer en terskelverdi for god økologisk tilstand.

Økologisk tilstand

Som drøftet i kapittel 4.3 er utgangstilstanden til en vannforekomst avgjørende for nytteverdien. Dersom en vannforekomst allerede er i god tilstand, kan ytterligere forbedringer ha begrenset nytte. Dersom den derimot er nær terskelverdien «moderat» til «god», kan selv små forbedringer gi økt nytte ved at tilstandsklassen forbedres.

Risikoklasse

Eutrofiering er en av de viktigste miljøutfordringer knyttet til avløpsutslipp. Vannforekomster med høy risiko vil ha større potensial for miljøforbedring ved redusert næringstilførsel. I områder med lav risiko vil tilsvarende tiltak kunne gi liten eller ingen målbar effekt. Dette kriteriet fanger dermed opp sårbarheten i økosystemet.

4.4.2 Utvalg av case

Med utgangspunkt i vannforekomster i Tabell 3-4 og Tabell 3-5 velger vi ut et utvalg representative

casetyper. Casetyperne er illustrert i Tabell 4-3. Vi vurderer nyttevirksomheter for en utvalgt vannforekomst innenfor hver casetype.

Casetyperne dekker ikke alle vannforekomstene representert i Tabell 3-4. Vi vurderer imidlertid casetyperne dekker bredden av vannforekomster som vil kunne oppleve vesentlige positive nytteverdier av bedre rensing, og enkelte vannforekomster som ikke vil oppleve noe endring fra dagens rensing. Vi har dermed utvalgt casene med hensikten om å dekke de forholdene som er mest interessante for å illustrere nytteverdier som kan oppstå av økt rensing. Antall liknende vannforekomster, som skissert i Tabell 4-3, er derfor ikke utelukkende alle vannforekomster i utvalget. Disse vannforekomstene som likner langs parameterne som er avgjørende for å utløse nytteverdier kan forvente å oppleve liknende vurdering av nyttevirksomheter.

I kapittel 5.8.2 vurderer vi overførbareheten av nyttevurderingene for de liknende vannforekomstene innenfor hver casetype. Grunnen til dette er at vannforekomstene også kan variere langs andre forhold som kan være sentrale i vurderingen av nyttevirksomheter av bedre rensing.

Casetype 1

Denne casetyperen representerer en kystvannforekomst med en effektiv dybde på over 15 meter, god økologisk tilstand og lav risiko for eutrofiering, og der avløp fra kommunale renseanlegg utgjør en betydelig del av TOF-tilførselen i vannforekomsten. Caset illustrerer en situasjon der bedre rensing kan ha begrenset nytteverdi siden miljøtilstanden allerede er god og risikoen for eutrofiering er liten. Nyttens av å rense vannet blir trolig allerede realisert ved dagens rensing.

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønyttens av økte rensekrav er **Bergsvågen** i Troms.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede rensekrav er det 9 vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetyperen.

Casetype 2

Denne casetyperen representerer en kystvannforekomst med effektiv dybde på over 15 meter og moderat økologisk tilstand og moderat risiko for eutrofiering. Bidraget fra avløp utgjør en vesentlig del av den samlede TOF-belastningen i vannforekomsten. Caset illustrerer en situasjon der økt rensing kan bidra til forbedret miljøtilstand. Hvilke miljøverdier som oppstår og hvor store disse blir avhenger av brukerne av vannforekomsten og

Tabell 4-3: Utvalgte casetyper for analysen av nytteverdien av økte rensekrav

	Casetype 1	Casetype 2	Casetype 3	Casetype 4	Casetype 5	Casetype 6	Casetype 7	
Egenskaper casetype	Resipienttype	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Innsjøvann	
	Effektiv dybde	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	
	Total potensiell TOF, Hoved-utslippkilde	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Landbruk (> 50%)	Havbruk (> 50%)	Blandet	Blandet
	Økologisk tilstand (presisjon)	God (Høy)	Moderat (Lav)	Dårlig (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)
	Risiko for eutrofiering	Lav (R = 0,20)	Moderat (R = 0,25)	Kritisk (R = 0,68)	Moderat (R = 0,30)	Moderat (R = 0,25)	Moderat (R = 0,25)	Lav (R = 0,23)
Casetype eksempel:	Bergsvågen	Nordfjordeid	Sørfjorden Indre del	Trondheims - fjorden - Levanger	Bømlafjorden	Mjøsa	Krøderen	
Antall liknende vannforekomster	9	10	0	3	7	0	3	

Illustrasjon: Oslo Economics

om rensingen er stor nok for å endre tilstandskategori på vannforekomsten.

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønyttan av økte rensekrav er **Nordfjordeid** i Vestland.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede rensekrav er det 10 vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetypen.

Casetype 3

Denne casetyper representerer en kystvannforekomst med effektiv dybde på over 15 meter og dårlig økologisk tilstand, og kritisk risiko for eutrofiering. Avløp fra kommunale renseanlegg utgjør en betydelig del av belastningen på vannforekomsten. Caset illustrerer en situasjon med stort potensial for å utløse nyttevirkinger, der tiltak rettet mot avløp kan bidra til forbedret miljøtilstand. For denne casetyper kan det være hensiktsmessig å innføre minstekrav om sekundærrensing, og det må vurderes nærmere om det har noe effekt å innføre tertiærrensing (N og/eller P).

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønyttan av økte rensekrav er **Sørfjorden Indre del** i Hordaland.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede rensekrav er det ingen vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetyper. Som skissert i Tabell 3-5 er det svært få vannforekomster som har moderat eller dårligere økologisk tilstand og høy eller kritisk risiko for eutrofiering. Det er imidlertid tre vannforekomster med moderat tilstand og høy risiko for eutrofiering som kan få liknende nyttevirkinger av økte rensekrav som de vi skisserer for Sørfjorden Indre del.

Casetype 4

Denne casetyper representerer en kystvannforekomst med effektiv dybde over 15 meter og moderat økologisk tilstand og tilsvarende risiko for eutrofiering. Landbruk er den

dominerende utslippskilden, og avløp utgjør et mindre bidrag til de totale TOF-tilførslene.

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønyttan av økte rensekrav er **Trondheimsfjorden - Levanger** i Trøndelag.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede rensekrav er det 3 vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetyper.

Casetype 5

Denne casetyper representerer en kystvannforekomst med effektiv dybde over 15 meter og moderat økologisk tilstand og tilsvarende risiko for eutrofiering. Havbruk utgjør den dominerende utslippskilden, og avløp kun utgjør et mindre bidrag til de totale TOF-tilførslene.

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønyttan av økte rensekrav er **Bømlafjorden** i Hordaland.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede rensekrav er det 7 vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetyper.

Casetype 6

Denne casetyper representerer en innsjøvannforekomst med effektiv dybde over 15 meter og god økologisk tilstand, men moderat risiko for eutrofiering. Avløp fra kommunale renseanlegg utgjør en betydelig belastning på vannforekomsten. Caset illustrerer en situasjon der tiltak kan ha stor betydning for å redusere den totale miljøbelastningen i vannforekomsten.

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønyttan av økte rensekrav er **Mjøsa** på Innlandet.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede rensekrav er det ingen vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetyper. Som skissert i Tabell 3-6 er det svært få

innsjøvannforekomster som har høy eller moderat risiko og moderat eller dårligere økologisk tilstand.

Casetype 7

Denne casetyperen representerer en innsjøvannforekomst med effektiv dybde over 15 meter og god økologisk tilstand og lav risiko for eutrofiering, der avløp fra kommunale rensesanlegg utgjør en betydelig kilde for den samlede TOF-belastningen i vannforekomsten. Caset illustrerer en situasjon der ytterligere rensing trolig vil gi begrensede miljøeffekter, tilsvarende casetype 1.

Vannforekomsten vi vil vurdere miljønytt av økte renseskrev er **Krøderen** i Vest-Viken.

I utvalget av vannforekomster som får skjerpede renseskrev er det 3 vannforekomster som har tilsvarende egenskaper som denne casetyperen.

4.5 Usikkerhet i casetilnærmingen

Det vil være usikkerhet knyttet til flere deler av analysen. I dette delkapittelet skisserer vi usikkerhet knyttet til:

- Representativiteten i utvalgte case
- Tolkning og oppskalering

4.5.1 Representativitet i de utvalgte casene

Casetyperne vi skisserer dekker et representativt utvalg av vannforekomster som vil få skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv. Disse er like langs de kriteriene vi har identifisert som avgjørende for om nytten utløses eller ikke. Casetyperne dekker imidlertid ikke alle vannforekomstene i Norge. Det vil dermed være enkelte vannforekomster som vil kunne få utløst nytteverdi som vi ikke hensyntar med vår foreslåtte tilnærming i dette oppdraget. Vi regner imidlertid at vannforekomstene med størst potensiale for å få utløst nytteverdier, blir dekket i vårt utvalg.

Alle vannforekomstene i Norge vil være grunnleggende forskjellige fra hverandre. Selv om vi har identifisert og kategorisert vannforekomster i ulike grupper avhengig av egenskaper som er utslagsgivende for om nytten utløses og hvor stor denne er, vil disse kunne variere langs andre egenskaper som kan være utslagsgivende for hvor store nytteverdier blir.

Fordi vannforekomstene er forskjellige, vil de også kunne respondere ulikt på rensiltakene, selv de som er kategorisert likt. Dette kan dermed gi opphav til ulike nyttevirksomheter, og ulik vurdering

Tekstboks 2: Hva påvirker folks betalingsvillighet?

Hvor mye en person er villig til å betale for et produkt eller en tjeneste vil avhenge av personens disponible **inntekt**. Miljøgoder kan ses på som et luksusgode, der betalingsvillighetens budsjettandel øker med økt inntekt.

Betalingsvilligheten for miljøgoder er voksende og kan ses på som et luksusgode (NOU 2012:16): *Et hovedargument for å anta voksende betalingsvillighet for miljøgoder, er at naturen rundt oss har en endelig størrelse. En voksende befolkning vil gradvis kreve større plass, og voksende materiell produksjon og forbruk vil, isolert sett, måtte antas å øke belastningen på naturgrunnlaget og økosystemene. For ordinære goder med et gitt tilbud vil en intuitivt anta at markedsprisen vil øke med økt etterspørsel.*

Det antas ofte at folk med lav inntekt legger lite vekt på miljøtilstanden, og følgelig har liten betalingsvillighet for miljøforbedringer, men at vurderingene endres når inntekten stiger. Miljøgoder blir i litteraturen ofte antatt å være "luksusgoder", noe som i markedsteorien betegner et gode med en inntektselastisitet større enn én. Med faste relative priser tilsvarer det at godets budsjettandel øker når realinntekten øker.

Betalingsvilligheten er også avhengig av **konjunkturer** i økonomien. Dette henger sammen med poenget om miljøgoder som et luksusgode og endring i disponibel inntekt med konjunkturer. I perioder med høykonjunktur har personer mer til overs og er villig til å betale mer for den type goder, sammenlignet med perioder med trangere økonomisk situasjoner.

Betalingsvilligheten er også avhengig av den **totale mengde av en type produkt eller tjeneste**. Opplever man for eksempel at det er mye natur vil betalingsvilligheten være lavere enn dersom det er knapphet på dette. Denne knappheten er økende, og betalingsvilligheten er voksende over tid.

Til slutt er betalingsvilligheten også avhengig av **kunnskap og innsikt** i verdien av og betydning av naturen for mennesker. Med økt forskning vil den totale kunnskapen om arter og betydningen av dem, over tid kunne øke betalingsvilligheten.

Flere av faktorene endrer seg, for eksempel over tid eller mellom grupper, og betalingsvilligheten vil derfor også kunne endre seg over tid eller mellom grupper

av disse for vannforekomster innad i samme casetype.

Det tilsier at de nyttevurderingene vi gjør i de utvalgte caseeksemplene kan avvike fra de andre tilsvarende vannforekomster innad i samme casetype fordi de enten responderer ulikt på

rensetiltaket og/eller fordi økosystemtjenesten kan ha ulik verdi. Videre kan det resultere i at vi i enkelte tilfeller kan overestimere eller underestimere nytten i de andre tilsvarende casene. Vi argumenterer imidlertid for at dette avviket ikke nødvendigvis er stort eller betydelig. Se kapittel 5.8.2 for nærmere omtale om dette.

4.5.2 Usikkerhet i de samfunnsøkonomiske vurderingene

Det er mange økosystemtjenester som ikke har kjente markedspriser, og det kan være utfordrende å verdsette disse. Selv med kjente priser, kan det være krevende å tallfeste hvordan tiltaket endrer velferdsvirkningene av det aktuelle miljøgodet. Dette krever kunnskap om nullalternativet og fremtidig utvikling som følge av tiltaket, slik at man for hver enkelt virkning kan si noe om avviket fra nullalternativet, både i størrelse og kvalitet. Kvantum for en virkning kan påvirkes av flere faktorer, som for eksempel hvor mange som bruker området til rekreasjon, hvor mange som bor i området og drar nytte av økosystemtjenester som klimaregulering og biologisk kontroll, hvor mange sårbare arter og/eller naturtyper som påvirkes positivt av tiltaket, og hvor stor påvirkning tiltaket i seg selv får på ulike arter og naturtyper.

Selv om det er usikkerhet knyttet til den faktiske påvirkningen av rensetiltakene på de ikke-prissatte virkningene, bør den baseres på tilgjengelig informasjon ved analysetidspunktet. Det vil være

noe grunnleggende usikkerhet ved å bruke funn fra eutrofieringsmodellen for å modellere dette. Det vil for eksempel være usikkerhet når vi oversetter naturvitenskapelige verdier over i samfunnsøkonomiske størrelser og vurderinger. Som beskrevet i 4.3.2, antar vi at en bedring i oksygenkonsentrasjon kan bidra til å bedre den økologiske tilstanden i en vannforekomst, siden det er en støtteparameter til de biologiske parameterne som bestemmer den økologiske tilstanden. Dette er imidlertid ikke nødvendigvis det som skjer i praksis, ettersom størrelsene som bestemmer den økologiske tilstanden er mange og består av komplekse sammenhenger. Med denne tilnærmingen kan vi dermed *overestimere* eller *underestimere* nytten som oppstår av å rense vannforekomsten.

Videre er det også flere kilder til usikkerhet knyttet til vurderingen av enhetsnytte for de ulike økosystemtjenestene. Disse er illustrert i Tekstboks 2 på forrige side.

Den grunnleggende usikkerheten blir imidlertid noe redusert av verdimatrisemetoden vi benytter for å vurdere og sammenstille nytteverdien i hver enkelt case. Fordi vi bruker en kvalitativ tilnærming som resulterer i «neglisjerbar» til «meget stor» samfunnsøkonomisk verdi, i motsetning til monetære anslag, kan vi i større grad håndtere og synliggjøre usikkerheten uten å gi et for presist og usikkert kvantitativt resultat.

5. Analyse av nytteverdi av økt rensing

Med utgangspunkt i eutrofimodellen og den samfunnsøkonomiske metoden som er beskrevet i kapittel 3 og 4, vurderer vi hvordan skjerpede eller endrede krav til rensing kan påvirke miljøtilstand og samfunnsøkonomiske nyttevirksomheter i ulike typer vannforekomster, gjennom syv caser. Casegjennomgangen illustrerer hvordan vannforekomststype, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering og avløpets relative betydning er avgjørende for om, og i hvilken grad, endrede rensekrav utløser nytteverdier.

For å belyse hvordan nytteverdien av skjerpede utslippskrav varierer mellom ulike typer vannforekomster, har vi valgt ut syv vannforekomster som caser, som beskrevet i forrige kapittel og presentert i Tabell 4-3. Casene dekker et bredt spekter av vannforekomststyper med fem kystvannforekomster og to innsjøforekomster, økologisk tilstand, risiko for eutrofiering og betydningen av kommunalt avløp som forurensningskilde. Utvalget er ment å illustrere både situasjoner der endrede rensekrav kan gi betydelige miljøforbedringer, og situasjoner der nyttevirksomhetene forventes å være begrensede.

De syv casene er:

- Case 1: Bergsvågen (kystvann)
- Case 2: Nordfjordeid (kystvann)
- Case 3: Sørfjorden indre del (kystvann)
- Case 4: Trondheimsfjorden – Levanger (kystvann)
- Case 5: Bømlafjorden (kystvann)
- Case 6: Mjøsa (innsjø)
- Case 7: Krøderen (innsjø)

Figur 5-1 viser den geografiske plasseringen av de syv utvalgte casene.

Figur 5-1: Geografisk plassering av utvalgte caser



Illustrasjon: Oslo Economics

For hver case vurderer vi hvilke miljøvirkninger som kan utløses som følge av endrede rensekrav, og hvordan disse kan omsettes i følgende samfunnsøkonomiske nytteverdier:

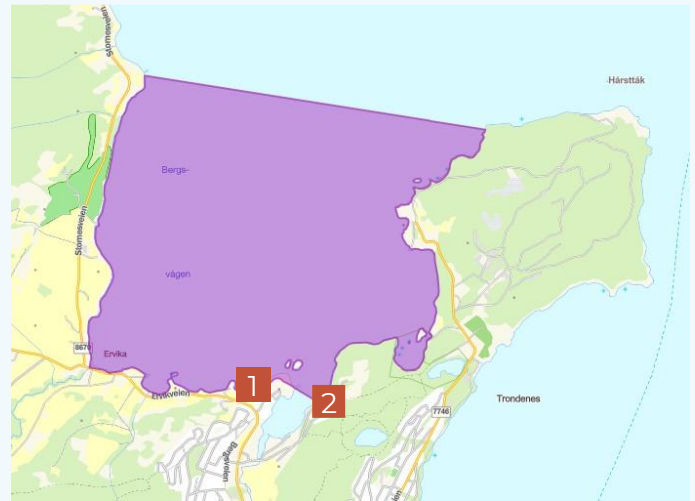
- Naturmangfold
- Friluftsliv og rekreasjon
- Klimaregulering
- Biologisk kontroll
- Slamproduksjon
- Vannforsyning
- Opsjonsverdi

Videre delkapitler gjennomgås hver enkelt case, før vi gjør en samlet vurdering.

Case 1: Bergsvågen

Nøkkelinformasjon	Bergsvågen
Vannområde:	Harstad-Salangen
Økoregionkyst:	Norskehavet Nord
Vannregion	Troms
Type kystvann:	Beskyttet kyst/fjord
Terskefjord med dårlig utskifting	Nei
Effektiv dybde	69,24 m
Andel utslipp fra kommunale renseanlegg	53 prosent
Økologisk tilstand	God (høy presisjon)
Risikoklasse	Lav (R=0,2)

Figur 5-3: Kart over vannforekomst med tilknyttede kommunale renseanlegg



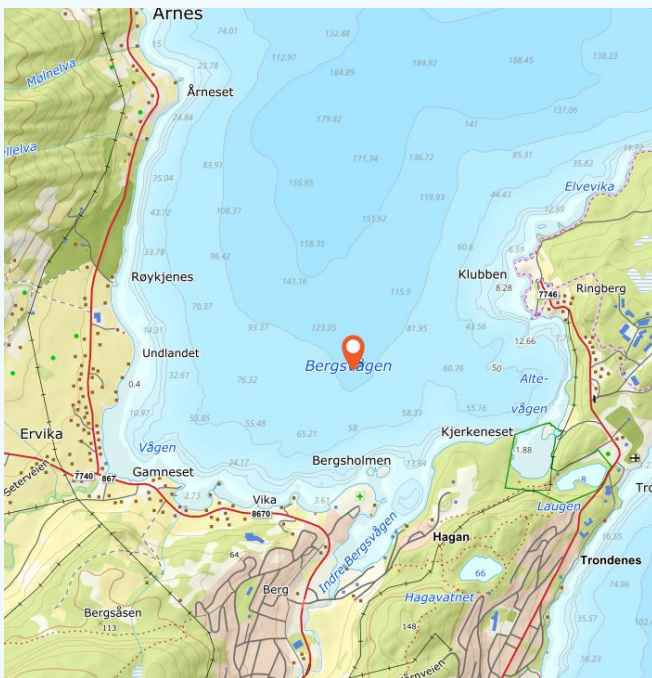
Tabell 5-1: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitetselementer	Tilstand
Biologisk	
Bløt bunnsfauna	God
Planteplakton nEQR	Moderat
Fysisk-Kjemisk	
Oksygenforhold	Svært god
Nitrogenforhold	Svært god
Forsforforhold	Svært god
Kjemisk tilstand	Dårlig (middels presisjon)

Tabell 5-2: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygenkonsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygenkonsentrasjon
Dagens rensing	7,79	Svært god
Sekundærrensing	7,92	Svært god

Figur 5-2: Målepunkt for oksygenmåling



Tabell 5-3: Tilknyttede kommunale renseanlegg

Nr.	Kommunale renseanlegg	Type renseanlegg	BOF5 belastning (pe)	Utslipps dyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig rensekrav
1	Bergsodden RA	Mekanisk – sil/rist*	4 668	-10,7	Harstad (17 726)	Sekundærrensing
2	Hagan II	Mekanisk – slamavskiller	68	-13,8	Harstad (17 726)	Sekundærrensing

Merknad: * I 2024 ble Bergsodden RA bygget om til et kjemisk renseanlegg. Bergsodden RA har krav om primærrensing, mens Hagan II har kun krav om mekanisk rensing.

Kilder: Vann-Nett

5.1 Case 1: Bergsvågen

Bergsvågen er en liten, men dyp beskyttet fjord. I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «lav risiko» med en risikoscore på 0,20 (0,05 poeng under grensen til moderat risiko). Oksygenforholdet i dypvannet er svært godt med et oksygennivå på 7,8 mg O₂/L (1,4 mg O₂/L over grensen til god tilstand). Det mangler imidlertid verdi for tilstanden for planteplankton, så denne er satt til moderat siden de andre parameterne antyder god eller bedre tilstand (se Tabell 5-1). Det synes derfor ikke være behov for å redusere tilførslene for å hindre overgjødsling/eutrofiering.

Det er to renseanlegg som er knyttet til tettbebyggelsen (Harstad) med utslipp til denne vannforekomsten (se Tabell 5-3). Den samlede gjennomsnittlige BOF5-belastningen på renseanleggene i 2021-2023 var på 4 700 tonn O₂/år, men basert på alle renseanleggene tilknyttet Harstad i denne perioden hadde Harstad en størrelse tilsvarende ca. 17 700 tonn O₂/år der flere renseanlegg slipper ut til andre kystvannforekomster i området. I perioden 2021-2023 var begge renseanleggene mekaniske renseanlegg, der det største av dem (Bergsodden RA) var et finsilanlegg.

Denne kystvannforekomsten ser imidlertid ut til å være så robust at selv uten noen rensing av utslippet fra Bergsodden RA, så indikerer eutrofimodellen at oksygentilstanden i bunnvannet ikke vil reduseres nevneverdig (fra 7,79 mg O₂/L til 7,75 mg O₂/L) (se Tabell 5-2).

Modelleringen viser videre at oksygenkonsentrasjonen ved overholdelse av sekundærkravet er på 7,92 mg O₂/L (se Tabell 5-2). Siden vannet allerede har god økologisk tilstand, og det er lav risiko for eutrofiering, vil endring i renskravene ikke medføre vesentlige nytteverdier.

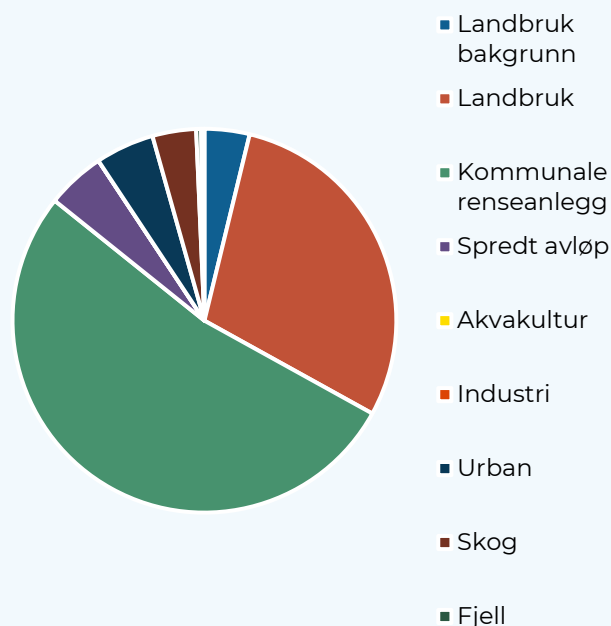
Se Vedlegg D for ytterligere informasjon om Bergsvågen.

Naturmangfold

Antall berørte: De Skjerpede renskravene kan påvirke ikke-bruksverdien av de marine økosystemene i Bergsvågen, som blant annet omfatter verdien av biologisk mangfold, arter og viktige naturtyper. For ikke-bruksverdier vurderer vi den nasjonale befolkningen som berørt, noe som gir **mange berørte**.

Påvirkning per berørt: Siden den økologiske tilstanden i vannet er god, og det er lav risiko for eutrofiering vil den marginale økningen i

Figur 5-4: Total potensiell TOF for Bergsvågen



Kilde: Vann-Nett

oksygenkonsentrasjonen ved overholdelse av sekundærrenskravet ikke medføre vesentlige økologiske effekter i vannet i Bergsvågen. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt er så begrenset at den er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (7.6). Området innehar et rikt dyre- og fugleliv, der strandsonen og vannet er sentralt for å sikre området som habitat (Harstad Turlag, m.fl., 2019). Det er dermed ingenting som tilsier at verdien av naturmangfoldet på Bergsvågen bør nedjusteres fra utgangsverdien. Enhetsnyttene for naturmangfoldet er dermed satt til **stor verdi**.

Samlet verdi: Siden påvirkning per berørt er neglisjerbar, vil den samlede samfunnsøkonomiske verdien for naturmangfold være **ubetydelig/neglisjerbar**.

Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vann i Bergsvågen primært berøre tettbebyggelsen som bor i umiddelbar nærhet av vannforekomsten. Det er i underkant av 18 000 mennesker som er knyttet til renseanleggene, og vannforekomsten, og vi vurderer dermed at det er **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Siden vannet allerede har god tilstand vil økt rensing i liten grad ha noe å si for opplevelsen av vannforekomsten for de som bruker den til friluftslivs- og rekreasjonsaktiviteter. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon er satt til middels verdi (Vedlegg A). Figur 5-5 viser kartlagte og verdsatte friluftsområder rundt Bergsvågen, men selve vannforekomsten er ikke verdsatt. Det er liten grunn til å tro at det området som er merket som spesielt viktig område ved vannforekomsten blir påvirket av økt rensing, og vi beholder enhetsnyttens på utgangsverdien som **middels verdi**.

Samlet vurdering: Siden påvirkning per berørt er neglisjerbar, vil den samlede samfunnsøkonomiske verdien for friluftsliv og rekreasjon være **ubetydelig/neglisjerbar**.

Klimaregulering

Antall berørte: siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi vurderer vi at det er særlig den regionale befolkningen som blir berørt av de skjerpede kravene i Bergsvågen. Dette omfatter i overkant av 17 000 mennesker, og vurderes dermed som **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: det er veldig usikkert om økt rensing påvirker økosystemenes evne til å karbonopptak og lagring, jf. Vurderingen vår av utgangsverdi, vurderer vi at påvirkning per berørt er **neglisjerbar/liten positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til **middels verdi** (se Vedlegg A).

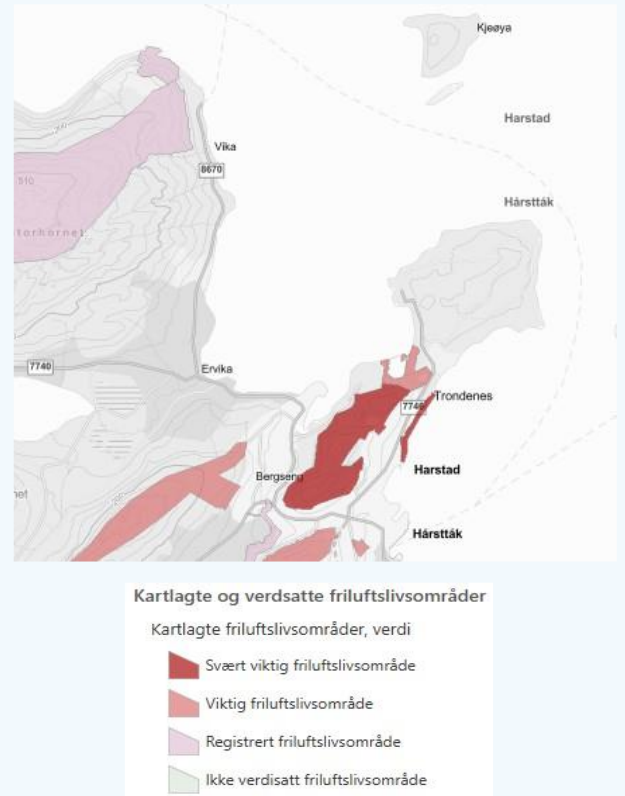
Samlet vurdering: Samlet gir dette en neglisjerbar/liten positiv verdi for klimaregulering for Bergsvågen

Biologisk kontroll

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vannet i Bergsvågen primært berøre tettbebyggelsen som er tilknyttet vannforekomsten. Det er i underkant av 17 000 mennesker. Vi vurderer dette er **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: De to renseanleggene tilknyttet Bergsvågen vannforekomst har i dag mekanisk rensing, én sil/rist, og én slamavskiller. Revidert direktiv stiller krav til sekundærrensing for begge anleggene. Disse strengere kravene vil medføre økt fjerning av patogener. Vi tar utgangspunkt i utgangsverdien for påvirkning per berørt for denne endringen i rensegrad, og vurderer at påvirkning per berørt er **middels positiv**.

Figur 5-5: Kartlagte friluftsområder, Bergsvågen



Kilde: Naturbase, Miljødirektoratet (2026)

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til middels stor (se Vedlegg B). 0Det fremkommer ikke noe informasjon som tilsier at biologisk kontroll bør justeres opp eller ned fra denne utgangsverdien. Vi vurderer dermed at enhetsnyttens er **middels verdi**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette **liten positiv verdi** for biologisk kontroll for Bergsvågen.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi**, jf. Beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

For denne økosystemtjenesten vil det være begrenset relevans å vurdere nytteverdier knyttet til direkte vannuttak til næringsformål. Vannforekomsten er ikke påvirket av kommersielt fiskeri eller akvakultur. Siden det er kystvannforekomst blir heller ikke vannet brukt som drikkevannskilde, og har derfor ingen nytteverdier knyttet til dette. Det er ikke registrert annen relevant næringsvirksomhet der vannet inngår som en viktig rolle. Vannforsyning vil dermed ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi**.

Opsjonsverdi

Opsjonsverdien av Bergsvågen er usikker og fremtidig, og ikke nødvendigvis kjent i dag. Siden vannet allerede har god tilstand og lav risiko for eutrofiering er trolig opsjonsverdien begrenset. På grunn av usikkerheten i vurderingene, vurderer vi at opsjonsverdien er **liten positiv**.

5.1.1 Samlet vurdering

Figur 5-6 sammenstiller vurderingen av miljøvirkninger for Bergsvågen. Vannforekomsten har god økologisk tilstand og lav risiko for eutrofiering. Endrede renskrav gir kun marginale forbedringer i oksygenkonsentrasjon og følgelig ingen endring i økologisk tilstand. Nytteverdiene er derfor gjennomgående svært begrensede, men kun mindre bidrag fra biologisk kontroll og opsjonsverdier.

Figur 5-6: Vurdering av miljøvirkninger for case 1: Bergsvågen

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Neglisjerbar	Stor	Ubetydelig/neglisjerbar
Friluftsliv og rekreasjon	Få	Neglisjerbar	Middels	Ubetydelig/neglisjerbar
Klimaregulering	Få	Neglisjerbar/liten positiv	Middels	Neglisjerbar/liten positiv verdi
Biologisk kontroll	Få	Middels positiv	Middels	Liten positiv verdi
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Neglisjerbar
Vannforsyning	-	-	-	Neglisjerbar
Opsjonsverdi	-	-	-	Liten positiv verdi

Illustrasjon: Oslo Economics

Case 2: Nordfjordeid

Nøkkelinformasjon	Nordfjordeid
Vannområde	Nordfjord
Økoregionkyst	Nordsjøen Nord
Vannregion	Vestland
Type kystvann	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord
Terskelfjord med dårlig utskifting	Nei
Effektiv dybde	32,52 m
Andel utslipp fra kommunale rensesanlegg	40 prosent
Økologisk tilstand	Moderat (Lav presisjon)
Risikoklasse	Moderat (R: 0,25)

Figur 5-7: Målepunkt for oksygenmåling



Tabell 5-6: Tilknyttede kommunale rensesanlegg

Nr.	Kommunale rensesanlegg	Type rensesanlegg	BOF5 belastning (pe)	Utslippsdyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig renskrav
1	Mehl RA	Mekanisk – sil/rist	4 342	-19,6	Nordfjordeid (3 454)	Sekundærrensing

Merknad: Mehl RA har kun krav til mekanisk rensing, ikke primærrensing.

Figur 5-8: Kart over vannforekomst og tilknyttede kommunale rensesanlegg



Tabell 5-4: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitetselementer	Tilstand
Biologisk	
Bløtbunnsfauna nEQR	God
Planteplakton nEQR	Moderat
Fysisk-kjemisk	
Oksygenforhold	Svært god
Nitrogenforhold	Ikke klassifisert
Forsforforhold	Ikke klassifisert
Kjemisk tilstand	Dårlig (lav presisjon)

Tabell 5-5: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygenkonsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygenkonsentrasjon
Dagens rensing	8,01	Svært god
Sekundærrensing	8,24	Svært god

5.2 Case 2: Nordfjordeid

I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «moderat risiko» med en risikoscore på 0,25. Dette gjør den til tross for svært god tilstand for oksygen i bunnvannet fordi alle de andre parameterne som brukes inn i risikovurderingen tilsier moderat tilstand. Status for planteplankton var ikke tilgjengelig, men her foreligger det status for makroalger (merk: status for 2013). Bløtbunnsfauna og siktedyp tilsier imidlertid god status, men også her er data fra helt tilbake i 2013. Det kan med andre ord være aktuelt å vurdere behovet for å redusere tilførslene til denne vannforekomsten.

Figur 5-9 viser at en betydelig andel av den totale TOF-belastningen i vannforekomsten kommer fra kommunale renseanlegg.

Det er kun ett renseanlegg tilknyttet Nordfjordeid (se Figur 5-7). Dette er et mekanisk finsilanlegg som i perioden 2021-2023 hadde et TOF-utslipp på 305 tonn O₂/år. Hvis dette anlegget blir oppgradert til sekundærrensing, er det forventet å slippe ut 270 tonn O₂/år. På bakgrunn av modellsimuleringene vil dette kunne bedre oksygenforholdene i bunnvannet ytterligere fra 8,01 mg O₂/L til 8,24 mg O₂/L.

I vår analyse av nytteverdiene vurderer vi at bedringen i oksygenforholdene, ved overholdelse av sekundærrensingskravet, kan i beste fall bedre den økologiske tilstanden fra «moderat» til «god». Ved å gjøre denne antakelsen kan vi i verste fall overestimere nyttevurderingene i analysen. Nærmere diskusjon av usikkerheten i analysen omtales i kapittel 4.5.

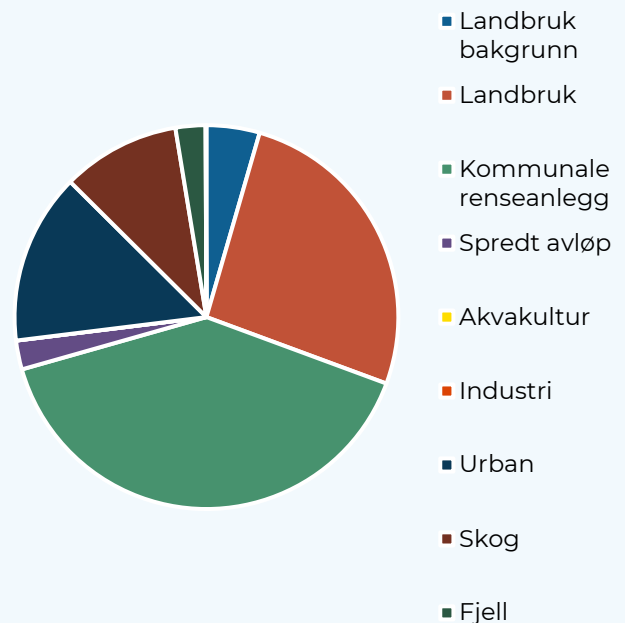
Se Vedlegg D for ytterligere informasjon om Nordfjordeid.

Naturmangfold

Antall berørte: Skjerpede rensekrav kan påvirke ikke-bruksverdien av de marine økosystemene i Nordfjordeid, som blant annet omfatter verdien av biologisk mangfold, arter og viktige naturtyper. For ikke-bruksverdier vurderer vi den nasjonale befolkningen som berørt, noe som gir **mange berørte**.

Påvirkning per berørt: Økt oksygenkonsentrasjon som følge av strengere rensekrav kan medføre en betydelig økologisk effekt for naturmangfoldet i fjorden. God økologisk tilstand i vannet kan medføre reetablering av artsrik bløtbunnsfauna og fungerende gyte- og oppvekstområder. Gitt moderat risiko for eutrofiering vurderes forbedret rensing av vannforekomsten å ha en positiv effekt

Figur 5-9: Total potensiell TOF for Nordfjordeid



Kilde: Vann-Nett

på påvirkning per berørt. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt er **middels positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (Vedlegg A). Naturmangfoldet i vannforekomsten er preget av overgangen mellom ferskvann fra Eidselva og saltvann fra Nordfjorden. Dette gir et brakkvannsmiljø med relativt høy biologisk produksjon og variasjon av arter, spesielt fisk, plankton og bunndyr som tåler skiftende salinitet. Området er også viktig for laks og sjøørrett. På denne bakgrunn vurderer vi at utgangsverdien på enhetsnytte beholdes på **stor verdi**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **stor positiv verdi** for naturmangfoldet i Oslofjorden.

Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: Vannforekomsten brukes til aktiviteter som fiske, padling og turer langs strandsonen, og nærheten til sentrum gjør det lett tilgjengelig. Det er spesielt tettbebyggelsen i Nordfjordeid som bruker vannforekomsten, men det brukes også i mindre grad av tilreisende, særlig i sommerhalvåret. Siden primært er tettbebyggelsen som bruker vannet til friluftsliv og rekreasjon, og det utgjør om lag 3 500 personer, vurderer vi det som **få berørte**.

Påvirkning per berørt: En forbedring i den økologiske tilstanden fra «moderat» til «god» som følge av bedring i oksygenkonsentrasjon i vannet, kan gi betydelige forbedringer for de som bor langs Nordfjordeid vannforekomst. En slik tilstandsforbedring kan gjøre vannet mer attraktivt, blant annet gjennom synlige forbedringer og redusert lukt. Siden det som er synlig på overflaten i stor grad påvirker opplevelsen av vannkvaliteten, vil økt rensing særlig kunne forbedre forholdene i områder som er relevante for rekreasjon og friluftsliv.

Ettersom det finnes få alternative kystområder for rekreasjon og friluftsliv for tettbebyggelsen, vil forbedringer i Nordfjordeid ha spesielt stor verdi for befolkningen som bor i nærheten av fjordarmen. Gitt moderat risiko for eutrofiering, vil forbedringer i vannforekomsten ha en ytterligere positiv effekt. Vi vurderer at påvirkning per berørt for befolkningen som bruker vannforekomsten til friluftsliv og rekreasjon er **middels positiv**. Vi vurderer at påvirkning per berørt for befolkningen som bruker vannforekomsten til friluftsliv og rekreasjon er **middels positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon er satt til middels verdi (Vedlegg A). Figur 5-10 viser kartlagte og verdsatte friluftsområder i Nordfjordeid. Som figuren viser er det mange viktige og svært viktige områder rundt vannforekomsten, men selve Nordfjordeid er ikke verdsatt. Vi vurderer at enhetsnyttens bør forbli på utgangsverdien på **middels stor enhetsnytte**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **liten positiv verdi** for friluftsliv og rekreasjon i Nordfjordeid.

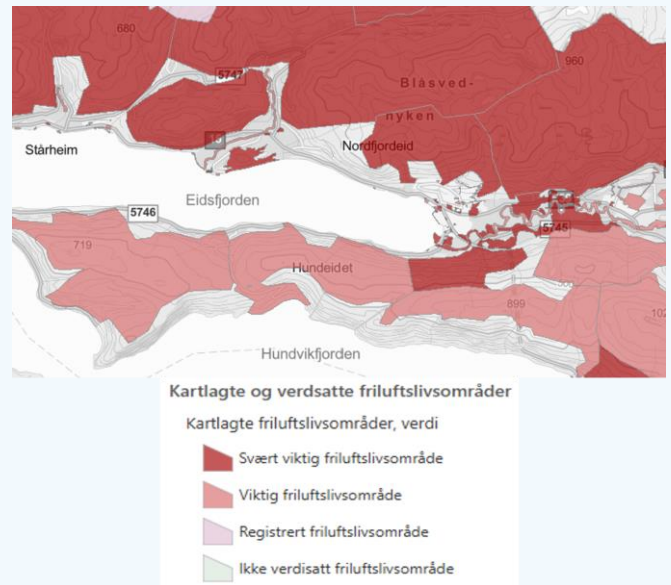
Klimaregulering

Antall berørte: siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi vurderer vi at det er særlig den regionale befolkningen som blir berørt av de skjerpede kravene i renseanleggene som renner ut til Nordfjordeid. Dette omfatter i overkant av 3 500 mennesker, og vurderes dermed som **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: det er veldig usikkert om bedre rensing påvirker økosystemenes evne til å karbonopptak og lagring, jf. Vurderingen vår av utgangsverdi, vurderer vi at påvirkning per berørt er **neglisjerbar/liten positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til middels verdi (se Vedlegg A). Det er ikke grunnlag for å si at enhetsnyttens har særskilt høyere verdi enn standardverdien. Vi vurderer enhetsnyttens til **middels**.

Figur 5-10: Kartlagte friluftslivsområder, Nordfjordeid



Kilde: Naturbase, 2026

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **ubetydelig/neglisjerbar verdi** for klimaregulering i Nordfjordeid.

Biologisk kontroll

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vannet i Nordfjordeid primært berøre tettbebyggelsen tilknyttet renseanlegget. Det er om lag 3 500 mennesker. Vi vurderer dette er **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Renseanlegget tilknyttet Nordfjordeid har i dag mekanisk rensing (sil/rist), og vil i tråd med det reviderte direktivet få minstekrav om sekundærrensing. Denne endringen i rensegrad vil i større grad fjerne patogener i vannet. Det vil dermed være betydelige nytteverdier knyttet til denne økosystemtjenesten for Nordfjordeid. I tråd med kapittel 4.3.2, vurderer vi at påvirkning per berørt er **middels positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til middels stor (se Vedlegg B). ODet fremkommer ikke noe informasjon som tilsier at biologisk kontroll bør justeres opp eller ned fra denne utgangsverdien. Vi vurderer dermed at enhetsnyttens er **middels verdi**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **liten verdi** for biologisk kontroll i Nordfjordeid.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi**, jf. beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

For denne økosystemtjenesten vil det være begrenset relevans å vurdere nytteverdier knyttet til direkte vannuttak til næringsformål. Vannet har i liten grad en rolle som råvann for jordbruk, eller annen vannintensiv næringsaktivitet. Vannet brukes ikke som drikkevannskilde. Siden reiseliv har en viss, men ikke dominerende betydning for vannforekomsten, vurderer vi at effekten vil være indirekte, og derfor ha begrenset nytteverdi av å rense mer. På bakgrunn av dette vurderer vi av bedre vannrensing vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi** for denne virkningen.

Opsjonsverdi

Opsjonsverdien av Nordfjordeid er usikker og fremtidig, og ikke nødvendigvis kjent i dag. Opsjonsverdien av å rense, som kan føre til redusert forringelse av økosystemene i Nordfjordeid, kan potensielt forsinke eller motvirke irreversible virkninger på fjorden. Gitt at risikoen for eutrofiering er moderat, vil tiltak som renser vannet

kunne bidra positivt til å sørge for at O₂-tålegrensen ikke overskrides.

Det kan være relevante opsjonsverdier i alle økosystemtjenestene, men for denne vannforekomsten vurderer vi at det særlig kan innebære fremtidig økt bruk til rekreasjon og friluftsliv, inkludert bedre fiske eller naturbaserte opplevelser, og mulig fremtidig ressursbruk, til for eksempel forskning eller lokal næring. Vi vurderer dermed at det er en positiv og økende opsjonsverdi med bedre vannkvalitet, selv om dagens bruk er noe begrenset. Vi vurderer at opsjonsverdien har **liten positiv verdi**.

5.2.1 Samlet vurdering

Figur 5-11 viser vurderingen av miljøvirkninger for Nordfjordeid. Denne vannforekomsten har moderat tilstand og moderat risiko for eutrofiering. Økt rensing kan bidra til forbedring til god tilstand, noe som gir positive nytteverdier, spesielt tilknyttet naturmangfold, og i noe grad friluftsliv og rekreasjon, og biologisk kontroll. Samtidig er nytten begrenset av få berørte brukere og usikkerhet knyttet til effektens omfang.

Figur 5-11: Vurdering av miljøvirkninger for case 2: Nordfjordeid

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Middels positiv	Stor	Stor positiv verdi
Friluftsliv og rekreasjon	Få	Middels positiv	Middels	Liten positiv verdi
Klimaregulering	Få	Neglisjerbar/liten positiv	Middels	Neglisjerbar/liten positiv verdi
Biologisk kontroll	Få	Middels positiv	Middels positiv	Liten positiv verdi
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
Vannforsyning	-	-	-	Ubetydelig/neglisjerbar
Opsjonsverdi	-	-	-	Liten positiv verdi

Case 3: Sørfjorden Indre del

Nøkkelinformasjon	Sørfjorden Indre del
Vannområde:	Ullensvang
Økoregionkyst:	Nordsjøen Sør
Vannregion	Vestland
Type kystvann:	Ferskvannspåvirket beskyttet fjord
Terskefjord med dårlig utskifting	Nei
Effektiv dybde	52,79 m
Andel utslipp fra kommunale renseanlegg	63 prosent
Økologisk tilstand	Dårlig (høy presisjon)
Risikoklasse	Kritisk (R=0,68)

Figur 5-12: Målepunkter for oksygenmåling



Tabell 5-9: Tilknyttede kommunale renseanlegg

Nr.	Kommunale renseanlegg	Type renseanlegg	BOF5 belasting (pe)	Utslippsdyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig rensekrav
1	Holmen RA	Mekanisk – sil/rist	4 500	-2,7 m	Odde (4 991)	Sekundærrensing

Merknad: Holmen RA har kun krav om mekanisk rensing, ikke primærrensing.

Kilder: Norsk Vann-Nett

Figur 5-13: Kart over vannforekomst og tilknyttede kommunale renseanlegg



Tabell 5-7: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitetslementer	Tilstand
Biologisk	
Bløtbunnsfauna nEQR	God
Makroalger	Moderat
Plantep plankton nEQR	Dårlig
Fysisk-Kjemisk	
Oksygenforhold	Moderat
Nitrogenforhold	Ikke klassifisert
Forsforhold	Ikke klassifisert
Kjemisk tilstand	Dårlig (høy presisjon)

Tabell 5-8: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygenkonsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygenkonsentrasjon
Dagens rensing	4,35	Moderat
Sekundærrensing	5,06	God

5.3 Case 3: Sørfjorden Indre del

I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «kritisk risiko» med en risikoscore på 0,68. Dette skyldtes at manglende data for planteplankton og dårlig økologisk tilstand førte til at planteplankton ble satt ned fra *presumptivt moderat* til *presumptivt dårlig tilstand*. Risikovurderingen tilsier at det er nødvendig å redusere tilførslene for å bedre oksygenforholdene i bunnvannet, noe som igjen potensielt kan hjelpe på den generelle dårlige økologiske tilstanden i vannforekomsten.

Det er kun ett renseanlegg tilknyttet Odda (Tabell 5-6). Dette er et mekanisk finsilanlegg som i perioden 2021-2023 hadde et TOF-utslipp på 359 tonn O₂/år (Tabell 5-6). Hvis dette anlegget blir oppgradert til sekundærrensing, er det forventet å slippe ut 311 tonn O₂/år. Modellsimuleringene antyder at denne oppgraderingen vil kunne bedre oksygenforholdene i bunnvannet fra moderat til god tilstand (DO > 5,01 mg O₂/L) (Tabell 5-5).

Utslippene fra renseanlegget utgjør 63 prosent av TOF-belastningen i vannforekomsten, mens urban avrenning fra tette flater er den nest største kilden til TOF (11 prosent). Samtidig er det godt kjent at Odda har betydelig med industri som, i hvert fall historisk, har bidratt til at den kjemiske tilstanden er dårlig i vannforekomsten. Det er i dag PAH og tungmetaller (As, Cu og Zn) som bestemmer den kjemiske tilstanden, noe som klart er koblet til industrien i området. Det er derfor usikkert om den økologiske tilstanden vil bedres av å redusere utslippene fra det kommunale renseanlegget.

Til tross for denne usikkerheten legger vi til grunn i vurderingen av nytten av de skjerpede rensekravene at overholdelse av sekundærrensekravene bidrar til å bedre den økologiske tilstanden i vannforekomsten (se kapittel 4.5 for omtale av usikkerhet).

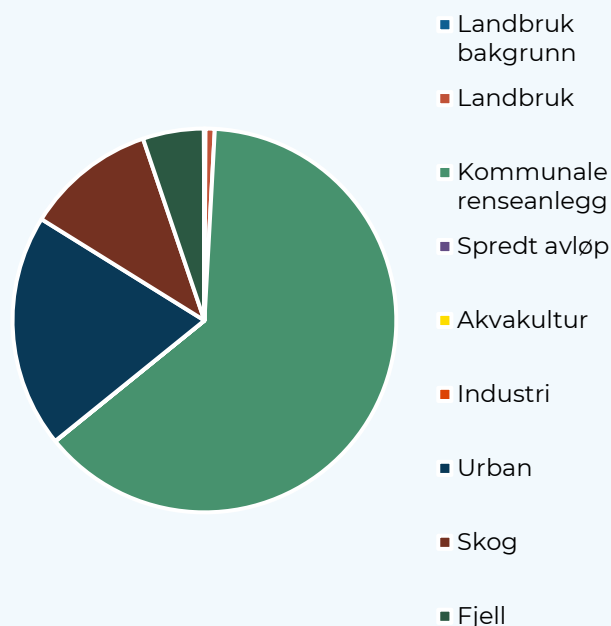
Se Vedlegg D for ytterligere informasjon om Sørfjorden Indre del.

Naturmangfold

Antall berørte: Skjerpede rensekraav kan påvirke ikke-bruksverdien av de marine økosystemene i Sørfjorden Indre del, som blant annet omfatter verdien av biologisk mangfold, arter og viktige naturtyper. For ikke-bruksverdier vurderer vi den nasjonale befolkningen som berørt, noe som gir **mange berørte**.

Påvirkning per berørt: Oksygenkonsentrasjonen ved overholdelse av sekundærrensekraavet vil kunne

Figur 5-14: Total potensiell TOF for Sørfjorden Indre del



Kilde: Vann-Nett

bedre tilstanden i vannet i Sørfjorden Indre del fra dårlig til moderat. Med utgangspunkt i utgangsverdiene, som skissert i 4.3.2, vil en slik tilstandsforbedring kunne medføre reetablering av økologiske prosesser og redusere internbelastningen i vannforekomsten. Dette indikerer en liten positiv påvirkning per berørt.

Gitt at risikoen for eutrofiering er vurdert som kritisk, det vil si at tålegrensen i vannforekomsten er overskredet eller svært nær å overskrides, vurderer vi imidlertid at påvirkning per berørt bør justeres opp til **middels positiv**. Grunnen til dette er at ved fravær av bedre rensekraav, så kan det føre til alvorlige og potensielt irreversible konsekvenser for naturmangfoldet. Rensing av vannet vil dermed medføre en større påvirkning på de berørte, ved at risikoen kan reduseres noe.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (se Vedlegg A). Sørfjorden Indre del har et naturmangfold som er typisk for terskelfjorder på Vestlandet, men med noen særtrekk som gjør det både rikt og sårbart på grunn av oksygenfattig bunnvann. Vi vurderer enhetsnyttens som **stor**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **stor positiv verdi** for naturmangfoldet i Sørfjorden Indre del.

Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vann i Sørfjorden Indre del primært berøre de som bruker vannforekomsten til friluftsliv og rekreasjon. Det er primært den regionale befolkningen som bruker dette området til rekreasjon. Vi vurderer at det er befolkningen i nærheten av vannforekomsten som primært vil oppleve økt nytte av strengere renskrav. Det er i underkant av 5 000 mennesker som er knyttet vannforekomsten, og vi vurderer dermed at det er **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Bedre rensing kan forbedre vanntilstanden fra dårlig til moderat, men dette vil ha begrenset effekt for de som benytter seg av området til rekreasjon og friluftsliv (se vurdering av utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon i kapittel 4.3.2). Siden risikoen for eutrofiering imidlertid vurderes som kritisk, vil bedre rensing som øker konsentrasjonen i vannet, kunne bidra til å redusere risikoen for oksygensvikt noe i vannforekomsten. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt bør justeres opp fra utgangsverdien på neglisjerbar, til **liten positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon er satt til middels verdi (Vedlegg A). Figur 5-15 viser kartlagte og verdsatte friluftsområder ved indre del av Sørfjorden. Selve vannforekomsten er registrert som et friluftsområde. Men det er særlig nærliggende fjellpartier som Trolltunga og Folgefonna nasjonalpark som er registrert som svært viktige friluftsområder. Det er liten grunn til å tro at områdene som er merket som spesielt viktige områder blir påvirket av økt rensing. Fordi selve vannforekomsten ikke er registrert som viktig eller svært viktig, beholder vi enhetsnyttens på utgangsverdien som **middels verdi**.

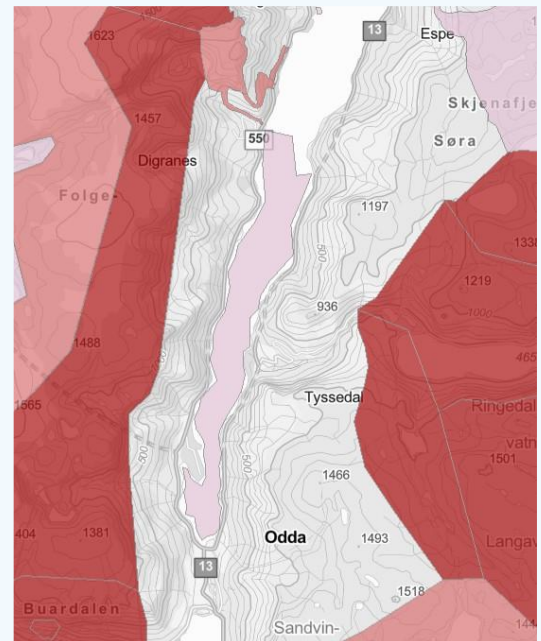
Samlet vurdering: Siden påvirkning per berørt er neglisjerbar, vil den samlede samfunnsøkonomiske verdien for friluftsliv og rekreasjon være **liten positiv verdi**.

Klimaregulering

Antall berørte: Siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi vurderer vi at det er særlig den regionale befolkningen som blir berørt av de skjerpede kravene i Sørfjorden Indre del. Dette omfatter i underkant av 5 000 mennesker, og vurderes dermed som **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Det er veldig usikkert om økt rensing påvirker økosystemenes evne til å karbonopptak og lagring, jf. Vurderingen vår av utgangsverdi, vurderer vi at påvirkning per berørt er **neglisjerbar/liten positiv**.

Figur 5-15: Kartlagte og verdsatte friluftsområder, Sørfjorden Indre del



Kartlagte og verdsatte friluftslivsområder

Kartlagte friluftslivsområder, verdi

- Svært viktig friluftslivsområde
- Viktig friluftslivsområde
- Registrert friluftslivsområde
- Ikke verdsatt friluftslivsområde

Kilde: Naturbase, Miljødirektoratet (2026)

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til **middels verdi** (se Vedlegg A).

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **neglisjerbar/liten positiv** verdi for klimaregulering for Sørfjorden Indre del.

Biologisk kontroll

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vannet i Sørfjorden Indre del primært berøre tettbebyggelsen som er tilknyttet vannforekomsten. Det er i underkant av 5 000 mennesker. Vi vurderer dette som **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Anlegget tilknyttet Sørfjorden Indre del har i dag mekanisk rensing med sil/rist. Ved innføringen av det reviderte direktivet blir anlegget nødt til å overholde minstekravet om sekundærrensing. Som omtalt i kapittel 4.3.2, vil det være en positiv påvirkning per berørt ved oppgradering fra primær- til sekundærrensing, ettersom det er på dette rensetrinnet at patogener i stor grad fjernes. Vi

vurderer dermed at påvirkning per berørt settes tilsvarende utgangsverdien på **middels stor**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til middels stor (se Vedlegg A). Det fremkommer ikke noe informasjon som tilsier at biologisk kontroll bør justeres opp eller ned fra denne utgangsverdien. Vi vurderer dermed at enhetsnytteten er **middels verdi**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette en **middels positiv** verdi for biologisk kontroll for Sørfjorden Indre del.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi**, jf. beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

I Hardangerfjordsystemet finnes det oppdrett, men det er begrenset indre del sammenlignet med ytre fjordområder. Fjorden brukes også noe til yrkesfiske men også i begrenset skala. I dag blir fjordvann i liten grad bruk som innsatsfaktor i industrien. Området fungerer i noen grad som en destinasjon og er dermed av betydning for reiselivsnæringen. Det er imidlertid primært opplevelsverdien av vannet. Siden det er ved endringen av økologisk tilstand fra moderat til god at det i stor grad utløses økte opplevelsverdier, og denne vannforekomsten forblir på moderat tilstand, vurderer vi at nytteverdien av å rense vannet i

Sørfjorden Indre del er begrenset, og vurderes som **neglisjerbar/ubetydelig**.

Opsjonsverdi

Fremtidig bruk av økosystemtjenester kan ha en verdi, selv om dette ikke nødvendigvis er kjent i dag. Rensing av vannet kan derfor gi en positiv opsjonsverdi, selv om denne vil være langsiktig og usikker. Gitt at risikoen for eutrofiering vurderes som kritisk, vil tiltak som renser vannet kunne bidra positivt til å sørge for at O₂-tålegrensen ikke overskrides. Vi vurderer dermed opsjonsverdien som en positiv. Gitt den kritiske risikoen for eutrofiering, vurderer vi imidlertid at opsjonsverdien for vannforekomsten justeres opp fra utgangsverdien liten til middels. Opsjonsverdien vurderes å gi **middels positiv nytte**.

5.3.1 Samlet vurdering

Figur 5-16 viser vurderingen av miljøvirkninger for Sørfjorden Indre del. Denne vannforekomsten kjennetegnes av dårlig økologisk tilstand og kritisk risiko for eutrofiering. Endrede renskrav kan gi betydelige forbedringer i oksygenforhold og redusere risikoen for alvorlige miljøskader på sikt. Nytteverdiene er derfor noe høyere sammenlignet med de andre caseeksemplene. Det er spesielt betydelig nytteverdier knyttet til naturmangfold, som også inkluderer verdien av å unngå irreversible økologiske skader. Det er også tilknyttet nytteverdier for friluftsliv og rekreasjon, og biologisk kontroll. Det er også en liten opsjonsverdi.

Figur 5-16: Vurdering av miljøvirkninger for case 3: Sørfjorden Indre del

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Middels	Stor	Stor positiv verdi
Friluftsliv og rekreasjon	Få	Liten	Middels	Liten positiv verdi
Klimaregulering	Middels	Neglisjerbar/liten positiv	Middels	Neglisjerbar/liten positiv verdi
Biologisk kontroll	Få	Middels	Middels	Middels positiv verdi
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Neglisjerbar
Vannforsyning	-	-	-	Neglisjerbar
Opsjonsverdi	-	-	-	Middels positiv verdi

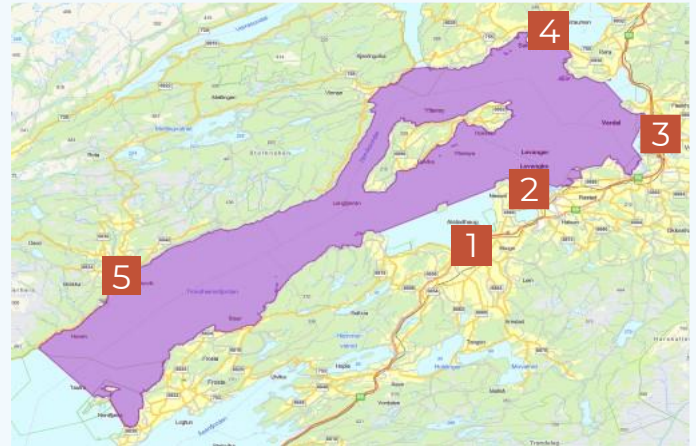
Case 4 Trondheimsfjorden – Levanger

Nøkkelinformasjon	Trondheimsfjorden – Levanger
Vannområde:	Inn-Trøndelag
Økoregionkyst:	Norskehavet Sør
Vannregion	Trøndelag
Type kystvann:	Beskyttet kyst/fjord
Terskefjord med dårlig utskifting	Nei
Effektiv dybde	156 m
Andel utslipp fra kommunale renseanlegg	13 prosent
Økologisk tilstand	Moderat (høy presisjon)
Risikoklasse	Moderat (R=0,3)

Figur 5-17: Målepunkter for oksygenmåling



Figur 5-18: Kart over vannforekomsten og tilknyttede kommunale renseanlegg



Tabell 5-10: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitetselementer	Tilstand
Biologisk	
Planteplankton nEQR	God
Makroalger	Svært god
Angiospermer	Moderat
Ålegras	Moderat
Bløtbunnsfauna	God
Fysisk-Kjemisk	
Oksygenforhold	God
Nitrogenforhold	Svært god
Fosforforhold	Svært god
Kjemisk tilstand	God

Tabell 5-11: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygenkonsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygenkonsentrasjon
Dagens rensing	6,13	God
Sekundærrensekrav	6,16	God
Tertiærrensekrav P	6,14	God
Tertiærrensekrav N	6,24	God

Tabell 5-12: Tilknyttede kommunale renseanlegg

Nr.	Kommunale renseanlegg	Type renseanlegg	BOF5 belastning (pe)	Utslippsdyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig rensekrav
1	Skogn RA	Mekanisk - sil/rist	2 885	-19	Skogn (2 872)	Sekundærrensing
2	Levanger sentrum Havna RA	Kjemisk	12 991	-20	Levanger (12 733)	Sekundærrensing*
3	Ørin RA	Kjemisk	32 757	-34,9	Verdalsøra (33 599)	Sekundærrensing*
4	Straumen RA	Mekanisk - sil/rist	1 577	-14,8	Straumen i Inderøy (1 577)	Sekundærrensing
5	Leksvik RA	Mekanisk - sil/rist	1 746	-6,5	Leksvik (1 783)	Sekundærrensing

Merknad: *Vil få tertiærrensing ved behov Alle de mekaniske anleggene har kun krav om mekanisk rensing (kap. 13), og ikke primærrensing.

5.4 Case 4: Trondheimsfjorden - Levanger

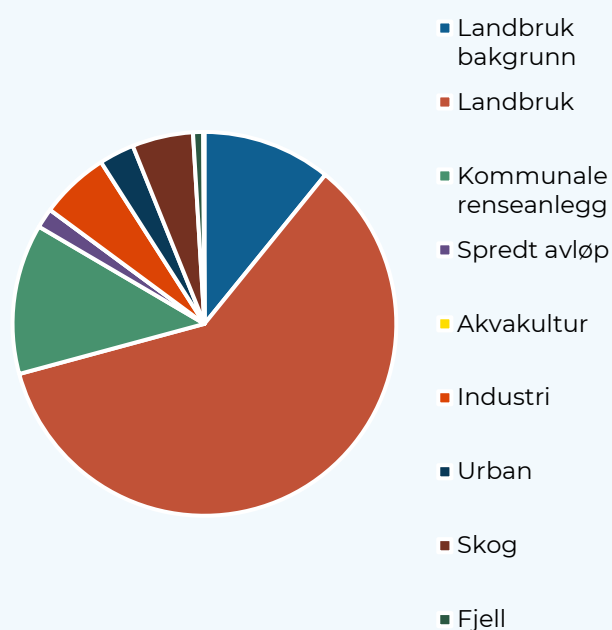
Trondheimsfjorden - Levanger er en dyp beskyttet fjord. I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «moderat risiko» med en risikoscore på 0,30. Både oksygenforholdene ved bunnen og planteplankton tilsier god status, men den økologiske tilstanden er moderat på grunn av moderat tilstand for ålegras i området (se Tabell 5-10). Samtidig viser andre miljøparametere som ikke er brukt til å vurdere risikoen for eutrofiering at miljøstatusen i vannforekomsten er svært god (makroalger, nitrogen og fosfor) eller god (bløtbunnsfauna og kjemisk kvalitet). Det er likevel grunn til å vurdere om en reduksjon i tilførselene av oksygenforbrukende stoffer til vannforekomsten kan redusere risikoen for eutrofiering.

Det er fem tettbebyggelser ≥ 1000 pe med hvert sitt avløpsrenseanlegg som har utslipp til vannforekomsten (Tabell 5-6). De to største renseanleggene som behandler avløpsvann fra de to tettbebyggelsene Levanger og Verdalsøra, som begge er $>10\ 000$ pe, er kjemiske renseanlegg, mens de tre øvrige renseanleggene er mekaniske finsilanlegg. Hvis alle anleggene oppgraderes til å tilfredsstille sekundærrensingskravet (de mekaniske anleggene til biologiske anlegg og de kjemiske anleggene til kjemisk-biologiske anlegg) sier eutrofimodellen at oksygennivået i bunnen øker fra 6,13 mg O₂/L til 6,16 mg O₂/L, med andre ord en meget marginal økning. Ved oppgradering av de mekaniske anleggene til kjemiske fellingsanlegg for P-fjerning er økningen i oksygennivå ved bunnen enda mer marginal, kun til 6,14 mg O₂/L. Dette skyldes sannsynligvis at modellen legger til grunn N-begrenset algevekst i denne vannforekomsten, og at BOF5-fjerningen er svakere med kjemisk rensing enn med biologisk rensing.

Selv ved implementering av nitrogenrensetrinn på de to største anleggene vil oksygenivå i bunnen ikke nå høyere enn 6,24 mg O₂/L (se Tabell 5-11). Dette vil ikke påvirke risikoscoren. Hvis oksygentilstanden hadde blitt «svært god» (6,44 mg O₂/L, ville risikoscoren endret seg til 0,18, som tilsvarer «liten risiko». Samtidig er det usikkert om en slik bedring av oksygenforholdene i bunnvannet har reell betydning når oksygenivået allerede er såpass høyt.

Den viktigste grunnen til den beskjedne responsen i vannforekomsten er sannsynligvis at det er landbrukstilførslene som dominerer TOF-tilførslene

Figur 5-19: Total potensiell TOF for Trondheimsfjorden - Levanger



Kilde: Vann-Nett

til vannforekomsten (60 prosent) (se Figur 5-19). Tilførslene fra de kommunale avløpsrensaneanleggene utgjør om lag 13 prosent av TOF-tilførslene. Eutrofimodellen gir imidlertid en overraskende liten respons på reduserte tilførsler fra landbruket. Dette handler sannsynligvis mest om feil/mangler ved modellen som gjør at den ikke fanger opp de reelle forholdene i denne vannforekomsten, spesielt når konsentrasjonen er såpass høy som den er.

Se Vedlegg D for ytterligere informasjon om Trondheimsfjorden - Levanger.

Naturmangfold

Antall berørte: Skjerpede renskrav kan påvirke ikke-bruksverdien av det marine økosystemet i Trondheimsfjorden, herunder verdier knyttet til biologisk mangfold, arter og naturtyper. For ikke-bruksverdier vurderer vi hele den nasjonale befolkningen som berørt, noe som tilsier **mange** berørte.

Påvirkning per berørt: Siden modelleringen av oksygenkonsentrasjon ikke indikerer en forbedring i tilstandskategori, og oksygenforholdene allerede er gode, vurderer vi at ytterligere rensing av avløp vil ha **neglisjerbar** påvirkning per berørt for naturmangfoldet.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (se Vedlegg B). Trondheimsfjorden – Levanger er et av Norges viktigste og mest artsrike marine naturområdene, kjent for sine kaldtvannskoraller, dype habitater og mange fiskearter. Vi vurderer dermed at enhetsnyttens bør beholdes på **stor verdi**.

Samlet vurdering: Gitt neglisjerbar påvirkning per berørt, vurderes den samlede verdien for naturmangfold som **ubetydelig/neglisjerbar**.

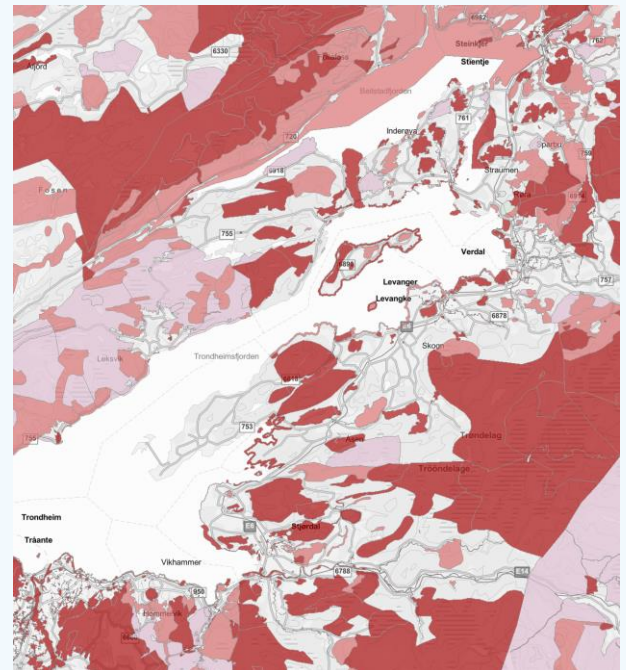
Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: Friluftsliv og rekreasjon i Trondheimsfjorden - Levanger berører i hovedsak den regionale og lokale befolkningen langs fjorden, anslagsvis i overkant av 52 000 personer. Dette tilsier **middels** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Siden den økologiske tilstanden ikke forventes å forbedres noe særlig som følge av skjerpede renskrav, vurderer vi at tiltakene i liten grad vil endre opplevelsen av vannforekomsten for rekreasjonsbrukere. Påvirkning per berørt vurderes derfor som **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon er satt til middels verdi (se Vedlegg B). Figur 5-20 viser kartlagte og verdsatte

Figur 5-20: Kartlagte og verdsatte friluftsområder, Trondheimsfjorden



Kartlagte og verdsatte friluftslivsområder

Kartlagte friluftslivsområder, verdi

- Svært viktig friluftslivsområde
- Viktig friluftslivsområde
- Registrert friluftslivsområde
- Ikke verdsatt friluftslivsområde

Kilde: Naturbase, Miljødirektoratet (2026)

friluftsområder i Trondheimsfjorden - Levanger, der vi ser at flere av de mest verdsatte områdene ligger noe tilbaketrukket fra fjorden og områdene som vil påvirkes mest av endrede utslippsforhold er i mindretall. Enhetsnyttens av friluftsliv og rekreasjon beholdes dermed likt som utgangsverdien, og vurderes til **middels** verdi.

Samlet vurdering: Den samlede verdien for friluftsliv og rekreasjon vurderes som **ubetydelig/neglisjerbar**.

Klimaregulering

Antall berørte: Siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi vurderer vi at det særlig er den regionale befolkningen som vil bli berørt av skjerpede krav i Trondheimsfjorden - Levanger. Dette omfatter i overkant av 52 000 mennesker og vurderes som **middels** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Modelleringen av oksygenkonsentrasjon indikerer ikke en forbedring i tilstandskategori da oksygenforholdene allerede er

gode, ytterligere rensing vil ha **neglisjerbar** påvirkning per berørt.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til **middels verdi** (se Vedlegg B). Det foreligger ikke grunnlag for å justere denne verdien for Trondheimsfjorden.

Samlet vurdering: Den samlede verdien for klimaregulering blir **ubetydelig/neglisjerbar**.

Biologisk kontroll

Antall berørte: For denne virkningen vil rensingen av vannet i Trondheimsfjorden - Levanger primært berøre tettbebyggelsen som er tilknyttet vannforekomsten. Det er i overkant av 52 000 mennesker. Vi vurderer dette som **middels** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Tre av renseanleggene tilknyttet Trondheimsfjorden Levanger som i dag har mekanisk rensing vil få minstekrav om sekundærrensing. Bedre rensing fra disse anleggene kan bidra til å redusere forekomsten av bakterier og patogener. For de øvrige renseanleggene vil ikke strengere krav medføre store endringer fordi det allerede finnes en viss barriere mot patogener i vannet ved dagens rensing, jf. beskrivelsen i kapittel 4.3.2. Vi vurderer dermed påvirkning per berørt som **liten positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til **middels verdi** (se Vedlegg B). Det foreligger ikke grunnlag for å justere denne verdien for Trondheimsfjorden.

Samlet vurdering: Den samlede samfunnsøkonomiske verdien for biologisk kontroll vurderes som **liten positiv**.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar** verdi, jf. beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

Skjerpede rensekrav forventes ikke å medføre endringer i økologisk tilstand eller vannkvalitet som kan gi grunnlag for nye eller endrede nytteverdier knyttet til vannforsyning. Det er dermed ikke grunnlag for å justere utgangsverdien for vannforsyning i dette tilfellet, og samlet virkning for vannforsyning vil være **ubetydelig/neglisjerbar**.

Opsjonsverdi

Opsjonsverdien i Trondheimsfjorden – Levanger er usikker og fremtidig, og ikke nødvendigvis kjent i dag. Opsjonsverdien av å rense for avløpsvann kan ha en viktig opsjonsverdi innenfor alle økosystemtjenestene. Vi vurderer at opsjonsverdien i Bømlafjorden er langsiktig og usikker, vi vurderer dermed at det er **liten positiv opsjonsverdi**.

5.4.1 Samlet vurdering

Figur 5-21 viser vurderingen av miljøvirkninger for Trondheimsfjorden Levanger. Denne vannforekomsten har moderat tilstand og moderat risiko for eutrofiering. Samtidig utgjør kommunale utslipp en mindre andel av den samlede belastningen på vannforekomsten. Endrede rensekrav i renseanleggene gir dermed begrenset effekt på miljøtilstanden. Nytteverdiene er følgelig små, med kun mindre positive bidrag fra biologisk kontroll.

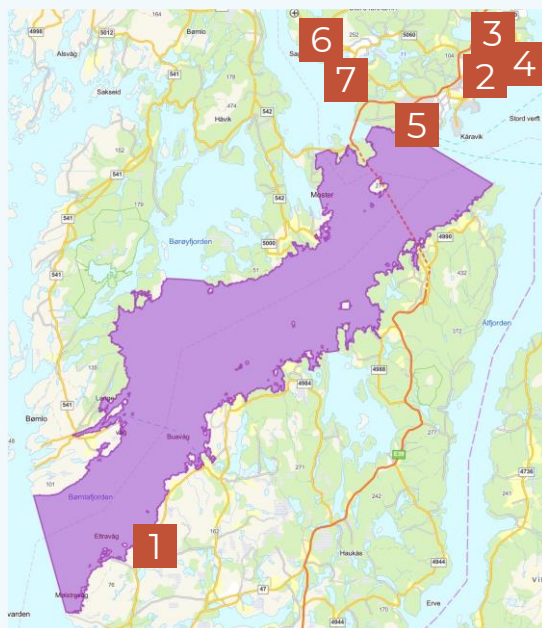
Figur 5-21: Vurdering av miljøvirkninger for case 4: Trondheimsfjorden - Levanger

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Friluftsliv og rekreasjon	Middels	Neglisjerbar	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig
Klimaregulering	Middels	Neglisjerbar	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig
Biologisk kontroll	Middels	Liten positiv	Middels	Liten verdi
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Neglisjerbar/ubetydelig
Vannforsyning	-	-	-	Neglisjerbar/ubetydelig
Opsjonsverdi	-	-	-	Liten positiv

Case 5 Bømlafjorden

Nøkkelinformasjon	Bømlafjorden
Vannområde:	Sunnhordland
Økoregionkyst:	Nordsjøen Sør
Vannregion	Hordaland
Type kystvann:	Moderat eksponert kyst
Terskel fjord med dårlig utskifting	Nei
Effektiv dybde	193,96 m
Andel utslipp fra kommunale rensanlegg	11 prosent
Økologisk tilstand	Moderat (høy presisjon)
Risikoklasse	Moderat (R=0,25)

Figur 5-23: Kart over vannforekomsten og tilknyttede kommunale rensanlegg



Tabell 5-13: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitetselementer	Tilstand
Biologisk	
Planteplankton nEQR	Moderat
Makroalger	Svært god
Bløtbunnsfauna	God
Fysisk-Kjemisk	
Oksygenforhold	Svært god
Nitrogenforhold	Svært god
Fosforforhold	Svært god
Kjemisk tilstand	Dårlig (høy)

Tabell 5-14: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygenkonsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygenkonsentrasjon
Dagens rensing	7,26	Svært god
Sekundærrensingskrav	7,30	Svært god
Tertiærrensingskrav P	7,30	Svært god
Tertiærrensingskrav N	7,31	Svært god

Figur 5-22: Målepunkter for oksygen



Tabell 5-15: Tilknyttede kommunale renseanlegg

Nr.	Kommunale renseanlegg	Type renseanlegg	BOF5 belastning (pe)	Utslippsdyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig rensekrav
1	Sveio sentrum/Eltravåg	Mekanisk - sil/rist	1 441	-26,1	Sveio (1 444)	Sekundærrensing
2	Bjelland	Urenset	1 291	-26,1	Leirvik (13 891)	Sekundærrensing*
3	Leirvik Nord - Frugarden RA	Mekanisk - sil/rist	1 725	-32,8	Leirvik (13 891)	Sekundærrensing*
4	Djupavik	Mekanisk - sil/rist	3 256	-44,2	Leirvik (13 891)	Sekundærrensing*
5	Skjersholmane RA	Annen rensing	3 123	-14,1	Leirvik (13 891)	Sekundærrensing*
6	Sagvåg Grunnevågen RA	Urenset	3 889	-19,6	Sagvåg (4 086)	Sekundærrensing
7	Sætravik RA	Urenset	197	-18,9	Sagvåg (4 086)	Sekundærrensing

Merknad: *Vil få tertiærrensing ved behov. Renseanleggene tilknyttet Sveio og Sagvåg har kun krav om mekanisk rensing, ikke primærrensing. Renseanleggene tilknyttet Leirvik har krav om primærrensing.

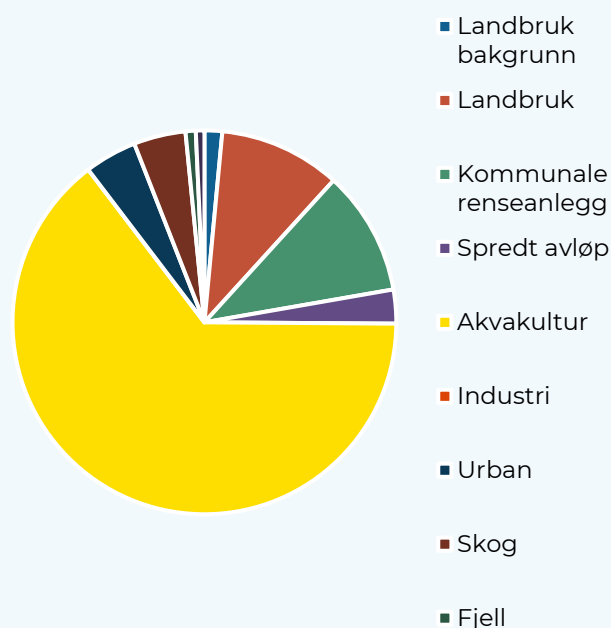
5.5 Case 5: Bømlafjorden

Bømlafjorden er en stor og dyp moderat eksponert kystvannforekomst. I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «moderat risiko» med en risikoscore på 0,25. Oksygenforholdene ved bunnen tilsier svært god tilstand, men både den økologiske tilstanden og planteplankton tilsier moderat tilstand (se nøkkelinformasjon og Tabell 5-13). Samtidig viser andre miljøparametere som ikke er brukt til å vurdere risikoen for eutrofiering at miljøstatusen i vannforekomsten er svært god (makroalger, nitrogen og fosfor) eller god (bløtbunnsfauna). Den kjemiske tilstanden er imidlertid dårlig på bakgrunn av høye målinger av PAH⁶ og kvikksølv. Samlet sett er det grunn til å vurdere behovet for å redusere tilførselene på grunn av planteplankton og fordi den økologiske tilstanden er satt til moderat, men når oksygenforholdet ved bunnen uansett er svært godt, vil ikke eutrofimodellen gi noe godt svar på hva som kan redusere den presumptive moderate risikoen for overgjødning/eutrofiering.

Det er tre tettbebyggelser med utslipp til vannforekomsten, der Leirvik er den største og eneste som er $\geq 10\,000$ pe (se Tabell 5-6), og dermed den eneste hvor krav til reduksjon av fosfor og nitrogen kan slå inn hvis vannforekomsten blir definert som sårbar for utslipp av disse stoffene. Modellen er derfor også kjørt for å også illustrere effekten av krav for fosfor, og krav til fosfor og nitrogen for disse anleggene. To av de fire anleggene her er mekaniske silanlegg, ett er

⁶ Mange PAH-forbindelser (Polysykliske aromatiske hydrokarboner) er giftige og skadelige for vannlevende organismer. De kan hope seg opp i næringskjeder og påvirke både dyr og mennesker.

Figur 5-24: Total potensiell TOF for Bømlafjorden



Kilde: Vann-Nett

oppgitt med annen rensing, mens det siste har urensset utslipp. Anleggene knyttet til Sagvågen har begge urensede utslipp. Anlegget knyttet til Sveio er et mekanisk silanlegg⁷. Det er ingen av renseanleggene som i dag tilfredsstillere rensekravet

⁷ Det er verdt å merke at flere av anleggene har utslipp som vil innlagres under lyssonen hele året og dermed ikke bidra til sekundær TOF

til sekundærrensing. Hvis de alle oppgraderes til sekundærrensing, antyder eutrofimodellen at oksygenivået i bunnvannet vil øke fra 7,26 mg O₂/L til 7,31 mg O₂/L. Det er dermed en svært marginal endring i oksygenkonsentrasjon.

I Bømlafjorden er det akvakultur som utgjør det største bidraget til TOF på 65 prosent. Utslipp fra de kommunale renseanleggene utgjør 10,5 prosent.

Se Vedlegg D for ytterligere informasjon om Bømlafjorden.

Naturmangfold

Antall berørte: Skjerpede renskrav kan påvirke ikke-bruksverdien av det marine økosystemet i Bømlafjorden, herunder verdier knyttet til biologisk mangfold, arter og naturtyper. For ikke-bruksverdier vurderer vi hele den nasjonale befolkningen som berørt, noe som tilsier **mange** berørte.

Påvirkning per berørt: Siden modelleringen av oksygenkonsentrasjon ikke indikerer en forbedring i tilstandskategori, og oksygenforholdene allerede er gode, vurderer vi at ytterligere rensing av avløp vil ha **neglisjerbar** påvirkning per berørt for naturmangfoldet.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (se Vedlegg A). Bømlafjorden er en del av det ytre fjordsystemet til Hardangerfjorden, og har et rikt marint arts mangfold, inkludert fisk, bunndyr og makroalger og tareskog. Vi vurderer dermed at enhetsnyttene bør beholdes på **stor verdi**.

Samlet vurdering: Gitt neglisjerbar påvirkning per berørt, vurderes den samlede verdien for naturmangfold som **ubetydelig/neglisjerbar**.

Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: Bømlafjorden ligger relativt åpent mot havet og er mer en gjennomfartsfjord og lokalt rekreasjonsområde enn en klassisk turistfjord. Det er derfor hyppigere brukt av lokale fritidsbåter, hyttefolk og regional båtutrustning. Den direkte tilknyttede tettbebyggelsen i nærheten av fjorden er på om lag 19 000 mennesker. I og med at den regionale befolkningen også bruker fjorden til rekreasjonsformål, justerer vi opp antall berørte til **middels**.

Påvirkning per berørt: Siden den økologiske tilstanden ikke forventes å forbedres noe særlig som følge av skjerpede renskrav, vurderer vi at tiltakene i liten grad vil endre opplevelsen av vannforekomsten for rekreasjonsbrukere. Påvirkning per berørt vurderes derfor som **neglisjerbar**.

Figur 5-25: Kartlagte og verdsatte friluftsområder, Bømlafjorden



Kilde: Naturbase, Miljødirektoratet, 2026

Enhetsnytte: Utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon er satt til middels verdi (se Vedlegg B). Figur 5-25 viser kartlagte og verdsatte friluftsområder rundt Bømlafjorden, der vi ser at det er flere områder som er av svært viktig verdi for friluftsliv som ligger i og rundt fjorden, og vil kunne påvirkes av eventuelle forbedringer i vannkvaliteten. Enhetsnyttene av friluftsliv og rekreasjon justeres dermed opp fra utgangsverdien, og vurderes til **stor** verdi.

Samlet verdi: Gitt neglisjerbar påvirkning per berørt, vurderes den samlede verdien for naturmangfold som **ubetydelig/neglisjerbar**.

Klimaregulering

Antall berørte: Siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi vurderer vi at det særlig er den regionale befolkningen som vil bli berørt av skjerpede krav i Bømlafjorden. Dette omfatter i overkant av 19 000 mennesker og vurderes som **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Modelleringen av oksygenkonsentrasjon indikerer ikke en forbedring i tilstandskategori da oksygenforholdene allerede er gode, ytterligere rensing vil ha **neglisjerbar** påvirkning per berørt.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til **middels verdi** (se Vedlegg A). Det foreligger ikke grunnlag for å justere denne verdien for Bømlafjorden.

Samlet vurdering: Den samlede verdien for klimaregulering blir **ubetydelig/neglisjerbar**.

Biologisk kontroll

Antall berørte: Det er primært den regionale eller lokale befolkningen som har en indirekte bruksverdi av denne økosystemtjenesten, som omfatter i overkant av 19 000 mennesker, og vurderes dermed som **få** berørte.

Påvirkning per berørt: det er tre anlegg som er tilknyttet Bømlafjorden som i dag har mekanisk renseanlegg med sil/rist. Ved innføringen av det reviderte direktivet blir de nødt til å overholde minstekravet om sekundærrensing. Som omtalt i kapittel 4.3.2, vil det være en positiv påvirkning per berørt ved oppgradering fra primær- til sekundærrensing, ettersom det er på dette rensetrinnet at patogener i stor grad fjernes. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt settes tilsvarende utgangsverdien på **middels stor**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til **middels stor** (se Vedlegg C). Det foreligger ikke grunnlag for å justere denne verdien for Bømlafjorden.

Samlet vurdering: Den samlede verdien for klimaregulering blir **liten positiv verdi**.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar** verdi, jf. beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

Bømlafjorden ligger i et område der oppdrett av laks og sjøørret er vanlig langs kysten av Vestlandet. Oppdrettsanlegg bruker sjøvann direkte og naturlige strøm- og oksygenforhold. Oppdrett påvirkes imidlertid ofte mer av lokale forhold, som lus, sykdom og strøm, enn kommunalt avløp direkte. Forbedret vannkvalitet kan gi positive effekter, men siden vannforekomsten er tyngre belastet av andre kilder, herunder akvakultur (se Vedlegg C), vurderer vi at den samlede verdien for vannforsyning er betydelig begrenset. Det er ikke kjent at industri i området bruker fjordvannet direkte som en kritisk innsatsfaktor, slik man ser i noen industrifjorder. Det er også begrenset med masseturisme. Vi vurderer dermed at den samlede verdien for vannforsyning er **neglisjerbar/ubetydelig**.

Opsjonsverdi

Opsjonsverdien i Bømlafjorden er usikker og fremtidig, og ikke nødvendigvis kjent i dag. Opsjonsverdien av å rense for avløpsvann kan ha en viktig opsjonsverdi innenfor alle økosystemtjenestene. Vi vurderer at opsjonsverdien i Bømlafjorden er langsiktig og usikker, vi vurderer dermed at det er **liten positiv opsjonsverdi**.

5.5.1 Samlet vurdering

Figur 5-26 viser vurderingen av miljøvirkningene for Bømlafjorden. Vannforekomsten likner Trondheimsfjorden Levanger ved at vannforekomsten har moderat økologisk tilstand og moderat risiko for eutrofiering, og påvirkningen fra avløp er relativt liten. Økt rensing gir derfor marginale miljøforbedringer. Nytteverdiene vurderes som lave eller neglisjerbare for det meste, med unntak av biologisk kontroll, hvor det er tilknyttet noen nytteverdier. Det er også en liten positiv opsjonsverdi.

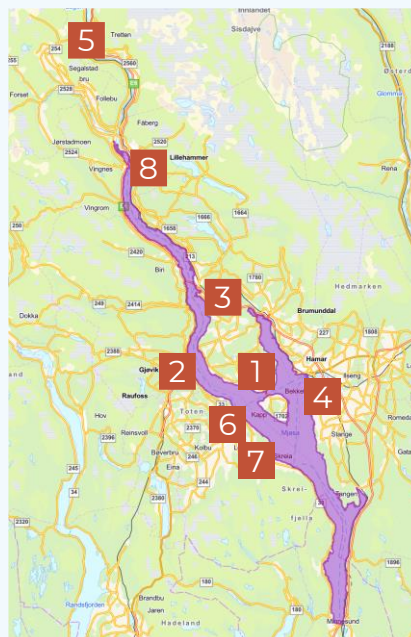
Figur 5-26: Vurdering av miljøvirkninger for case 5: Bømlafjorden

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Friluftsliv og rekreasjon	Middels	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Klimaregulering	Få	Neglisjerbar	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig
Biologisk kontroll	Få	Middels positiv	Middels	Liten positiv verdi
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Neglisjerbar/ubetydelig
Vannforsyning	-	-	-	Neglisjerbar/ubetydelig
Opsjonsverdi	-	-	-	Liten positiv verdi

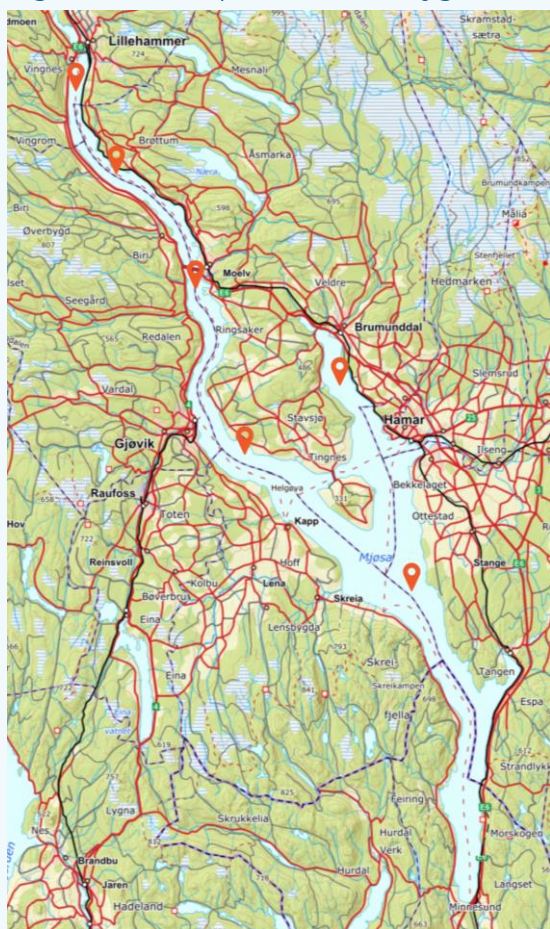
Case 6: Mjøsa

Nøkkelinformasjon	Mjøsa
Vannområde	Mjøsa
Økoregion	Østlandet
Vannregion	Akershus, Innlandet
Vanntype	Dyp innsjø
Effektiv dybde	150 m
Andel utslipp fra kommunale rensanlegg	17 prosent
Økologisk tilstand	Moderat (høy presisjon)
Risikoklasse	Moderat (R = 0,25)

Figur 5-28: Kart over vannforekomsten og tilknyttede kommunale rensanlegg



Figur 5-27: Målepunkter for oksygen



Tabell 5-16: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitetslementer	Tilstand
Biologisk	
Plantep plankton nEQR	Moderat
Bløtbunnsfauna	God
Fisk	God
Fysisk-Kjemisk	
Oksygenforhold	God
Nitrogenforhold	Svært god
Fosforforhold	Svært god
Kjemisk tilstand	Dårlig (høy presisjon)

Tabell 5-17: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygenkonsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygenkonsentrasjon
Dagens rensing	9,22	God
Sekundærrensingskrav	9,23	God
Teriærrensingskrav P	9,22	God
Tertiærrensingskrav N	9,27	God

Tabell 5-18: Tilknyttede kommunale renselanlegg

Nr.	Kommunale renselanlegg	Type renselanlegg	BOF5 belastning (pe)	Utslippsdyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig renskrav
1	Nes RA	Kjemisk	1 284	-10	Nes (1 278)	Tertiær P
2	Rambekk RA	Kjemisk	23 971	-7	Gjøvik (34 419)	Tertiær N og P
3	Moelv RA	Kjemisk-biologisk	8 733	-20	Moelv (7 877)	Tertiær P
4	HIAS RA	Kjemisk-biologisk	120 123	-14	Hamar (118 329)	Tertiær N og P
5	Tretten RA	Kjemisk-biologisk	2 150	Elv	Tretten (2 089)	Tertiær P
6	Kapp RA	Kjemisk-biologisk	1 963	-5	Kapp (2 115)	Tertiær P
7	Skreia RA	Kjemisk-biologisk	7 330	-10	Skreia (7 554)	Tertiær P
8	Lillehammer RA	Kjemisk-biologisk m/N-fjerning	46 016	-20	Lillehammer (45 725)	Kjemisk-biologisk m/N-fjerning

Merknad: Nitrogenkravet vil også komme på grunn av tilstanden i Oslofjorden, men kravet blir høyere med revidert avløpsdirektiv.

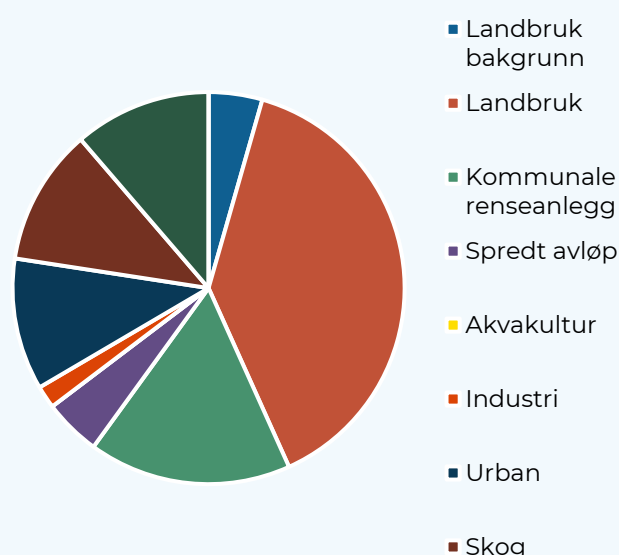
5.6 Case 6: Mjøsa

I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «moderat risiko» med en risikoscore på 0,25. Selv om den økologiske tilstanden er angitt som «moderat», er de øvrige eutrofi-parameterne angitt som god tilstand (se Tabell 5-13). Oksygenivået i bunnvannet med dagens rensing (9,22 mg O₂/L) er relativt nær grensen mot moderat tilstand (9,00 mg O₂/L). På bakgrunn av dette kan det være aktuelt å sikre noe større sikkerhetsmargin.

Det er åtte tettbebyggelser ≥1000 pe med utslipp direkte til Mjøsa eller oppstrøms (ingen annen innsjø imellom) (se Tabell 5-21). Hver av disse tettbebyggelsene har ett kommunalt renselanlegg, der seks av disse har kjemisk-biologisk rensing (inkludert Lillehammer RA som også har N-rensing). Tre av tettbebyggelsene er >10 000 pe (Gjøvik, Hamar og Lillehammer), og disse er også tilknyttet de tre desidert største rensanleggene.

Disse anleggene illustrerer også noe av kompleksiteten man ofte kan møte. Rambekk RA på Gjøvik er et relativt lite kjemisk renselanlegg, men som også mottar veldig mye slam fra nabokommunene (inkludert fra Lillehammer RA) som går inn på biogassanlegget. Siden det ammoniumrike rejektivannet etter avvanningen av slammet går tilbake på innløpet til Rambekk, og kjemisk rensing ikke er egnet for å fjerne ammonium, blir nitrogenrensingen betydelig negativ (minus 44 prosent) (se Tabell 7-8 i Vedlegg D). Utslippet fra rensanlegget er nesten 4 ganger større enn fra Lillehammer RA selv om den organiske belastningen bare er halvparten så stor som på Lillehammer RA.

Figur 5-29: Total potensiell TOF for Mjøsa



Kilde: Vann-Nett

HIAS på Hamar har etablert biologisk fjerning av fosfor som et ledd i å redusere mengden fosfor i slammet og samtidig lage et gjødselprodukt hvor fosforen er mer biotilgjengelig (struvitt). Samtidig gjør dette at gjenværende fosfor i utslippet sannsynligvis også er betydelig mer tilgjengelig for opptak i alger (Pramanik, 2015). I modellen er det antatt at 13 prosent av fosforen etter kjemisk eller kjemisk-biologisk rensing er biotilgjengelig mot 45 prosent av fosforen etter biologisk rensing. Siden utslippsdypet fra HIAS er på 14 meter dyp, antar modellen at hele utslippet vil komme opp i sonen med algevekst.

Som Tabell 5-5 viser, indikerer resultatene fra modellsimuleringen likevel at bedre rensing på renseanleggene (80% N-fjerning på HIAS og Rambekk, dagens P-fjerning eller minimum 90% ved alle anleggene) har lite å si for oksygenivået i bunnvannet. Selv om hele utslippet fra HIAS blir sunket ned under lyssonen vil ikke oksygenivået stige med mer enn til 9,24 mg O₂/L fra dagens nivå på 9,22 mg O₂/L.

Siden HIAS og Rambekk RA er innenfor nedbørsfeltet til Oslofjorden, ville disse anleggene uansett få krav om nitrogenfjerning, uavhengig av det nye avløpsdirektivet.

De kommunale renseanleggene står for 17 prosent av TOF-tilførslene til Mjøsa, mens landbruket står for 39 prosent.

Naturmangfold

Antall berørte: For ikke-bruksverdier av naturmangfold vurderer vi at det er den nasjonale befolkningen som berørt, noe som gir **mange berørte**.

Påvirkning per berørt: modelleringen av oksygenkonsentrasjonen på Mjøsa viser at overholdelse av de nye kravene i det reviderte direktivet har lite å si for oksygenkonsentrasjonen i innsjøen. Siden oksygenkonsentrasjonen holder seg relativt lik, og ikke er betydelig nok til å endre den økologiske tilstanden i vannforekomsten, vurderer vi at påvirkning per berørt er **neglisjerbar**.

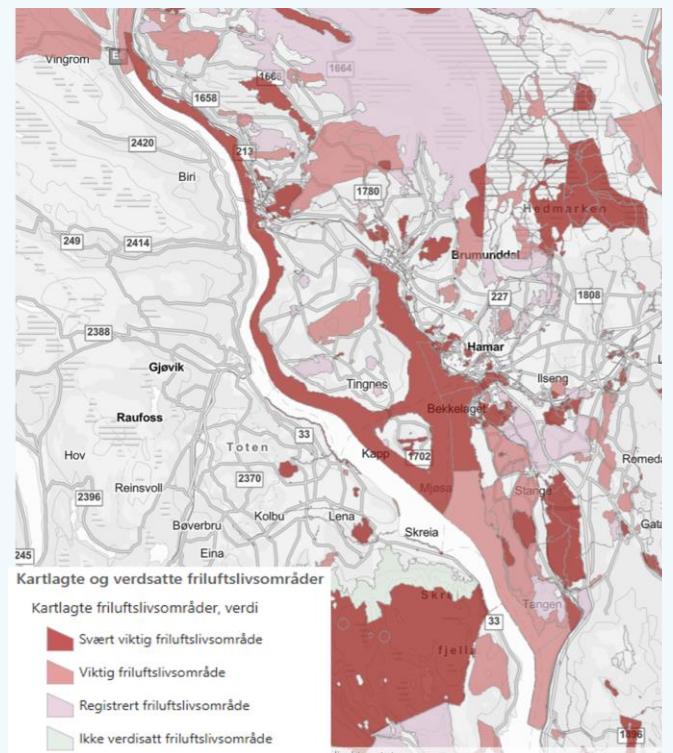
Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (Vedlegg A). Mjøsa har et variert økosystem med plankton, bunndyr, fisk og fugl. Innsjøen og strandsone gir leveområder for mange arter. Det er dermed ingenting som tilsier at verdien av naturmangfoldet på Mjøsa bør nedjusteres fra utgangsverdien. Enhetsnyttan for naturmangfoldet er dermed satt til **stor verdi**.

Samlet verdi: Samlet gir dette **neglisjerbar/ubetydelig** verdi for naturmangfoldet på Mjøsa.

Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: Det er spesielt tettbebyggelsen rundt innsjøen, særlig i Hamar, Gjøvik og Lillehammer, som bruker Mjøsa til friluftsliv og rekreasjonsformål. Området brukes i mindre grad av tilreisende, selv om det er mennesker i nærliggende områder som reiser til området rundt Mjøsa og bruker det til friluftsliv og rekreasjonsformål. Vi vurderer imidlertid at det er særlig tettbebyggelsen i området som anses som berørt av bedre rensing på Mjøsa. Det omfatter i

Figur 5-30: Kartlagte friluftsområder, Mjøsa



Kilde: Naturbase, Miljødirektoratet (2026)

overkant av 200 000, som vi anser som **middels** antall berørt.

Påvirkning per berørt: Den marginale endringen i oksygenkonsentrasjon vil trolig ikke medføre noe endring i økologisk tilstand i Mjøsa. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt av bedre rensing i vannet er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Mjøsa er et av Norges viktigste områder for lett tilgjengelig friluftsliv, vannbaserte aktiviteter og naturopplevelser nær byen. For mange er Mjøsa en del av hverdagslivet. Figur 5-30 viser kartlagte og verdsatte friluftsområder, og viser at Mjøsa er verdsatt som et viktig og svært viktig friluftsområde. Vi vurderer dermed at enhetsnyttan bør justeres opp fra standardverdien på middels til **stor enhetsnytte**.

Samlet verdi: Samlet gir dette **neglisjerbar/ubetydelig** verdi for naturmangfoldet på Mjøsa.

Klimaregulering

Antall berørte: siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi, vurderer vi at det er særlig den regionale befolkningen som blir berørt av de strengere kravene i renseanleggene som renner ut til Mjøsa. Det omfatter i overkant av 200 000, som vi anser som **middels** antall berørt.

Påvirkning per berørt: det er veldig usikkert om bedre rensing påvirker økosystemenes evne til å karbonopptak og lagring, jf. Siden rensingen ikke medfører noen særlige endringer i oksygenkonsentrasjonen, vurderer vi at påvirkning per berørt er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til middels verdi (se Vedlegg A). Det er ikke grunnlag for å si at enhetsnyttens har særskilt høyere verdi enn standardverdien. Vi vurderer enhetsnyttens til **middels**.

Samlet verdi: Samlet gir dette **neglisjerbar/ubetydelig** verdi for naturmangfoldet på Mjøsa.

Biologisk kontroll

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vannet i Nordfjordeid primært berøre tettbebyggelsen tilknyttet rensanleggene som renner ut til Mjøsa. Det omfatter om lag 200 000 mennesker, som vi anser som **middels** antall berørte.

Påvirkning per berørt: De fleste anleggene tilknyttet Mjøsa har i dag kjemisk eller kjemisk-biologisk rensing. Ett anlegg har også kjemisk-biologisk med nitrogenfjerning. Kjemiske anlegg renser like mye parasitter og bakterier som biologisk rensing, som fjerner om lag 90 til 99 prosent av bakterier og parasitter (se Tekstboks 1 Vedlegg A). Anlegg som har kjemisk-biologisk rensing har gjerne en enda bedre fjerning av de patogene organismene (ca. 99 – 99,9 prosent). Siden alle anleggene som er tilknyttet Mjøsa allerede i stor grad fjerner patogener og bakterier, vil endrede renskrav i direktivet ha begrenset effekt. Vi vurderer at påvirkning per berørt for biologisk kontroll på Mjøsa er lik utgangsverdien (se 4.3.2), som er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til middels stor (se Vedlegg A). Det fremkommer ikke noe informasjon som tilsier at biologisk kontroll bør justeres opp eller ned fra denne utgangsverdien. Vi vurderer dermed at enhetsnyttens er **middels verdi**.

Samlet verdi: Samlet gir dette en **neglisjerbar/ubetydelig** verdi for biologisk kontroll for Mjøsa.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar** verdi, jf. Beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

Mjøsa er en viktig ressurs både for vannforsyning og næringsvirksomhet. Innsjøen brukes som drikkevannskilde for flere byer, blant annet Hamar, Gjøvik og Lillehammer, noe som stiller strenge krav til god vannkvalitet. Samtidig brukes vannet til næringsformål som fiske, jordbruk og noe industriell virksomhet som kjøling og andre prosesser. Siden oksygenkonsentrasjonen forblir uendret, vurderer vi at nytteverdien av å rense ytterligere i anleggene tilknyttet Mjøsa vil ha marginale effekter på vannkvaliteten, og derfor vil ha begrenset med nytteeffekter, og vurderes som **neglisjerbar/ubetydelig**.

Opsjonsverdi

Opsjonsverdien av Mjøsa er usikker og fremtidig, og ikke nødvendigvis kjent i dag. Opsjonsverdien av å rense, som kan føre til å redusere risikoen for eutrofiering i Mjøsa ved nye eller økte tilførsler. Fremtidige opsjonsverdier kan være knyttet alle økosystemtjenester. Vi vurderer at opsjonsverdien i Mjøsa er langsiktig og usikker, men grunnet de positive opsjonsverdiene vurderer vi at det er **liten positiv** opsjonsverdi.

Figur 5-31: Samfunnsøkonomisk vurdering av case 6: Mjøsa

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Friluftsliv og rekreasjon	Middels	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Klimaregulering	Middels	Neglisjerbar	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig
Biologisk kontroll	Middels	Neglisjerbar	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Neglisjerbar/ubetydelig
Vannforsyning	-	-	-	Neglisjerbar/ubetydelig
Opsjonsverdi	-	-	-	Liten positiv verdi

Samlet vurdering

Figur 5-31 viser vurderingen av miljøvirkningene for Mjøsa. Vannforekomsten er klassifisert med moderat økologisk tilstand og moderat risiko for eutrofiering, og andelen utslipp fra kommunale avløpsrensianlegg er relativt lav (17 prosent). Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet med dagens rensing (9,22 mg O₂/L) er klassifisert som god tilstandskategori, selv om det er relativt nær grensen mot moderat tilstand (9,00 mg O₂/L). Modellresultatene indikerer at bedre rensing på har lite å si for oksygenivået i bunnvannet.

Kommunale utslipp utgjør en relativt liten andel av den samlede belastningen til Mjøsa sammenliknet med andre kilder, særlig landbruk. Dette bidrar til at økt rensing ved rensianleggene gir begrensede effekter på miljøtilstanden.

For de ulike virkningene vurderes påvirkning per berørt som neglisjerbar, og de samlede nytteverdiene som ubetydelige, med unntak av en liten positiv opsjonsverdi..

Case 7: Krøderen

Nøkkelinformasjon	Krøderen
Vannområde	Hallingdal
Økoregion	Østlandet
Vannregion	Vest-Viken
Effektiv dybde	30,45 m
Andel utslipp fra kommunale rensesanlegg	10 prosent
Økologisk tilstand	Moderat (høy presisjon)
Risikoklasse	Lav risiko (R=0,225)

Figur 5-32: Målepunkter for oksygen



Figur 5-33: Kart over vannforekomsten og tilknyttede kommunale rensesanlegg



Tabell 5-19: Tilstand i vannforekomsten

Kvalitets-elementer	Tilstand
Biologisk	
Plantep plankton nEQR	Svært god
Bløtbunnsfauna	Svært god
Fysisk-Kjemisk	
Oksygenforhold	God
Nitrogenforhold	Svært god
Fosforforhold	Moderat
Kjemisk	Dårlig (middels presisjon)

Tabell 5-20: Modellert oksygenkonsentrasjon i bunnvannet med dagens rensing og endrede krav

Beskrivelse	Oksygen-konsentrasjon år 20 (mg O ₂ /L)	Tilstandskategori oksygen-konsentrasjon
Dagens rensing	10,01	God
Sekundærrensingkrav	10,08	God

Tabell 5-21: Tilknyttede kommunale renseanlegg

Nr.	Kommunale renseanlegg	Type renseanlegg	BOF5 belastning (pe)	Utslippsdyp	Tilknyttet tettbebyggelse (innbyggere)	Fremtidig rensekrav
1	Nesbyen RA, Grønna	Kjemisk-biologisk	2 477	Elv	Nesbyen (2 477)	Tertiærrensing P
2	Gol RA	Kjemisk-biologisk	4 691	Elv	Gol (4 344)	Tertiærrensing P
3	Trøim RA	Kjemisk-biologisk	4 109	Elv	Hemsedal (5 392)	Tertiærrensing P
4	Sundre RA	Kjemisk-biologisk	2 416	Elv	Ål (2 414)	Tertiærrensing P
5	Norefjell RA	Kjemisk-biologisk	1 241	-12	Noresund (1 441)	Tertiærrensing P
6	Ulsåk RA	Kjemisk-biologisk	1 245	Elv	Svøo (1 024)	Tertiærrensing P

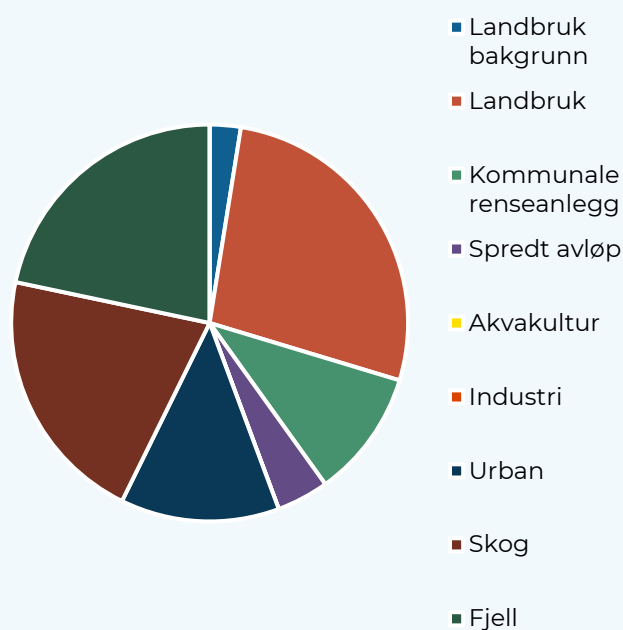
5.7 Case 7: Krøderen

I modelleringen av risikoklasse havner denne vannforekomsten i risikoklasse «lav risiko» med en risikoscore på 0,225, dette til tross for at den økologiske tilstanden er moderat (se Tabell 5-19). Den moderate tilstanden begrunnes av nedgang i fiskebestanden (introdusert gjedde på 1990-tallet, opphopning av kvikksølv i alle undersøkte fiskepopulasjoner i 2018). Eutrofiindeksen for fisk indikerer svært god tilstand (ikke klassifisert). Eutrofitilstanden basert på fosfor viser imidlertid moderat tilstand. Risikoscoren er ikke langt unna grensen mot moderat risiko (0,25), men det angitte oksygenivået i bunnvannet er relativt langt over grenseverdien ned mot moderat tilstand (10,01 mg O₂/L mot 9,00 mg O₂/L). Det kan likevel være aktuelt se nærmere på hva en reduksjon i tilførslene vil kunne gi i økt oksygenivå i bunnvannet.

Det er fem tettbebyggelser ≥1000 pe med utslipp til Hallingdalselva oppstrøms Krøderen (ingen annen innsjø imellom) og én tettbebyggelse med direkte utslipp til Krøderen (se Tabell 5-21). Hver av disse tettbebyggelsene har ett kommunalt renseanlegg med kjemisk-biologisk behandling. Siden ingen av disse tettbebyggelsene er ≥10 000 pe, er det ingen av disse som vil få krav til tertiærrensing etter det reviderte direktivet. Med unntak av Nesbyen RA (Grønna) og Gol RA tilfredsstiller renseanleggene allerede sekundærrensingskravet (og tertiærrensingskravet for fosfor).

Nesbyen RA og Gol RA står for de desidert største utslippene av BOF5 av renseanleggene i perioden 2021-2023 (se Tabell 7-9 i Vedlegg D). Men disse utslippene har vært sterkt påvirket av innkjøringen av de nye renseprosessene. I 2024 var utslippet av

Figur 5-34: Total potensiell TOF for Krøderen



Kilde: Vann-Nett

BOF5 fra det ny-oppgraderte Gol RA på 4,5 tonn med en rensegrad på 95 prosent. Tilsvarende rensegrad kan nok forventes på nye Nesbyen RA.. Hvis disse BOF5-utslippene legges til grunn i eutrofimodellen, som ville tilfredsstilt kravet til sekundærrensing på alle renseanleggene, gir ikke det noen målbar effekt på oksygenivået i bunnen av Krøderen.

Landbruket utgjør den største enkeltkilden til samlet TOF til vannforekomsten (27 prosent) (se Figur 5-34). Hvis tilførslene herfra halveres, indikerer eutrofimodellen at oksygenivået i bunnvannet vil stige til 10,42 mg O₂/L. De relative bidragene til oksygenforbruket fra BOF5 og TDP i tilførslene fra landbruket ser ut til å være omtrent like store.

Eutrofimodellen antyder at det skal relativt store reduksjoner i tilførslene til Krøderen for en vesentlig økning i oksygenivået i bunnvannet (hvis alle tilførslene skrues av, gir dette et oksygenivå på 12,81 mg O₂/L i bunnvannet), og det synes å skulle mye til for å nå svært god oksygentilstand (12,0 mg O₂/L).

På bakgrunn av dette vurderer vi at bedre rensing i Nesbyen RA og Gol RA i liten grad vil påvirke oksygenforholdene og derfor den økologiske tilstanden i vannet. Sett i sammenheng med den lave risikoen for eutrofiering, vil det være begrenset med nyttevirksomheter av å bedre rensingen.

Naturmangfold

Antall berørte: Overholdelse av sekundærrensekravet i Nesbyen RA og Gol RA vil kunne påvirke ikke-bruksverdien av de marine økosystemene i Krøderen, som blant annet omfatter verdien av biologisk mangfold, arter og viktige naturtyper. For ikke-bruksverdier vurderer vi at det er den nasjonale befolkningen som blir berørt, noe som gir **mange berørte**.

Påvirkning per berørt: Siden modelleringen viser ingen endring i oksygenkonsentrasjon i bunnvannet i Krøderen ved overholdelse av sekundærrensekravet, vil det være tilnærmet marginale økologiske endringer i vannet. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for naturmangfold er satt til stor verdi (se 7.6). Krøderen har et stabilt og funksjonelt naturmangfold med flere viktige arter og leveområder for blant annet bunndyr, fugler og insekter, som bidrar til lokal biodiversitet. Det er ingenting som tilsier at naturmangfoldet på Krøderen bør nedjusteres fra utgangsverdien. Enhetsnyttene for naturmangfold er dermed satt til **stor verdi**.

Samlet vurdering: Siden påvirkning per berørt er neglisjerbar, vil den samlede samfunnsøkonomiske verdien for naturmangfold være **ubetydelig/neglisjerbar**.

Friluftsliv og rekreasjon

Antall berørte: For denne virkningen vil bedre rensing i de to anleggene Nesbyen RA og Gol RA primært berøre tettbebyggelsen som bor i

Figur 5-35: Kartlagt friluftsområder, Krøderen



Kartlagte og verdsatte friluftslivsområder

Kartlagte friluftslivsområder, verdi	
■	Svært viktig friluftslivsområde
■	Viktig friluftslivsområde
■	Registrert friluftslivsområde
■	Ikke verdsatt friluftslivsområde

Kilde: Naturbase, 2026

umiddelbar nærhet av vannforekomsten. Det er i underkant av 17 000 mennesker som er tilknyttet tettbebyggelsen rundt anleggene, og vannforekomsten. Vi vurderer dette er **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Siden bedre rensing ikke vil forbedre oksygenkonsentrasjonen og dermed heller ikke den økologiske tilstanden i vannet, vil brukerne av vannet ikke få endret opplevelsesverdi av vannforekomsten. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for friluftsliv og rekreasjon er satt til middels verdi (se 7.6). Figur 5-35 viser kartlagte og verdsatte friluftslivsområder i og rundt Krøderen. Som figuren viser er deler av Krøderen vurdert som et svært viktig friluftslivsområde (den andre delen av innsjøen er ikke kartlagt). Fordi Krøderen er kartlagt som et svært verdifullt område å drive med friluftsliv og rekreasjon, vurderer vi at enhetsnyttene bør justeres opp fra utgangsverdien på middels til **stor verdi**.

Samlet vurdering: Siden påvirkning per berørt er neglisjerbar, vil den samlede samfunnsøkonomiske verdien for friluftsliv og rekreasjon være **ubetydelig/neglisjerbar**.

Klimaregulering

Antall berørte: siden klimaregulering er en indirekte bruksverdi vurderer vi at det er særlig den regionale befolkningen som blir berørt av overholdelsen av sekundærrensekravene i Nesbyen RA og Gol RA i Krøderen. Dette omfatter om lag 17 000 mennesker, og vurderes dermed som **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: det er veldig usikkert om bedre rensing påvirker økosystemenes evne til å karbonopptak og lagring. Siden det er marginale endringer i oksygenkonsentrasjon av bedre rensing, vurderer vi at påvirkning per berørt er **neglisjerbar**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for klimaregulering er satt til **middels verdi** (se Vedlegg A).

Samlet vurdering: Siden påvirkning per berørt er neglisjerbar, vil den samlede samfunnsøkonomiske verdien for naturmangfold være **ubetydelig/neglisjerbar**.

Biologisk kontroll

Antall berørte: For denne virkningen vil rensing av vannet i Krøderen primært berøre tettbebyggelsen som er tilknyttet vannforekomsten. Det er i underkant av 17 000 mennesker. Vi vurderer dette er **få** antall berørte.

Påvirkning per berørt: Siden de to renseanleggene tilknyttet Krøderen blir nødt til å rense mer for å overholde sekundærrensekravene kan det være positive nytteverdier knyttet til redusert mengde patogener og bakterier i vannet. Siden anleggene imidlertid allerede har kjemisk-biologisk rensing, er

endringene trolig marginale. Vi vurderer dermed at påvirkning per berørt er **neglisjerbar/liten positiv**.

Enhetsnytte: Utgangsverdien for biologisk kontroll er satt til middels stor (se Vedlegg B). ØDet fremkommer ikke noe informasjon som tilsier at biologisk kontroll bør justeres opp eller ned fra denne utgangsverdien. Vi vurderer dermed at enhetsnyttens er **middels verdi**.

Samlet vurdering: Samlet gir dette **neglisjerbar/liten positiv verdi** for biologisk kontroll.

Slamproduksjon

Slamproduksjon vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi**, jf. Beskrivelsen av enhetsverdi i kapittel 4.3.3.

Vannforsyning

Krøderen har størst betydning for kraftproduksjon, siden innsjøen er regulert og inngår i et vassdrag som utnyttes til vannkraft. Dette er den viktigste direkte næringsmessige bruken av vannressursen. Krøderen brukes i liten grad som drikkevannskilder, ettersom lokale vannverk i området baserer seg i hovedsak på andre kilder. Vannforsyning er dermed ikke en sentral økosystemtjeneste i denne vannforekomsten. Bedre rensing i Nesbyen RA og Gol RA vil ha marginale endringer for kraftproduksjon. Vi vurderer dermed at vannforsyning vil ha en **ubetydelig/neglisjerbar verdi**.

Opsjonsverdi

Opsjonsverdien av Krøderen er usikker og fremtidig. Siden vannet har lav risiko for eutrofiering, og effekten av bedre rensing av renseanleggene er begrenset, vil trolig opsjonsverdien også være begrenset. På grunn av usikkerheten i vurderingene, vurderer vi at opsjonsverdien er **liten positiv**.

Figur 5-36: Samfunnsøkonomisk vurdering av case 7: Krøderen

Miljøvirkning	Antall berørte	Påvirkning per berørt	Enhetsnytte	Samlet verdi
Naturmangfold	Mange	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Friluftsliv og rekreasjon	Få	Neglisjerbar	Stor	Neglisjerbar/ubetydelig
Klimaregulering	Få	Neglisjerbar	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig
Biologisk kontroll	Få	Neglisjerbar/liten positiv	Middels	Neglisjerbar/ubetydelig/liten positiv verdi
Slamproduksjon	-	-	Neglisjerbar	Neglisjerbar/ubetydelig
Vannforsyning	-	-	-	Neglisjerbar/ubetydelig

5.7.1 Samlet vurdering

Figur 5-36 viser den samlede samfunnsøkonomiske vurderingen av Krøderen. Vannforekomsten har moderat økologisk tilstand, men lav risiko for eutrofiering, og modellresultatene viser at bedre rensing ved de aktuelle renseanleggene i liten grad vil påvirke oksygenforholdene i bunnvannet. Dette innebærer at tiltakene gir marginale økologiske forbedringer og ikke forventes å endre tilstandsklassen i vannforekomsten. På denne

bakgrunn er vurderingen av nyttevirkningene gjennomgående små eller neglisjerbare på tvers av de fleste økosystemtjenester, inkludert naturmangfold, friluftsliv, klimaregulering og vannforsyning. Det kan oppstå mindre positive nytteverdier knyttet til biologisk kontroll og opsjonsverdi, men disse er begrensede. Samlet sett tilsier analysen at skjerpede renskrav i denne vannforekomsten gir begrenset samfunnsøkonomisk nytte.

5.8 Sammenstilling av nytteverdier i casegjennomgangen

Casegjennomgangen av de syv casene viser at nytteverdien av skjerpede rensekrav varierer betydelig mellom vannforekomster, og i stor grad avhenger av både økologisk tilstand, risiko for eutrofiering, bruken av vannforekomsten til ulike formål, og i hvilken grad kommunale utslipp utgjør en vesentlig belastning i vannforekomsten, og herunder hvor mye av utslippene fra avløp som allerede er håndtert ved dagens renseanlegg. Figur 5-37 viser sammenstillingen av nytteverdier i casegjennomgangen.

5.8.1 Gjennomgående mønster i casegjennomgangen

Det er særlig positive virkninger på naturmangfold, biologisk kontroll og friluftsliv og rekreasjon som er utslagsgivende for hvilken nytte skjerpede rensekrav vil ha, mens virkningen på klimaregulering, vannforsyning og slamproduksjon er neglisjerbare eller svært små i alle casene.

Naturmangfold er den økosystemtjenesten hvor de største nytteverdiene kan oppstå, både når rensetiltak bidrar til å forbedre eller opprettholde økologisk tilstand. Dette henger sammen med at økosystemtjenesten fanger ikke-bruksverdier, og forbedringer i naturmangfoldet som følge av endret rensing påvirker dermed hele den nasjonale befolkningen. Samtidig er det en økosystemtjeneste som verdsettes høyt av befolkningen, slik at enhetsnytt for virkningen blir stor.

Friluftsliv og rekreasjon gir positive nytteverdier der endringene i vannkvaliteten som følge av endrede rensekrav er merkbare for brukerne, typisk ved skifte i tilstandsklasse fra «moderat» til «god».

Biologisk kontroll gir gjennomgående små til middels positive nytteverdier, spesielt som følge av fjerning av bakterier og patogener ved bedre rensing i vannforekomsten, fra mekanisk rensing til biologiske og/eller kjemiske prosesser for å rense vannet. Det er samtidig viktig å understreke at dagens rensekrav i stor grad allerede sikrer god fjerning av bakterier og patogener gjennom sekundærrensing. Den beskrevne nyttevirkingen er derfor særlig relevant for anlegg som i dag kun har mekanisk rensing, og som får krav om minst

Figur 5-37: Sammenstilling av nytteverdier i casegjennomgangen

		Case type 1	Case type 2	Case type 3	Case type 4	Case type 5	Case type 6	Case type 7
Egenskaper case type	Resipienttype	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Kystvann	Innsjøvann	Innsjøvann
	Effektiv dybde	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m	> 15 m
	Total potensiell TOF, Hoved - utslippskilde	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Landbruk (> 50%)	Havbruk (> 50%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)	Kommunale renseanlegg (> 30%)
	Økologisk tilstand (presisjon)	God (Høy)	Moderat (Lav)	Dårlig (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)	Moderat (Høy)
	Risiko for eutrofiering	Lav (R = 0,20)	Moderat (R = 0,25)	Kritisk (R = 0,68)	Moderat (R = 0,30)	Moderat (R = 0,25)	Moderat (R = 0,25)	Lav (R = 0,23)
Case type eksempel:		Bergsvågen	Nordfjordeid	Sørfjorden Indre del	Trondheimsfjorden - Levanger	Bømlafjorden	Mjøsa	Krøderen
Antall liknende vannforekomster		9	10	0	3	7	0	3
Samfunnsøkonomiske ikke-prissatte virkninger	Naturmangfold	Ubetydelig/neglisjerbar	Stor positiv verdi	Stor positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Rekreasjon og friluftsliv	Ubetydelig/neglisjerbar	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Klimaregulering	Neglisjerbar/liten positiv verdi	Neglisjerbar/liten positiv verdi	Neglisjerbar/liten positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Biologisk kontroll	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Middels positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Ubetydelig/neglisjerbar	Neglisjerbar/liten positiv verdi
	Slamproduksjon	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Vannforsyning	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar	Ubetydelig/neglisjerbar
	Opsjonsverdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Middels positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi	Liten positiv verdi

sekundærrensing.⁸ Denne nyttevirkningen er dermed relevant når anlegg som i dag har mekanisk rensing får minstekrav om sekundærrensing.

Opsjonsverdier er gjennomgående positive, men små, preget av stor usikkerhet. Som beskrevet i kapittel 4.3.2, er grunnen til dette at fremtidig bruk av økosystemtjenester kan ha en positiv verdi, selv om denne ikke nødvendigvis er kjent i dag. Rensing kan føre til redusert forringelse av økosystemene, og potensielt forsinke eller motvirke irreversible virkninger på vannforekomsten. Opsjonsverdien er spesielt stor når risikoen for eutrofiering er kritisk.

5.8.2 Overføringsverdi av nytteverdier fra caseanalysen

For vannforekomster med god økologisk tilstand og lav risiko for eutrofiering, slik som Bergsvågen og Krøderen, er den marginale miljøeffekten av bedre rensing svært begrenset. Modellresultatene viser små eller neglisjerbare endringer i oksygenforhold, og dette gjenspeiles i gjennomgående neglisjerbare nytteverdier for de fleste økosystemtjenestene. Samtidig kan det oppstå nytteverdier knyttet til biologisk kontroll og opsjonsverdier, men disse er små.

Tabell 3-5 viser at 9 vannforekomstene har liknende egenskaper som Bergsvågen og 5 vannforekomster har liknende egenskaper som Krøderen. Analysen vår viser at skjerpede renskrav trolig vil gi marginale økologiske forbedringer for disse vannforekomstene, snarer enn endringer i økologisk tilstandsklasse. Gitt den lave risikoen for eutrofiering, tilsier dette at de samlede nytteverdiene av økt rensing for disse vannforekomstene også vil være begrensede.

I vannforekomster med moderat tilstand og moderat risiko, som Nordfjordeid, er bildet mer nyansert. Skjerpede krav kan bidra til en mulig forbedring i økologisk tilstand, fra moderat til god tilstand. Dette kan utløse positive nytteverdier, spesielt for naturmangfold, og i noen grad friluftsliv og rekreasjon og biologisk kontroll. Samtidig er nytteverdiene noe begrenset av at det er få mennesker som blir berørt av de skjerpede kravene vannforekomsten får. Det er også noe usikkerhet knyttet til om disse nytteverdiene utløses, og omfanget av dem. Klimaregulering, vannforsyning og slamproduksjon gir gjennomgående små eller neglisjerbare nytteverdier.

⁸ Renseanlegg som i dag har kjemisk, biologisk eller begge disse rensesprosessene, vil altså ha betydelig bedre biologisk kontroll på sine utslipp, selv om vannet langt fra vil være trygt ut fra et hygienisk ståsted. For å sikre det,

Tabell 3-5 viser at det er ti vannforekomster som både har moderat tilstand og moderat risiko for eutrofiering, og som dermed kan forventes å ha et tilsvarende nyttebilde som Nordfjordeid. Samtidig er vurderingene for denne gruppen vannforekomster mindre entydige enn for vannforekomster i god eller dårlig tilstand. Den faktiske nytteverdien vil i stor grad avhenge av lokale forhold i den enkelte vannforekomsten. Dette inkluderer blant annet økologiske karakteristika og kjemisk og fysiske parametere som påvirker vannkvaliteten. I tillegg vil bruken av vannforekomsten, for eksempel i hvilken grad denne brukes til friluftsliv og rekreasjon eller næringsformål, ha betydning for i hvilken grad forbedringer i tilstand omsettes til samfunnsøkonomisk nytte. Samlet sett innebærer dette av nytteverdiene for disse vannforekomstene er mer kontekstsvarende og preget av større usikkerhet.

De største nytteverdiene oppstår i vannforekomster med dårlig tilstand og høy eller kritisk risiko for eutrofiering, som i Sørfjorden Indre del. Vår analyse indikerer at økt rensing kan bidra til vesentlige forbedringer i oksygenforhold og redusert risiko for ytterligere alvorlige miljøskader. For vannforekomster med liknende egenskaper er ikke nytten bare knyttet til forbedringer i vannforekomsten, men også til å unngå potensielt irreversible skader på økosystemene.

Det er samtidig viktig å merke seg at antall vannforekomster med liknende egenskaper er begrenset. Det er kun fire vannforekomster som har både moderat tilstand og høy eller kritisk risiko for eutrofiering. Dette innebærer at selv om de potensielle nytteverdiene per vannforekomst kan være betydelige, gjelder dette for en relativt liten andel av vannforekomstene i vårt utvalg. Samtidig vil nytten i disse tilfellene ofte være særlig viktig, nettopp fordi bedre rensing kan forhindre alvorlig og i noen tilfeller irreversibel økologisk forringelse.

For flere av de større og mer åpne fjordsystemene, som Trondheimsfjorden Levanger og Bømlafjorden, er nytten av skjerpede renskrav gjennomgående små. Selv om enkelte av disse vannforekomstene har moderat risiko, viser vår analyse av kommunale utslipp utgjør en relativt liten andel av den totale belastningen på vannforekomstene. Forbedret rensing gir derfor begrenset miljøeffekt på vannforekomsten. Analysen av nyttevirkninger som kan oppstå av de skjerpede kravene i direktivet vurderes i stor grad som neglisjerbare. Dette betyr

kreves det et avsluttende desinfiseringstrinn. Dette kan være aktuelt ved utslipp til drikkevannskilder eller til områder med (offentlige) badeplasser.

imidlertid ikke at strengere rensekrav for avløp ikke har effekt for disse vannforekomstene, ettersom det kan bidra til å redusere den samlede belastningen. Samtidig illustrerer dette betydningen av å rette tiltak inn mot de viktigste forurensningskildene, noe som også ville være i tråd med forurenser-betaler-prinsippet.

Tilsvarende gjelder for innsjøvannforekomster som Mjøsa, hvor eksisterende rensegrad allerede er høy og ytterligere tiltak gir marginale forbedringer i vannkvaliteten. Selv om innsjøen har stor verdi for flere økosystemtjenester, som naturmangfold og

friluftsliv og rekreasjon, er nytteverdien av ytterligere rensing vurdert som begrenset, fordi tiltakene i liten grad påvirker de relevante miljøparameterne.

Det er samtidig viktig å understreke at tiltak for å forbedre vannkvaliteten i vannforekomster med moderat eller dårlig tilstand er helt nødvendig for å nå miljømålene. Kravene i det reviderte direktive bør derfor ses i sammenheng med andre tiltak, særlig rettet mot landbruk og akvakultur, for å kunne håndtere eutrofieringsutfordringer i de mest belastede vannforekomstene.

6. Samlet vurdering

Samlet viser analysen at nytteverdien av skjerpede utslippskrav for kommunalt avløp varierer betydelig mellom vannforekomster og i stor grad avhenger av geografisk kontekst, vannforekomsttype og bruk av vannforekomstene. Dette innebærer at de gjennomsnittlige nytteanslagene i EUs konsekvensvurdering har begrenset overførbarhet til norske forhold.

For mange vannforekomster som berøres av skjerpede utslippskrav vil nytten av økt avløpsrensing være begrenset, fordi risikoen for eutrofiering er lav eller fordi kommunalt avløp står for en liten andel av de totale tilførselene. Størst nytte oppstår i vannforekomster der strengere rensing bidrar til å løfte tilstanden fra moderat til god, der forbedringer i vannkvalitet kan gi tydelige utslag i økosystemtjenester, og der vannforekomsten har store bruksverdier.

6.1 Begrenset overførbarhet av nytteanslagene i EUs konsekvensvurdering

EU-kommisjonens konsekvensvurdering av revidert avløpsdirektiv, jf. kapittel 2.5, gir et overordnet anslag på forventet miljønytte som følge av skjerpede renskrav. Nytteestimatene er i hovedsak basert på en kost-nytte-tilnærming der nytte verdsettes per redusert enhet utslipp av utvalgte forurensningskomponenter, herunder biologisk oksygenforbruk (BOF), nitrogen og fosfor. Disse enhetsverdiene er hentet fra tidligere studier og anvendt som generelle skyggepriser (euro per tonn), uavhengig av geografisk kontekst, vannforekomsttype eller bruk av vannforekomstene⁹.

Metodisk innebærer dette at EU-kommisjonens nytteevaluering er utslippsbasert, og ikke basert på en eksplisitt vurdering av faktiske velferdsvirkninger i berørte områder. Nytte anslås som funksjon av

mengde utslippsreduksjon, snarere enn som endrede miljøtilstander og derav følgende effekter på naturmangfold, rekreasjon og friluftsliv eller andre økosystemtjenester. Konsekvensvurderingen gir dermed et gjennomsnittlig nytteanslag per enhet redusert utslipp, men sier i begrenset grad noe om i hvilken grad denne nytten faktisk realiseres i konkrete vannforekomster.

Som drøftet i kapittel 2.5 bygger de sentrale skyggeprisene på én studie fra en avgrenset region i Spania, basert på data fra 2004. Overførbarheten til norske forhold vurderes derfor som begrenset. Norske vannforekomster kjennetegnes av stor variasjon når det gjelder vannforekomsttype, hydrologi, økologisk tilstand og risiko for eutrofiering, samt i hvordan vannforekomstene brukes av befolkningen. Disse forholdene er avgjørende for om og i hvilken grad forbedret vannkvalitet gir opphav til samfunnsøkonomisk nytte.

Vår analyse viser at for mange norske vannforekomster vil skjerpede krav til avløpsrensing gi begrensede eller neglisjerbare miljøeffekter, enten fordi vannforekomsten allerede er i god eller svært god økologisk tilstand, risikoen for eutrofiering er lav eller fordi avløp utgjør en liten andel av de samlede næringsstofftilførselene. I tillegg har en rekke vannforekomster der det reviderte kravet slår inn allerede omfattende rensing av avløpsvannet. I slike tilfeller vil bedre rensing i liten grad redusere utslipp fra kommunale avløpsrenseanlegg og dermed heller ikke påvirke den samlede økologiske tilstanden i vannforekomsten. EU-anslagene vil i disse tilfellene indikere en positiv nytte per redusert utslippsenhet, uten at dette nødvendigvis har faktisk betydning for miljøtilstanden eller velferden til de som bruker vannforekomsten.

Samtidig viser casegjennomgangen at det finnes vannforekomster der EU-tilnærmingen i motsatt fall sannsynligvis undervurderer nytteverdien av forbedret økologisk tilstand. Der vannforekomster er sårbare for eutrofiering, ligger nær terskler mellom tilstandsklasser og samtidig brukes aktivt til rekreasjon eller har høy verdi knyttet til naturmangfold, kan selv relativt små forbedringer i tilstand gi betydelige samfunnsøkonomiske gevinster. Disse gevinstene er i vår analyse særlig knyttet til naturmangfold og rekreasjon og friluftsliv. Slike virkninger er ikke operasjonalisert i

⁹ Andre studier viser at verdien av å rense kan være så lav som 5 euro per tonn, ved utslipp til sjø (UNEP, 2015).

skyggeprisene som legges til grunn i EU-kommisjonens konsekvensvurdering, som ikke tar hensyn til hvordan vannforekomstene faktisk brukes eller hvordan disse verdsettes.

Vår analyse viser at verdien av økt rensing av avløpsvann er sterkt avhengig av kontekst. Nyttevirkningene varierer med vannforekomstens nåværende økologiske tilstand, sårbarhet og risiko for eutrofiering, sammensetning av forurensingskilder og hvilke økosystemtjenester som er relevante lokalt og regionalt. Dette innebærer at generelle og gjennomsnittlige nytteanslag, slik som de som benyttes i EU-kommisjonens konsekvensvurdering, i svært liten grad gir informasjon om den faktiske nytten av endret rensing i den enkelte vannforekomst i Norge.

6.2 Begrenset nytte av endrede renskrav

Norge har over tid etablert strenge renskrav for avløpsutslipp, særlig gjennom krav til høy fosforfjerning i utslipp til ferskvann, jf. Kapittel 2.2. Dette reflekterer at mange norske vannforekomster er fosforbegrensede, og at reduksjon av fosforutslipp har vært det mest effektive tiltaket for å bedre den økologiske tilstanden. Som følge av dette er mye av den potensielle miljøgevinsten knyttet til avløpsrensing allerede realisert i mange vannforekomster.

Det er samtidig viktig å påpeke at Norge har ikke hatt strenge renskrav for avløpsvann alle steder. Vi har hatt en resipientorientert tilnærming med forskjellige minimumskrav basert på hvor anlegget ligger. Gjeldende regelverk har sørget for å betydelig redusere belastningen fra avløpsrenseanleggene til våre ferskvannsforkomster, mens det har vært stilt mindre strenge krav der hvor man har vurdert at vannforekomstene tåler belastningen. Dette gjelder spesielt i kystvann fra Lindesnes og nordover langs kysten til Grense-Jakobselv.

Innføringen av endrede og i mange tilfeller mer omfattende krav gjennom revidert avløpsdirektiv vil derfor i mange tilfeller kunne ha begrenset effekt på den økologiske tilstanden i vannet, og nytten av endret rensing. For vannforekomster som allerede er i god eller svært god tilstand, eller der avløp utgjør en relativt liten andel av den totale belastningen, vil ytterligere skjerping av renskrav gi små eller neglisjerbare forbedringer. Dette innebærer at den marginale nytten av økt rensing er lav. Samtidig vil bedre rensing ha positive nytteverdier, spesielt når vannet har moderat eller

dårlig økologisk tilstand, og der risikoen for eutrofiering er høy eller kritisk. Dette er illustrert i flere av casene vi har analysert i kapittel 5.

Samtidig vil direktivet medføre betydelige investeringer, blant annet gjennom krav til sekundærrensing i flere tettbebyggelser og oppgradering av eksisterende anlegg. Kostnadene ved slike tiltak kan være høye. Når mye av nytten allerede er realisert gjennom eksisterende regulering, vil forholdet mellom kostnader og nytte i mange tilfeller være svakt. Dette understreker at generelle nytteanslag, slik de fremkommer i EU-kommisjonens konsekvensvurdering, i begrenset grad fanger opp at nytten av ytterligere rensforbedringer avtar når utgangspunktet allerede er et høyt rensnivå. For norske vannforekomster innebærer dette at mernytten av skjerpede krav ofte vil være begrenset, og i enkelte tilfeller tilnærmet fraværende.

6.3 Forskjell mellom nytte og samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Det er videre viktig å skille tydelig mellom vurdering av nytte og vurdering av samfunnsøkonomisk lønnsomhet. En vurdering av nytten av økt rensing av avløpsvann sier i seg selv ikke noe om hvorvidt skjerpede renskrav er samfunnsøkonomisk lønnsomme, verken samlet eller for det enkelte anlegg eller vannforekomst. Dette avhenger av kostnadene ved å oppnå utslippsreduksjonene, som varierer betydelig mellom hva slags tiltak som er nødvendig. I mange tilfeller vil det være nødvendig med et nytt og større renseanlegg med nye prosesser, som innebærer store investeringskostnader. Tilsvarende innebærer begrenset nytte i et enkelt tilfelle ikke nødvendigvis at tiltaket er samfunnsøkonomisk ulønnsomt, uten at dette vurderes opp mot faktiske kostnader.

På samme måte gir en isolert vurdering av nytten av økt avløpsrensing ikke grunnlag for å konkludere om dette er det mest kostnadseffektive virkemiddelet for å forbedre økologisk tilstand i en vannforekomst. I mange norske vannforekomster kommer en betydelig del av næringsstofftilførselene fra andre kilder enn kommunalt avløp, som landbruk, akvakultur eller industri. I slike tilfeller kan tiltak rettet mot andre forurensningskilder potensielt gi større miljøeffekt per krone enn ytterligere skjerpede krav til avløpsrensing. Dette krever imidlertid en analyse av kostnadene ved rensing av slike utslipp, opp mot kostnader ved rensing av kommunalt avløp.

En samfunnsøkonomisk rasjonell tilnærming vil være at skjerpede krav til avløpsrensing bør vurderes i sammenheng med andre mulige tiltak. Der avløpsrensing er det rimeligste og mest effektive virkemiddelet for å redusere belastningen, vil det naturlig kunne prioriteres først. I andre tilfeller kan det være mer hensiktsmessig å rette innsatsen mot kilder som står for en større andel av påvirkningen. En slik helhetlig vurdering kan bidra til bedre måloppnåelse og mer effektiv bruk av samfunnets ressurser.

Samlet sett viser analysen at nytten av skjerpede utslippskrav varierer betydelig mellom vannforekomster, og at generelle sjablongmessige nytteanslag per enhet reduserte utslipp har begrenset overføringsverdi til konkrete norske forhold. Dette understreker betydningen av å se krav til avløpsrensing i sammenheng med lokale miljøforhold, samlet belastning og alternative tiltak, snarere enn å basere vurderingene på gjennomsnittlige anslag for nytte av økt rensing.

7. Referanser

Barton, D. & Navrud, S., 2009. *Assessing Economic Benefits of Good Ecological Status in Lakes under the EU Water Framework Directive. Case study report. Norway*, s.l.: NIVA.

Barton, D., Navrud, S., Bjørkeslett, H. & Lilleby, I., 2010. *Economic benefits of large-scale remediation of contaminated marine sediments—a literature review and an application to the Grenland fjords in Norway*, s.l.: Journal of Soils and Sediments.

Berge, G. & Ritell, A. D., 2025. *Kommunale avløp 2024*. [Internett]
Available at: https://www.ssb.no/natur-og-miljo/vann-og-avlop/artikler/kommunale-avlop-2024.ressursinnsats-gebyrer-utslipp-rensing-og-slamdisponering/_attachment/inline/a6e27eac-4751-440b-96b9-9298789a22e0:5e993038ee5816e3c3cca09ad81560be70c74ffc/RAPP2025-35.pdf
[Funnet 4 Mai 2026].

Chahal, C. et al., 2016. Chapter Two - Pathogen and Particle Associations in Wastewater: Significance and Implications for Treatment and Disinfection Processes. *Advances in Applied Microbiology*.

Chen, W. et al., 2019. *Verdier i Oslofjorden: Økonomiske verdier tilknyttet økosystemtjenester*, s.l.: s.n.

Directive (EU) 2024/3019, 2024. *Directive (EU) 2024/3019 of the European Parliament and of the Council of 27 November 2024 concerning urban wastewater treatment (recast) (Text with EEA relevance)*. [Internett]
Available at: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A32024L3019&qid=1739956032363>

EU-Kommisjonen, 2022. *Commission staff working document. Impact assessment. Accompanying document. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council*. [Internett].

Europa Kommisjonen, 2024. *New rules for more thorough and cost-effective urban wastewater management enter into force*. [Internett]
Available at: https://environment.ec.europa.eu/news/new-rules-urban-wastewater-management-set-enter-force-2024-12-20_en

Flotve, B. et al., 2023. *Friluftslivbruk av Oslofjorden og*, s.l.: TØI.

Garrard, S. & Beaumont, N., 2014. *The effect of ocean acidification on carbon storage and sequestration in seagrass beds; a global and UK context*, s.l.: Marine Pollution Bulletin.

Gundersen, H., Christie, H., de Wit, H. & Norderhaug, K. M., 2011. *Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper*, s.l.: NIVA.

Harstad Turlag, m.fl., 2019. *Innspill til detaljregulering av planområde Bergsvågen i Harstad kommune*, s.l.: Harstad Panorama AS.

Hernández-Sancho, F., Molinos-Senate, M. & Sala-Garrido, R., 2010. Economic valuation of environmental benefits from wastewater treatment processes: An empirical approach for Spain. *Science of the Total Environment*.

HIAS, u.d. *Revidert avløpsdirektiv fra EU får stor innvirkning i Norge*. [Internett]
Available at: <https://www.hias.as/post/revidert-avl%C3%B8psdirektiv-fra-eu-f%C3%A5r-stor-innvirkning-i-norge>

IALA og Samorka, 2023. *Topic: The revision of the Urban Wastewater Directive (UWWTD). Reaction from the Icelandic Association of Local Authorities (IALA) and the Icelandic federation of energy and utility companies (Samorka)*. [Internett]
Available at: <https://samradapi.island.is/api/Documents/8a9bd401-82c9-ed11-9bb9-005056bcce7e>

Kjensmo, J. & Hongve, D., u.d. *Eutrofiering*. [Internett]
Available at: <https://snl.no/eutrofiering>

Klima- og miljødeparterementet, 2021. *Helhetlig tiltaksplan for en ren og rik Oslofjord med et aktivt friluftsliv*, s.l.: Klima- og miljødeparterementet.

KS, 2023. *Revision of EU Urban Wastewater Treatment Directive – consultation statement from KS*. [Internett]
Available at: <https://www.ks.no/contentassets/8b565e181b1e44418cd6b49ef275c19a/KS-Consultation-Statement-EU-UWWTD.PDF>

Lovdata Europalov, 2024. *Avløpsdirektivet (revisjon 2024)*. [Internett]
Available at: <https://europalov.no/rettsakt/avlopsdirektivet-revisjon-2024/id-30743>
[Funnet 10 februar 2025].

Lovdata, 2004. *Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften)*, s.l.: Klima- og miljødepartementet.

Lyngstad, E., 2023. *Avløpsdirektivet: Hva regjeringen sier, og hva regjeringen gjør*. [Internett]
Available at: <https://norskvann.no/avlopsdirektivet-hva-regjeringen-sier-og-hva-regjeringen-gjor/>

Miao, L. et al., 2025. *A review on low-temperature denitrification technologies: evolution, mechanisms and prospects for sustainable wastewater treatment*. [Internett]
Available at:
https://iwaponline.com/wst/article/92/9/1343/109967/A-review-on-low-temperature-denitrification?utm_source=chatgpt.com

Miljødirektoratet, 2024. *Avløpsdirektivet - revisjon*. [Internett]
Available at:
<https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/internasjonalt/eu-regelverk/eu-regelverklister/eu-regelverk/?id=31991L0271>

Nellemann, C. et al., 2009. *Blue Carbon. A Rapid Response Assessment*, s.l.: United Nations Environment Programme.

NIVA, 2017. *Økosystemtjenester*. [Internett]
Available at:
<https://www.niva.no/nyheter/okosystemtjenester>

NIVA, 2019. *Verdier i Oslofjorden: Økonomiske verdier tilknyttet økosystemtjenester fra fjorden og strandsonen*, s.l.: NIVA.

NIVA, u.d. *Eutrofiering*. [Internett]
Available at: <https://www.niva.no/tema/eutrofiering>

Norsk Vann, 2024a. *Avløpsdirektivet - hvordan ble det?*. [Internett]
Available at: https://norskvann.no/wp-content/uploads/D2_10.15_Elisabeth_Lyngstad_Avlopsdirektivet_hvordan_ble_det.pdf
[Funnet 18 februar 2025].

Norsk Vann, 2024b. *Oppsummering av krav i revidert direktiv vedtatt av parlamentet 7. oktober 2024*. [Internett]
Available at: <https://norskvann.no/wp-content/uploads/Oppsummering-av-direktivet-14.10.2414.pdf>
[Funnet 18 februar 2025].

Norsk Vann, 2024c. *Revidert avløpsdirektiv er nå formelt og endelig godkjent i EU!*. [Internett]
Available at: <https://norskvann.no/avlopsrensing-og-miljo/revidert-avlopsdirektiv/>
[Funnet 10 februar 2025].

Norsk Vann, 2026. *Revidert avløpsdirektiv*. [Internett]
Available at:
<https://norskvann.no/tema/avlop/revidert-avlopsdirektiv/>

Norsk vann, u.d. *Kvartærrensing*. [Internett]
Available at:
<https://norskvann.no/tema/avlop/avlopsrensing/kvartærrensing/>

Norsk Vann, u.d. *Sekundærrensing*. [Internett]
Available at:
<https://norskvann.no/tema/avlop/avlopsrensing/sekundaerrensing/>

Norsk Vann, u.d. *Tertiærrensing*. [Internett]
Available at:
<https://norskvann.no/tema/avlop/avlopsrensing/tertiærrensing/>

NOU 2004: 28, 2004. *Lov om bevaring av natur, landskap og biologisk mangfold*, s.l.: Miljøverndepartementet.

NOU 2013: 10, 2013. *Naturens goder - om verdier av økosystemtjenester*, s.l.: Miljøverndepartementet.

NOU 2013:10, 2013. *Naturens goder - om verdier av økosystemtjenester*, s.l.: Regjeringen.

NOU 2013:10, 2013. *Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester*, Oslo: Klima- og miljødepartementet.

Oslo Kommune, 2026. *Oslofjorden*. [Internett]
Available at: <https://www.oslo.kommune.no/miljo-og-klima/slik-jobber-vi-med-miljo-og-klima/vannmiljo-og-overvann/oslofjorden/>

Prajapati, P., 2025. *Effects of Winter on Biological Wastewater Treatment Processes*. [Internett]
Available at: <https://organicbiotech.com/effects-of-winter-on-biological-wastewater-treatment-processes/>

Pramanik, A., 2015. *The Bioavailable Phosphorus (BAP) Fraction in Effluent from Advanced Secondary and Tertiary Treatment*, s.l.: Water Environment Research Foundation.

Regjeringen, 2024. *Revidert avløpsdirektiv (2024/3019)*, s.l.: Regjeringen.

Regjeringen, 2025. *Revidert avløpsdirektiv*. [Internett]
Available at:
<https://www.regjeringen.no/no/sub/eos-notatbasen/notatene/2021/des/revisjon-av-avlopsdirektiv/id2966230/>
[Funnet 20 februar 2025].

Sabima, u.d. *Økosystemtjenester - Naturens goder*.
[Internett]
Available at:
<https://www.sabima.no/okosystemtjenester-naturens-goder/>

Solheim, A. et al., 2022. *Eutrofiering av norske innsjøer. Tilstand og trender*, s.l.: NIVA.

Statistisk sentralbyrå, 2024. *Kunnskapsgrunnlag for monetær verdsetting i økosystemregnskap*, s.l.: s.n.

Tchobanoglous, G., Kenny, J., Leverenz, H. & Oliveri, A., 2022. Establishing log reduction values for wastewater treatment processes from ambient influent and effluent pathogen monitoring data. *Frontiers*.

Tchobanoglous, G., Stensel, D. & Burton, F., 2003. *Wastewater engineering treatment and reuse*. s.l.:McGraw-Hill.

Tiwari, A. et al., 2025. *Coverage and Treatment Processes of Nordic Wastewater Treatment Plants from the Perspective of EU Urban Wastewater Treatment Directive revised in 2024*. [Internett]
Available at:
<https://www.preprints.org/manuscript/202502.1843>

Transportøkonomisk institutt, 2023. *Friluftslivbruk av Oslofjorden og strandsonen*, s.l.: s.n.

UNEP, 2015. Economic Valluation of Wastewater - The cost of action and the cost of no action. *United Nations Environment Program* .

Universitetet i Helsinki, 2025. *First Nordic-Wide Assessment Highlights Strengths and Gaps in EU Wastewater Surveillance Preparedness*. [Internett]
Available at:
<https://www.helsinki.fi/en/researchgroups/waterborne-pathogens/news/first-nordic-wide-assessment-highlights-strengths-and-gaps-in-eu-wastewater-surveillance-preparedness>

Vann-Nett, 2026. *Vann-Nett*. [Internett]
Available at: <https://vann-nett.no/waterbodies/map>

VAnytt, 2024. *Mange spørsmål rundt revidert avløpsdirektiv*. [Internett]
Available at: vanytt.no/?p=26383
[Funnet 18 februar 2025].

Vik, E., Lidholm, O., Henninge, L. & Tomczak-Wandzel, R., 2022. *Mikroforurensninger og legemidler i avløpsvann*, s.l.: Norsk Vann 275/2022.

Aanensen, M. et al., 2015. *Willingness to pay for unfamiliar public goods: Preserving cold-water coral in Norway*, s.l.: s.n.

Vedlegg A Typer vannforekomster, rensekrav og utslipp

7.1 Typer vannforekomster

Se tabellen under for beskrivelse av de ulike typene kystvannforekomster, slik de benyttes i vann-nett.

Tabell 7-1: Beskrivelse av de ulike typene kystvannforekomster, slik de benyttes i vann-nett

Kategori	Definisjon	Typiske kjennetegn
Moderat eksponert kyst	Kystvann med noe bølge- og strømpåvirkning fra åpent hav, men delvis skjermet av øyer/holmer.	Moderat vannutskifting, begrenset lagdeling, relativt god oksygentilførsel til dypere vann.
Åpen eksponert kyst	Kystvann direkte eksponert mot åpent hav.	Høy bølge- og strømpåvirkning, kort oppholdstid, liten risiko for oksygenmangel, sterk vertikal omrøring.
Beskyttet kyst / fjord	Skjermede kyst- og fjordområder med begrenset direkte påvirkning fra åpent hav.	Lengre oppholdstid, tydeligere sjiktning deler av året, økt sårbarhet for eutrofiering.
Ferskvannspåvirket beskyttet fjord	Beskyttet fjord med merkbar, men ikke dominerende, ferskvannstilførsel.	Brakkvannslag i overflaten, sesongvis sjiktning, moderat risiko for oksygenreduksjon i dypvann.
Sterkt ferskvannspåvirket fjord	Fjord der ferskvannstilførselen dominerer overflatevannet store deler av året.	Tykt brakkvannslag, sterk og stabil sjiktning, svak vertikal blanding.
Oksygenfattig fjord	Fjord med kronisk eller hyppig oksygenmangel i dypvann, ofte naturlig betinget.	Lang oppholdstid under terskel, sjelden dypvannsutskifting, lave O ₂ -nivåer selv ved lav belastning.
Strømrikt sund	Smale sund med svært sterk tidevanns- eller vinddrevet strøm.	Ekstremt kort oppholdstid, kontinuerlig vannutskifting, liten risiko for lokal akkumulering av organisk stoff.
Særegne vannforekomster	Vannforekomster som avviker klart fra standardtypene.	Spesielle geomorfologiske eller hydrografiske forhold (terskelfjorder, poller, laguner, kunstige avsnøringer).

7.2 Renseprinsipper og krav til rensning

Tabell 7-2 og Tabell 7-3 oppsummerer rensningsprinsipper og krav i henholdsvis avløpsdirektivet fra 1991, forurensningsforskriften og i revidert avløpsdirektiv.

Tabell 7-2: Renseprinsipper og dagens krav i avløpsdirektivet (1991) og forurensningsforskriften

Type rensning	Reduksjon av	Krav avløpsdirektivet (1991)	Krav forurensningsforskriften	Hvem
Enkel mekanisk rensning	Søppel og store partikler		20 % SS	Anlegg i tettbebyggelser under 10 000 pe med utslipp til mindre følsomt område
Primærrensning	Partikler og noe organisk stoff	50 % SS og 20 % BOF ₅	50 % SS eller 60 mg/120 % BOF ₅ eller 40 mg/l	Anlegg under 150 000 pe i mindre følsomt område kan søke om primærrensning
Sekundærrensning	Organisk stoff	70–90 % BOF ₅ eller 25 mg/l og 75 % KOF eller 125 mg/l	70 % BOF ₅ eller 25 mg/l og 75 % KOF eller 125 mg/l	Anlegg i tettbebyggelser fra 2000 pe med utslipp til ferskvann og fra 10 000 med utslipp til kyst
Tertiærrensning	Fosfor	2 mg P/l eller 80 % (1 mg/l for anlegg >100 000 pe)		Anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til sårbart område og anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe i nedbørfeltet til disse områdene
	Nitrogen	10 mg N/l eller 70–80 % (15 mg/l for anlegg >100 000 pe)		
Fosforfjerning	Fosfor		90 %	Alle anlegg i normalt og følsomt område (også de som ikke er omfattet av avløpsdirektivet)
Nitrogenfjerning	Nitrogen		70 %	Anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til område sårbart for nitrogen

Tabell 7-3: Renseprinsipper og krav i revidert avløpsdirektiv

Type rensning	Reduksjon av	Krav i revidert direktiv	Hvem
Sekundærrensning	Organisk stoff	70–90 % BOF ₅ eller 25 mg/l og 75 % KOF eller 125 mg/l	Anlegg i tettbebyggelser fra 1000 pe
		0,5 mg P/l eller 90 % og 8 mg N/l eller 80 %	Alle anlegg fra 150 000 pe
Tertiærrensning	Fosfor og nitrogen	0,7 mg P eller 87,5 % og/eller 10 mg N/l eller 80 %	Anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til sårbart område og anlegg fra 10 000 pe i nedbørfeltet til disse områdene (den parameteren området er sårbart for)
Kvartærrensning	Mikroforurensinger	80 % av indikatorstoffer	Alle anlegg fra 150 000 pe og anlegg i tettbebyggelser fra 10 000 pe med utslipp til område sårbart for mikroforurensinger

7.3 Hvor store er tilførslene, og hvilke kilder de kommer fra

Tabell 7-4 sammenstiller hva slags renseprinsipp som er benyttet ved de 678 avløpsrenseanleggene som er registrert å behandle avløpsvannet fra norske tettbebyggelser ≥ 1000 pe.

Den enkleste form for rensing er mekanisk rensing, enten basert på sedimentering (slamavskiller) eller filtrering/siling (sil/rist). Her må man skille mellom de helt enkle mekaniske anleggene i tettbebyggelser under 10 000 pe som primært fjerner avløpssjøppel og partikulært materiale, og de noe mer avanserte mekaniske anleggene med krav om primærrensing. Det store flertallet av renseanlegg med utslipp til kystvann fra Lindesnes og nordover har mekanisk rensing. Denne typen rensing vil sannsynligvis i liten grad påvirke (endre eller redusere) sammensetningen av miljøgifter og patogene organismer i avløpsvannet, men benyttes som forbehandling ved alle andre renseanlegg.

Det er kun noen få av dagens renseanlegg som er rene biologiske renseanlegg designet for å fjerne

nedbrytbart organisk stoff (BOF₅). Dette er anlegg i mindre følsomt område som ikke har fosforkrav. Disse anleggene vil også fjerne noe fosfor, men vesentlig mindre enn de kjemiske eller kjemiske-biologiske anleggene, hvis ikke anlegget har en spesiell biologisk fosforfjerningsprosess. De biologiske anleggene vil i stor grad påvirke patogene organismer i avløpsvannet og det kan forventes at ca. 90-98% av bakteriene i innløpet vil fjernes (Tchobanoglous, et al., 2003) avhengig av hvor avansert og godt driftet anlegget er.

Det er mye vanligere med kjemisk rensing ved norske avløpsrenseanlegg, enten alene eller kombinert med biologisk rensing. Den kjemiske rensingen er designet for å fjerne løst fosfor før utslipp til ferskvannforekomster for å hindre eutrofiering. Den kjemiske fellingen bidrar også til betydelig fjerning av BOF₅, men ikke i så stor grad som man oppnår med biologisk rensing. Også fjerningen av bakterier er forventet å være noe svakere på et rent kjemisk anlegg enn med biologisk rensing, men det kan forventes en reduksjon på ca. 90%. Kjemiske anlegg som har fått krav om sekundærrensing blir normalt bygd om til biologiske-kjemiske anlegg.

Tabell 7-4: Oversikt over antall renseanlegg og gjennomsnittlig rensresultat oppnådd med gitt type renseprinsipp som renser avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe

Type renseanlegg	Utslipp til ferskvann				Utslipp til kystvann			
	Antall anlegg	BOF5	TOT N	TOT P	Antall anlegg	BOF5	TOT N	TOT P
Kjemisk-biologisk med nitrogenfjerning	3	98 %	78 %	96 %	3	95 %	77 %	94 %
Kjemisk-biologisk	53	91 %	24 %	93 %	43	87 %	22 %	84 %
Naturbasert	0	-	-	-	1	85 %	20 %	75 %
Kjemisk	26	80 %	19 %	95 %	49	72 %	15 %	89 %
Biologisk	2	95 %	20 %	94 %	8	92 %	28 %	63 %
Mekanisk - sil/rist	0	-	-	-	170	27 %	15 %	15 %
Mekanisk - slamavskiller	1	20 %	15 %	15 %	206	20 %	15 %	15 %
Annen rensing	0	-	-	-	4	46 %	19 %	22 %
Ukjent	1	76 %	19 %	70 %	15	19 %	8 %	16 %
Urenset	0	-	-	-	93	0 %	0 %	0 %

Merknad: Det er skilt mellom anlegg som slipper ut direkte til innsjøer eller til elver oppstrøms innsjøer (ferskvann) og anlegg som slipper ut direkte til kystvann eller til elver uten at det er en innsjø nedstrøms (kystvann). Informasjonen er basert på data fra 2022-2024, og enkelte renseanlegg kan ha blitt oppgradert siden den tid.

Det meste av nitrogen i kommunalt avløpsvann foreligger som ammonium, og det kreves et særskilt biologisk rensetrinn for å fjerne denne. Foreløpig er det kun 7 anlegg i Norge som har nitrogenfjerning, selv om en rekke anlegg er i ferd med å implementere et slik rensetrinn på bakgrunn av de påviste behovene for å redusere tilførslene av nitrogen til Oslofjorden.

En god reduksjon av organiske mikroforurensninger krever et eget rensetrinn med aktivt kull eller ozon, og er introdusert i revidert avløpsdirektiv som kvartærrensing. Det er ingen anlegg i Norge med kvartærrensing i dag.

I enkle mekaniske anlegg uten kjemisk eller biologisk rensing vil renseeffekten være lav for de aller fleste mikroforurensningene. Det er kun mikroforurensninger som bindes til fett og slam som vil kunne fjernes i tilsvarende grad som fett og suspendert stoff fjernes.

Både kjemiske og biologiske anlegg vil fjerne noe mikroforurensninger (~20 %) og hvilke stoffer som fjernes og i hvor stor grad vil være avhengig av stoffenes egenskaper. Stoffer med affinitet til slam kan ofte fjernes effektivt i kjemiske renseanlegg, mens lett biologisk nedbrytbare stoffer kan brytes ned i biologiske prosesser. Den biologiske nedbrytingen kan variere noe mellom ulike rensemetoder, f.eks. avhengig av om anlegget har nitrogenfjerning, biofilmanlegg eller en aktivslamprosess. Best reduksjon får man i biologisk/kjemiske anlegg fordi alle fjerningsmekanismene er funksjonelle (Vik, et al., 2022), (H. Ødegaard 2020)

Se Tekstboks 1 (neste side) for beskrivelsen av ventet effekt med ulike type rensing.

Tekstboks 1 Vedlegg A - Forventet effekt med ulik type rensing

Urenset avløpsvann

Sammensetningen av kommunalt avløpsvann som kommer inn til et gitt avløpsrenseanlegg gjenspeiler hvordan lokalsamfunnet innenfor området som er koblet til avløpsrenseanlegget håndterer sine avløpsstrømmer fra avfallsgenererende aktiviteter. De fleste av disse er knyttet til bevisste valg av hvordan vi har sett oss tjent med å håndtere f.eks. svartvann (fra toaletter), gråvann (annet spillvann fra husholdningene), prosessvann fra industrien, sigevann fra deponier og avrenning av regnvann fra tette flater i sterkt urbaniserte område.

Mekanisk rensing

Den enkleste form for rensing er mekanisk rensing, enten basert på sedimentering (slamavskiller) eller filtrering/siling (sil/rist). Det store flertallet av renseanlegg med utslipp til kystvann fra Lindesnes og nordover har denne typen enkel rensing. Her fjernes primært avløpssjøppl og partikulært materiale. Denne typen rensing vil sannsynligvis i liten grad påvirke (endre eller redusere) sammensetningen av miljøgifter og patogene organismer i avløpsvannet. En eller annen form for mekanisk rensing er typisk benyttet som forbehandling ved alle andre renseanlegg.

Biologisk rensing

Det er kun noen få av dagens renseanlegg som er rene biologiske renseanlegg. Disse er designet for å fjerne nedbrytbart organisk stoff (BOF5), men vil også fjerne mer eller mindre alle partikkelbundne forurensninger. Dette inkluderer også patogene organismer i avløpsvannet (ca. 90-99% fjerning av bakterier og parasitter ¹) og miljøgifter som enten er biologisk nedbrytbare (innenfor tiden de er i kontakt med den biologiske prosessen) eller er bundet til partikler. Egenskapene til miljøgiftene er dermed også avgjørende for om de fjernes eller ikke.

Kjemisk rensing

Det er mye vanligere med kjemisk rensing ved norske avløpsrenseanlegg, enten alene eller kombinert med biologisk rensing. Den kjemiske rensingen er designet for å fjerne løst fosfor før utslipp til ferskvannsvannforekomster for å hindre eutrofiering. Den kjemiske fellingen bidrar også til betydelig fjerning av BOF5, men ikke i så stor grad som man oppnår med biologisk rensing. Mikroforurensninger med høy affinitet til slam kan ofte fjernes effektivt ved kjemiske renseanlegg, gjennom binding til partikler som felles ut i renseprosessen. Egenskapene til miljøgiftene er dermed også avgjørende for om de fjernes eller ikke. Fjerningen av patogene organismer kan forventes å være minst like god som ved ren biologisk rensing. Når man kombinerer kjemisk og biologisk rensing blir fjerningen av de patogene organismene gjerne enda bedre (ca. 99-99,9%).

Biologisk nitrogenfjerning

Det meste av nitrogen i kommunalt avløpsvann foreligger som ammonium, og det krever særskilt fjerning for å fjerne denne ammoniumet. Foreløpig er det kun 7 anlegg som har slikt rensetrinn implementert, selv om en rekke anlegg er i ferd med å implementere et slik rensetrinn på bakgrunn av de påviste behovene for å redusere tilførslene av nitrogen til Oslofjorden.

¹ Tchobanoglous m.fl. (2022) og Chahal m.fl. (2016) er gode litteraturreferanser for å undersøke dette nærmere.

Vedlegg B Metode for vurdering av risiko for eutrofiering i vannforekomster

7.4 Vurdering av status for eutrofiering og organisk belastning etter vannforskriften

Eutrofiering er knyttet til økt biomasse av planteplankton, makroalger eller vannplanter, noe som igjen fører til en endret artssammensetning (gjerne fremvekst av opportunistiske arter), redusert siktedyp og oksygensvikt i bunnvannet. Organisk belastning vil i tillegg føre til en ytterligere risiko for oksygensvikt i bunnvannet og nedslamming knyttet til den mikrobielle veksten forårsaket av forbruket av organisk stoff (som kommer i tillegg til eventuelt partikulært stoff som kan føre til nedslamming).

Graden av eutrofiering og organisk belastning vurderes innenfor klassifiseringen av økologisk tilstand, men det opereres ikke med en egen "eutrofiklasse" og «organisk belastningsklasse». Klassifiseringen følger EUs rammedirektiv for vann og norsk vannforskrift med vedlegg V (FOR-2006-12-15-1446), og er nærmere beskrevet i Veileder 02:2018 – Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Grunnprinsipper:

- Klassifisering skjer **per vannforekomst**
- Det brukes **5 tilstandsklasser**: svært god – god – moderat – dårlig – svært dårlig
- **"Det verste styrer"-prinsippet**: den dårligste klassifiseringen blant relevante kvalitetselementer bestemmer samlet økologisk tilstand
- Miljømålet er **minst god økologisk tilstand** (§ 4–6 i vannforskriften)

Eutrofiering fanges opp gjennom **en kombinasjon av biologiske kvalitetselementer og fysisk-kjemiske støtteparametere**.

7.4.1 Biologiske kvalitetselementer (hovedindikatorene)

Tabell 7-5 viser de primære parameterne for å vurdere responsen forårsaket av næringssalttilførsler (eutrofiering) og organisk belastning, og er avgjørende for endelig klassifisering. De er avhengig av hva slags vannkategori vannforekomsten tilhører. Biologien representerer integrert effekt over tid, og er derfor det elementet som til slutt "verifiserer" om belastningen er for høy.

For hvert av kvalitetselementene beregnes det en samlet nEQR-verdi (0-1) i forhold til en referansetilstand (1,0). Planteplakton nEQR er det naturlige førstevalget for å vurdere eutrofiering forårsaket av fosfor/nitrogen da responsen er rask og måles direkte. Effekten på makrovegetasjon/makroalger og ålegras (makrofytter) integrerer effekten av eutrofiering over lenger tid, mens bunndyr (limnisk og marin bunnfauna) integrerer effekten av flere stressorer over tid. Makrofytter nEQR eutrofiering kan være en god indikator i grunne innsjøer, spesielt der det mangler data for plankton.

7.4.2 Fysisk-kjemiske støtteparametere (eutrofistøtte)

Disse brukes til å:

- Underbygge biologiske funn
- Forklare årsak-virkning
- Nedgradere tilstand hvis biologi mangler eller er usikker

Typiske eutrofirelevante parametere:

- Total fosfor (Tot P)
- Totalt nitrogen (Tot N)
- Uorganisk nitrogen (NO_3^- , NH_4^+)
- Klorofyll a
- Siktedyp

Tabell 7-5: Biologiske kvalitetselementer brukt til å vurdere eutrofiering iht. vannforskriften

Innsjøer	Elver	Kystvann/brakkvann
<ul style="list-style-type: none">• Planteplankton (biomasse, klorofyll a, artssammensetning)• Makrovegetasjon og påvekstalger• Bunndyr• Fisk (indirekte, langsiktige effekter)	<ul style="list-style-type: none">• Påvekstalger• Makrovegetasjon• Bunndyr• Fisk	<ul style="list-style-type: none">• Planteplankton• Makroalger og ålegras• Bunndyr (i noen typer)

- Løst oksygen (særlig i dypvann / bunnvann)

Løst oksygen er spesielt viktig:

- Oksygensvikt i dypvann regnes som en **sekundær effekt av eutrofiering**
- Klassegrensen **god/moderat for O₂** er direkte knyttet til eutrofibelastning

Støtteparametere kan nedgradere:

- fra svært god → god
- fra svært god/god → moderat men **kan ikke alene gi dårligere enn moderat tilstand.**

7.4.3 Manglende datagrunnlag for å konkludere i forhold til eutrofifølsomhet

Klassifiseringsveilederen krever data på overvåking av mer enn ett biologisk kvalitetselement i tillegg til data for fysisk-kjemiske støtteparametere fra minst tre år.

På oppdrag for Miljødirektoratet vurderte NIVA i 2025 følsomheten for eutrofi i 136 kystvannsføremkomster og 16 ferskvannsføremkomster (11 elver og 5 innsjøer) presumptivt¹⁰ påvirket av avløpsvann fra tettbebyggelser ≥10 000 pe (Thrane m.fl. 2025). Renseanleggene som behandler kommunalt avløpsvann fra disse tettbebyggelsene, kan få krav til tertiærrensing hvis vannføremkomsten de belaster er sårbar for eutrofiering (overgjødning på grunn av fosfor og/eller nitrogen). På bakgrunn av tilgjengelige overvåkingsdata ble vannføremkomstene vurdert med hensyn til om 1) de er eutrofe og sensitive for nitrogen (N) og/eller fosfor (P), 2) om de kan bli eutrofe innen kort tid uten beskyttende tiltak, 3) om en reduksjon av N/og eller P ikke vil ha noen miljømessig effekt og 4) om datagrunnlaget var tilstrekkelig for å konkludere.

I utgangspunktet ville dette være en sentral studie for oss å basere våre nyttevurderinger av å innføre strengere krav til fjerning av fosfor og/eller nitrogen ved norske avløpsrenseanlegg som altså kun gjelder utslipp fra tettbebyggelser ≥10 000 pe. Basert på gjennomsnittlig belastning av organisk stoff på de kommunale renseanleggene i årene 2022-2024 er det 82 kystvannsføremkomster og 12 innsjøvannsføremkomster som mottar tilførsler fra tettbebyggelser ≥10 000 pe. Ettersom studien fra 2025 ikke inkluderte noen vannføremkomster innenfor nedbørsfeltet til Oslofjorden da Oslofjorden allerede er konkludert å være sårbar for eutrofiering, var det kun 62 av disse 93 kystvannsføremkomstene og ingen av disse 12

innsjøvannsføremkomstene som var inkludert i den studien.

Studien fra 2025 inkluderte imidlertid flere vannføremkomster som er belastet med kommunalt avløp fra tettsteder mindre enn 10 000 pe, så samlet sett inkluderte den studien 109 av de 271 kystvannsføremkomstene og 2 av de 41 innsjøvannsføremkomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥1000 pe og som derfor er inkludert i vår studie.

For kun én av de to innsjøene inkludert i studien fra 2025 med overlapp til vår studie ble det funnet tilstrekkelig data for å konkludere og denne (Vangsvatnet) ble funnet å ikke være eutrofe og står heller ikke i fare for å bli eutrofe. For kystvannsføremkomstene var det tilgjengelige datagrunnlaget oftest utilstrekkelig for å kunne konkludere, da det sjeldent var tilfredsstillende data fra både vannmasser (planteplankton med støtteparametere) og biologiske (bentiske)

Tekstboks 3: Minimumskrav satt til å gjøre en tentativ vurdering av sensitivitet overfor eutrofiering i prosjektet «Identifisering av vannføremkomster sensitive for eutrofi»

Ferskvann (innsjøer og elver)

- Det må foreligge data på minst ett eutrofisensitivt biologisk kvalitetselement i tillegg til støtteparametere fra siste tiårsperiode (2015-2024).
- Det bør foreligge data fra minst tre år i løpet av siste tiårsperiode.

Kystvann

- Det må foreligge data på minst ett eutrofisensitivt biologisk kvalitetselement i tillegg til støtteparametere fra siste tiårsperiode (2015-2024).
- Det bør foreligge data på både planteplankton og minst ett bentisk kvalitetselement, samt støtteparametere fra siste tiårsperiode (2015-2024).
- De pelagiske undersøkelsene (næringssalter og planteplankton) bør representere minst tre sammenhengende år.

Det første punktet kunne ikke fravikes. Dersom det forelå data på både biologi og støtteparametere, men disse var fra færre enn tre år, ble det gjort en vurdering, men ble markert som usikker.

¹⁰ Basert på TEOTIL-data og gjennomgang av utslippsdata tilgjengelig i Miljødirektoratet sin FORURENSNING-database viste det seg at flere av vannføremkomstene var langt lavere belastet med kommunalt avløpsvann enn

10 000 pe. Av de fem innsjøvannsføremkomstene var det kun to som var belastet med utslipp fra tettbebyggelser ≥1000 pe.

Tabell 7-6: Oppsummering av vurderinger fra prosjektet «Identifisering av vannforekomster sensitive for eutrofi» for de 271 kystvannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe

Svar	Er den eutrof?	Kan den bli eutrof innen kort tid?	Miljømessig betydning å redusere N og P?	Tilstrekkelig info til å konkludere?
Ja	17	24	56	8
Ja (usikkert)	3	1	1	0
Allerede eutrof	-	15	-	-
Nei	57	31	9	81
Usikkert	12	18	23	0
Ikke inkludert	182	182	182	182

Kilde: Identifisering av vannforekomster sensitive for eutrofi Kilde: Identifisering av vannforekomster sensitive for eutrofi (Thrane m.fl., 2025).

kvalitetslementer. Blant de 136 kystvannforekomstene inkludert i 2025-studien ble datagrunnlaget vurdert som tilstrekkelig i kun 11 vannforekomster hvor av 8 er blant kystvannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe. Selv om datagrunnlaget ikke var tilstrekkelig for å konkludere ble det gjort en tentativ vurdering av de vannforekomstene der et minimum av data var tilgjengelig (se Tekstboks 3).

Av de 271 kystvannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe var det 89 som det ble gjort en vurdering av. Disse vurderingene er oppsummert i Tabell 7-6. Av de 89 kystvannforekomstene som var inkludert var 17 ansett som eutrofe og 3 sannsynligvis eutrofe, mens ytterligere 24 ble forventet å kunne bli eutrofe innen kort tid. For 56 (+1) av disse kystvannforekomstene ble det ansett å ha miljømessig nytte å redusere tilførselen av nitrogen og/eller fosfor. Rapporten avdekket samtidig at det er et stort behov for mer overvåking for å styrke datagrunnlaget for vurdering av eutrofitilstand og følsomhet for eutrofi langs Norskekysten.

Det er altså et stort flertall av kystvannforekomstene der det mangler tilstrekkelig data for å gjøre en tilstrekkelig faglig vurdering av eutrofisituasjonen.

7.5 Matrise for vurdering av risikoen for eutrofiering i vannforekomstene

Som diskutert ovenfor, mangler det i dag tilstrekkelige og konsistente data til å kunne gjøre en robust faglig vurdering av sårbarhet for eutrofiering og risiko for oksygensvikt, særlig i dypvannet, for mange av vannforekomstene som

mottar avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe. Det er også lite trolig at det kommer til å foreligge tilstrekkelig med data innenfor en rimelig tidshorisont.

Tre sentrale spørsmål følger av dette:

- Er det noen parametere som er viktigere enn andre i vurderingen av hvor sårbar en vannforekomst er for ytterligere tilførsel av oksygenforbrukende stoffer slik at disse kan vektes høyere, mens andre kan gis mindre betydning?
- Kan det settes opp en vektet matrise for disse parametere som kan brukes inn i et beslutningsstøtteverktøy som potensielt kan benyttes av forvaltningen til å vurdere behovet for å redusere belastningen av en gitt vannforekomst?
- Kan man estimere/kvantifisere de parametere der man mangler data på bakgrunn av tilgjengelig informasjon og dermed bruke de estimerte verdiene i vurderingen av vannforekomstens tålegrense for eutrofiering?

7.5.1 Valg av parametere

Økologisk tilstand (svært dårlig \rightarrow svært god)

De aller fleste vannforekomster er nå klassifisert i forhold økologisk tilstand og sier noe om hvor langt unna miljømålet man er. Eutrofiering er et viktig element i denne vurderingen, men det er ikke en enhetlig kobling til eutrofiering da det er mange forhold som styrer den økologiske tilstanden. Det er også en fordel av denne parameteren (økologisk tilstand) er juridisk forankret i lovverket gjennom forensingsforskriften (FOR-2006-12-15-1446).

Oksygen i bunnvann (svært dårlig \rightarrow svært god)

Oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet i vannforekomsten er en direkte respons på tilførsel av oksygenforbrukende stoffer og benyttes som en støtteparameter i vurderingen av om

vannforekomsten er eutrof eller ikke. Den representerer en reell tålegrense for de akvatiske organismene og er således svært viktig.

Plantep plankton nEQR eutrofiering (svært dårlig → svært god)

De biologiske kvalitetselementene beskriver den direkte responsen på eutrofitilstanden i vannforekomsten. Som nevnt er plantep plankton det naturlige førstevalget, både i ferskvann og i sjøvann, da plantep planktonet reagerer raskt og direkte på tilførsler av næringsstoffer. Dette gjelder spesielt i **dype vannforekomster** der oksygenforbruket i dyppet er koblet til nedbrytningen av dette plantep planktonet når dette har dødd og sunket til bunnen. Parameteren gir altså en delforklaring på hvorfor oksygennivået eventuelt er lavt.

I kystvann er **klorofyll a** den eneste analyseparameteren som bestemmer plantep plankton nEQR eutrofiering der 90-persentilen fra de siste seks årene med målinger innenfor maksimalt 10 år tilbake i tid benyttes i vurderingene. For sterkt ferskvannspåvirkede kystvann kan imidlertid denne parameteren ikke benyttes.

I innsjøer benyttes både **klorofyll a** (som for kystvann), **totalt biovolum, plantep plankton trofisk indeks (PTI)** og **cyanomaks** (maksimalt biovolum av cyanobakterier) i vurderingene til å beregne plantep plankton nEQR eutrofiering.

Makroalger nEQR eutrofiering (svært dårlig → svært god)

For grunne kystvann vil denne kunne være en viktig tilleggsp parameter, og vil være en god indikator på kronisk forhøyet næringsnivå da den er mindre følsom for korttidsvariasjoner enn plantep plankton.

Makrofytter nEQR eutrofiering (svært dårlig → svært god)

Denne er ferskvannsalternativet til makroalger i kystvann. Den er egnet som støtteindikator dersom plankton mangler.

7.5.2 Vektet risikomatrix

Tabell 7-7 viser foreslått risikomatrix for en samlet vurdering vannforekomstenes sårbarhet for eutrofiering på bakgrunn av økologisk tilstand, oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet og plantep plankton nEQR eutrofiering. Det er tatt utgangspunkt i klassegrensene slik disse er definert i vannforskriftens klassifiseringssystem. I risikomatrixen er disse klassene oversatt til en kontinuerlig poengskala (0–1) for å muliggjøre en samlet vurdering av eutrofirisiko ($R_{eutrofi}$; [-]):

$$R_{eutrofi} = K_{\text{økologi}} \cdot V_{\text{økologi}} + K_{\text{oksygen}} \cdot V_{\text{oksygen}} + K_{\text{plankton}} \cdot V_{\text{plankton}} \quad [1]$$

, der $K_{\text{økologi}}$, K_{oksygen} og K_{plankton} angir klassifiseringscoren for henholdsvis økologisk tilstand, oksygenkonsentrasjonen i bunnvannet og plantep plankton nEQR eutrofiering, mens $V_{\text{økologi}}$, V_{oksygen} og V_{plankton} angir den relative vektningen av disse parameterne i risikovurderingen.

De foreslåtte verdiene for disse faktorene er vist i Tabell 7-7. Grunnen til at oksygen i bunnvannet er vektet 50% er at denne er ansett som styrende for at tålegrensen for eutrofiering blir overskredet. Plantep plankton nEQR er vektet 30% fordi dette er et tydelig varsel om, og en forklaring på, at tålegrensen er nådd.

For henholdsvis grunne kystvann ($z_{\text{eff}} < 15$ m) og grunne innsjøer ($z_{\text{eff}} < 15$ m) blir parameterne makroalger nEQR eutrofiering og makrofytter

Tabell 7-7: Risikomatrix for vurdering av vannforekomsters sårbarhet for eutrofiering

Klassifisering	Økologisk tilstand	Oksygen i bunnvann	Plantep plankton nEQR	Makroalger nEQR	Makrofytter nEQR
	$K_{\text{økologi}}$	K_{oksygen}	K_{plankton}	-	-
Svært god	0,00	0,00	0,00	-0,05	-0,05
God	0,25	0,25	0,25	-0,05	-0,05
Moderat	0,50	0,60	0,50	0,00	0,00
Dårlig	0,75	0,85	0,75	+0,05	+0,05
Svært dårlig	1,00	1,00	1,00	+0,10	+0,10
Vekting	0,2	0,5	0,3	-	-

Merk: Økologisk tilstand, oksygen i bunnvannet og plantep plankton nEQR eutrofiering benyttes direkte i risikovurderingen ut fra hvilken klassifisering hver av de har og med angitt vektning. Makroalger nEQR eutrofiering og makrofytter nEQR eutrofiering benyttes i utgangspunktet som en justeringsfaktor på plantep plankton nEQR eutrofiering i henholdsvis grunne kystvann ($z_{\text{eff}} < 15$ m) og grunne ($z_{\text{eff}} < 15$ m) innsjøer

nEQR eutrofiering benyttet til å justere poengverdien for planteplankton (se Tabell 7-7).

Verdiene for økologisk tilstand, oksygen i bunnvannet og planteplankton nEQR som gir opphavet til klassifiserings-scorene, hentes i utgangspunktet fra Vann-nett.

7.5.3 Estimering av parametere som mangler

Økologisk tilstand

For de aller fleste vannforekomster er denne bestemt, og det er derfor en begrenset utfordring.

Oksygen i bunnvannet

Dette er en avgjørende faktor i riskomatrisen, og dette er data som mangler for veldig mange vannforekomster. Det er derfor satt opp en egen modell som kan benyttes for å estimere oksygenforbruket i bunnvannet. Denne er nærmere omtalt i neste kapittel.

Planteplankton nEQR eutrofiering

Der informasjon om planteplankton (nEQR) mangler, settes poengverdien tilsvarende moderat tilstand (0,5) med mindre både økologisk tilstand og oksygennivå i bunnvann rangeres til «Svært god» (0,25) eller «Svært dårlig» (0,75). Dette er gjort for å unngå at manglende data tolkes som lav risiko, og for å ivareta føre-var-prinsippet i vurderingen av sekundær oksygenbelastning. Der planteplankton nEQR mangler for et grunt kystvann eller en grunn innsjø, men det foreligger data for henholdsvis makroalger nEQR eutrofiering eller makrofytter nEQR eutrofiering kan disse erstatte planteplanktonet i riskomatrisen.

7.6 Behovet for en eutrofimodell og uttalt målsetting

Som vist mangler det i dag tilstrekkelige og konsistente data til å kunne gjøre en robust faglig vurdering av sårbarhet for eutrofiering og risiko for oksygensvikt, særlig i dypvannet for mange av vannforekomstene som mottar avløpsvann fra tettbebyggelse ≥ 1000 pe. Samtidig er det behov for et verktøy som gjør det mulig å vurdere hvordan tilførsler av oksygenforbrukende stoffer fra ulike kilder samlet påvirker oksygennivået i vannforekomstene, og i hvilken grad disse tilførselene kan bringe vannforekomsten over tålegrensen for god økologisk tilstand.

Miljøtilstanden i vannforekomstene er bestemt av svært komplekse og sammensatte prosesser, som man i dag selv ikke med de mest avanserte tilgjengelig modellene klarer å modellere

fullstendig. Det er spesielt koblinger til høyere trofiske nivå (dvs. predatorer/beitere) det er vanskelig å simulere. Primærproduksjonen (det laveste trofiske nivået) har man nå gode modeller for, men det trengs mye lokalitetstilpasset data som må inn i modellen for at den skal gi realistiske tilnærminger til hva som kan forventes. Ettersom primærproduksjonen også er svært dynamisk, dvs. den reagerer raskt på variasjoner i miljøforholdene (f.eks. temperatur, næringstilgang, lystilgang) og tilstedeværelse av de som beiter på dem, er de beste eutrofieringsmodellene dynamiske.

Modellen skal kunne brukes for alle vannforekomster i Norge, uavhengig av om det er snakk om ferskvann, brakkvann eller kystvann. Det er ikke realistisk å sette opp en kompleks dynamisk modell som dekker så bredt, både fordi nødvendige data ikke er tilgjengelige og fordi det ikke er tilstrekkelig med ressurser i prosjektet til å sette opp eller kjøre en slik modell. Det er derfor satt opp en grovkalibret statistisk modell med en pragmatisk tilnærming til nødvendige forenklinger som har vært nødvendig for å lage en relativt enkel eutrofimodell som kan gi en helhetlig, men forenklet, vurdering av sammenhengen mellom tilførsler av oksygenforbrukende stoffer og oksygenforholdene i dypvannet, med særlig vekt på vannforekomster med lang oppholdstid og begrenset vannutskifting. Modellen gjør det mulig å skille mellom bidrag fra ulike punkt- og diffuse kilder, og å vurdere den relative betydningen av tilførselene fra kommunale avløpsrensaneanlegg for den enkelte vannforekomst.

Et sentralt element i modellen er å skille mellom tilførsler som skjer i lyssonen og tilførsler som skjer under lyssonen. Tilførsler til lyssonen kan gi økt algevekst (primærproduksjon) og dermed en forsinket, sekundær oksygenbelastning når algebiomassen brytes ned i dypvannet, mens tilførsler under lyssonen bidrar direkte til oksygenforbruk der utskiftingen ofte er langsom. Modellen er derfor også satt opp for å kunne vurdere betydningen av innlagingsdypet for utslipp fra avløpsrensaneanlegg, og hvilken effekt endret rensing eller redusert belastning kan ha på oksygenforholdene i vannforekomsten.

Ved å knytte beregningene til klassegrensene for løst oksygen mellom god og moderat økologisk tilstand etter vannforskriften, er det tenkt at modellen skal kunne fungere som et beslutningsstøtteverktøy for å identifisere vannforekomster med høy risiko for eutrofiering og oksygensvikt, samt for å vurdere behovet for ytterligere tiltak og strengere rensekrav.

7.7 Eutrofimodellens hovedstruktur

Figur 7-1 viser en prinsippsskisse av eutrofimodellen. Det skiller kun mellom innsjøer (øverst) og kystvann (nederst) da det er antatt at det ikke foregår noen omsetning på elvestrekninger (samme tilnærming som i modellverktøyet TEOTIL; Sample m.fl. 2024). Både innsjøene og kystvannene er vertikal-delt for å angi et øvre lag hvor alger kan vokse (hvis det er tilstrekkelig lys, næring og varme) og et dyplag som er mest utsatt for at oksygenkonsentrasjonen blir for lav ut fra et økologisk perspektiv siden utskiftingen av dette vannet gjerne skjer mer sjelden og fordi dette dyplaget ikke får noen direkte tilførsler av oksygen fra algeproduksjonen eller via luft fra vannoverflaten.

De ulike tilførselskildene av stoffer som kan føre til et oksygenforbruk kan tilføres den enkelte vannforekomst i lyssonen eller til dypvannet, eller det kan tilføres slik at vannet lagres inn delvis i hver av disse to lagene. Tykkelsen av disse lagene er avhengig av type vannforekomst og sesongmessige forhold (faktorer som påvirker sjiktningen). På sommeren og under vinteren i innsjøer som er islagt, vil det være en tydelig sjiktning forårsaket av temperaturforskjellene i overflatelaget og i dypvannet. Tilsvarende gjelder for kystvann, men her skaper saltgradienten en ekstra sjiktning i brakkevannsområder. Utenom disse periodene er det antatt fullsirkulasjon i grunne innsjøer (<40 m dype) og i kystvann uten terskler slik at tilførslene da blandes inn i hele volumet av vannforekomsten. I fullsirkulasjonsperioder vil oksygenforholdene og restmengder av tilførte stoffer i lyssonen ha stor betydning for oksygeninnholdet i dypvannet da dette vannet hele tiden sirkuleres ned i dypet (og vise versa). For dype innsjøer og terskelfjorder er det antatt en viss sannsynlighet for utskifting av bunnvannet gitt av hvor dyp innsjøen og forventet oppholdstid til vannet under terskeldypet. For å fange opp de ulike sesongmessige variasjonene og mer langsomme utskiftingsprosesser i dype vannforekomster er det lagt opp til kvartalsvis modellering over 20 år.

Et sentralt grep i modellen er å beregne det potensielle teoretiske oksygenforbruket (TOF; tonn O₂) knyttet til:

- nedbrytningen av organisk stoff direkte ut fra tilførslene av BOF5,
- nitrifikasjonen av ammonium (4,57 mg O₂ per mg NH₄-N)
- nedbrytningen av mikroalger vokst opp på løst fosfor (TDP) i innsjøer (1528 mg O₂ per mg TDP)

- nedbrytningen av mikroalger vokst opp på løst fosfor (TDP) og/eller løst uorganisk nitrogen (DIN; NH₄-N og NO₃-N) i kystvann med ulik salinitet (brakkevann og sjøvann) (143 mg O₂ per mg TDP og 20 mg O₂ per mg DIN)

Modellen tar hensyn til hvor stor andel av tiden algeveksten er forventet å være begrenset av tilgang til nitrogen (resten av tiden antatt begrenset av tilgang til fosfor).

Det er antatt at en viss fraksjon av algeproduksjonen blir beitet ned i lyssonen før algene dør og synker ned til bunnen. Ved bunnen lysere algecellene og alt det organiske karbonet i algene (både løst og partikulært) brytes fullstendig ned til CO₂ med et tilhørende sekundært oksygenforbruk. Sammen med nedbrytningen av algebiomassen frigis det også ammonium, som også bidrar til et oksygenforbruk. Dette samlede sekundære oksygenforbruket kommer da i tillegg til det primære oksygenforbruket i bunnvannet knyttet til nedbrytningen av allerede biotilgjengelig organisk stoff og omsetning av (direkte tilført) ammonium (NH₄⁺) til nitrat av nitrifikasjonsbakterier.

Vanntemperaturen styrer omsetningshastigheten av BOF5 og NH₄ (nitrifikasjon) og hastigheten på veksten og nedbrytningen av mikroalgene. Vannets oppholdstid i lyssonen, lysintensiteten og den effektive daglengden har betydning, da disse bestemmer hvor lang tid algene har på seg til å vokse.

Modellen beregner hvor mye av den tilførte potensielle TOF-mengden som forbrukes og som fører til et oksygenforbruk i dypvannet, og hvor mye som transporteres ut av vannforekomsten med ellevannet fra innsjøene eller til nabovannforekomsten i kystvannforekomstene. Etter modellsimulering over 20 år sammenlignes den estimert gjennomsnittlig oksygenkonsentrasjon i dypvannet med klassegrensen for oksygen mellom god og moderat økologisk tilstand etter vannforskriften (3,5 mL O₂/L eller 5,0 mg O₂/L). Modellen er kalibrert på bakgrunn av eksisterende oksygenmålinger i vannforekomster med lignende karakteristika som de vannforekomstene der den blir brukt.

En detaljert beskrivelse av modellen finnes i Vedlegg E.

7.7.1 Begrensninger i modellen

Mange vannforekomster er preget av store grunne områder. Siden modellen tar utgangspunkt i den effektive dybden (z_{eff}) til vannforekomsten (inkluderer en vektning av 25-, 50- og 75-

persentildybdene), er det flere vannforekomster som i praksis (i modellen) ikke får noe eller svært begrenset mengde med dypvann. Dette gjør modellen uanvendelig eller gir svært usikre estimater for vannforekomster med $z_{eff} < ca. 30 m$.

I en tidligere versjon ble det forsøkt å modellere med finere tidsperiodeinndeling (ned til dag) for å inkludere omsetnings- og veksthastighetsbegrensing knyttet til konsentrasjonene av BOF5, NH₄, DIN og TDP, men dette ga en langt tregere modell som da mistet noe av sin funksjonalitet i forhold til å kunne kjøres kjapt på mange vannforekomster med enkel justering av parametere. Modellen slik den foreligger nå tar heller ikke høyde for produksjonen og forbruket av oksygen som mikroalgene står for på hhv. dagtid og om natten.

Mange vannforekomster er så grunne at de i prinsippet ikke har noe volum under lyssonen. Siden oksygenbalansen knyttet til algeveksten blir så avgjørende her, og denne ikke er inkludert i modellen, vil ikke modellen gi et godt bilde av eutrofisituasjonen i denne type vannforekomster.

I kystvann vil det komme inn vann fra nabovannforekomster, som potensielt også kan ha redusert DO-konsentrasjon. Dette er det ikke tatt høyde for.

7.7.2 Praktisk bruk av eutrofimodellen

Eutrofimodellen er satt opp i Excel og henter automatisk inn data som trengs fra ulike databaser når aktuell vannforekomst-ID'en legges inn. Alle dataene som brukes i modellen er allerede hentet inn og ligger i egne ark i samme Excel-fil.

Modellen gir en oversikt over følgende:

- Hvor vannforekomsten befinner seg geografisk
- De viktigste karakteristika som beskriver vannforekomsten og som har betydning for resultatet av modelleringen (f.eks. vanntype, dyp, areal, dypvannsvolum)
- Bidraget til BOF5, NH₄-N, DIN, TDP og potensiell primær TOF (TOF_{prim,pot}; bidrag fra BOF og NH₄-N) og potensiell sekundær TOF (TOF_{sek,pot}; bidrag fra DIN og TDP) fra de ulike kildene fordelt på hver regine som ender opp i vannforekomsten (for innsjøer er dette utløpsreginen i innsjøen og siste regine oppstrøms denne)
- Oversikt over alle renseanleggene som behandler kommunalt avløpsvann fra tettbebyggelser ≥ 1000 pe som slippes ut innenfor en regine som ender opp i vannforekomsten. Oversikten inkluderer hvilken tettbebyggelse renseanlegget er

tilknyttet, størrelsen på tettbebyggelsen og samlet BOF5-belastning på renseanlegget, type rensing den benytter, utslippssted og -dyp (inkludert regine, type vannforekomst og koordinater) og hvilken vannforekomst den påvirker først (denne), utslippsmengder, hvor mye som ender opp i blandingssonen hver sesong, rensegradene for BOF5, tot N og Tot P.

- Modellen beregner den gjennomsnittlige oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (etter simuleringer over 20 år) med dagens utslipp og viser resultatet visuelt i forhold til de ulike klassegrensene for oksygen etter vannforskriften.
- Hvis det gjort oksygenmålinger innenfor vannforekomsten (hentet fra Vannmiljø), henter modellen opp resultatene fra disse (antall målinger, 90- og 95-persentilene for dyp og 10- og 5-persentilene for oksygenmålingene)
- Det er også lagt inn i modellen hvor store utslippene hadde vært hvis renseanleggene ikke hadde hatt noen rensing.

Hvis renseanleggene ikke overholder sekundærrensekrevet, beregner modellen hva utslippene fra hvert enkelt anlegg ville vært hvis de hadde gjort dette, med følgende forutsetninger:

- Er dagens anlegg et mekanisk renseanlegg (eller angitt som «Urenset» eller «Annen rensing»), oppgraderes dette til et rent biologisk renseanlegg med forventet rensegrad for BOF5 (90%; kravet er 70-90%), Tot N (35%) og Tot P (49%) basert på innrapporterte målte verdier fra dagens biologiske renseanlegg med videre beregning av DIN, NH₄ og TDP for biologiske renseanlegg.
- Er dagens anlegg et kjemisk renseanlegg, oppgraderes dette til et kjemisk-biologisk renseanlegg med forventet rensegrad for BOF5 (90%; kravet er 70-90%), Tot N (23%) og Tot P (88%) basert på innrapporterte målte verdier fra dagens kjemisk-biologiske renseanlegg med videre beregning av DIN, NH₄ og TDP for kjemisk-biologiske renseanlegg.
- Er dagens renseanlegg et kjemisk-biologisk anlegg med eller uten nitrogen-rensing justeres BOF5-fjerningen til 90%, mens alle andre utslipp beholdes.

Modellen beregner også utslippene hvis teriærrensekrevet for fosfor og/eller nitrogen overholdes på tilsvarende måte som beskrevet for sekundærrensekrevet.

Det er også mulig å manuelt justere bidragene fra de andre tilførselskildene for å se hvordan

oksygennivået i bunnvannet responderer på endringer i disse.

7.7.3 Styrker ved modellen

Modellen gir et strukturert og transparent rammeverk for å vurdere sårbarhet for eutrofiering og risiko for oksygensvikt i vannforekomster der datagrunnlaget er mangelfullt eller ufullstendig. Ved å knytte beregningene direkte til klassegrensene for løst oksygen mellom god og moderat økologisk tilstand etter vannforskriften, er modellen tydelig forankret i gjeldende forvaltningsmål og gir et direkte beslutningsrelevant resultat.

En viktig styrke er at modellen samler tilførsler av oksygenforbrukende stoffer fra ulike kilder i én felles belastningsstørrelse (teoretisk oksygenforbruk, TOF), og gjør det mulig å vurdere både den samlede belastningen og det relative bidraget fra enkeltkilder, herunder kommunale avløpsrensaneanlegg. Videre skiller modellen eksplisitt mellom tilførsler som skjer i lyssonen og tilførsler som skjer under lyssonen, og kan dermed fange både direkte oksygenforbruk i dypvannet og sekundær oksygenbelastning som følge av økt primærproduksjon. Dette gjør modellen særlig godt egnet for innsjøer med temperatursjiktning og for terskelfjorder med lang oppholdstid i dypvannet.

Modellen er bevisst holdt enkel og implementert i et Excel-basert oppsett, noe som gir høy grad av etterprøvbarehet, fleksibilitet og mulighet for

scenarioanalyser knyttet til endrede tilførsler, rensegrader og innlagringsdyp.

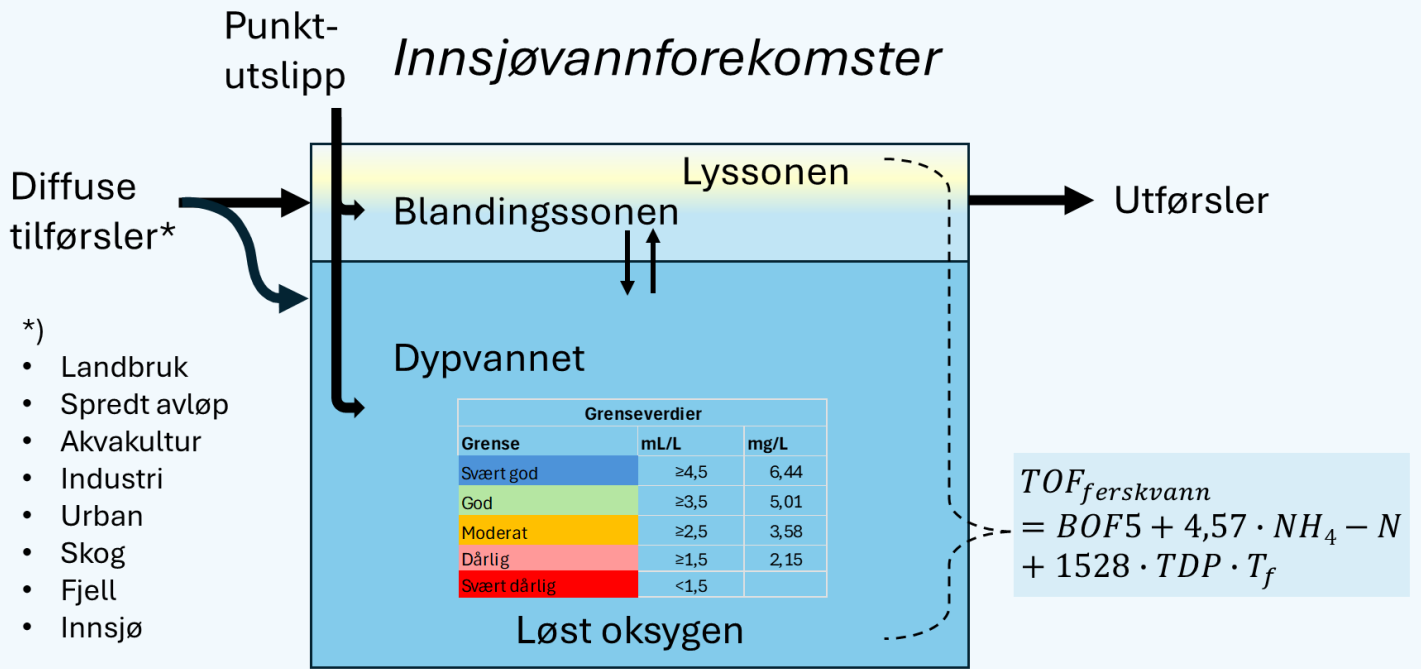
7.7.4 Svakheter ved modellen

Modellen er en forenklet tilnærming og kan ikke erstatte detaljerte økologiske, hydrodynamiske eller biogeokjemiske modeller der slike finnes eller er nødvendige. Resultatene er følsomme for antakelser om oppholdstid, vannutskifting og omsetningshastigheter, særlig i kystvannforekomster der slike parametere ofte er dårlig dokumentert. Estimering av oppholdstid i fjorder og terskelfjorder representerer derfor en av de største usikkerhetene i modellen.

Videre beskriver modellen oksygenforbruket på et aggregert nivå, og fanger ikke opp korttidsvariasjoner, episodiske hendelser eller romlig heterogenitet innenfor vannforekomsten. Sekundærbelastning fra algeproduksjon behandles gjennom forenklede antakelser om sedimentasjon og nedbrytning, og biologiske tilbakekoblingsmekanismer er ikke eksplisitt modellert.

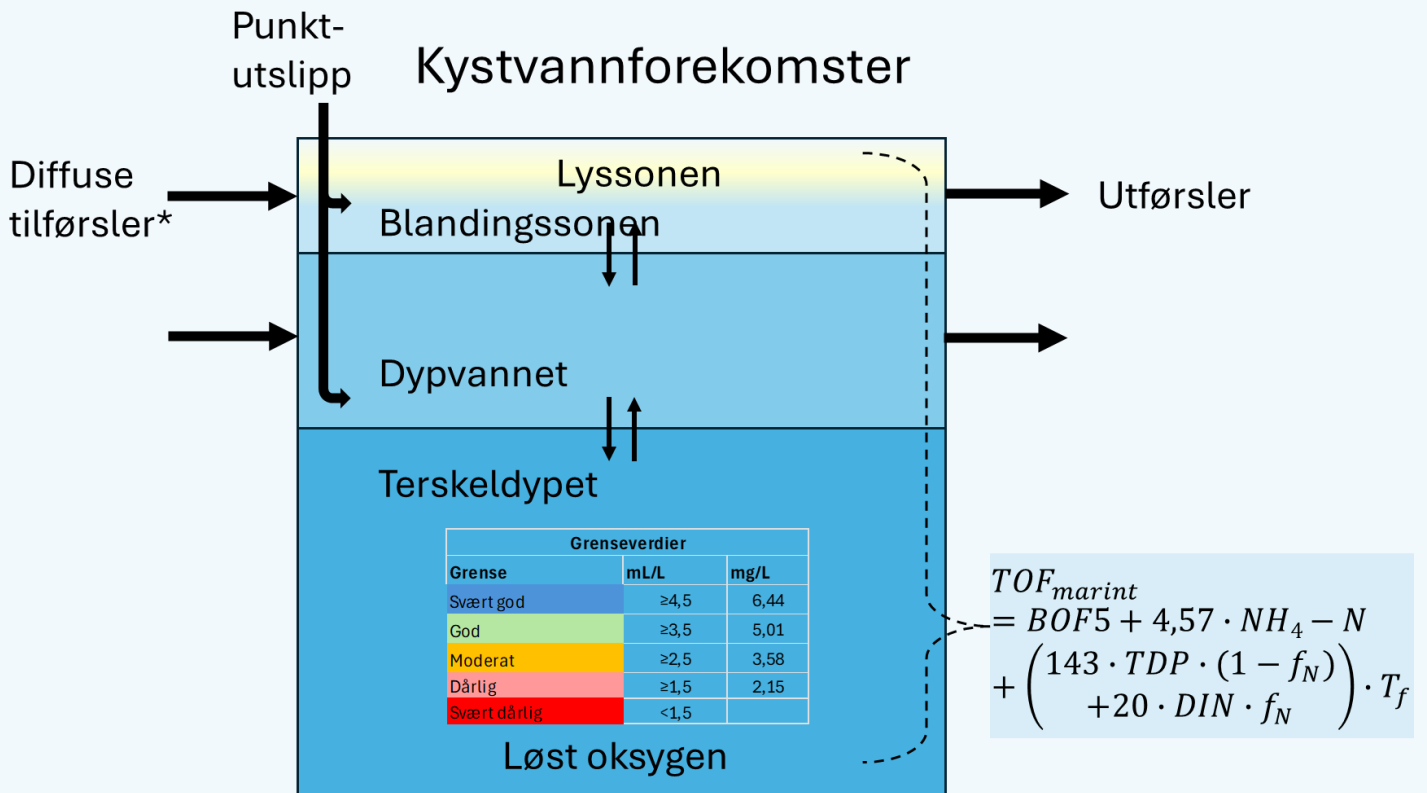
Modellen er derfor primært egnet som et screening- og beslutningsstøtteverktøy for å identifisere vannforekomster med forhøyet risiko for eutrofiering og oksygensvikt, samt for å vurdere nytten av tiltak på overordnet nivå. Resultatene bør tolkes med nødvendig faglig skjønn og, der det er mulig, suppleres med lokale målinger og mer detaljerte undersøkelser.

Figur 7-1: Prinsippskisse for hovedelementene i eutrofimodellen



T_f : andelen av N/P som kommer opp i lyssonen

f_N : andelen av tiden algeveksten er begrenset av DIN



Vedlegg C Samfunnsøkonomisk metode

En samfunnsøkonomisk analyse har som formål å vurdere, systematisere og synliggjøre virkningene av offentlige tiltak før beslutninger fattes. I dette kapittelet redegjør vi for hvordan miljøvirkninger kan identifiseres og vurderes, enten som prissatte eller ikke-prissatte virkninger i tråd med DFØ-metoden. Videre beskriver vi hvordan ikke-prissatte virkninger vurderes etter DFØs anbefaling om verdimatrisemetoden. Kapittelet danner grunnlaget for analysen av nytteverdien av skjerpede utslippskrav i revidert avløpsdirektiv.

7.8 Innholdet i en samfunnsøkonomisk analyse

Finansdepartementets rundskriv R-109 angir prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser. Med rundskrivet som utgangspunkt har DFØ utarbeidet en veileder i samfunnsøkonomisk analyse. Veilederen anbefaler at analysene gjennomføres i åtte faser, som vist i Figur 7-2. Etter at problemet og viktige målsetninger er beskrevet (fase 1) og relevante tiltak er identifisert (fase 2), skal virkninger av ulike tiltak identifiseres (fase 3). Relevante virkninger er virkninger som påvirker samfunnets ressursbruk og/eller velferd.

Det skal gjennomføres en vurdering av nytten i tråd med samfunnsøkonomisk teori og veiledere, jf. rundskriv R-109/2021. Virkningene skal tallfestes og verdsettes i kroner så langt det er mulig og hensiktsmessig. Samtidig er det viktig å vurdere på et faglig grunnlag i hvilken grad virkninger som ikke lar seg verdsette i kroner – ikke-prissatte virkninger - bidrar til å gjøre tiltaket mer eller mindre lønnsomt for samfunnet (fase 4). Vurderingene av hver virkning for seg danner så grunnlaget for en samlet vurdering av samfunnsøkonomisk lønnsomhet (fase 5), og en vurdering av usikkerhet (fase 6).

Vurderingen av samfunnsøkonomisk lønnsomhet etterfølges av en vurdering av fordelingsvirkninger (fase 7). Fordelingsvirkninger oppstår når noen personer/grupper kommer bedre ut av et tiltak,

Figur 7-2: Faser i en samfunnsøkonomisk analyse

Fase 1: Beskrive problemet og formulere mål

Fase 2: Identifisere og beskrive relevante tiltak og eventuell tilleggsanalyse om prinsipielle hensyn

Fase 3: Identifisere og beskrive virkninger

Fase 4: Tallfeste, verdsette og vurdere virkninger

Fase 5: Vurdere samfunnsøkonomisk lønnsomhet

Fase 6: Gjennomføre usikkerhetsanalyse

Fase 7: Beskrive fordelingsvirkninger

Fase 8: Gi en samlet vurdering og anbefale tiltak

Kilde: DFØ, 2023. Illustrasjon: Oslo Economics

mens andre kommer dårligere ut. At tiltaket får negative konsekvenser for noen trenger ikke gjøre tiltaket ulønnsomt, så fremt de positive virkningene er større. For beslutningstaker kan det likevel være relevant å få fordelingsvirkningene beskrevet. Det kan også være annen beslutningsrelevant informasjon som ikke nødvendigvis inngår i en samfunnsøkonomisk analyse. Eksempelvis et tiltaks bidrag til måloppnåelse eller målkonflikter. Slike analyser skal ifølge DFØs veileder inkluderes som selvstendige analyser der det er relevant, men kan være med å påvirke en samlet vurdering og anbefaling (fase 8).

Oppmerksomheten er i dette oppdraget rettet mot fase 3 og 4, og hvordan disse fasene kan utføres for miljøvirkninger som oppstår som følge av skjerpede krav i revidert avløpsdirektiv.

7.9 Identifisere miljøvirkninger

I dette delkapittelet vurderer vi prinsipper som ligger til grunn for å vurdere miljøvirkningene. Videre gir vi en nærmere vurdering av hvilke forhold som ligger til grunn for om og i hvilken grad

nyttevirkninger utløses av skjerpede renskrav i revidert avløpsdirektiv. Til slutt gir vi en nærmere beskrivelse av de virkningene vi identifiserer.

7.10 Tallfeste og verdsette miljøvirkninger

Hovedprinsippene for verdsetting i en samfunnsøkonomisk analyse er betalingsvillighetsprinsippet og alternativkostnadsprinsippet. Med betalingsvillighetsprinsippet settes verdien av en virkning lik det befolkningen samlet er villig til å betale for å oppnå eller unngå dem. Med alternativkostnadsprinsippet settes verdien av en virkning lik den verdien ressursene som skaper virkningen har ved beste alternative anvendelse. Begge prinsippene bygger på en forutsetning om at virkningene skal vurderes ut fra hvordan de påvirker befolkningens velferd. Bruk av betalingsvillighetsprinsippet er eksempelvis et forsøk på å uttrykke velferdsendringen av et tiltak i penger.

Når det gjelder miljøvirkninger vil endring i direkte bruksverdier kunne ha direkte markedspriser og dermed være enklere å prissette enn indirekte bruksverdier og ikke-bruksverdier. Ikke-bruksverdi og indirekte bruksverdi blir derfor som regel håndtert som ikke-prissatte virkninger i en samfunnsøkonomisk analyse.

7.10.1 Prissatte virkninger

Som beskrevet tidligere er vi i en samfunnsøkonomisk analyse opptatt av å forstå hvordan ulike virkninger påvirker velferden til de som berøres, og betalingsviljen brukes som et uttrykk for dette.

Betalingsviljen er i utgangspunktet uobserverbar, men kan avledes av markedspriser eller ved metoder for å avdekke den. Det finnes ulike metoder for å avdekke betalingsvillighet. Disse er vist i Figur 7-3. Metodene dekker ulike deler av den samfunnsøkonomiske verdien og har også ulik grad av usikkerhet knyttet til seg.

Når relevante *markedspriser* eksisterer, kan disse være godt egnet for å avdekke den direkte bruksverdien av en miljøvirkning eller økosystemtjeneste. Som tidligere omtalt består den samlede verdien av økosystemene imidlertid av mer enn kun den direkte bruksverdien, og markedspriser kan derfor underestimere den samlede verdien av miljøgodet. Det gjelder spesielt når miljøvirkningene påvirker fellesgoder, som rent vann og regulerende tjenester, der verdien ikke lar seg privatisere, og dermed ikke reflekteres i markedsprisene.

Metoder som bygger på *avslørte preferanser* kan også brukes for å avlede betalingsvilje. Dette inkluderer hedonisk prising og forebyggings- og erstatningskostnader, som er avledet fra kjøp og salg av andre goder eller tjenester. Disse metodene innebærer noe mer usikkerhet enn direkte markedspriser. Metodene fanger opp alle bruksverdiene, både direkte og indirekte bruksverdier, men tar i liten grad hensyn til ikke-bruksverdier, som eksistens- og arveverdi.

Metoder som bruker *oppgitte preferanser*, for eksempel valgekspesimenter og betinget verdsetting, er de eneste metodene som fanger opp den totale samfunnsøkonomiske verdien. Disse metodene er imidlertid de som har størst usikkerhet knyttet til seg.

7.10.2 Ikke-prissatte virkninger

Enkelte virkninger, som mange miljøvirkninger, er vanskelige å prissette, og omhandles som ikke-prissatte. DFØ-veilederen anbefaler å vurdere ikke-prissatte virkninger etter verdimatrisemetoden.

Utfordringer med betalingsvillighet som mål på velferdsendringer

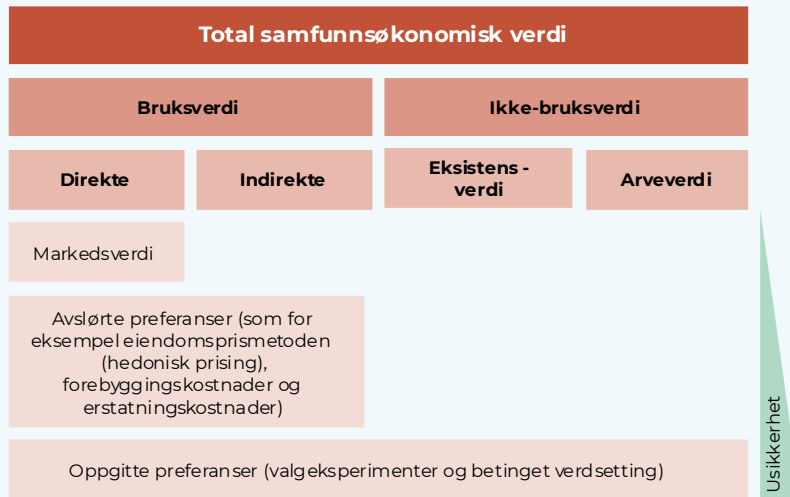
Metodene nevnt overfor har flere svakheter, og det er dermed usikkerhet i hvilken grad disse faktisk kan fange opp den fulle betalingsviljen for godene.

Selv om man klarer å fange opp den faktiske betalingsviljen for et miljøgodet, er det ikke nødvendigvis slik at denne reflekterer den sanne verdien eller velferdseffekten av godet. Manglende kunnskap og innsikt om betydningen av miljøgodene for vår helse og velferd kan resultere i upresise resultater når personer oppgir deres betalingsvilje for det, eller når denne estimeres basert på hedonisk prising eller avslørte preferanser.

Generelt antar vi at betalingsvilje i større grad vil kunne reflektere reelle velferdseffekter for direkte bruksverdier, slik som friluftsliv og rekreasjon, mens usikkerheten vil øke for ikke-bruksverdier og indirekte bruksverdier der verdiene som naturen bidrar med påvirker oss indirekte. Eksempelvis kan manglende innsikt om betydningen av regulerende tjenester underestimere verdien av denne type økosystemtjenester. For mange vil det også være utfordrende å oppgi betalingsvillighet for ikke-bruksverdier slik som naturmangfold. Ved bruk av betalingsvillighetsstudier er det viktig å være klar over denne usikkerheten.

Det er også viktig å være klar over at inntektsnivå vil påvirke vurderinger av betalingsvillighet. En høy betalingsvillighet kan både bety at miljøgodet er viktig for individet og/eller at penger er relativt sett mindre viktig for individet.

Figur 7-3: Ulike metoder for å avdekke betalingsvillighet



Figuren illustrerer ulike verdsettelsesmetoder, og hvilke verdier de omfatter. Den illustrerer også økt usikkerhet i anslagene når man beveger seg fra markedsbaserte metoder til metoder med uttrykte preferanser. Kilde: NOU 2013:10, videreutviklet av Oslo Economics.

Dette er et hjelpemiddel for å gjøre mer systematiske og dokumentbare vurderinger av de ikke-prissatte virkningene. Metoden legger til grunn de samme momentene som prissatte virkninger, der størrelsen bestemmes av de følgende tre komponentene (se Figur 7-4):

1. Hvor mange blir berørt av tiltaket?
2. Hvor mye/i hvilket omfang påvirkes hver enkelt berørt av tiltaket
3. Hvordan påvirker virkningen befolkningens velferd?

I DFØs veiledning anbefales kvantum vurdert langs en syv-delt skala, fra stort negativ til stort positiv, mens enhetsverdi anbefales vurdert på en tre-delt skala, liten – middels – stor. Videre er det utarbeidet en matrise for sammenstilling av disse skalaene for kvantum og enhetsverdi for å komme frem til den samfunnsøkonomiske verdien av virkningen (se Figur 7-6). Sammenstillingen gir en ni-delt skala, fra meget stor negativ verdi til meget stor positiv verdi.

Antall berørte

Selv om det kan være noe usikkerhet om hvor mange som berøres av et tiltak, er det ofte mulig å vurdere om det er lokal, regional eller nasjonal befolkning som berøres, og benytte dette som

utgangspunkt for å fastsette hvem som blir berørt av tiltaket.

Påvirkning per berørt

Mens *antall berørte* som regel vil være mulig å tallfeste, vil vurderingen av *påvirkning per berørt* ikke nødvendigvis ende ut i en kvantifiserbar størrelse som det er naturlig å multiplisere med andre størrelser.

Vurderingen av *påvirkning per berørt* bør fange hvordan tiltaket endrer velferdsvirkninger av det aktuelle miljøgodet, for den gruppen som er berørt. Dette innebærer at en beskriver nullalternativet, jf. kapittel 4.1.2, og omfanget av endringen av miljøtilstand, både i kvalitet og/eller kvantitet, fra nullalternativet.

Figur 7-5 sammenstiller antall berørte og påvirkning per berørt til en samlet kvantumsverdi.

Enhetsnytte

Med enhetsnytte menes hvordan en gitt virkning påvirker befolkningens velferd. Enhetsnytte skal ta utgangspunkt i betalingsvillighetsprinsippet, som spesielt gjør seg gjeldende der man ønsker å prissette eller i stor grad kvantifisere virkninger. For goder som ikke omsettes i markeder, og følgelig

Figur 7-4: Tre steg for å vurdere samfunnsøkonomisk verdi



Kilde: DFØ, 2023. Illustrasjon: Oslo Economics

Figur 7-5: Sammenstilling av antall berørte og påvirkning per berørt til samlet kvantum

Antall berørte	Mange	Stor negativ						Stor positiv
	Middels		Middels negativ				Middels positiv	
	Få			Liten negativ	Neglisjerbar	Liten positiv		
		Stor negativ	Middels negativ	Liten negativ	Neglisjerbar	Liten positiv	Middels positiv	Stor positiv
		Påvirkning per berørt						

Illustrasjon: Oslo Economics

ikke har markedspriser, legger DFØs veileder frem en prioritert rekkefølge av metoder som kan brukes for å verdsette virkninger. Figur 7-3 for nærmere omtale om disse metodene og beskrivelse av grunnleggende usikkerhet knyttet til usikkerhet ved verdioverføring.

Det er tett sammenheng mellom vurderingen av enhetsnytte og vurdering av kvantum. Enhetsverdien av en virkning bør derfor ikke ses isolert fra anbefalingene om hvordan antall berørte og påvirkning per berørt vurderes. I praksis er det derfor ofte være en iterativ prosess mellom kvantifiseringen i de tre stegene i verdimatrisemetoden. Dersom for eksempel antall berørte vurderes å være hele befolkningen, bør enhetsverdien også være lavere enn om man legger til grunn at virkningen kun berører spesielt interesserte.

I tidligere utredninger har vi anbefalt at enhetsnyttene for miljøvirkninger bør vurderes i to trinn, og kobles mot skala fra liten – middels- stor enhetsnytte. Vi anbefaler også en slik tilnærming i dette oppdraget:

1. Generell vurdering av enhetsnytte for en virkning/økosystemtjeneste
2. Spesifikk vurdering av området/tiltaket for å justere den generelle vurderingen

Det første trinnet er en generell vurdering som baseres på en samlet analyse av ekspertvurderinger og betalingsvillighetsstudier. Med dagens kunnskapsgrunnlag anbefaler vi at den tredelte skalaen ikke defineres i kronestørrelser, men i kvalitative størrelser. Med utgangspunkt i denne vurderer vi utgangsverdier for hver miljøvirkning. Disse bør oppdateres etter hvert som ny

informasjon og studier blir gjort tilgjengelige. Miljøgoder som ofte antar relativt høye verdier i verdsettingstudier og som omtales som viktige av ekspertvurderingene, plasseres høyere på skalaen enn miljøgoder som antar lavere verdier.

Vi har tidligere anbefalt at det i tillegg gjøres en individuell vurdering i hvert enkelt case som grunnlag for å justere den generelle vurderingen av enhetsnytte. Dette gjør det mulig å justere opp eller ned den generelle verdien av enhetsnytte avhengig av i hvilken grad området leverer denne type økosystemtjeneste av høy kvalitet.

7.10.3 Usikkerhet ved verdioverføring

For goder som ikke omsettes i markeder, og følgelig ikke har markedspriser, legger DFØs veileder frem en prioritert rekkefølge av metoder som kan brukes for å verdsette virkninger:

- Sektorovergrepene verdiestimer og generelle regler der disse er tilgjengelige.
- Egne verdsettingsstudier der disse finnes.
- Verdioverføring fra verdiestimer fra tidligere verdsettingsstudier der disse er relevante.
- Igangsette nye verdsettingsstudier

Ekspertvurderinger brukes der det ikke finnes gode eller overførbare estimater eller der det ikke er mulig å gjennomføre nye studier.

Dersom verdioverføring vurderes som det mest aktuelle alternativet, er det viktig å være klar over flere faktorer som medfører usikkerhet ved denne metoden. For det første kan det være krevende å finne studier av sammenlignbare miljøgoder som de som vurderes. For det andre er også metoden som brukes i verdsettingslitteraturen av betydning for hvor stor del av verdien av en virkning som

Figur 7-6: Vurdering av kvantum og enhetsverdi til samfunnsøkonomisk verdi

		Enhetsverdi		
		Liten	Middels	Stor
Kvantum	Stort negativt	Middels negativ	Stor negativ	Meget stor negativ
	Middels negativt	Liten negativ	Middels negativ	Stor negativ
	Lite negativt	Ubetydelig/ingen	Liten negativ	Middels negativ
	Verken positivt eller negativt	Ubetydelig/ingen	Ubetydelig/ingen	Ubetydelig/ingen
	Lite positivt	Ubetydelig/ingen	Liten positiv	Middels positiv
	Middels positivt	Liten positiv	Middels positiv	Stor positiv
	Stort positivt	Middels positiv	Stor positiv	Meget stor positiv

Kilde: DFØ, 2023

fanges opp, og om studien også fanger opp andre typer virkninger enn de man er ute etter. For det tredje kan preferanser og betalingsvillighet utvikle seg over tid, slik at verdianslagene fra gamle studier ikke nødvendigvis er relevante i dag, eller representative for den gruppen man analyserer. Dette gjelder både verdier som kan stige over tid (som miljøgoder der knappheten og kunnskapen øker) og endringer i betalingsvillighet som følge av konjunkturer og den økonomiske situasjonen på tidspunktet. I tillegg kommer utfordringene med betalingsvillighetsstudiene i seg selv, som omtalt i kapittel 5.4.1.

Ekspertutvalget som vurderte verdien av økosystemtjenestene i 2013 drøfter utfordringen for befolkningen av å vurdere påvirkningen på verdier utover bruksverdi. De skriver blant annet at «*økosystemtjenester som vi tidligere har klassifisert som grunnleggende livsprosesser [kan] være vanskeligere å kommunisere betydningen av. De aller fleste har heller ikke selvopplevde erfaringer med at regulerende økosystem-funksjoner som pollinering og karbonbinding blir svakere, eller forstår konsekvensen av at arter blir sjeldnere. Noen har imidlertid erfart dårligere fritidsfiske eller småviltjakt, og at opplevelsesverdiene blir dårligere etter inngrep i landskap.*» (NOU 2013: 10).

7.10.4 Vurdering av utgangsverdi av enhetsnytte for miljøvirkningene som (kan) påvirkes av skjerpede utslippskrav

I dette delkapittelet redegjør vi for den generelle vurderingen av utgangsverdien av enhetsnytte for de ulike virkningene jf. kapittel 7.9. Disse utgangsverdiene bør suppleres med individuelle vurderinger i hvert enkelt tiltak man vurderer.

Klimaregulering

Såkalt «blå skog», som inkluderer blant annet ålegrasenger og tareskoger, er habitater som tar opp og binder karbon i sin stående biomasse. Karbonopptak og -lagring er viktige prosesser for å

bremse den globale oppvarmingen og sikre et mer stabilt klima. Verdier av karbon kan beregnes ut fra fysisk mengde karbon som er lagret i stortare- og ålegras biomasse, ganget med karbonprisen.

En stor del av biomassen for ålegrasenger ligger nede i sjøbunnen. En studie fra Garrard og Beaumont (2014) tilsier at ålegrasenger binder 191 tCO₂/km²/år i biomasse både over og under sediment. Sammenlignet med ålegraseng, er det estimert at stortare binder større mengder CO₂ (ca. 1 000 tCO₂/km²/år) (Gundersen, et al., 2011).

For klimaregulering er den teoretiske enheten endring i CO₂-ekvivalenter per år. Karbonpris ved bruk av CO₂-priser kan brukes for å vurdere enhetsnytte av karbonbinding. Finansdepartementets karbonprisbaner kan brukes for å estimere den samlede verdien av klimagassutslipp fra endret karbonopptak i vannforekomster som følge av de skjerpede rensekravene. Disse oppdateres årlig. I 2026 er CO₂-prisen 990 kr per tonn CO₂.

Sett i sammenheng med hvor mye karbon ålegrasenger binder, gir dette en verdi på 189 09 kr/km², og for stortare er denne verdien 990 000 kr/km².

Klimaregulering har en viktig betydning for menneskers helse og velferd, og vår vurdering er at virkningen som standard bør ha en **middels verdi**.

Biologisk kontroll

Mindre organisk belastning kan redusere bakterieveksten som kan gi bedre vannkvalitet, bedre oksygenforholdet i vannet og styrke mot naturlige predatorarter. NOU 2013:10 fremhever viktigheten av det: «*Økosystemer er viktige for å regulere skadedyr og vektorbårne sykdommer som angriper planter og dyr, og gjennom aktiviteten til predatorer og parasitter. Det er også studier som viser at økt biologisk mangfold kan bidra til*

reduisert spredning av sykdommer og Naturen og økosystemene kan ha direkte virkninger på helse gjennom sykdomsforebygging»

Det ble utarbeidet en nasjonal handlingsplan for å rydde opp i prioriterte sjøområder i Norge (jmfør Meld.St. 14 (2006-2007)), blant annet i flere havneområder i indre og ytre Oslofjord. Målet med tiltakene var å få forurensningen ut av sirkulasjon og bort fra økosystemet, for å gi renere sjøbunn og et sunnere livsgrunnlag for planter, fisk, skalldyr, sjøfugl og pattedyr – og derigjennom for folk.

Videre undersøker Barton m.fl. (2010) betalingsvilligheten for opprydding av forurensede sedimenter i Grenlandsfjorden. De finner en betalingsvillighet på mellom 1 675 kr og 2 524 kr per husstand per år i nabokommunene.

Menon har gjennomført en studie om tiltakskostander for opprydding i utvalgte sjøområder, blant annet Oslofjorden. Studien finner at det minst må være verdt 250 mill. 2018-kroner for det den regionale befolkningen å få fordelene av opprydding i indre Oslofjord (724 kr per husholdning per år) (Chen, et al., 2019).

Biologisk kontroll har en viktig betydning for befolkningens helse, og vår vurdering er at virkningen som standard bør ha en **middels verdi** i de samfunnsøkonomiske analysene.

Vannforsyning

For drikkevannsproduksjon kan det redusere behovet for rensing, kjemikaliebruk, energi og fremtidige investeringer i vannbehandlingsanlegg. På samme måte kan forbedret vannkvalitet redusere risikoen for sykdomspåvirkning av avlinger og redusere behovet for forbehandling, hindre skader på avlinger eller produksjonsutstyr, og bidra til mer stabil produksjon.

Naturmangfold

I Norge tillegges naturens egenverdi betydelig vekt, for eksempel vernes både spesielle, sjeldne og representative naturtyper, arter og forekomster for ettertiden – uavhengig av om de har noen åpenbar nytteverdi (NOU 2004: 28)

Retten til natur er hjemlet i norsk lov, gjennom *Grunnlovens* § 112. Grunnlovens miljøparagraf slår fast at alle har rett til et helsemessig godt miljø og en natur der produksjonsevnen og mangfoldet opprettholdes.

Naturmangfoldsloven har hensikt i å ivareta naturen og den biologiske, landskapsmessig og geologiske mangfold og økologiske prosesser gjennom bærekraftig bruk og vern, slik at naturen gir tilstrekkelig grunnlag for menneskers

virksomhet, kultur og helse og trivsel, både nå og i fremtiden. Naturmangfoldloven viser til betydningen av naturen for mennesker: «*Naturen er selve livsgrunnlaget vårt. Mangfold av arter og naturtyper gir oss tilgang på alt fra mat og medisiner til byggematerialer og gode opplevelser. Pollinering, flomdemping og CO₂-opptak er eksempler på spennvidden i tjenester som naturen leverer... En forutsetning for å lykkes med det grønne skiftet er å ta vare på naturmangfoldet for nåværende og framtidige generasjoner...*»

Naturrisikoutvalget (NOU 2024:2) pekte også nylig på at naturen er grunnlaget for menneskenes liv, helse og velferd, gjennom blant annet «*Økosystemene er grunnlaget for produksjon av mat, medisiner, og en rekke materialer. De renser luft og vann, binder karbon, beskytter mot flom, ras, storm og erosjon, og de gir oss mulighet for fysiske og åndelige opplevelser. En mangfoldig natur gir mer robuste økosystemer, som igjen er bedre i stand til å tilpasse seg ytre påvirkninger, som for eksempel klimaendringene. God tilstand i naturen er en forutsetning for alle disse naturens bidrag til menneskene, og dermed for stabile og trygge samfunn, velferd og et godt liv. God tilstand i naturen er derfor viktig for menneskers helse, sikkerhet og økonomi, og avgjørende for at verden skal nå de 17 bærekraftsmålene*»

Aanesen m.fl. (2015) har gjennomført valgekspesimenter basert på henholdsvis verdsettingsworkshops og internettpanelundersøkelser med et tilnærmet representativt utvalg av den norske befolkningen. Et av attributtene i eksperimenterne til Aanesen m. fl var en utvidelse av det nasjonale vernearealet fra dagens 2445 km² (inkludert kaldtvannskorallrevet i Hvaler nasjonalpark) til henholdsvis 5000 og 10 000 km². Studien finner en marginal betalingsvillighet på henholdsvis 53 og 66 euro. De er imidlertid villig til å betale 166 euro mer når det beskyttede området har et rikt marint mangfold sammenlignet med tilfellet der det ikke er det. Studien må ikke forstås som en verdsetting av de ni eksisterende vernede kaldtvannskorallrevområdene (inkludert revet i Hvaler nasjonalpark) på tidspunktet for undersøkelsen, men som en verdsetting av en utvidelse av det totale vernearealet.

Naturmangfold er livsgrunnlaget for mennesker, og kategorien dekker mange viktige funksjoner av stor betydning for menneskers liv og helse. Vår vurdering er at virkningen som standard bør ha en **stor verdi** i de samfunnsøkonomiske analysene.

Rekreasjon og friluftsliv

Det finnes mange studier som estimerer verdien av friluftsliv og ulike fritidsaktiviteter. Dette er også en av virkningene som befolkningen kan ha godt grunnlag for å vurdere betydningen og verdien av gjennom verdsettningstudier. Studier basert på betinget verdsettning og valgekspesimenter kan derfor være et godt grunnlag for å tilnærme seg prissetting av virkningene på rekreasjon og friluftsliv.

En utfordring med prissetting av virkningene på rekreasjon og friluftsliv er at det ofte ikke er direkte samsvar mellom verdsettingsstudiene og informasjonen man har om hvert område. For eksempel er mange verdiestimerer knyttet til verdien av å gjøre en aktivitet i en time eller en dag. For et friluftsområde som blir berørt av et veiprojekt har man ofte mindre informasjon over hvem som faktisk bruker området, hvor ofte området brukes og hva slags friluftaktivitet området brukes til. I praksis er det derfor ofte utfordrende å prissette verdien av rekreasjon og friluftsliv i en samfunnsøkonomisk analyse.

SSB (2024): «De siste årene har det vært en økende erkjennelse av at rekreasjonsrelaterte økosystemtjenester er en av de tjenestene med stor nytte for mennesker.»

NOU 2013:10 (2013): «Vannkvaliteten er selvfølgelig også viktig for opplevelses- og kunnskapstjenester (kulturelle tjenester), spesielt for mulighetene for rekreasjon og turisme, men også for inspirasjon til kunst, kultur og design (Barton m. fl. 2012)».

Gjennomgangen av verdsettingslitteratur viser likevel at befolkningen generelt verdsetter aktiviteter og aktivitetsdager relativt høyt, og at befolkningen deltar hyppig i friluftaktiviteter. En befolkningsundersøkelse viser at 52,7 prosent av befolkningen i Oslofjordkommunene hadde vært aktive i friluftaktiviteter på/i vannet ila det siste året (Transportøkonomisk institutt, 2023). Barton m. fl.

(2009) viser totalt antall friluftsbesøk til fersk- og saltvann i Østfold var om lag 49/år. Antall besøk til saltvann var høyest om sommeren.

Gjennomgang av verdsettingslitteratur viser at befolkningen verdsetter aktiviteter høyt og deltar ofte i friluftslivsaktiviteter.

Overført betalingsvillighet og tilstandsklasser fra AQUAMONEY-studien (Barton & Navrud, 2009), viser at husstander i Oslofjord-kommuner er villige til å betale 5 499 kr per år (2018-kroner) via økte vann- og avløpsavgifter for bedre vannkvalitet (fra dårlig til svært god) til bruk for bading, båtliv, fritidsfiske og naturopplevelser.

Friluftsliv har en viktig betydning for befolkningens fysiske og psykiske helse, og vår vurdering er at virkningen som standard bør ha en **middels verdi** i de samfunnsøkonomiske analysene

Slam

Se beskrivelse av enhetsnytte for slam i kapittel 4.3.3.

Forsyning av genetisk materiale

Alle økosystemer har et genetisk mangfold som kan være viktig som kilde til genetiske ressurser, men mye er ukjent, og mye verdien av materialet ligger i potensialet for utnytting i fremtiden. Det må også nevnes at dette genetiske mangfoldet er grunnlaget for evolusjonære prosesser (jf. kapittel 5.3) og bl.a. mikroevolusjon. Innen en og samme art er det genetisk variasjon både mellom individene og mellom forskjellige populasjoner (f.eks. laksestammer og torskbestand) (NOU 2013:10)

Det er god grunn til å anta at flere av disse marine organismene har verdifulle egenskaper som kan danne grunnlag for ulike produkter og prosesser innenfor en rekke næringsområder

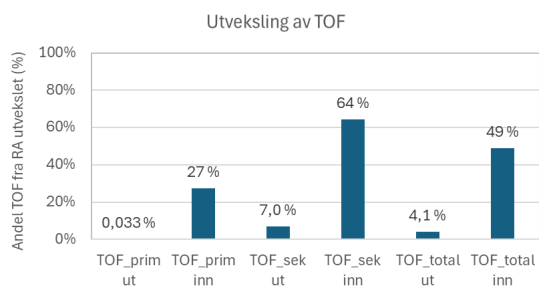
Verdien er primært knyttet til opsjons- og fremtidig innovasjonsverdi og vurderes som langsiktig og usikker.

Vedlegg D Ytterligere informasjon casegjennomgang

7.11 Case 1: Bergsvågen

Bergsvågen er en liten, men dyp og beskyttet fjord. Kalibreringen av eutrofimodellen endte opp med at 11% av dypvannet skiftes ut hver sesong, noe som gjorde at selv om det aller meste av utslippene ble estimert å ende opp i lyssonen, var det en relativt stor andel av TOF-belastningen som ble blandet ned i dypvannet. Se Figur 2. Som et gjennomsnitt over 20 år ble hhv. 27% og 64% av de primære og sekundære TOF-belastningene transportert fra overflaten og ned i dypvannet. Den motsatte veien var det det betydelig mindre mengder som ble transportert; neglisjerbar primær TOF og 7,0% av sekundær TOF.

Figur 7-7: Andelen av primær TOF, sekundær TOF og samlet TOF i utslippet fra renseanleggene i vannforekomsten som ble skiftet ut ved utveksling av dypvann og vann fra blandingssonen.



Merk: «ut» og «inn» indikerer hva som henholdsvis går ut fra og kommer inn til dypvannet.

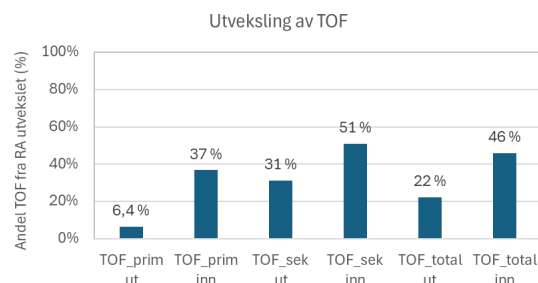
I 2024 ble Bergsodden RA oppgradert med kjemisk felling og rapporterte i 2025 utslipp av 30,4 tonn BOF, 14,4 tonn total N og 0,76 tonn total P, noe som gir en estimert potensiell TOF på 285 tonn O₂/år. Dette er altså i samme størrelsesorden som under

perioden 2021-2023, og til tross for at utslippene av BOF5 har blitt redusert 60% og total P-utslippene med 68%. Men samtidig har utslippene av total N økt med 24%, som har medført en estimert økning i NH₄ og DIN på 31%. Hva dette kan skyldes er ikke undersøkt nærmere, men Bergsodden RA mottar prosessavløp fra TINE. Med økt slamproduksjon på grunn av kjemisk felling, kan man ha fått økt mengde NH₄ i rejektvannet fra avvanningen av slammet. Dette rejektvannet sendes tilbake til innløpet av renseanlegget, men NH₄ vil ikke fjernes ved kjemisk felling.

7.12 Case 2: Nordfjordeid

Nordfjordeid er en ferskvannspåvirket beskyttet fjord med effektiv dybde ($z_{eff} = 32,5$ m) rett innenfor avgrensingen til eutrofimodellen. Kalibreringen av modellen endte opp med at 36% av dypvannet skiftes ut hver sesong. Det ble estimert at 67% av utslippet fra renseanlegget som et gjennomsnitt over året ble lagret inn i blandingssonen, men at utslippet om sommeren lagres inn i dypvannet. Eutrofimodellen simulerte at hhv. 37% og 51% av den primære og sekundære TOF-belastningen ble transportert fra overflaten og ned i dypvannet, mens hhv. 6,4% og 31% av den primære og sekundære TOF-belastningen ble transportert motsatt vei. Se Figur 7-8. Det var altså en positiv transport på hhv. 31% og 20% av primær-TOF og sekundær-TOF fra blandingssonen til dypvannet.

Figur 7-8: Andelen av primær TOF, sekundær TOF og samlet TOF i utslippet fra renseanleggene i vannforekomsten som ble skiftet ut ved utveksling av dypvann og vann fra blandingssonen.



Merk: «ut» og «inn» indikerer hva som henholdsvis går ut fra og kommer inn til dypvannet.

7.13 Case 3: Sørfjorden Indre del

Sørfjorden Indre del er en ferskvannspåvirket beskyttet fjord med effektiv dybde (z_{eff}) på 52,8 m. Kalibreringen av modellen endte opp med at 18% av dypvannet skiftes ut hver sesong. Det er estimert at hele utslippet fra renseanlegget blir lagret inn i blandingssonen.

7.14 Case 4: Trondheimsfjorden – Levanger

Trondheimsfjorden - Levanger er en dyp beskyttet fjord med effektiv dybde (Z_{eff}) på 156 m. Kalibreringen av modellen endte opp med at 11% av dypvannet skiftes ut hver sesong. Det er estimert at omtrent halvparten av utslippene fra renseanleggene blir lagret inn i blandingssonen.

7.15 Case 5: Bømlafjorden

Bømlafjorden er en stor og dyp moderat eksponert kystvannforekomst med effektiv dybde (Z_{eff}) på 194 m. Kalibreringen av modellen endte opp med at 223% av dypvannet skiftes ut hver sesong. Det meste av dette forsvinner nok ut av vannforekomsten med underliggende strømmer.

7.16 Case 6: Mjøsa

Se Tabell 7-8.

7.17 Case 7: Krøderen

Se Tabell 7-9.

Tabell 7-8: Dagens utslipp og oppnådd rensegrad basert på snitt overårene 2021-2023, Mjøsa

Renseanlegg	Utslipp				Rensegrader		
	BOF5	DIN	NH4	TDP	BOF5	TOT N	TOT P
	tonn O ₂ /år	tonn N/år	tonn N/år	tonn P/år	%	%	%
Nes RA	3,5	5,5	5,5	0,006	88 %	26 %	95 %
Rambekk RA	132	122	122	0,098	75 %	-44 %	95 %
Moelv RA	5,6	32	32	0,024	97 %	26 %	97 %
HIAS RA	297	389	389	0,34	89 %	13 %	95 %
Tretten RA	2,4	3,1	3,1	0,025	95 %	36 %	83 %
Kapp RA	1,05	7,7	7,7	0,0040	98 %	25 %	99 %
Skreia RA	6,5	23	23	0,029	96 %	42 %	96 %
Lillehammer RA	17,5	40	33	0,27	98 %	74 %	98 %
Totalt	441	559	559	0,49			

Tabell 7-9: Dagens utslipp og oppnådd rensegrad basert på snitt overårene 2022-2024, Krøderen

Renseanlegg	Utslipp				Rensegrader		
	BOF5	DIN	NH4	TDP	BOF5	TOT N	TOT P
	tonn O ₂ /år	tonn N/år	tonn N/år	tonn P/år	%	%	%
Nesbyen RA, Grønna	23,3*	10,2	10,2	0,071	57 %	12 %	66 %
Gol RA	30,6*	10,6	10,6	0,038	70 %	21 %	89 %
Trøim RA	6,8	6,3	6,3	0,0051	92 %	25 %	98 %
Sundre RA	4,0	8,4	8,4	0,0069	92 %	25 %	96 %
Norefjell RA	2,3	7,6	7,6	0,0046	91 %	10 %	96 %
Ulsåk RA	2,2	1,73	1,73	0,0057	92 %	25 %	91 %
Totalt	69,2	44,9	44,9	0,132			

*) Snittet er sterkt påvirket av innkjøring av de nye kjemisk-biologiske renseanleggene. Nesbyen RA er et helt nytt anlegg (ingen utslippsdata fra før 2024). I 2024 var utslippet av BOF5 fra det ny-oppgraderte Gol RA på 4,5 tonn med en rensegrad på 95%.

Vedlegg E – Detaljert beskrivelse av eutrofimodellen

Modell for en screeningbasert simulering av eutrofiforholdene i vannforekomstene og effekter av tiltak på oksygenivået i bunnvannet

Modellen er satt sammen av 6 moduler:

- Modul A: Typologi og geometri for hver vannforekomst
- Modul B: Hydrologi og oppholdstid
- Modul C: Tilførsler (kilder) og fordeling i vannsøylen
- Modul D: TOF-beregning (konvertering fra utslippsmengder til teoretisk O₂-forbruk)
- Modul E: Oksygenomsetning og temperaturavhengighet
- Modul F: Oksygenbudsjett og klassifisering mot tålegrense

Disse 7 modulene er beskrevet i detalj nedenfor. Som støtte i forbindelse med utviklingen av modellen, ble det satt opp en egen KI-agent i Copilot, som ga anbefalinger til de mange semikvantitativ ekspertbaserte parameteriseringene, som har vært nødvendige for å komme fram til en funksjonell eutrofimodell. Foreslåtte verdier ble kvalitetssikret internt med relevante fagekspertene på NIVA.

5.1. Modul A: Typologi og geometri for hver vannforekomst

Formål: Definere de fysiske rammene for beregningene.

Parameterliste - innhold per vannforekomst (ferskvann / kystvann):

- Type vannforekomst (innsjø, elvestrekning, terskelfjord, åpen kyst, osv.)
- A – Overflateareal vannforekomst [m^2]
- $F_{forny,snitt}$ – gjennomsnittlig dypvannsfornyelse [1/år]
- p_0 – sannsynlighet for dypvannsfornyelse
- R – form-faktor for innsjøer (sideforholdet)
- S – terregegenskapsfaktor for innsjøer
- z_{snitt} – Snittdyp [m]
- z_{median} – Mediandyp [m]
- z_{max} – Maksimaldyp [m]
- $z_{terskel}$ – Dyp under terskel i terskelfjord [m]
- z_{BD} – Blandingsdyp (blandingssonens nedre grense) [m]
- z_{eu} – Eufotisk dybde (lyssonens nedre grense) [m]
- H_D – Høyden av dypvannslaget [m]
- V_{tot} – Totalt vannvolum [m^3]
- V_{BS} – Volumet i blandingssonen over blandingsdypet [m^3]
- V_{dyp} – Volumet i dypvannet under blandingsdypet [m^3]
- V_{lys} – Volum i lyssonen [m^3]
- $V_{terskel}$ – Volum under terskeldyp [m^3]

- Vanntype – De fleste vannforekomster er kategorisert å tilhøre en gitt vanntype ut fra karakteristiske trekk til vannforekomsten. Denne er brukt for valg av klassegrense.

Output fra modulen: Volumer og arealer som brukes i alle videre beregninger (TOF per volum, O₂-konsentrasjon, osv.).

Det er viktig å vite hvor dypt overflatelaget blandes ned, og hvor dypt den eufotiske sonen (lyssonen) med algeproduksjon strekker seg i hver vannforekomst i ulike deler av året.

5.1.1. Innsjøer

5.1.1.1. Overflateareal, snittdybde og volum

Overflatearealene til alle innsjøer med et overflateareal større enn 0,025 km² (ca. 55 000) er hentet fra 2022-versjonen av NVEs innsjødatabase. Dette er data som også er brukt i TEOTIL3. Snittdypet (z_{snitt} [m]) og totalvolumet (V_{tot} [m³]) av innsjøene er hentet fra TEOTIL3, hvor det er benyttet gjennomsnittlig dybde- og volumanslag for 393 innsjøer som ligger inne med målte batymetriske data i NVEs innsjødybde database til å utvikle og teste statistiske modeller for å forutsi volumer for alle de 55 000 betydelige innsjøene (Sample m.fl. 2024). Formelen som ble funnet å gi det mest korrekte volumet av disse innsjøene er:

$$V_{\text{total}} = \alpha \cdot 10^{0,20} \cdot A^{1,40} \cdot R^{-0,17} \cdot S^{0,98} \quad [1]$$

, der A er overflatearealet av innsjøen (eller rettere sagt «self-affine-overflaten), R beskriver formen på innsjøen (sideforholdet) og S beskriver terregegenskapene langs innsjøen.

For å beregne retensjon av næringsstoffer trenger TEOTIL3 data på vannvolum og estimerer av oppholdstid for alle betydelige innsjøer i elvestrengen.

Kilder:

- z_{snitt} , A, V_{tot} : «basic_properties_55k» i lake_properties.xlsx: {area_km2}, {avg_dep_m}, {vol_Mm3} med lenke via {regine}

5.1.1.2 Eufotisk dybde (lyssonens nedre grense) i innsjøer

Den biologisk viktige grensen for netto positiv primærproduksjon ligger rundt 1 % av overflatelyset, og dette tilsvarer omtrent 2 ganger dybden der vi måler 10–20 % lys (tilsvarer siktedypet eller det såkalte Secchi-dypet). Dette kommer av eksponentiell lysdemping i vann (Beer-Lamberts lov) og fotofysiologiske krav hos mikroalger.

Siktedypet er påvirket av fargen i vannet (typisk humusinnholdet) og partikkelmengden i vannet. Copilot ble brukt til å foreslå siktedyp (secchi-dyp) ut fra typisk humus-innhold og turbiditet for de ulike innsjøvanntypene (se **Boks 1**), og den vanntype-spesifikke eufotiske dybden ($z_{\text{eu,vanntype}}$) ble satt til 2 ganger Secchi-dypet. Secchi-dypet ligger mellom 10 m for svært klare innsjøer til 1 m for turbide leirsjøer og bresjøer. Siden denne typisk vil variere med årstiden, ble $z_{\text{eu,vanntype}}$ multiplisert med en sesongavhengig faktor ($f_{\text{eu,sesong}}$):

- $z_{\text{eu,vanntype,vinter}} = f_{\text{eu,vinter}} \cdot z_{\text{eu}} = 0,6 \cdot z_{\text{eu,vanntype}}$

- $z_{eu,vann\text{type},v\ddot{a}r} = f_{eu,v\ddot{a}r} \cdot z_{eu} = 0,8 \cdot z_{eu,vann\text{type}}$
- $z_{eu,vann\text{type},sommer} = f_{eu,sommer} \cdot z_{eu} = 1,0 \cdot z_{eu,vann\text{type}}$
- $z_{eu,vann\text{type},h\ddot{o}st} = f_{eu,h\ddot{o}st} \cdot z_{eu} = 0,8 \cdot z_{eu,vann\text{type}}$

Boks 1. Vanntype-klassifisering av innsjøer (vann-nett)

Innsjøene er klassifisert i 57 ulike vanntyper på bakgrunn av ulike kombinasjoner av følgende karakteristiske trekk:

- Økoregion: Finnmark og indre Troms, Midt-Norge, Nord-Norge ytre, Sørlandet, Vestlandet og Østlandet)
- Klimasone: Lav (<200 moh.), Middels (200-800 moh.), Høy (>800 moh.)
- Arealstørrelse: Små (<0,5 km²), Middels (0,5-5 km²), Store (5-50 km²), Svært store (>50 km²)
- Kalsium- og alkalitetsnivå: Svært kalkfattig (type 1a-1d; Ca < 1 mg/L, alk < 0,05 mekv/L), Kalkfattig (Ca 1-4 mg/L, alk 0,05-0,2 mekv/L), Moderat kalkrik (Ca >4-20 mg/L, alk 0,2-1 mekv/L), Kalkrik (Ca >20 mg/L, alk >1 mekv/L)
- Humus-innhold (fargetall, TOC): Svært klar (<10 mg Pt/L; < 2 mg C/L), Klar (<30 mg Pt/L; 2-5 mg C/L), Humøs (30-90 mg Pt/L, 5-15 mg C/L), Svært humøs (>90 mg Pt/L, >15 mg C/L), turbid (uorganisk andel <80%)
- Turbiditet (STS, uorganisk andel ≥80%): Klar (<10 mg/L), leirpåvirket (>10 mg/L), brepåvirket (>10 mg/L)
- Middeldyp: Svært grunn (<3 m), Grunne (3-5 m), Dype (>15 m)

5.1.1.3 Blandingsdyp i innsjøer under ulike årstider

Om sommeren: Det bygger seg opp en sterk temperatursjiktning (termoklin) i innsjøene, og denne er gjerne sterkere i små innsjøer. Blandingsdybden (z_{BD}) i små (<5 km²) innsjøer og større innsjøer som er relativt grunne (<40 m) er derfor ofte grunnere i små enn i store innsjøer (se **Tabell 1**).

Om høsten: Overflatetemperaturen i innsjøene synker utover sensommeren og høsten, og når overflatetemperaturen nærmer seg 4°C, skjer det gjerne også en såkalt fullsirkulasjon i innsjøen, som gjør at hele vannmengden i innsjøen over en tid blandes. Dette gjelder typisk små og mellomstore innsjøer mindre enn ca. 5 km², og i større innsjøer hvis disse er grunne nok (ca. $z_{mid} < 40$ m). Se **Tabell 1**. Det krever mye energi for å få full omblending, og denne energien kommer normalt fra vind og ellevann, som kommer inn i innsjøen. Siden store innsjøer ofte er mer vindutsatte, får disse oftere et dypere blandingsdyp, og store mengder regnvann på høsten (og store mengder smeltevann på våren) gir ekstra energi som kan bidra til større grad av fullstendig omblending, også ned i større dyp. Dette er forsøkt parametrisert ved å angi en forventet sannsynlighet for at det ikke skjer noen signifikant fornyelse av dypvannet (<10%; $f_0=0,05$), en delvis dypvannsfornyelse (10-50%; $f_1=0,3$) og en nær full dypvannsfornyelse (80-100%; $f_2=0,90$) for ulike typer innsjøer med ulike z_{max} . Se **Tabell 2**. Den gjennomsnittlige dypvannsfornyelsen [1/år] for dype innsjøer er gitt ved (se også **Tabell 2**):

$$F_{forny,snitt} = p_0 f_0 + p_1 f_1 + p_2 f_2 \quad [2]$$

Om vinteren: I relativt grunne (<40 m) isbelagte innsjøer dannes det et stabilt sjikt med kaldt vann oppunder isen (0°C) med tyngre vann på 4°C under og hele veien ned til bunnen. I slike innsjøer vil det ikke skje noen blanding av dette kalde vannet nedover i vannmassene. Store, dype sjøer er ofte helt eller delvis isfrie gjennom hele vinteren og er gjerne isoterme (4°C i hele

vannsøylen). Til tross for dette vil det ikke være full sirkulasjon i hele vannsøylen, jfr. diskusjon over. **Tabell 3** oppsummerer antagelsene som er lagt til grunn for hvilke innsjøer som er forventet å være islagte om vinteren i Norge.

Om våren: I denne delen av året, når eventuell is er smeltet, vil det i utgangspunktet være fullsirkulasjon i hele vannsøylen i små og mellom-store innsjøer. For større og dype innsjøer gjelder samme betraktninger som diskutert for høst-sirkulasjonen.

Tabell 1. Antatte typiske blandingsdybder (z_{BD}) i innsjøer med ulik størrelse.

Blandingsdybde (z_{BD}) i innsjøer											
Innsjøstørrelse og -dybde				Blandingsdybde (m)				Benyttet (z_{BD})			
Type innsjø	Areal (km ²)	Dybde (m)	Vinter-is	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Liten grunn	<1	<40	Ja	0	full	3-6	full	0,5	z_{snitt}	4,5	z_{snitt}
			Nei	full	full	3-6	full	z_{snitt}	z_{snitt}	4,5	z_{snitt}
Middels stor grunn	1-<10	<40	Ja	0	full	6-10	full	0,5	z_{snitt}	8	z_{snitt}
			Nei	full	full	6-10	full	z_{snitt}	z_{snitt}	8	z_{snitt}
Stor grunn	10-50	<40	Ja	0	full	10-15	full	0,5	z_{snitt}	12,5	z_{snitt}
		>40	Nei	full	full	10-15	full	z_{snitt}	z_{snitt}	12,5	z_{snitt}
Svært stor grunn	>50	<40	Ja	0	15-20	12-18	15-20	0,5	17,5	15	17,5
	>50	>40	Nei	15-20	15-20	12-18	15-20	17,5	17,5	15	17,5
Middels dyp	>5	40-80	Ja	0	20	12-18	20	z_{snitt}	20	15	20
			Nei	12-18	20	12-18	20	15	20	15	20
Dyp	>5	80-200	Ja	0	30	12-18	30	0,5	30	15	30
			Nei	12-18	30	12-18	30	15	30	15	30
Svært dyp	>50	>200	Ja	0	40	12-18	40	0,5	40	15	40
			Nei	12-18	40	12-18	40	15	40	15	40

Tabell 2. Sannsynligheten for at fornyelse av dypvannet i dype innsjøer. For bestemmelsen av den gjennomsnittlige dypvannsfornyelsen er det benyttet en forventet 0,05 fornyelsesgrad (f_0), 0,30 fornyelsesgrad (f_1) og 0,90 fornyelsesgrad (f_2).

Dybdeklasser av innsjøer	Dimensjoner			Sannsynlighet for fornyelse av dypvannet			Gjennomsnittlig dypvannsfornyelse ($F_{forny,snitt}$)
	Overflateareal	z_{max}	z_{dyp}	Ingen	Delvis	Nær full	
	km ²	m	m	p_0	p_1	p_2	1/år
Middels dype innsjøer	>5	40-80	20	0,1	0,3	0,6	0,635
Dype innsjøer	>5	80-200	30	0,2	0,5	0,3	0,430
Svært dype innsjøer	>50	>200	40	0,3	0,5	0,2	0,345

Tabell 3. Antagelser lagt til grunn for islegging om vinteren.

Sannsynlighet for islegging	Høyde over havet	Geografisk beliggenhet	Innsjøstørrelse	Regulerte innsjøer
-----------------------------	------------------	------------------------	-----------------	--------------------

Alltid islagt om vinteren	>200 m.o.h.	Innlandet, Trøndelag, Nordland, Troms, Finnmark	Små og middelstore vann (<10 km ²)	
Ofte islagt (50%)	50-200 m.o.h.		Store sjøer	
Ofte isfritt	<50 m.o.h.	Vestland, kystnære deler av Agder/Viken		Svakere islegging

5.1.2 Brakkvannsområder og kystvann

5.1.2.2 Overflateareal, snittdybde og volum

TEOTIL3 gir ingen estimater for volum i kystvann, så her har vi brukt vannforekomstdata fra Geonorge og batymetridata med 50 m oppløsning fra Kartverket datasett til å sette opp statistiske dybder for alle vannforekomstene. På bakgrunn av disse og overflatearealet (A_i ; km²) har vi (med hjelp av Copilot) brukt følgende forhold til å estimere totalvolumet i hver kystvannforekomst ($V_{kystvann,i}$; km³):

$$V_{kystvann,i} = A_i \cdot |z_{eff}| \quad [3]$$

$$z_{eff} = 0,5 \cdot z_{median} + 0,3 \cdot z_{75-persentil} + 0,2 \cdot z_{25-persentil} \quad [4]$$

, der $z_{75-persentil}$ og $z_{25-persentil}$ er henholdsvis 25- og 75-persentilen av dybde-dataene målt fra vannoverflaten og nedover.

Disse dataene (fra Geonorge og Kartverket) inkluderer også middeldypet (z_{mid}) og maksimaldypet (z_{max}) i hver vannforekomst.

I terskelfjorder ligger ofte terskelen ($z_{terskel}$) på ca. 25-35% av maksdypet, men kan variere fra ca. 10-50% avhengig av morfologi. Her har vi brukt norgeskart.no til å undersøke terskeldypet for alle vannforekomster inkludert i studien som er registrert som terskelfjorder med sjelden utskifting på Fiskeridirektoratets kartportal [Yggdrasil](#).

Volumet under terskel ($V_{<terskel}$; km³) er bestemt med følgende lineære modell:

$$V_{<terskel} = A_i \cdot (|z_{75-persentil}| - z_{terskel}) \quad [5]$$

Hvis 75-persentilen av dybde-dataene ($z_{75-persentil}$) i vannforekomsten ligger høyere (grunnere vann) enn terskeldypet, settes $V_{<terskel} = 0$.

Kilder:

- A , z_{mid} , z_{med} , z_{max} , $z_{75-persentil}$, $z_{25-persentil}$: waterbody_zonal_stats.xlsx¹.

5.1.2.2 Eufotisk dybde (lyssonens nedre grense) i kystvann

Typisk eufotisk dybde i ulike deler av landet og i ulike sesonger er oppsummert i **Tabell 4** der de tentative verdiene som er benyttet i simuleringene er vist til høyre.

¹ NB: persentil-dataene er beregnet fra bunn til topp, slik at angitt 75-persentil egentlig er 25-persentil.

Tabell 4. Typiske lysgjennomtrengningsdybder i ulike deler av landet i ulike deler av året. Både variasjonsbredden i lysgjennomtrengningsdybdene og de tentativt benyttede lysgjennomtrengningsdybdene er angitt.

Region	Variasjonsbredde				Benyttet			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Sørkyst (Skagerrak)	5-10 m	10-15 m	15-20 m	10-15 m	7,5	12,5	17,5	12,5
Vestlandet	5-8 m	10-15 m	15-20 m	8-12 m	6,5	12,5	17,5	10
Midt-Norge	3-6 m	8-12 m	12-18 m	6-10 m	4,5	10	15	8
Nord-Norge	0 m (polarnatt)	5-10 m	10-15 m	5-8 m	0	7,5	12,5	6,5

5.1.2.3 Blandingsdyp i kystvann under ulike årstider

I kystvann er sjiktningen styrt av temperatur **og** salinitet, tidevann, vind, topografi, terskler og interne bølger og ferskvannstilførsler.

I områder med åpen kyst er det sterk vind og liten sjiktning, som gir dyp blanding, spesielt om vinteren. Ferskvann med smeltevann fra elvene kan påvirke også åpne kystområder, samtidig som overflatevannet varmes opp, som gir en svak pyknoklin (sjiktet mellom det noe varmere og ferskvannspåvirkede overflatevannet og dypvannet). Om sommeren varmes overflatevannet opp med påfølgende sjiktning. På høsten gjør stormer at man får z_{BD} -verdier nær vinterverdier i åpne kystområder.

I fjorder uten terskel påvirkes blandingen av tilførslene av ferskvann fra elver, interne strømmer i dype fjorder og internbølger.

I fjorder med terskel gjelder betraktningene rundt blandingsdyp kun vannsøylen som ligger over terskeldypet. Hvis z_{BD} når 2-5 m dypere enn terskeldypet, kan dypvannet begynne å byttes ut.

Tabell 5. Typiske blandingsdybder (z_{BD}) i ulike deler av landet i ulike deler av året. Både variasjonsbredden i lysgjennomtrengningsdybdene og de tentativt benyttede lysgjennomtrengningsdybdene er angitt.

Region	Variasjonsbredde (m)				Benyttet (m)			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Åpen kyst								
Sørkyst (Skagerrak)	20-30	10-20	5-15	10-25	25	15	10	17,5
Vestlandet (Nordsjøen sør og nord)	20-35	10-25	5-15	15-30	27,5	17,5	10	22,5
Midt-Norge (Norskehavet sør)	25-40	15-25	5-15	15-35	32,5	20	10	25
Nord-Norge (Norskehavet nord og Barentshavet)	30-50	20-30	10-20	20-40	40	25	15	30
Andre områder								
Fjorder uten terskel	15-25	10-20	5-10	10-20	20	15	7,5	15
Terskefjorder	10-20	5-10	2-8	5-15	15	7,5	5	10

5.2 Modul B: Hydrologi og oppholdstid

Formål: Fastsette oppholdstid / utskifting i de relevante vannmassene.

Ferskvann:

- Vannføring inn, Q_{inn} [m^3/s] (pr sesong)
- Vannføring ut, Q_{ut} [m^3/s]
- Sesongvist tilsig, $V_{tilsig, sesong}$ [$m^3/sesong$]
- Oppholdstid i innsjø totalt, $\tau_{tot} = \frac{V_{tot}}{Q_{ut}}$ [d eller år]
- Oppholdstid i lyssonen, τ_{lys} [d]
- Oppholdstid i dypvannet under lyssonen, τ_{dyp} [d]

Kystvann:

- Estimert utskiftingshastighet / frekvens for vann under terskel:
 - Gjennomsnittlig utskiftingsintervall, $T_{utskift}$ [år]
 - Fraksjon av dypvannsvolum som skiftes ut ved én hendelse, $f_{utskift}$ [-]
- For overflatelaget: tilsvarende "effektiv oppholdstid" basert på:
 - Lokale strømforhold (evt. sjablongverdier)
 - Areal og typiske blandingsdybder

Output fra modulen: Sesongvise/årlige oppholdstider for lyssoner og dypvann i hver vannforekomst.

5.2.1 Innsjøer

Det er kun den åpne vanntransporten i vassdragene som inkluderes i ferskvannsmodellen. Som en forenkling er det antatt at det ikke skjer noen omsetning av BOF5, nitrogen og fosfor i elvene, slik at alle tilførsler som skjer til elver føres videre til nærmeste innsjø nedstrøms hvor oksygenbelastningen beregnes. Selv om det omsettes/holdes tilbake mye forurensinger i stedlige løsmasser, særlig fra diffus avrenning fra landbruk, lekkasjer på avløpsnett og

generell bakgrunnsavrenning fra skog og fjell, er ikke dette tatt høyde for i modellen. Med andre ord er det dynamikken og omsetningen i innsjøene det er tatt hensyn til med utgangspunkt i modellverktøyet TEOTIL3.

5.2.1.1 Utskiftingsfrekvens av vannmassene over og under z_{BD} i innsjøer

Oppholdstiden for vannmassene i det øvre laget over z_{BD} (τ_U [år]) er gitt av innsjøvolumet som befinner seg i blandingssonen over z_{BD} (V_{BS} [m^3]) og vannmengdene som forlater dette laget, dvs. den gjennomsnittlige vannmengden som forlater innsjøen via utløpselven per dag ($\overline{Q_{ut}}$ [m^3/d]) og vannmengden som utveksles med de underliggende vannmassene ($Q_{utvekslet}$ [m^3/d]):

$$\tau_{BD} = \frac{V_{BD}}{\overline{Q_{ut}} + Q_{utvekslet}} \quad [6]$$

For grunne innsjøer ($z_{BD} < 40$ m) antas:

$$\tau_{BD} \approx \frac{V_{BD}}{Q_{inn}} \quad [7]$$

For dype innsjøer ($z_{BD} > 40$ m) benyttes følgende:

$$\tau_{BD} = \frac{V_{BS}}{Q_{inn} + F_{forny, snitt} \cdot V_{dyp}} \quad [8]$$

, der $F_{forny, snitt}$ er den tidligere definerte utskiftingsfrekvensen av dypvannet og V_{dyp} er volumet under z_{BD} .

Oppholdstiden i dypvannet under z_{BD} (τ_{dyp} [år]) er gitt av:

$$\tau_{dyp} = \frac{1}{F_{forny, snitt}} \quad [9]$$

5.2.1.2 Oppholdstiden i og under lyssonen i innsjøer

Det er ikke (nødvendigvis) noe sammenfall mellom z_{BD} (nedre grense for innblanding av overflatevann) og z_{eu} (den nedre grensen for eufotisk sone). Hvis z_{eu} ligger høyere i vannsøylen enn z_{BD} , vil oppholdstiden i lyssonen være gitt av:

$$\tau_{lys} = \frac{z_{eu}}{z_{BD}} \tau_{BS}, \text{ hvis } z_{eu} \leq z_{BD} \quad [10]$$

Dette forutsetter:

- homogent blandingslag (ingen sterk vertikal gradient i $0-z_{BD}$)
- lagets vertikale blandingsstid $\ll \tau_U$
- horisontal variasjon neglisjeres

Hvis z_{eu} ligger lavere i vannsøylen enn z_{BD} , vil lyssonen ekspandere ned i dypvannet med lengre oppholdstid, og oppholdstiden i lyssonen vil derfor være:

$$\tau_{lys} = \tau_U + \frac{z_{eu} - z_{BD}}{H_D} \cdot \tau_D \text{ hvis } z_{eu} > z_{BD} \quad [11]$$

, der H_D er tykkelsen av dypvannslaget i innsjøen ($H_D = Z_{snitt} - z_{BD}$).

5.2.2 Kystvann

5.2.2.1 Oppholdstiden over og under z_{BD} i kystvann

Oppholdstiden er gitt av hyppigheten på vannutskiftingen. Hver kystvannforekomst er gitt en kysttypebeskrivelse (tilgjengelig i Vann-Nett; <https://vann-nett.no/>), der følgende tilgjengelig semikvantitative eller kvalitative egenskaper for hver vannforekomst er anerkjent som styrende for vannutskiftingen:

- Bølgeeksponering (høy, moderat, beskyttet)
- Strømhastighet (sterk (> 3 knop), moderat (1 - 3 knop), svak (< 1 knop))
- Miksing i vannsøylen (blandet, delvis blandet, lagdelt)
- Oppholdstid (kort (dager), moderat (uker), lang (måneder/år))

Disse ble oversatt fra kvalitative typebeskrivelser til kvantitative, brukbare tallverdier for å estimere utskiftingsfrekvensen i ulike typer kystvanntyper. Hver av disse prosessene er gitt en faktor 0-2 avhengig av hvor stor betydning de tillegges:

0 = liten eller ingen betydning

1 = Moderat betydning

2 = stor betydning

I **blandingssonen** er den horisontale utskiftingen bestemt av strømhastigheten, mens den vertikale, mekaniske omrøringen er bestemt av bølgeeksponeringen. I **dypvannet** er den horisontale utskiftingen også bestemt av strømhastigheten, mens den vertikale koblingen mot overliggende vannmasser er bestemt av miksing i vannsøylen.

Tallverdiene for hver av de to faktorene som bestemmer utskiftingsfrekvensen i hhv. blandingssonen og i dypvannet summeres og gir dermed samlet sett 0-4 poeng. Videre tolkning er vist i **Tabell 6** for blandingssonen og i **Tabell 7** for dypvannet.

Tabell 6. Forventet utskiftingsfrekvens/oppholdstid av vann i blandingssonen (over temperatursjiktningen) i kystvannforekomster.

Oppholdstid i blandingssonen					
Bølgeeksponering	$k_{bølge}$	Faktorsum	Forventet utskiftingsfrekvens/ oppholdstid		Benyttet τ_{BD} (d)
Høy	2	$k_{bølge} + k_{strøm}$			
Moderat	1	4	Maksimal utskifting	1–3 døgn	2
Beskyttet	0	3	Svært god utskifting	3–7 døgn	5
Strøm	$k_{strøm}$	2	Moderat utskifting	7–15 døgn	10
Sterk (> 3 knop)	2	1	Lav utskifting	15–30 døgn	20
Moderat (1 - 3 knop)	1	0	Svært lav utskifting	30–60 døgn	45
Svak (< 1 knop)	0				

Tabell 7. Forventet utskiftingsfrekvens/oppholdstid av dypvann under lyssonen/temperatursjiktningen i kystvannforekomster.

Oppholdstid i dypvannet					
Bølgeeksponering	k_{miks}	Faktorsum	Forventet utskiftingsfrekvens/ oppholdstid		Benyttet τ_{BD} (d)
Høy	2	$k_{miks} + k_{strøm}$			
Moderat	1	4	Maksimal utskifting	0,25-1 mnd	15
Beskyttet	0	3	Svært god utskifting	1-3 mnd	60
Strøm	$k_{strøm}$	2	Moderat utskifting	3-6 mnd	135
Sterk (> 3 knop)	2	1	Lav utskifting	6-12 mnd	270
Moderat (1 - 3 knop)	1	0	Svært lav utskifting	12-24 mnd	540
Svak (< 1 knop)	0				

5.3 Modul C: Tilførsler (kilder) og fordeling i vannsøylen

Formål: Samle alle tilførsler fra ulike kilder og fordele dem i lyssoner vs dypvann.

Punktkilder (hver enkelt):

- Kommunale avløpsrensaneanlegg tilknyttet tettbebyggelse ≥ 1000 pe
- Industri (utvalgte, hvis av vesentlig betydning i hvert enkelt tilfelle)

Kildegrupper (spredte/diffuse kilder):

- Landbruk (bakgrunn uten drift og under drift)
- Kommunale avløpsrensaneanlegg (utenom de som er tilknyttet tettbebyggelse ≥ 1000 pe)
- Spredt avløp
- Urban avrenning
- Akvakultur
- Industri (som ikke er særskilt plukket som punktutslipp)
- Fjell
- Skog
- Vått og tørt nedfall direkte på vannforekomsten (særlig innsjøer)

Per kilde angis typisk:

- Årlig tilførsel av TOF-relevant stoff: L_{TOF} [tonn O_2 /år]
- Sesongfordeling: f_{sesong} [-] slik at

$$\sum_{sesonger} f_{sesong} = 1,0$$

- Fordeling mellom blandingssonen og dypvann:
 - Fraksjon til blandingssonen, f_{BS} [-]
 - Fraksjon til dypvann, $f_{dyp} = 1 - f_{BS}$ [-]

Output fra modulen (per vannforekomst, sesong, lag):

- $L_{TOF, lys, sesong}$ [tonn O_2 /season]

- $L_{\text{TOF, dyp, sesong}}$ [tonn O_2 /season]
både totalt og fordelt på kildegrupper/kilder.

5.3.1 Tilførsler fra ulike kilder

Det tas utgangspunkt i de årlige akkumulerte tilførslene fra ulike kilder til hver enkelt regine (det minste nedbørsfeltelementet i NVEs vassdragsdatabase) slik disse blir sammenstilt gjennom modellverktøyet TEOTIL3. Følgende kilder med tilhørende parametere er tilgjengelige gjennom TEOTIL3 der uthevede parametere er enten brukt direkte eller benyttet til å beregne parametere brukt i eutrofimodellen (beregnet parameter i parentes):

- Naturlige bakgrunnstilførsler fra skog- og fjell-områder: TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP, **TOC** (BOF5) og SS
- Naturlige bakgrunnstilførsler fra breområder: SS
- Atmosfærisk avsetning direkte til innsjøer: **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$)
- Tilførsler fra urbane områder: TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP, **TOC** (BOF5) og SS
- Statistisk interpolerte utslipp fra små avløpsrenseanlegg (spredt avløp): TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP og **TOC** (BOF5)
- Statistisk interpolerte utslipp fra store avløpsrenseanlegg (>50 pe): TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP og **TOC** (BOF5); SS er inkludert der det rapporteres direkte. Overløp ved renseanleggene og lekkasje og overløp fra kommunalt nett er ikke inkludert.
- Direkte utslipp fra industri rapportert til Miljødirektoratet: TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP, **TOC** (BOF5) og SS
- Tilførsler fra akvakulturvirksomhet (laks og regnbueørret) i sjøvann: TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP og **TOC** (BOF5)
- Landbruksaktiviteter: TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP, **TOC** (BOF5) og SS
- Naturlig avrenning fra landbruksjord uten landbruksaktiviteter: TOTN, **DIN** ($\text{NH}_4\text{-N}$), TON, TOTP, **TDP**, TPP, **TOC** (BOF5) og SS

De største landbaserte settefiskanlegg og slakterier ligger allerede inne som industritilførsler.

5.3.2 Innlagringsdyp og fordeling av tilførslene mellom lyssonen og dypvannet

Innlagringsdypet av et utslipp til en ferskvannsresipient er bestemt av:

- ved hvilket dyp tilførselen skjer,
- temperaturdifferensen (dvs. tetthetsdifferansen) mellom utslippet og resipienten ved utslippspunktet og
- av den relative hastigheten til utslippet (m^3/s) i forhold til vannstrømmen i resipienten i området rundt utslippet.

5.3.2.1 Innlagringsdyp når tilførselen skjer til elv oppstrøms innsjø

Ved utslipp til elver er det antatt at hele utslippet lagres inn i hele vannvolumet i elven. Hvis elven renner inn i en innsjø nedstrøms, er det antatt at tilførselen skjer helt oppe i overflaten, men innlagringsdypet er påvirket av temperaturforskjellene mellom ellevannet og overflatevannet:

- Om våren: Ellevannet er kaldt ($2\text{-}5^\circ\text{C}$), mens overflatevannet i innsjøen er i ferd med å varmes opp ($4\text{-}8^\circ\text{C}$), noe som gjør at tungt ellevann vil kunne innlagres ved 5-20 m dyp.

Andelen av elvevannet som legger seg i lyssonen i innsjøen er også avhengig av tykkelsen av lyssonen, som igjen er avhengig av hvor dypt lyset trenger ned. Her er det tatt utgangspunkt i de ulike vanntypene som er lagt til grunn for karakterisering av vannforekomster i Norge gjennom vannforskriften (se **Boks 1**). Estimeringen av eufotisk dybde (z_{eu} ; lyssonens nedre grense) er omtalt i **Kapittel 5.1.1.2**.

- **Om sommeren:** Det bygger seg opp en sterk temperatursjiktning i innsjøene der overflatevannet gjerne er varmere enn elvevannet, men pga. temperatursjiktningen legger elvevannet seg i sin helhet i lyssonen.
- **Om høsten:** Overflatetemperaturen i innsjøene synker, og innlagringsdypet til elvevannet blir også dypere på grunn av mindre tetthetsforskjeller mellom elvevannet og innsjøvannet. Innlagringsdypet er da typisk ved 5-20 m dyp. I løpet av høsten skjer det gjerne også en fullsirkulasjon i innsjøen, som gjør at hele vannmengden i innsjøen over en tid blandes.
- **Om vinteren:** I isbelagte innsjøer dannes det et stabilt sjikt med kaldt vann oppunder isen (0°C) med tyngre vann på 4°C under og hele veien ned til bunnen, som gjør at elvevannet (ofte 0-2°C) gjerne legger seg inn i overflaten. Isfrie innsjøer er gjerne isoterme (4°C i hele vannsøylen) og elvevannet kan da blandes gjennom hele vannsøylen. Det er her antatt at dette gir moderat sjiktning. **Tabell 3** oppsummerer antagelsene som er lagt til grunn for hvilke innsjøer som er forventet å være islagte om vinteren i Norge.

Tabell 8 oppsummerer øvre innlagringsdyp ($z_{\text{øvre}}$) som er benyttet i modellen for elver som kommer inn i innsjøer med ulike dyp i og utenfor vekstsesongen (sommer-høst²). Det nedre innlagringsdypet er avhengig av forventet sjiktning, som er avhengig av tyngden til elvevannet som kommer inn. Det er benyttet en sjiktningfaktor k (se **Tabell 9**) til å angi den relative tyngden til ulike typer elvevann, og denne multipliseres med $z_{\text{øvre}}$ for å finne z_{nedre} :

$$z_{\text{nedre}} = k \cdot z_{\text{øvre}} \quad [12]$$

Tabell 8. Øvre innlagringsdyp for elvevann i innsjøer.

Øvre innlagringsdyp ($z_{\text{øvre}}$)			
Type innsjø	Dybde (z_{snitt})	I vekstsesongen	Utenfor vekstsesongen
	m	m	m
Veldig grunn innsjø	<15	$0,5 \cdot z_{\text{snitt}}$	0,5
Grunn innsjø	$15' \leq 40$	$z_{\text{BD, sommer}}$	0,5
Dyp innsjø	>40	$z_{\text{BD, sommer}}$	0,5

Tabell 9. Sjiktningfaktoren k som multipliseres med $z_{\text{øvre}}$ for å gi nedre innlagringsdyp (z_{nedre}) for elvevann i innsjøer.

k-verdier for bestemmelse av nedre innlagringsdybde (z_{nedre}) av elvevann i innsjøer			
Vanntype	Beskrivelse	k (-)	Benyttet
Lett elvevann (snøsmelting, fjell)	Lav tetthet, vil ligge høyt	1	1,05
Normal elv (vanlig norsk humusinnhold)	Moderat tetthet	1,1-1,2	1,15
Humøs elv (mørkt vann, mye TOC)	Tyngre enn innsjøvann, dypere innlagring	1,3	1,3
Partikkel-/farget elv (store vassdrag, flom)	Kan synke ganske dypt	1,3	1,3

² Vekstsesongen er avhengig av hvor man er i landet, og gjerne sen vår, sommer og tidlig høst. I modellen er det valgt å skyve vekstsesongen til sesongene sommer og høst.

5.3.2.2 Utslipp direkte i innsjø

Hvis utslippet skjer via utslippsledning til et gitt dyp i en innsjø, vil de samme faktorene som beskrevet ovenfor være gjeldende, men da må det tas hensyn til temperaturforskjellen mellom utslippet og innsjøvannet på stedet der utslippet skjer. Utslippsdypet til hvert enkelt renseanlegg er ikke gitt i Miljødirektoratets FORURENSNING-database, så disse ble automatisk generert ved å sammenligne posisjonen til utslippet (ut fra angitte koordinater for utslippet) og gjennomsnittlig vannstand i dette punktet ut fra tilgjengelig dybdekart.

Som en (foreløpig) forenkling er det antatt at temperaturen på utslipp av avløpsvann har en temperaturprofil som vist i **Tabell 10**. Det er antatt at utslippet skjer nær bunnen. Forventet stighøyde i vannsøylen er da gitt av sjiktningen denne temperaturdifferansen mellom avløpsvannet og temperaturen i bunnvannet innebærer. Stor temperaturdifferanse gir sterk sjiktning, som gjør at vannet stiger mindre enn hvis det er liten temperaturdifferanse og dermed svak sjiktning. Se **Tabell 11**.

Tabell 10. Antatt temperatur i utslipp av rensed og urensed (dvs. overløp) avløpsvann gjennom året.

Vinter	Vår	Sommer	Høst
6°C	10°C (6-16°C)	16°C	10°C (6-16°C)

Tabell 11. Forventet stighøyde for utslippsplumen ved utslipp til innsjøer ved ulik grad av sjiktning (bestemt av temperaturforskjellen mellom gjennomsnittet i lyssonen og i dypet).

Stighøyde ved direkte utslipp til innsjø			
Sjiktning	Temp-differanse blandingsdyp og dypvann	Stighøyde (m)	
	ΔT	Nedre	Øvre
	oC	m	m
Svak sjiktning	<5	10	20
Moderat sjiktning	<10	5	10
Sterk sjiktning	>10	3	7

5.3.3 Innlagringsdyp i kystvannsområder

Innlagringsdypet av et utslipp til en brakkvanns- eller marin vannforekomst er bestemt av:

- ved hvilket dyp utslippet skjer,
- temperatur- og salinitetsdifferansene (dvs. tetthetsdifferansen i marint miljø dominerer betydningen av salinitetsdifferansen) mellom utslippet og resipienten ved utslippspunktet og
- av den relative hastigheten til utslippet (m^3/s) i forhold til vannstrømmen i resipienten i området rundt utslippet.

5.3.3.1 Innlagringsdyp når tilførselen skjer til elv oppstrøms kystvann

Når ellevannet blandes med det marine kystvannet dannes det en brakkvannssonen. Hvor stor denne brakkvannssonen blir, er avhengig av vannføringen til ellevannet (Q_{elv}), mens utformingen av sonen er avhengig av hvordan innblandingen skjer. Følgende faktorer er drivere:

- Hvis Q_{elv} er stor og kyststrømmen er sterk i en ellers skjermet fjord, vil ellevannet kunne legge seg som et betydelig ferskvannspåvirket lag i overflaten (0-3 m).
- Lav Q_{elv} gir en mindre brakkvannssonen og økt nedblanding.

- Kaldt ellevann gir større sjanse for innlagring på større dyp hvis sjøvannet er varmere.
- Trange fjorder vil presse vannet horisontalt utover, mens brede fjorder gir større spredning og fortykning.
- Fralandsvind vil presse ferskvannet utover, noe som kan gi økt nedblanding, mens vind mot land presser ferskvannet innover, noe som begrenser nedblandingen.
- Store tidevannsutslag (på Vestlandet og i Nord-Norge) kan gi kraftig innblanding i topplaget og føre til økt vertikal innblanding.
- Eksponert kyst (f.eks. på Jæren og i Lofoten) med høy bølgepåvirkning gir kraftig vertikal blanding inn i øvre 10-20 m, mens en skjermet fjord gir stille forhold med opprettholdelse av stratifikasjonen og ferskvannet forblir i de øverste vannmassene (0-3 m).

Det er gjort en forenklet tilnærming for å bestemme øvre og nedre innlagringsdyp tilsvarende den som ble satt opp for ellevann som kommer inn i innsjøer. Blandingsdypet Z_{BD} multipliseres med en blandingsdyp-faktor $k_{\text{øvre,kyst}}$ for å gi øvre innlagringsdyp ($Z_{\text{øvre,kyst}}$):

$$Z_{\text{øvre,kyst}} = k_{\text{øvre,kyst}} \cdot Z_{BD} \quad [13]$$

$k_{\text{øvre,kyst}}$ er avhengig av type kystvann (se **Tabell 12**). Foreløpig er det ikke gjort forskjell mellom om tilførselene skjer i eller utenom vekstsesongen for ikke å forsterke sesongvarisjonen utover den som ligger i bestemmelsen av Z_{BD} .

Nedre innlagringsdyp for ellevannet ($Z_{\text{nedre,kyst}}$) er som for ellevann som kommer inn i innsjøer bestemt av en sjiktningfaktor ($k_{\text{nedre,kyst}}$; se **Tabell 13**):

$$Z_{\text{nedre,kyst}} = k_{\text{nedre,kyst}} \cdot Z_{\text{øvre,kyst}} \quad [14]$$

$k_{\text{nedre,kyst}}$ er avhengig av den relative massevekten til ellevannet som kommer inn i kystvannet, primært gitt av ellevannføringen, men også av partikkel- og humusinnholdet i vannet (

Tabell 14).

Tabell 12. Blandingsdyp-faktor for bestemmelse av øvre innlagingsdyp for elver i kystvann.

Blandingsdypfaktor for øvre innlagingsdyp ($k_{\text{øvre,kyst}}$)		
Type kystvann	I vekstsesongen	Utenfor vekstsesongen
	-	-
Åpent kyst	0,3	0,3
Fjord uten sterk terskel	0,4	0,4
Terskefjord	0,5	0,5

Tabell 13. Sjiktningfaktoren k som angir graden av sjiktning øvre innlagingsdyp i innsjøer.

Type elv	Benyttet (k)			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Svært lett elvevann	1,20	1,10	1,20	1,20
Normal elv	1,20	1,20	1,20	1,20
Humøs elv	1,20	1,20	1,20	1,30
Ekstra tung elv	1,20	1,20	1,50	1,50

Tabell 14. Kriterier for bestemmelse av relativ tyngde av elver som kommer inn i kystvann i ulike økokystregioner.

Kriterier for bestemmelse av elvetype			
Økokystregion	Vannføring		
	>10 m ³ /s	1-10 m ³ /s	<1 m ³ /s
Skagerak	Ekstra tung elv	Humøs elv	Normal elv
Nordsjøen sør	Ekstra tung elv	Normal elv	Normal elv
Nordsjøen nord	Ekstra tung elv	Normal elv	Svært lett elvevann
Norskehavet sør	Ekstra tung elv	Normal elv	Svært lett elvevann
Norskehavet nord	Ekstra tung elv	Normal elv	Svært lett elvevann
Barentshavet	Ekstra tung elv	Normal elv	Svært lett elvevann

5.3.3.2 Direkte tilførsler til kystvann

Utslippsdypet til hvert enkelt renseanlegg er ikke gitt i Miljødirektoratets FORURENSNING-database, så disse ble automatisk generert ved å sammenligne posisjonen til utslippet (ut fra angitte koordinater for utslippet) og gjennomsnittlig vannstand i dette punktet ut fra tilgjengelig dybdekart. Det var imidlertid nødvendig å benytte to ulike kartdatabaser til dette, og disse har ikke 100% overlapp langs kystlinjen³.

Ved utslipp til kystvann vil ofte salinitetsdifferansen mellom utslippsvannet og vannet i resipienten være stor (25-35 PSU), og dermed vil det være denne differansen som bestemmer hvordan utslippsplumen oppfører seg. **Tabell 15** viser tentative verdier for forventet stighøyde (Δz) i kystvannforekomster med ulike grad av sjiktning basert på initiell buoyancy flux, Brunt-Väisälä-frekvens⁴ og stabiliseringshøyde (Morton m.fl. 1956; Turner 1973). Forventet sjiktning i en vannforekomst er indirekte gitt av ulike beskrivende faktorer i kystvannkategoriseringen, først en grovsortering etter kysttype:

- Åpen eksponert kyst: Svak
- Strømrikt sund: Svak
- Moderat eksponert kyst: Svak-moderat
- Beskyttet kyst/fjord: Moderat
- Ferskvannspåvirket fjord: Moderat-sterk
- Sterkt ferskvannspåvirket fjord: Sterk
- Oksygenfattig fjord: Sterk-ekstrem

Deretter en finjustering etter sekundærinformasjon:

- Miksing i vannsøylen:
 - Blandet → nedjuster
 - Lagdelt → oppjuster
- Strømhastighet:
 - Sterk → nedjuster
 - Svak → oppjuster
- Oppholdstid:
 - Dager → nedjuster
 - Måneder/år → oppjuster

³ Det ikke er et nøyaktig samsvar mellom vektor-kystlinjen som brukes av Vann-Nett og havnivåkoten som antas av Kartverket sitt rutenett.

⁴ Brunt-Väisälä-frekvens, N er gitt av $N^2 = \frac{g}{\rho} \frac{d\rho}{dz}$, der ρ er vannets tetthet og g er tyngdens akselerasjon. Jo høyere N^2 , desto lavere stighøyde.

Selv for store utslipp fra de største renseanleggene ($>1 \text{ m}^3/\text{s}$) vil momentumet som ligger i utslippet via diffusor ha begrenset betydning både vertikalt og horisontalt (typisk 1-10 m). Det er kun hvis utslippet skjer like under lyssonen og sjiktningen er svak at momentumet i plumen vil kunne ha betydning. Det er ikke tatt hensyn til dette i modellen.

Tabell 15. Forventet stighøyde for utslippsplumen ved ulik grad av sjiktning i vannforekomsten. Benytte verdier med forventet variasjonsbredde i parentes.

Salinitets-differanse	Stighøyde (Δz)					
	Svak sjiktning	Svak-moderat sjiktning	Moderat sjiktning	Moderat-sterk sjiktning	Sterk sjiktning	Sterk-ekstrem sjiktning
PSU	m	m	m	m	m	m
0	15 (10-20)	11,25	7,5 (5-10)	6,25	5 (3-7)	3
5-15	12,5 (10-15)	10	7,5 (5-10)	6,25	5 (3-7)	3
15-25	9,25 (8-15)	9,25	7 (5-9)	6	5 (3-7)	3
25-35	8-15	9,25	7 (5-9)	6	5 (3-7)	3

5.4 Modul D: TOF-beregning (konvertering fra utslippsmengder til teoretisk O_2 -forbruk)

Formål: Regne om tilførsler av organisk stoff og næringsalter til et samlet teoretisk oksygenforbruk.

Parametere:

- Støkiometriske faktorer (O_2 per g org. C, per g P eller per g N)
- Deler av N/P som går til mikroalgeproduksjon i forhold til direkte O_2 -forbruk
- Hvor stor del av mikroalgeproduksjonen som ender som sedimenterende biomasse med et påfølgende sekundært O_2 -forbruk i dypvann

Output: TOF-bidrag pr kilde, sesong og lag.

5.4.1 Teoretisk oksygenforbruk i resipientene

Organisk stoff og næringsalter bidrar potensielt til oksygenforbruk i resipienten. Baalsrud m.fl. (1986) utarbeidet et teoretisk potensial for oksygenforbruk ved utslipp av oksygenforbrukende stoffer til Indre Oslofjord. Et viktig poeng i denne sammenheng er at man har både et primærforbruk og et sekundærforbruk av oksygen:

$$TOF_{totalt} = TOF_{primær} + TOF_{sekundær} \quad [15]$$

Primærforbruk:

Dette er knyttet til bakteriell nedbrytning av organisk stoff og nitrifikasjon av ammonium. I den opprinnelige ligningen, som var satt opp for utslipp fra avløpsrenseanlegg, var det antatt at 90% av Tot N var $\text{NH}_4\text{-N}$, slik at det potensielle oksygenforbruket knyttet til nitrifikasjon ble satt til $0,9 \cdot 4,57 (=4,11)$ mg O/mg $\text{NH}_4\text{-N}$. Her har vi brukt $\text{NH}_4\text{-N}$ direkte. For enkelhets skyld er det antatt at BOF5 tilsvarer bidraget fra nedbrytning av organisk stoff, selv om dette mest sannsynlig er en undervurdering av det potensielle oksygenforbruket.

Sekundærforbruk:

Dette er knyttet til nedbrytning av alger som har vokst opp på algetilgjengelig fosfor og nitrogen.

- I resipienter der P er begrensende for algeveksten vil det være forholdet mellom C og P i alge-biomassen som blir viktig. For marine alger er denne relativt godt dokumentert (det såkalte Redfield-forholdet) og er antatt å være 106:1 (på molbasis) eller 41:1 (vektbasis) (Redfield m.fl. 1963). Det er antatt et oksygenforbruk på 2,67 mg O₂/mg alge-C, som gir et potensielt oksygenforbruk på **110 mg O₂/mg P for marine alger**. Men når nitrogen frigjøres (i form av ammonium) ved nedbrytningen av algene, vil dette også gi et ytterligere forbruk av oksygen ved bakteriell omsetning til nitrat (dvs. nitrifikasjon). Forholdet mellom N og P i marine alger er 16:1 (atombasis) eller 7,2:1 (vektbasis) på bakgrunn av Redfield-forholdet. Hvis det antas at all N frigis som NH₄, gir dette et tillegg på ca. 33 mg O₂/mg P (4,57 mg O/mg NH₄-N · 7,2 mg NH₄-N/mg P), som til sammen da gir **143 mg O₂/mg P for marine alger**. Da det typisk er mye mindre tilgjengelig fosfor i norske ferskvannsforkomster enn i marint miljø, er forholdet mellom C og P i ferskvannsalger gjerne mye større. Men det varierer også mye mer, og tilgangen til P kan ha stor betydning for hvilke alger som dominerer. C:P-forholdet i ferskvannsalger er imidlertid dårligere dokumentert, men som en første tilnærming kan man benytte *Raphidocelis subcapitata*⁵ som en modellorganisme der dette er på 560 mg C/mg P når den dyrkes under P-begrenset vekst (Källqvist m.fl. 2001). Dette gir et potensielt oksygenforbruk på 1495 mg O₂/mg P for ferskvannsalger. Om det samme oksygenforbrukstillegget knyttet til nitrifisering av frigitt NH₄ når algene dør legges til for ferskvannsalger som for marine alger, blir det samlede potensielle oksygenforbruket **1528 mg O₂/mg P for ferskvannsalger**.
- I resipienter der N er begrensende for algeveksten vil det være forholdet mellom C og N i alge-biomassen som blir viktig. Dette er antatt å være 106:16 (på atombasis) eller 5,7:1 (vektbasis) for marine alger (igjen basert på Redfield-forholdet). Dette gir et potensielt oksygenforbruk på **15,2 mg O₂/mg N**. Nitrifikasjon av frigitt ammonium ved nedbrytning av algene kommer i tillegg: ca. **4,6 mg O₂/mg N**.

I TEOTIL3 er parameterne DIN (løst uorganisk nitrogen; NH₄ og NO₃) og TDP (totalt løst fosfor) de som er mest relevante å knytte til potensiell algevekst. Disse er brukt i beregningene av TOF. For enkelhets skyld skilles det her mellom tre ulike resipienter:

- 1) Utslipp til grunnvann, innsjøer og elver/bekker med én eller flere innsjøer nedstrøms. Det er antatt at veksten av ferskvannsalger vil være begrenset av tilgangen til fosfor (3. ledd):

$$TOF_{total,ferskvann} = BOF5 + 4,57 \cdot NH_4 + 1528 \cdot TDP \cdot f_{lys} \quad [16]$$

- 2) Utslipp til elver/bekker uten noen innsjø nedstrøms og utslipp til elvemunninger. Det er antatt at utslippet vil ende opp i brakkvannsområder hvor veksten av marine vil være begrenset av tilgangen til fosfor (3. ledd).

$$TOF_{total,brakkvann} = BOF5 + 4,57 \cdot NH_4 + 143 \cdot TDP \cdot f_{lys} \quad [17]$$

- 3) Utslipp direkte til kystvann. I kystvann vil nitrogen ofte være begrensende faktor for algeveksten, men ikke alltid eller over alt, så her er følgende generelle formel benyttet for TOF i marint miljø (3. ledd):

$$TOF_{total,marint} = BOF5 + 4,57 \cdot NH_4 + (143 \cdot TDP \cdot (1 - t_{limN}) + 20 \cdot DIN \cdot t_{limN}) \cdot f_{lys} \quad [18]$$

⁵ Tidligere kalt *Selenastrum capricornutum*. En ferskvannsalge som brukes mye i studiesammenheng, bl.a. ved testing av giftighet av kjemikalier.

I ligningene utgjør de to første leddene primær TOF, mens det tredje leddet utgjør sekundær TOF, knyttet til algevekst på uorganisk nitrogen (NO_3 , NH_4) og fosfor. f_{lys} er andelen av TDP eller DIN som kommer opp i den delen av vannsøylen hvor algene vokser (sone med tilstrekkelig lystilgang for algevekst). $(1 - t_{lim N})$ og $t_{lim N}$ er faktorer som angir hvor stor del av tiden henholdsvis fosfor eller nitrogen er begrensende for algeveksten. Faktorene benyttes som tidsvekter på den lysavhengige delen av den beregnede TOF-belastningen, og sikrer at sekundært oksygenforbruk fra algeproduksjon ikke overvurderes. $(1 - t_{lim N}) + t_{lim N} = 1,0$.

I kystvann er det innført en enkel, salinitetsbasert tilnærming for å estimere andelen av den produktive tiden der primærproduksjonen er begrenset av nitrogen. Se **Tabell 16**. Salinitet i lyssonen benyttes som proxy for graden av marint preg og tilhørende næringsregime. For saliniteter over 20 PSU antas algevekst å være nitrogenbegrenset i hele den produktive perioden, mens for saliniteter under 10 PSU antas fosfor å være det dominerende begrensende næringsstoffet. Mellom disse verdiene antas en lineær overgang. Tilnærmingen er ment som en grov, nasjonal screening-parameter og ikke som en beskrivelse av øyeblikkelig næringsbegrensning i enkeltforekomster. Der man har tilstrekkelig med målinger av Tot N og Tot P i vannforekomsten gjennom vekstsesongen kan man med fordel om følgende forhold legges til grunn for forventningen om N- og P-begrensning (etter klassifiseringsveilederen til vannforeskriften):

- Sensitiv for P-begrensning: Hvis medianverdiene av $\frac{Tot N}{Tot P} > 20$ og $DIN > 10 \mu\text{g/L}$ i alle målinger gjennom vekstsesongen
- Sensitiv for N-begrensning: Hvis medianverdiene av $\frac{Tot N}{Tot P} < 20$ og $DIN < 10 \mu\text{g/L}$ i alle målinger gjennom vekstsesongen

Tabell 16. Forventet andel av tiden med dagslys der algeveksten er begrenset av DIN i kystvannforekomster.

Forventet salinitet i lyssonen	Forventet andel av tiden med dagslys algene er begrenset av DIN
≥ 20 PSU	1,0
10-<20 PSU	$(\text{PSU}-10)/15$
<10 PSU	0,0

5.5 Modul E: Oksygenomsetning og temperaturavhengighet

Formål: Beskrive hvor raskt TOF omsettes og hvor mye O_2 som forbrukes i lyssonen og i dypvannet.

Viktige prosesser:

- Nedbrytning av organisk stoff (aerob respirasjon)
- Nitrifikasjon (om relevant)
- Sedimentoksygenforbruk knyttet til nedbrytningen av døde alger
- I lyssonen: netto O_2 -produksjon fra primærproduksjon (reduserer netto O_2 -forbruk). Denne er foreløpig neglisjert i denne utgaven av eutrofimodellen.

Nøkkelparametere:

- Nedbrytnings- / oksidasjonshastighet ved referansetemperatur, $k_{ref}[d^{-1}]$
- Temperaturkorreksjon (Van 't Hoff-faktor, θ): $k(T) = k_{ref} \cdot \theta^{(T-T_{ref})}$
der $\theta[-]$ typisk 1,05–1,10 og $T[^\circ C]$
- Sesongvis temperatur i lyssonen og dypvannet, $T_{lys, sesong}, T_{dyp, sesong}[^\circ C]$
- Sedimentoksygenforbruk per arealenheter, SOF [$g O_2/m^2 \cdot d$]

Output:

Sesongvis **netto** oksygenforbruk i lyssonen og dypvannet, f.eks.:

- $O_{2,forb, lys, sesong}$ [tonn O_2 /season]
- $O_{2,forb, dyp, sesong}$ [tonn O_2 /season]

5.5.1 Omsetningshastigheten av BOF5 og NH_4

5.5.1.1 Heterotrof omsetning av BOF5

Som en forenklet tilnærming er det antatt at all BOD5 omsettes av heterotrofe bakterier under aerobe forhold. Omsetningshastigheten er i utgangspunktet avhengig av både mengden heterotrof biomasse som er til stede, BOD5-konsentrasjonen (hvis denne er begrensende for omsetningshastigheten) og vanntemperaturen. I resipienten kjenner vi ikke mengden heterotrof biomasse, men BOF5-konsentrasjonen kan vi estimere ut fra tilførselsene og volumet de blandes inn i. Det er vanlig å anta en 1. ordens kinetikk for omsetningen av BOF5 (omsetningen er avhengig av BOF5-konsentrasjonen) der den substratavhengige effektive omsetningshastigheten av BOF5 ($k_{BOF5}(S)$) er gitt av:

$$k_{BOF5}(S) = k_{BOF5} \cdot \frac{S_{BOF5}}{K_{s,BOF5} + S_{BOF5}} \quad [19]$$

, der k_{BOF5} er 1. ordens omsetningskoeffisient for BOF5 ved referansetemperaturen $15^\circ C$ (T_{ref}), og settes tentativt til $0,20 d^{-1}$. $K_{s,BOF5}$ er halvmetningskonstanten; konsentrasjonen der omsetningshastigheten av BOF5 er 50% av den maksimale omsetningshastigheten. Typiske verdier for $K_{s,BOF5}$ er 1-5 mg O/L og settes tentativt til 2 mg O/L. Med temperaturkorreksjon i tillegg ($k_{BOF5}(S, T)$), kan temperaturleddet legges inn i uttrykket ved bruk av Q_{10}/θ -formen av Arrhenius-ligningen:

$$k_{BOF5}(S, T) = k_{BOF5} \cdot \frac{S_{BOF5}}{K_{s,BOF5} + S_{BOF5}} \cdot \theta_{BOF5}^{(T-T_{ref})} \quad [20]$$

θ_{BOF5} settes tentativt til 1,07. Tentative anslag for temperaturer i ulike områder langs kysten under ulike årstider er gitt i **Tabell 17**. Disse temperaturene er typiske for de øverste 0-5 m av vannsøylen, men blandingssonen kan være betydelig dypere enn dette. Når vannsøylen er sjiktet om sommeren, får man en veldig tydelig gradient med varmt overflatevann og betydelig kaldere vann under. Den effektive sommertemperaturen i blandingssonen ($T_{eff, sommer}$) er derfor gitt av følgende uttrykk:

$$T_{eff, sommer} = f_{sjiktning} \cdot T \quad [21]$$

, der $f_{sjiktning}$ er 0,7 for lagdelt vannsøyle, 0,85 for delvis lagdelt vannsøyle og 1,0 ved blandet vannsøyle. Typiske temperaturer i dypvannet i kystvann i ulike deler av landet er vist i **Tabell 18**. I innsjøer er det mer relevant å dele inn etter høyde over havet. **Tabell 19** og

Tabell 20 viser forventet variasjonsbredde og benyttede temperaturer i hhv. blandingssonen og i dypvannet i innsjøer.

For innsjøer er det mer naturlig å dele inn etter i hvilken høyde over havet innsjøene befinner seg. Inndelingen som er vist i Med utgangspunkt i vanntypeinndelingen av innsjøer i vann-nett

Merk: For at konsentrasjonen skal ha noen relevant betydning i modelleringen, må simuleringen skje med så korte tidsintervaller at konsentrasjonen blir lav nok (tilførselene må tilpasses tidsintervallet man integrerer over). Det ble forsøksvis satt opp en modell som gjorde dette mulig, men da ble den veldig treg og lite hensiktsmessig for den tiltenkte bruken. I versjonen som nå foreligger er derfor konsentrasjonsavhengig omsetning utelatt, men denne kan «enkelt» integreres i modellen på et senere tidspunkt. Dette gjelder både omsetning av BOF5, NH₄ og algevekst på DIN og TDP. Dette betyr at **modellen, slik den foreligger nå, i praksis kun benytter seg av integrerte realiseringsfaktorer og dermed ikke har noen dynamisk presisjon.**

Tabell 17. Typiske temperaturer i overflatevann (0-5 m) i kystområdene i ulike deler av landet i ulike deler av året. Både variasjonsbredden i lysintensitetene og de tentativt benyttede temperaturene er angitt.

Region	Temperatur i blandingssonen i kystvann (°C)							
	Variasjonsbredde				Benyttet			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Skagerak	2-4	5-10	15-20	8-12	3	7,5	17,5	10
Nordsjøen sør	3-5	5-9	12-18	7-11	4	7	15	9
Nordsjøen nord	3-5	5-9	12-18	7-11	4	7	15	9
Norskehavet sør	2-4	4-8	10-15	6-10	3	6	12,5	8
Norskehavet nord	0-2	2-6	8-12	4-8	1	4	10	6
Barentshavet	0-2	2-6	8-12	4-8	1	4	10	6

Tabell 18. Typiske temperaturer i dypvannet i kystområdene i ulike deler av landet i ulike deler av året. Både variasjonsbredden i lysintensitetene og de tentativt benyttede temperaturene er angitt.

Region	Temperatur i dypvannet i kystvann (°C)	
	Variasjonsbredde	Benyttet
Skagerak	5-7	6
Nordsjøen sør	6-8	7
Nordsjøen nord	6-8	7
Norskehavet sør	4-6	5
Norskehavet nord	2-5	3,5
Barentshavet	2-5	3,5

Tabell 19. Typiske temperaturer i blandingssonen i innsjøer i ulike deler av landet delt inn etter høyde over havet. Både forventet variasjonsbredden i lysintensitetene og de tentativt benyttede temperaturene er angitt.

Region	Temperatur i blandingssonen i innsjøer (°C)							
	Variasjonsbredde (°C)				Benyttet (°C)			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Lavland <200 m	0-3	4-12	15-22	8-2	1,5	8,0	18,5	5,0
Skog (200 m til skoggrensa, 0 m til skoggrensa i N.-Norge)	0-2	3-10	12-18	6-1	1,0	6,5	15,0	3,5
Fjell (over skoggrensa eller >800 m i S.-Norge)	0-1	1-8	8-15	4-0	0,5	4,5	11,5	2,0

Tabell 20. Typiske temperaturer i dypvannet i innsjøer i ulike deler av landet delt inn etter høyde over havet. Både forventet variasjonsbredden i lysintensitetene og de tentativt benyttede temperaturene er angitt.

Region	Temperatur i dypvannet i innsjøer (°C)							
	Variasjonsbredde (°C)				Benyttet (°C)			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Lavland <200 m	4	4-6	5-8	4-6	4,0	5,0	6,5	5,0
Skog (200 m til skoggrensa, 0 m til skoggrensa i N.-Norge)	3-4	3-5	4-6	4-5	3,5	4,0	5,0	4,5
Fjell (over skoggrensa eller >800 m i S.-Norge)	2-4	2-4	3-5	2-4	3,0	3,0	4,0	3,0

5.5.1.2 Nitrifikasjon

På samme vis kan den substrat- og temperaturavhenig nitrifikasjonshastigheten ($k_{NH_4}(S, T)$): omsetningen av NH_4^+ til NO_3^-) ute i resipienten uttrykkes ved hjelp av tilsvarende ligning:

$$k_{NH_4}(S, T) = k_{NH_4} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{s,NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \theta_{NH_4}^{(T - T_{ref})} \quad [22]$$

, der S_{NH_4} er NH_4^+ -konsentrasjonen i resipienten, K_{s,NH_4} er halvmetningskonstanten til omsetningen av NH_4^+ , som settes tentativt til 0,2 mg N/L (0,1-0,5 mg N/L er typiske verdier i naturlig miljø) og k_{NH_4} er 1. ordens omsetningskoeffisient for NH_4^+ , og ved T_{ref} (15°C) settes denne tentativt til 0,08 d⁻¹. θ_{NH_4} settes tentativt til 1,08.

5.5.2 Algenes vekst- og nedbrytningshastighet

5.5.2.1 Algevekst

Algene trenger både fosfor og nitrogen (i form av nitrat og/eller ammonium) for å vokse. Hvilken av disse som er begrensende for den samlede veksten av algene kan variere, men det antas som oftest at det er tilgangen til fosfor som er begrensende for algeveksten i ferskvann, mens det er nitrogen som er begrensende for algeveksten i marint miljø. I brakkvannsområder (typisk i øvre vannlag i fjorder hvor det kommer ut store elver), vil algeveksten kunne variere mellom å være fosfor- og nitrogenbegrenset. Algeveksten er også avhengig av vanntemperaturen i lyssonen

(T_{lys}) der de vokser. Den effektive veksthastighetens substrat- og temperaturavhengighet ($\mu_{eff}(S, T)$) kan uttrykkes ved:

$$\mu_{eff}(S_P, T_{lys}) = \mu_{max} \cdot \frac{S_{P,avail}}{K_{S,P} + S_{P,avail}} \cdot \theta_{alg}^{(T_{lys} - T_{ref})} \quad [23]$$

, når veksthastigheten er avhengig av tilgangen til fosfor, og ved følgende uttrykk når det er tilgangen til nitrogen som er begrensende:

$$\mu_{eff}(S_N, T_{lys}) = \mu_{max} \cdot \frac{S_{N,avail}}{K_{S,N} + S_{N,avail}} \cdot \theta_{alg}^{(T_{lys} - T_{ref})} \quad [24]$$

$S_{P,avail}$ og $S_{N,avail}$ er hhv. konsentrasjonen av algetilgjengelig fosfor og algetilgjengelig nitrogen, mens μ_{max} er den maksimale veksthastigheten til algene og $K_{S,P}$ og $K_{S,N}$ er halvmetningskonstanten for hhv. fosfor og nitrogen. μ_{max} settes tentativt til 1,0 d⁻¹, mens $K_{S,P}$ og $K_{S,N}$ settes tentativt til hhv. 2 µg P/L (intervall 0,2-4 µg/L) og 50 µg N/L (intervall 20-100 µg/L). θ_{alg} settes tentativt til 1,07.

Algeveksten er også avhengig av lysforholdene. Lysbegrensningen kan (forenklet) uttrykkes med lysbegrensningsfaktoren (f_I):

$$f_I = \frac{I}{I + K_I} \quad [25]$$

, der I er typisk lysintensitet (µE/m²·s) i den delen av vannsøylen der algene vokser (lyssonen) og K_I er halvmetningskonstanten, tentativt satt til 50 µE/m²·s. **Tabell 21** viser hva som kan anses som typiske lysintensitetsverdier i ulike deler av landet i ulike deler av året, og hvilke lysintensiteter som tentativt blir brukt i modellen. Forventede lysgjennomtrengningsdybder i ulike deler av landet under ulike årstider ble kommentert i **Kapittel 5.1.1.2** for innsjøer og i **Kapittel 5.1.2.2** og med oversikt i **Tabell 4** for kystvann. Men det er også nødvendig å ta hensyn til den ulike daglengden i ulike deler av året og i ulike deler av landet, operasjonalisert med en daglengdefaktor:

$$L_f = \frac{DL_{region,sesong}}{24} \quad [26]$$

Tentative daglengder i ulike deler av landet i ulike deler av året er vist i **Tabell 22**.

Samlet kan den effektive algevekstens substrat- (her: P-begrenset), lys- og temperaturavhengighet uttrykkes ved:

$$\mu_{eff}(S, I, T_{lys}) = \mu_{max,ref} \cdot \frac{S_{P,avail}}{K_{S,P} + S_{P,avail}} \cdot L_f \cdot \frac{I}{I + K_I} \cdot \theta_{alg}^{(T_{lys} - T_{ref})} \quad [27]$$

Tabell 21. Typiske lysintensitetsverdier i lyssonen i ulike deler av landet i ulike deler av året. Både variasjonsbredden i lysintensitetene og de tentativt benyttede lysintensitetene er angitt.

Region	Variasjonsbredde				Benyttet			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst	Vinter	Vår	Sommer	Høst
	$\mu\text{E}/\text{m}^2 \cdot \text{s}$							
Skagerak	10-50	100-300	300-500	50-150	30	200	400	100
Nordsjøen sør	10-40	80-250	250-450	40-120	25	165	350	80
Nordsjøen nord	10-40	80-250	250-450	40-120	25	165	350	80
Norskehavet sør	5-30	70-200	200-400	30-100	17,5	135	300	165
Norskehavet nord	0 (polarnatt)	50-150	150-350	10-80	0	100	250	45
Barentshavet	0 (polarnatt)	50-150	150-350	10-80	0	100	250	45

Tabell 22. Typiske gjennomsnittlige daglengder i ulike deler av året i ulike deler av landet.

Region	Daglengde (timer)			
	Vinter	Vår	Sommer	Høst
Sør-Norge	6	12	18	12
Midt-Norge	5	13	19	11
Nordland	3	14	20	10
Troms og Finnmark	2	16	24	8

5.5.2.2 Nedbrytning av alger

Nedbrytning av alger er en relativt langsom biologisk prosess, spesielt av det partikulære organiske materialet (POM), der det enzymatiske hydrolysetrinnet gjerne er det hastighetsbegrensende. Vi har ikke klart å finne noen godt dokumenterte nedbrytningshastigheter for døde mikroalger i verken ferskvann eller i marint miljø, men nedbrytningen av fytoplankton involverer suksessive heterotrofe bakteriesamfunn og foregår over dager-uker ved moderate temperaturer (ca. 15°C), men hastigheten synker kraftig ved lavere temperaturer (Cabrera-Brufau m.fl. 2021; Newell m.fl. 1981). I dypvannet er temperaturen gjerne nær 4°C, både i ferskvann og i marint miljø.

Når algene har sunket ned danner de et tynt «fluffy» lag oppå sedimentene, og dette laget blir tykkere etter hvert som flere og flere alger synker til bunns. Dette har betydning da også nedbrytningen av algebiomassen er avhengig av substratkonsentrasjonen (dvs. konsentrasjonen av algebiomasse). Under reelle forhold er det mange prosesser som påvirker dette laget med døde alger foruten nedbrytningen selv, blant annet bioturbasjon (sedimentlevende organismer som roter i/spiser sedimentene) og resuspensjon på grunn av organismer eller vannstrømmer som virvler opp sedimentene. Dette er forhold det ikke er mulig/hensiktsmessig å simulere med en enkel Excel-basert modell. Det er her valgt en forenklet tilnærming der det skilles mellom et areal-lager av algebiomasse på bunnen og et aktivt blandingslag med tykkelse og volum tilsvarende hele vannmengden i bunnvannet. Oksygenforbruket knyttet til nedbrytningen av døde alger blir dermed ansett som en arealflux ($F_{O_2,alg}$ [$\text{mg O}_2/\text{m}^2 \cdot \text{d}$]) og kobles til dypvannsvolumet via dybden H_D :

$$\frac{dO_2}{dt} = -\frac{F_{O_2,alg}}{H_D} \quad [28]$$

Tilsvarende kan nedbrytningen av alger formuleres som:

$$\frac{dA_{alg}}{dt} = F_{sed} - k_{alg,eff}(T_{dyp}) \cdot A_{alg} \quad [29]$$

, der

$$k_{alg,eff}(T_{dyp}) = k_{alg,ref} \cdot \theta_{alg,decay}^{(T-T_{ref})} \quad [30]$$

F_{sed} er fluxen av algebiomasse (i O₂-ekvivalenter) som synker ned [mg O₂/m²·d], $k_{alg,eff}$ er den temperaturavhengige effektive nedbrytnings-koeffisienten [d⁻¹] og A_{alg} er massen av døde alger (i O₂-ekvivalenter) på bunnen [mg O₂/m²]. Ved $T_{ref}=15^{\circ}\text{C}$ settes $k_{alg,ref}$ tentativt til 0,10 d⁻¹ og $\theta_{alg,decay}$ settes tentativt til 1,10. Dette gir $k_{alg,eff}(4^{\circ}\text{C}) \sim 0,035 \text{ d}^{-1}$ (dvs. halveringstid på 29 dager ved 4°C).

Oksygenforbruket i dypvannet knyttet til nedbrytningen av alger blir da:

$$F_{O_2,alg}(t) = k_{alg,eff}(T_{dyp}) \cdot A_{alg}(t) \quad [31]$$

Lager av alger på bunnen

Fra **ligning 13** følger at endringen i lageret av døde alger på bunnen over et gitt tidsrom Δt kan uttrykkes ved:

$$\Delta A_{alg} = F_{sed} \cdot \Delta t - k_{alg,eff}(T_{dyp}) \cdot A_{alg} \cdot \Delta t \quad [32]$$

, der ΔA_{alg} er endringen i massen av døde alger (i O₂-ekvivalenter) på bunnen [mg O₂/m²] over tidrommet Δt .

Ved stasjonær tilstand (steady state; $\frac{dA_{alg}}{dt} = 0$) vil følgende forenklete uttrykk gjelde for areal-lageret av døde alger på bunnen ($A_{alg,ss}$ [mg O₂-ekv/m²]):

$$A_{alg,ss} \rightarrow \frac{F_{sed}}{k_{alg,eff}} \quad [33]$$

Dette impliserer at lageret av døde alger på bunn er stabilt over tid, noe som forutsatter konstant og like stor tilførsel av døde alger som nedbrytningshastighet over en tilstrekkelig lang tid. Denne tiden bør være:

$$\Delta t \gg \frac{1}{k_{alg,eff}} \quad [34]$$

Ved 4°C er 1/k typisk ca. 30 dager, så hvis man ser på situasjonen for hele årskvartaler (tre måneder; ca. 90 dager), blir dette akseptabelt.

Fra ligning 12 følger:

$$\Delta O_2 = \frac{F_{O_2,alg} \cdot \Delta t}{H_{dyp}} \quad [35]$$

5.5.3 Integrasjon i ferskvannsmodellen

I ferskvannsmodellen er det samlede **potensielle** teoretiske oksygenforbruket gitt av ligning 2 og er satt sammen av tre separate ledd:

$$TOF_{BOF5,pot} = BOF5 \quad [36]$$

$$TOF_{NH4,pot} = 4,57 \cdot NH_4 - N \quad [37]$$

$$TOF_{sek,P,pot} = 1528 \cdot Tot P \cdot f_{lys} \quad [38]$$

BOF5 og NH_4^+ i lyssonen kan også gi et oksygenforbruk der, men for O_2 i dypvann gjelder følgende uttrykk:

$$TOF_{BOF5,pot,dyp} = TOF_{BOF5,pot} \cdot (1 - f_{lys}) = BOF5 \cdot (1 - f_{lys}) \quad [39]$$

$$TOF_{NH4,pot,dyp} = TOF_{NH4,pot} \cdot (1 - f_{lys}) = 4,57 \cdot NH_4^+ - N \cdot (1 - f_{lys}) \quad [40]$$

5.5.3.1 Algeproduksjonen i lyssonen

Den effektive algevekstraten i lyssonen ($\mu_{eff}(S_P, I, T_{lys})$) er gitt av ligning 27:

$$\mu_{eff}(S_P, I, T_{lys}) = \mu_{max,ref} \cdot \frac{S_{P,avail}}{K_{S,P} + S_{P,avail}} \cdot L_f \cdot \frac{I}{I + K_I} \cdot \theta_{alg}^{(T_{lys} - T_{ref})} \quad [27]$$

Fraksjonen av potensialet ($f_{prod,P}$) som realiseres etter gitt oppholdstid i lyssonen (t_{lys}) er gitt ved:

$$f_{prod,P} = 1 - e^{-\mu_{eff}(S_P, I, T_{lys}) \cdot t_{lys}} \quad [41]$$

Denne legges inn som en faktor i ligning 38 (det siste leddet i ligning 2):

$$TOF_{sek,P,lys,real} = 1528 \cdot Tot P \cdot f_{lys} \cdot f_{prod,P} \quad [42]$$

5.5.3.2 Andelen av algene som synker ned til dypet

På grunn av beiting på algene, kan man ikke forvente at alle algene synker ned til bunnen. Andelen som synker ned til bunnen (f_{sed}) er forventet å ligge i området 0,3-0,5, og den er tentativt antatt å være 0,4. Delen som går til dypet blir da:

$$TOF_{sek,P,til dyp} = TOF_{sek,P,lys,real} \cdot f_{sed} \quad [43]$$

5.5.3.3 Andelen av algene som brytes ned og gir et oksygenforbruk i dypet

For dype innsjøer (og terskelfjorder) med sjelden utskifting av dypvannet, kan det antas at all algebiomasse som synker ned mineraliseres i løpet av oppholdstiden i dypvannet, og da kan man anta at følgende sammenheng gjelder for oksygenforbruket:

$$TOF_{sek,P,real,dyp} \approx TOF_{sek,P,til dyp} \quad [44]$$

For vanlige innsjøer (og vanlige fjorder) vil ikke hele algebiomassen rekke å brytes ned, og det må legges inn et nytt ledd som angir den realiserte andelen av algene som har blitt brutt ned under oppholdstiden i dypet (t_{dyp} [d]) og som dermed bidrar til oksygenforbruket:

$$f_{real,alg} = 1 - e^{-k_{alg,eff}(T_{dyp}) \cdot t_{dyp}} \quad [45]$$

$$TOF_{sek,P,real,dyp} = TOF_{sek,P,tildyp} \cdot f_{real,alg} = 1528 \cdot TDP \cdot f_{lys} \cdot f_{prod,P} \cdot f_{sed} \cdot f_{real,alg} \quad [46]$$

5.5.3.4 Andelen BOF5 og NH_4^+ som bidrar til oksygenforbruk i dypvannet

Det antas her at eventuell BOF5 som gir et oksygenforbruk i lyssonen ikke påvirker konsentrasjonen av oksygen i dypvannet. Det vil dermed kun være andelen av BOF5 i tilførselen som lagres inn under lyssonen/i dypvannet ($1 - f_{lys}$), som bidrar til BOF5-leddet i ligning 2. Den realiserte delen av BOF5-omsetningen i dypvannet som også tar hensyn til temperaturen, BOF5-konsentrasjonen og oppholdstiden i dypvannet blir da:

$$f_{real,BOF5} = 1 - e^{-k_{BOF5}(S,T_{dyp}) \cdot t_{dyp}} \quad [47]$$

$$TOF_{BOF5,real,dyp} = TOF_{BOF5,pot,dyp} \cdot f_{real,BOF5} = BOF5 \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,BOF5} \quad [48]$$

Tilsvarende kan settes opp for nitrifikasjonen i dypvannet:

$$f_{real,NH_4} = 1 - e^{-k_{NH_4}(S,T_{dyp}) \cdot t_{dyp}} \quad [49]$$

$$TOF_{NH_4,real,dyp} = 4,57 \cdot TOF_{NH_4,pot,dyp} \cdot f_{real,NH_4} = 4,57 \cdot NH_4^+ \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,NH_4} \quad [50]$$

5.5.3.5 Samlet TOF i ferskvann

Satt inn i ligning 2 gir dette følgende uttrykk for $TOF_{tot,real,dyp,fersk}$:

$$TOF_{tot,real,dyp,fersk} = BOF5 \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,BOF5} + 4,57 \cdot NH_4^+ \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,NH_4} + 1528 \cdot TDP \cdot f_{lys} \cdot f_{prod,P} \cdot f_{sed} \cdot f_{real,alg} \quad [51]$$

5.5.4 Integrasjon i brakkvanns-/kystmodellen

Ligning 36 kan lett omskrives til også å gjelde for brakkvann (jfr. ligning 3):

$$TOF_{tot,real,dyp,brakk} = BOF5 \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,BOF5} + 4,57 \cdot NH_4^+ \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,NH_4} + 143 \cdot TDP \cdot f_{lys} \cdot f_{prod,P} \cdot f_{sed} \cdot f_{real,alg} \quad [52]$$

I kystvann blir uttrykket:

$$TOF_{tot,real,dyp,kyst} = BOF5 \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,BOF5} + 4,57 \cdot NH_4^+ \cdot (1 - f_{lys}) \cdot f_{real,NH_4} + (143 \cdot TotP \cdot f_{lys} \cdot f_{prod,P} \cdot t_{limP} + 20 \cdot DIN \cdot f_{lys} \cdot f_{prod,N} \cdot t_{limN}) \cdot f_{sed} \cdot f_{real,alg} \quad [53]$$

, der t_{limP} er andelen av tiden der algeveksten er begrenset av tilgjengelig fosfor, t_{limN} er den resterende andelen av tiden der det er antatt at algeveksten er begrenset av biotilgjengelig nitrogen ($S_{N,avail} = DIN = NH_4^+$ og NO_3^-), og der $f_{prod,N}$ er gitt av:

$$f_{prod,N} = 1 - e^{-\mu_{eff}(S_N, I, T_{lys}) \cdot t_{lys}} \quad [54]$$

$$\mu_{eff}(S_N, I, T_{lys}) = \mu_{max,ref} \cdot \frac{S_{N,avail}}{K_{s,N} + S_{N,avail}} \cdot \frac{I}{I + K_I} \cdot \theta_{alg}^{(T_{lys} - T_{ref})} \quad [55]$$

5.6 Modul F: Oksygenbudsjett og klassifisering mot tålegrense

Formål: Bruke TOF-belastning og -forbruk til å estimere endring i O₂-konsentrasjon og sjekke mot vannforskriftens klassegrenser (god/moderat).

Parametere:

- Start-/bakgrunnskonsentrasjon av O₂; [O₂]_{bakgr} [mg/L]
- O₂-metning/tilførsel fra overflate; [O₂]_{metning} [mg/L]
- Grenseverdi for god/moderat for den aktuelle vanntypen; [O₂]_{grense} [mg/L]
- Volum i dypvann og lyssone, V_{dyp}, V_{lys} [m³]
- Tidsskalaen for vurderingen (sesongvis): Δt [d]

Output:

- Beregnet [O₂]_{dyp, sesong} [mg/L]
- Om grenseverdi for god/moderat overskrides eller ikke

5.6.1 Oksygenbalanse i lyssonen og i dypvannet

Endringen i oksygenkonsentrasjonen i dypvannet (ΔO₂; [mg O/L]) forårsaket av tilførselene av oksygenforbrukende stoffer over hele perioden kan uttrykkes ved:

$$\Delta O_2 = \frac{TOF_{tot,real,dyp,fersk}}{V_{dyp}} \cdot \frac{1}{\rho_{vann}(T,S)} \quad [56]$$

, der ρ_{vann}(T, S) [kg/L] er tettheten til vann, som varierer både med temperaturen og saliniteten. TOF_{tot,real,dyp,fersk} er gitt i [mg O] tilført over hele perioden. I ferskvann (ρ_{vann,fersk}(T); kg/m³) gjelder følgende (UNESCO 1980):

$$\rho_{vann,fersk}(T) = 999,842594 + 6,793952 \cdot 10^{-2}T - 9,095290 \cdot 10^{-3}T^2 + 1,001685 \cdot 10^{-4}T^3 - 1,120083 \cdot 10^{-6}T^4 + 6,536332 \cdot 10^{-9}T^5 \quad [57]$$

I brakkvann og kystvann (ρ_{vann,brakk&kyst}(T, S); kg/m³) kan følgende forenklete forhold benyttes (UNESCO 1980):

$$\rho_{vann,brakk\&kyst}(T, S) = 1000 + 0,824S - 0,00764T \quad [58]$$

Oksygenkonsentrasjonen ved starten settes til metningskonsentrasjonen (O₂^{*}; μmol O₂/kg) ved angitt temperatur (T; [K]) og salinitet (S; [PSU]) ved 1 atmosfæres trykk og er bestemt med følgende formel (Garcia og Gordon 1992):

$$\ln(O_2^*) = A_1 + A_2\left(\frac{100}{T}\right) + A_3 \ln\left(\frac{T}{100}\right) + A_4\left(\frac{T}{100}\right) + S \left[B_1 + B_2\left(\frac{100}{T}\right) + B_3\left(\frac{T}{100}\right)^2 \right] \quad [59]$$

, der A_1 er -2,00907, A_2 er 3,22014, A_3 er 4,05010, A_4 er 4,94457, B_1 er -0,256847, B_2 er 3,88767 og B_3 er -0,00624523. I ferskvann settes $S = 0$, og salinitetsleddet faller dermed bort. For omregning fra $\mu\text{mol O}_2/\text{kg}$ til $\text{mg O}_2/\text{L}$ kan O_2^* multipliseres med 0,032.

Følgende er foreløpig utelatt fra modellen:

I den eufotiske sonen (lyssonen) vil algeproduksjonen (via fotosyntesen) føre til produksjon av oksygen ($O_{2,prod}$) i et 1:1-molforhold mellom produsert alge-C og O_2 :



Dette betyr at den samme mengden oksygen som forbrukes ved nedbrytningen av alge-C (2,67 g O_2/g alge-C) gir en tilførsel av oksygen til lyssonen under algeveksten (men nedbrytningen skjer nødvendigvis senere), forutsatt at all alge-C sedimenterer og brytes ned. Det er som nevnt lagt inn en sedimentasjonsfaktor (f_{sed}) på for å korrigere for forventet predasjon i lyssonen, slik at oksygenproduksjonen i lyssonen kan bestemmes på følgende vis i henholdsvis ferskvann og kystvann:

I ferskvann: $O_{2,prod} = \frac{TOF_{sek,P,real,dyp}}{f_{sed}} \quad [61]$

I kystvann: $O_{2,prod} = \frac{TOF_{sek,P/N,real,dyp}}{f_{sed}}$

Men algenes respirasjon fører samtidig til et kontinuerlig forbruk av oksygen. Døgnrespirasjonen (R_{tot}) er tentativt satt til 30% (20-40%) av produsert alge-C, og denne øker med synkende døgnlengde (L_f):

$$O_{2,netto,lys} = (L_f - R_{tot}) \cdot \frac{TOF_{sek,P,real,dyp}}{f_{sed}} \quad [62]$$

, der R_{tot} settes tentativt til 0,5.

Oksygenkonsentrasjonen til slutt blir:

$$O_{2,slutt} = O_{2,start} - \Delta O_2 + O_{2,netto,lys} \quad [63]$$

5.6.2 Massebalanser i kystvannforekomster

Som illustrert i øvre del av prisnippskissen (Figur 7-1), kan det settes opp en massebalanse over hvert lag (blandingssonen, dypvannet og evt. terskeldypet) i hver kystvannforekomst som til sammen må gå opp. Følgende forhold er det tatt hensyn til:

- En gitt andel av tilførsler av oksygenforbrukende stoffer som kommer inn i blandingssonen vil delvis bli forbrukt i blandingssonen (føre til et primært TOF forbruk og en produsert mengde alger). Resten vil føres ut til nabovannforekomsten eller utveksles med dypvannet (pga. vertikal sirkulasjon).
- De samlede volumene som forlater blandinglaget og dypvannet er gitt av oppholdstiden og volumet i disse to lagene.

- Frekvensen på utveksling mellom dypvannet og blandingslaget, og volumet som utveksles, varierer mellom ulike vannforekomster, men i utgangspunktet er det antatt at dette inntreffer én gang i året i kystvannforekomster.
- Mengdene av BOF5, NH₄, DIN og TDP som utveksles er beregnet ut fra gjennomsnittmengdene (tonn) som har befunnet seg i hvert lag multiplisert med andelen av volumet i laget som skiftes ut. Mengden oksygen som utveksles er beregnet ut fra gjennomsnittskonsentrasjonene av oksygen i de to lagene under sesongen (mg O₂/L) multiplisert med volumet som utveksles.
- DIN brukes kun opp ved omsetning av alger da NH₄ oksideres til NO₃ under nitrifikasjonen.
- Utskiftet mengde suppleres først til neste sesong samme med resterende mengde fra forrige sesong og det som tilføres den nye sesongen.
- Dette itereres i 20 år.

5.6.3 Massebalanser i innsjøer

En tilsvarende massebalanse er satt opp for innsjøer (se nederste del av prinsippskissen i Figur 7-1), men her er det kun én vei ut; via elv. Dypvannet kan kun skiftes ut ved samtidig utvekslingen av vann i blandingssonen. Dette skjer 1-2 ganger i året avhengig av om innsjøen er islagt eller ikke om vinteren; ved islegging vil hele vannsøylen i grunne innsjøer være omblandet, mens i dype innsjøer ($z_{\text{sniitt}} > 40$ m) er mengden vann som skiftes ut gitt av en sannsynlighet for å bli skiftet ut og forventet volum som blir skiftet ut. Se diskusjon i **Kapittel 5.1.1.3**.

5.7 Kalibrering av modellen

Modellen har blitt kalibrert opp mot målte konsentrasjoner i vannforekomster der disse har vært tilgjengelige. I utgangspunktet er det tatt utgangspunktet i det oksygenivået som har vært bestemmende for oksygentilstanden i vannforekomsten slik denne er gitt i vann-nett. For enkelte vannforekomster har denne vært enten vesentlig høyere eller vesentlig lavere enn de målingene som har vært tilgjengelige for nedlasting fra vannmiljø. I tilfeller der angitt oksygenivå har vært tydelig for lav, har 5-persentilen av de tilgjengelige målingene blitt brukt. For de fleste vannforekomstene synes angitt oksygenivå å samsvare rimelig godt med 5-persentil av målingene (oftest litt lavere).

Kalibreringen har blitt gjort ved å justere volumet som har blitt utvekslet mellom dypvannet og blandingslaget sammen med oksygenkonsentrasjonen i blandingslaget ved starten av hver sesong.

Vannforekomsten Oslofjorden (0101020601-C) i Indre Oslofjord (se **Figur 1**) er en av fjordområdene med mest oksygendata, som også er blitt hyppig modellert. Den siste store modelleringen av hele Oslofjorden ble gjort i 2023-2025 av NIVA, Meteorologisk institutt og NIBIO og rapporten ble nylig publisert (13. mars 2026) (Wallhead m.fl. 2026). Den kalibrerte eutrofimodellen tilsa at man kunne forvente at oksygenivå i bunnvannet i denne vannforekomsten ville stige fra dagens nivå på 1,74 mg O₂/L (1,22 mL/L) til 2,48 mg O₂/L hvis

alle renseanleggene tilknyttet tettbebyggelser $\geq 10\,000$ pe får krav til 80% N-fjerning. Dette tilsvarer en økning i oksygennivå på 0,74 mg O₂/L eller 0,55 mL O₂/L. Det scenariet i den nylig publiserte Oslofjord-rapporten som samsvarer best med dette (scenario A) ga en økning i oksygennivå i området 0,2-0,7 mL/L for hele Indre Oslofjord. Dette synes å stemme rimelig godt med resultatet fra eutrofimodellen, da andre deler av Indre Oslofjord har enda lavere oksygennivå og er enda mer utsatt enn vannforekomsten Oslofjorden.



Figur 1. Vannforekomst 0101020601-C Oslofjorden.

Litteratur

Cabrera-Brufau M, Arin L, Sala MM, Cermeño P and Marrasé C (2021) Diatom Dominance Enhances Resistance of Phytoplanktonic POM to Mesopelagic Microbial Decomposition. *Front. Mar. Sci.* 8:683354. doi: 10.3389/fmars.2021.683354

Garcia, H. E. and Gordon, L. I. (1992) Oxygen solubility in seawater: Better fitting equations. *Limnology and Oceanography*, 37(6), 1307–1312. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.6.1307>

Johannessen E., Rusten B., Ødegaard H., Bjørn E. og Paulsrud B. (2020) Veiledning for dimensjonering av avløpsrenseanlegg. Norsk Vann-rapport 256/2020, ISSN 1890-9248, 111 sider.

Källqvist T., Molvær J., Oug E., Berge D. Tjomsland T. and Johansen S.S. (2002) Implementation of the Urban Waste Water Treatment Directive in Norway – An evaluation of the Norwegian Approach regarding Wastewater Treatment. NIVA Report 4466-2001, 70 pages.

Newell R.C., Lucas M.I. and Linley E.A.S. (1981) Rate of Degradation and Efficiency of Conversion of Phytoplankton Debris by Marine Microorganisms. *Marine Ecology – progress series*. Vol 6, p 123-136.

Redfield, A. C., Ketchum, B. H. and Richards, F. A. (1963) *The influence of organisms on the composition of sea-water*. I: Hill, M. N. (red.), **The Sea**, Vol. 2. Interscience Publishers, New York, s. 26–77.

Sample J.E., Jackson-Blake L., Vogelsang C. og Kaste Ø. (2024) TEOTIL3: En modell for beregning av kildebaserte tilførsler via elver og direktetilførsler til kyst. NIVA-rapport 7996-2024, Miljødirektoratet-rapport M-2808 | 2024, 71 sider + vedlegg.

oslo**economics**

www.osloeconomics.no

E-post og telefon:
post@osloeconomics.no
+47 21 99 28 00

Besøksadresse:
Klingenberggata 7A
0161 Oslo

Postadresse:
Postboks 1562 Vika
0118 Oslo