

Beregnet til
IVAR AS

Dokument type
Rapport

Dato
Mars, 2017

TAU RA OG GRYTNES RA RESIPIENTUNDERSØKELSE



TAU RA OG GRYTNES RA RESIPIENTUNDERSØKELSE

Revisjon	002
Dato	Rapporten er utarbeidet i Mars, 2017 Leveret til oppdragsgiver i Mars, 2021
Utført av	Maria Kaurin og Hanne Vidgren
Kontrollert av	Maria Kaurin
Godkjent av	Tom Jahren
Beskrivelse	Resipientundersøkelse Tau og Grytnes RA 2017

Ref. 1350011688

Rambøll
Hoffsveien 4
Postboks 427 Skøyen
0213 Oslo
T +47 22 51 80 00
F +47 22 51 80 01
www.ramboll.no

\\NTAPOS\LCIFS\Oppdrag\1350011688\7-PROD\RAPPORTER resipientundersøkelse\Tau_Jorpeland\M-Rap-001_1350011688_IVAR_med_vedlegg.docx

INNHALDSFORTEGNELSE

1.	INNLEDNING	1
1.1	Hensikt med foreliggende rapport	1
1.2	Resipienter for avløpsvann	1
1.2.1	Relevant lovgivning	2
1.3	Områdebeskrivelse	3
1.3.1	Strømforhold og vannutskiftning	4
1.3.2	Øvrige kilder til eutrofiering	4
2.	MATERIALE OG METODE	7
2.1	Feltarbeid med innsamling av materiale	7
2.2	Hydrografi og strøm	7
2.3	Biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer	8
2.3.1	Næringssalter	8
2.3.2	Planteplankton og siktedyp	9
2.3.3	Termotolerante koliforme bakterier (TKB)	10
2.3.4	Makroalger	10
2.3.5	Oksygen	10
2.3.6	Bunnfauna	11
2.4	Utslippsmodellering	12
2.4.1	Inngangsdata for modellering	13
2.4.2	Utslipp fra Tau renseanlegg	14
2.4.3	Utslipp fra Grytnes renseanlegg	15
3.	RESULTATER	16
3.1	Tau renseanlegg - Hidlefjorden	16
3.1.1	Hydrografi og strømforhold	16
3.1.2	Biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer	17
3.1.2.1	Næringssalter	17
3.1.2.2	Planteplankton og siktedyp	19
3.1.2.3	Termotolerante koliforme bakterier (TKB)	21
3.1.2.4	Makroalger	22
3.1.2.5	Oksygen	23
3.1.2.6	Kornstørrelse og organisk karbon	23
3.1.2.7	Bunnfauna	24
3.1.3	Modellering av utslippet fra Tau RA	26
3.1.3.1	Innlagringen av avløpsvann	26
3.1.3.2	Fortynning av avløpsvann og konsentrasjon av TKB i resipienten	27
3.1.4	Utvikling i resipienten	29
3.2	Grytnes renseanlegg - Idsefjorden	29
3.2.1	Hydrografi og strømforhold	29
3.2.2	Biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer	31
3.2.2.1	Næringssalter	31
3.2.2.2	Planteplankton og siktedyp	32
3.2.2.3	Termotolerante koliforme bakterier (TKB)	34
3.2.2.4	Makroalger	34
3.2.2.5	Oksygen	35
3.2.2.6	Kornstørrelse og totalt organisk karbon	35
3.2.2.7	Bunnfauna	36
3.2.3	Utslippsmodellering for Grytnes RA	37
3.2.3.1	Innlagringen av avløpsvann	37
3.2.3.2	Fortynning av avløpsvann og konsentrasjon av TKB i resipienten	39

3.2.4	Utvikling i resipienten	41
4.	VURDERINGER OG KONKLUSJONER	42
4.1	Vurdering av utslippet fra Tau renseanlegg til Hidlefjorden	42
4.2	Vurdering av utslippet fra Grytnes renseanlegg til Idsefjorden	43
5.	REFERANSER	46
6.	VEDLEGG	47

VEDLEGG

- Vedlegg 1. Resultater fra utslippsmodellering, Tau RA**
- Vedlegg 2. Resultater fra utslippsmodellering, Grytnes RA**
- Vedlegg 3. Klassifiserte analyseresultater**
- Vedlegg 4. Artsliste bunnfauna**
- Vedlegg 5. Artsliste makroalger**

1. INNLEDNING

IVAR (Interkommunalt vann, avløp og renovasjon) eies av kommunene Finnøy, Gjesdal, Hå, Klepp, Kvitsøy, Randaberg, Rennesøy, Sandnes, Sola, Stavanger, Strand, Time og Hjelmeland. IVAR tar imot og behandler avløpsvann fra eierkommunene. Avløpsvannet behandles i sentralrenseanlegget på Nord-Jæren eller ved ett av de regionale renseanleggene som Tau og Grytnes RA.

1.1 Hensikt med foreliggende rapport

Ved renseanlegg som mottar avløpsvann fra flere enn 10 000 personekvivalenter (pe) kreves det sekundærrensning. IVARs renseanlegg ved Tau og Grytnes mottar p.t. avløpsvann tilsvarende henholdsvis 4 000 pe og 7 900 pe, og har derfor kun mekanisk primærrensning. Det antas at anleggene vil motta avløpsvann fra flere enn 10 000 pe i nær fremtid, det planlegges derfor å søke om unntak fra kravet om sekundærrensning ved disse to anleggene. En søknad om unntak krever at miljøtilstanden i resipienten er dokumentert og at tålegrensene vurderes. Foreliggende rapport har som hensikt å avgjøre hvorvidt utslippet fra Tau RA og Grytnes RA etter primærrensning har skadevirkninger på miljøet i resipienten.



Figur 1. Plassering av renseanleggene ved Tau og Jørpeland (Grytnes) er markert på figuren med blå sirkler.

1.2 Resipienter for avløpsvann

En resipient er en generell betegnelse på en vannkilde som mottar utslipp av forurensning. Ingen resipienter er like, og resipienter har ulik kapasitet til å omsette utslipp, som for eksempel organisk materiale fra utslipp av avløpsvann. Resipienter har dermed også ulik kapasitet før uønskede effekter vil oppstå. Områdets utforming er en avgjørende faktor for hvordan organisk materiale og næringssalter omsettes, for eksempel vil avløpsvann ikke ha samme effekt dersom det slippes til en åpen skjærgård, som hvis det slippes til en terskelfjord, en fjord uten terskel, eller til en poll. Områdets utforming har betydning for strømforhold, vannutskifting, størrelse,

bunntopografi, sjikting i vannmassen og bunnfauna og –flora. Resipienter kan derfor deles inn i «gode» eller «dårlige» resipienter avhengig av hvor stort volum avløpsvann de kan omsette uten at uønskede effekter kan registreres. Uønskede effekter er blant annet nedslamming av bunnen, forsøpling av strandlinjen, forringelse av vannkvaliteten, skade på økosystemer eller konflikter med andre brukerinteresser.

Avløpsvannets innblanding i en resipient vil være avhengig av strømforhold og sjikting i vannmassene, samt utslippets volum og egenvekt. God innblanding av et utslipp i resipienten er en fordel for å redusere påvirkningen utslippet har på resipienten. Hvor god innblanding er, vil som oftest variere over tid, dette skyldes både variasjon i volum utslippsvann og variasjon i sjikting i resipienten med årstidene.

1.2.1 Relevant lovgivning

Avløpsdirektivet – krav om rensning

Rensekrav til avløpsvann reguleres i hovedsak av EUs avløpsdirektiv (1991/271/EØF og 1998/15/EØF). Hovedkravet i avløpsdirektivet er at alt avløpsvann skal renses med sekundærrensning når belastningen er over 10 000 personequivallenter (pe) og avløpsvannet har utløp til sjø. Det er åpnet opp for mulighet til unntak fra kravet, og innvilgelse av unntak vil være avhengig av type resipient, tilstand i resipienten, og den samlede størrelsen på utslippet. I Miljødirektoratets veileder *TA-1890 Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann* skisseres det fire forhold som må undersøkes og legges til grunn for å vurdere unntak fra direktivets hovedrensekrav»:

1. Undersøkelse for å avgjøre om utslipp fra samme tettbebyggelse går til forskjellige resipienter som ikke påvirker hverandre
2. Undersøkelse av et utslipps beliggenhet i forhold til en elvemunning
3. Undersøkelse for å avgjøre om utslipp etter primærrensing ikke har skadevirkninger på miljøet i mindre følsomme områder
4. Undersøkelse for å avgjøre om rensing utover primærrensing ikke er til vinning for miljøet i mindre følsomme områder

Alle de nevnte forholdene krever en resipientundersøkelse for å vurdere unntak, undersøkelsene ved Tau og Grytnes er i henhold til punkt 3 i listen gitt over.

Vannforskriften – vurdering av resipientens tilstand

EUs vanndirektiv ble innført i Norge i 2006, med den hensikt å sikre en samlet og bærekraftig forvaltning av kystvann, ferskvann og grunnvann. Innføringen av vanndirektivet medførte at alt kystvann i Norge ble delt inn i vannforekomster basert på geografisk beliggenhet, eksponering, vannutskifting og saltholdighet. For overflatevann er direktivets hovedmål at alle vannforekomster skal oppnå minst god økologisk og kjemisk tilstand. Ved økologisk tilstandsklassifisering skal en vannforekomst plasseres i en av de 5 tilstandsklassene svært god, god, moderat, dårlig eller svært dårlig. Klassifiseringen skal reflektere vannforekomstens avvik fra naturtilstanden dvs. den antatt opprinnelige tilstanden før menneskelig påvirkning. Om god tilstand ikke oppnås i en vannforekomst skal det settes inn tiltak for å forbedre tilstanden. Tilstanden i en vannforekomst skal heller ikke forverres. Økologisk tilstand blir bestemt på bakgrunn av biologiske kvalitetselement (bunnfauna, planteplankton, makroalger og evt. ålegress) og fysisk-kjemiske kvalitetselement (næringssaltinnhold, siktedyp og oksygenkonsentrasjon i bunnvannet). Tilstandsklassifisering og metoder er beskrevet i Veileder 02:2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Utslippsmodellering – fortynning av utslipp i resipienten

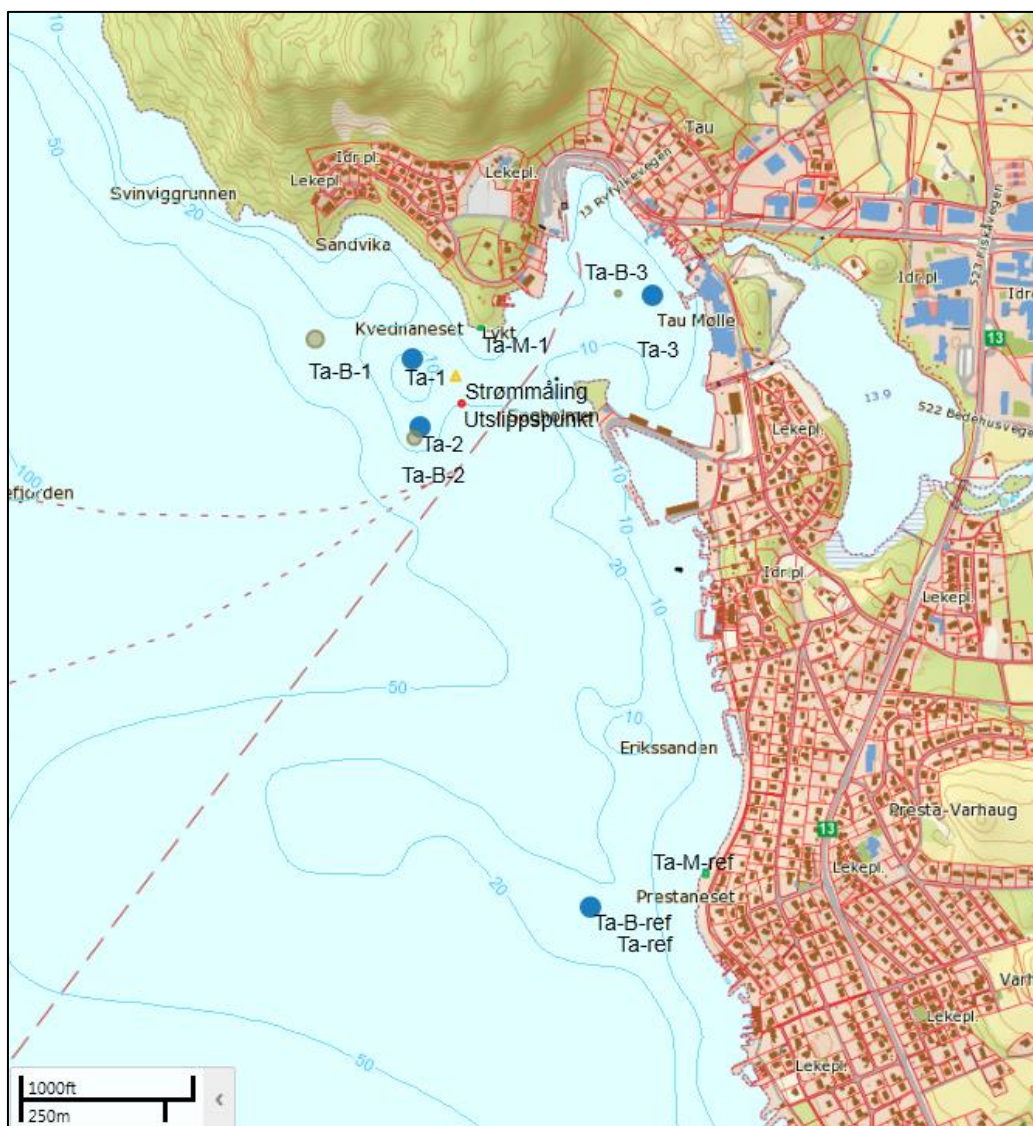
Miljødirektoratets veileder *Fastsetting av innblandingssoner* (M-46/2013, Rannekleiv et al., 2013) definerer innblandingssonen som den delen av en vannforekomst i umiddelbar nærhet av et punktutslipp hvor forvaltningsmyndighetene tillater at EQS-verdier (også kalt grenseverdier/miljøkvalitetsstandarder) overskrides. Forutsetningen er at EQS-verdiene overholdes i den

resterende delen av vannforekomsten. Det vil være hensiktsmessig også å vurdere innblanding av næringssalter og organisk materiale på denne måten. Innblandingssoner er dynamiske systemer og størrelsen av en sone kan variere mye med tid.

1.3 Områdebeskrivelse

Tau renseanlegg

Tau renseanlegg ligger i Strand kommune, vest på Jørpeland, ut mot Hidlefjorden. Renseanlegget er et mekanisk anlegg, hvilket betyr at avløpsvannet siles før det slippes ut til Hidlefjorden. Anlegget slipper per dags dato kun ut ca 4000 pe. Utslipet føres i ledning til 30 meters dyp, og utslippspunktet er plassert vest-sørvest for utløpet utenfor havna i Tau. Utslippspunktet ligger omtrent 220 m ut fra anlegget. Fra utløpet øker dybden jevnt nedover mot vest til over 195 m dyp i fjordbassenget omtrent 2 km vest for utslippet. Figur 2a viser området, samt plassering av Tau renseanleggs utslippspunkt i Hidlefjorden.



Figur 2a. Plassering av Tau RA sitt utslippspunkt (rødt punkt), samt målestasjoner for vannprøvetaking (blå punkter), bløtbunnsfauna (grå punkter), makroalger (grønn firkant) og posisjon for strømmålinger (gul trekant).

Grytnes renseanlegg

Grytnes renseanlegg ligger også i Strand kommune på Jørpeland, 5,5 km sør, og 4 km øst for Tau (Figur 2b). Grytnes er som Tau, et mekanisk anlegg hvor avløpsvannet siles før det føres i ledning og slippes til sjø. Utslippspunktet for Grytnes renseanlegg ligger i Idsefjorden, omtrent 500 meter nord for Fjellsholmen og Jørpelandsholmen, på 24 meters dyp. Figur 2b viser området, samt plassering av Grytnes renseanleggs utslippspunkt i Idsefjorden. Renseanlegget har et utslipp på 7900 pe.



Figur 2b. Plassering av målestasjoner ved Grytnes RA. Utslippspunktene (hovedutslippspunkt og overløp) er merket med røde punkter. Plassering av stasjoner for vannprøvetaking (blå punkter), bløtbunnsfauna (grått punkt), makroalger (grønn firkant) og posisjon for strømmålinger (gul trekant) er markert.

1.3.1 Strømforhold og vannutskifting

Begge renseanleggene har sitt utslipp til et forholdsvis stort og dypt fjordområde, som ligger i tilknytning til et større fjordbasseng med betydelig vannutskifting. Idsefjorden ligger innenfor Hidlefjorden, Idsefjorden har største dyp på cirka 205 m og terskelen til Hidlefjorden ligger på 150 m dyp. Dermed antas at det er god vannutskifting fra Idsefjorden til Hidlefjorden og videre nordover. Både Hidlefjorden og Idsefjorden tilhører et større fjordsystem som har en terskel på ca. 150 m dyp plassert mellom Talgje og Fogn. Fra terskelen er fjordsystemet videre forbundet med Talgjefjorden og Boknafjorden. Dette vil si at utslippspunktene ligger i tilknytning til store og dype fjorder og sund med god vannutskifting. Vannutskiftingen antas å være noe mer effektiv ved utslippspunktet fra Tau renseanlegg, enn ved utslippspunktet fra Grytnes renseanlegg.

1.3.2 Øvrige kilder til eutrofiering

Eutrofiering brukes i sammenheng med resipienttilstand om en anrikning eller tilførsel av næringsstoffer til resipienten, dette kan gi økt algevekst, både av planktonalger og bentosalger. Eutrofiering regnes som en negativ miljøeffekt, og som estetisk forringende for en resipient. Uønsket

eutrofiering er en tilstand der resipienten tilføres mer næring enn det som assimileres, slik at sedimentasjonen av organisk materiale til sjøbunnen øker. Vannforskriften fastsetter tre biologiske kvalitetselementer (planteplankton, makroalger og bunnlevende virvelløse dyr) og fire fysisk-kjemiske kvalitetselementer (næringssalter, oksygen, temperatur og siktedyp) som brukes for å vurdere grad av eutrofiering og påfølgende organisk belastning.

For tilførsel av nitrogen til kystvannet langs norskekysten kan de viktigste kildene som det rapporteres og/eller estimeres utslipp for grupper slik: Jordbruk, kommunale avløp, industri og oppdrettsnæring, samt at det vil være tilførsel fra naturen selv. Den største kilden til tilførsel av menneskeskapt nitrogen til kystvann er oppdrettsnæringen, som generelt står for 50% av det tilførte nitrogenet. Landbruk utgjør den nest største kilden, og står for omtrent 30% av den menneskeskapte tilførselen av nitrogen. Det er skagerrakkysten (Svenskegrensa – Lindesnes) som har størst belastning. Imidlertid utgjør de Norske utslippene en liten andel av den totale tilførselen til Nordsjøen og Norskehavet, og kyststrekningen langs Jørpeland forventes å motta til dels høye konsentrasjoner av nitrogenforbindelser med havstrømmene sørfra.

For kyststrekningen Lindesnes-Stad var utslippene av nitrogen i 2015 fra de viktigste kildene som følger (oppgitt i tonn):

Akvakultur	Jordbruk	Befolkning	Industri	Bakgrunn	Totalt	Menneskeskapt
19 533	6 405	4 330	417	28 691	59 375	30 684

Tabellen viser at for området mellom Lindesnes og Stadt, hvor renseanleggene Tau og Grytnes befinner seg, er bakgrunnsavrenning den største kilden. Langs denne kyststrekningen forventes det i snitt at akvakultur og jordbruk bidrar med nær 6 ganger mer nitrogen til kystvannet enn det befolkningen gjør. Det ligger et anlegg for produksjon av matfisk på Solbakk, midt mellom Tau og Grytnes, det antas at dette anlegget slipper ut store mengder nitrogen til resipienten.

Andre kilder ved Tau renseanlegg/Hidlefjorden

Lerøy AS har utslipp av urensset vann fra sitt settefiskanlegg gjennom to utslippsrør i Tauvågen. Utslipet ligger omtrent 50 meter nord for utslippet ved Tau RA. Anlegget tilfører noe organisk stoff og næringssalter til resipienten (Rådgivende biologer, 2010). Det er ingen andre registrerte utslipp fra landbasert industri eller annen forurensende virksomhet til resipienten (norskeutslipp.no, vannmiljø.no, 27.02.2017). Øvrig aktivitet som kan bidra til eutrofiering av resipienten vil derfor være det som kommer fra ukontrollert avrenning fra land. For eksempel kan avrenning fra jordbruk føre til økt eutrofiering. Det er i midlertid lite jordbruk i områdene som ligger direkte tilstøtende til Hidlefjorden. På halvøya nord for Hidlefjorden er det tett skog. Øst for vannforekomsten ligger det tettbebygde området som utgjør Tau, øst for dette området er det jordbruksarealer. Disse områdene har avrenning til Krossvatnet, som har sitt utløp til Hidlefjorden. Sør og vest for Hidlefjorden er det åpne fjordområder. Det antas at avrenning fra jordbruk er lav til Hidlefjorden. Hidlefjorden som vannforekomst er klassifisert til god økologisk tilstand, mens den kjemiske tilstanden til vannforekomsten er dårlig grunnet overskridelse av grenseverdi for TBT (vannett.no, 27.02.17).

Andre kilder ved Grytnes renseanlegg/Idsefjorden

Til resipienten utenfor Grytnes renseanlegg er det registrert utslipp fra NOMAC (tidligere Scana Steel; norskeutslipp.no, 27.02.17). Det er ikke registrert andre utslipp til resipienten (vannmiljø.no, 27.02.17). NOMAC har rapportert inn utslipp til luft av flyktige organiske forbindelser (fosfor, jern, karbondioksid, klimagasser, kobber, lystgass, mangan, metan, molybden, nikkel, nitrogenoksider, olje, svoveldioksid). NOMAC rapporterer at de har ingen utslipp til vann, imidlertid kan utslipp til luft avsettes på vannoverflate og på denne måten gi utslipp til sjø. I tillegg føres prosessvann, overvann og sanitært vann til fjorden (Cowi, 2015). Også for Idsefjorden er avrenning fra landbruk og tettbebygde områder en mulig kilde til eutrofiering. Idsefjorden har landareal øst, nord og vest for vannforekomsten. I vest og i nord er det landbruksareal direkte

tilstøtende til vannforekomsten, og fra disse områdene kan det være avrenning til vannforekomsten. Avrenning fra by kan også føre til økte næringssaltkonsentrasjoner. Ettersom Grytnes Ra ligger i byen Jørpeland kan det forventes en del avrenning fra byen. Idsefjorden som vannforekomst er klassifisert til god økologisk tilstand, mens det er ingen informasjon om den kjemiske tilstanden til vannforekomsten (vannett.no, 27.02.17). Det ligger også et anlegg for produksjon av matfisk ved Hidlekjerringa, samt et anlegg ved Kalhag. Det siste ligger et stykke unna, sørvest for Grytnes.

2. MATERIALE OG METODE

2.1 Feltarbeid med innsamling av materiale

For å vurdere tilstanden i resipienten ble det gjort registreringer av hydrografi og strøm, samlet inn data for biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer og utført modellering av innblanding av utslippene i resipientene. Undersøkelser av bunnfauna gir et godt mål på graden av organisk belastning i en resipient, da faunasamfunnet endrer seg og etter hvert kan forsvinne ved økende grad av organisk belastning. Sedimentets innhold av totalt organisk karbon og oksygeninnholdet i bunnvannet fungerer som støtteparametere. For å kartlegge om utslippet medfører en skadelig økning i næringssaltkonsentrasjon ble mengden planteplankton og makroalgesamfunnet i strandsonen undersøkt. Økte næringssaltkonsentrasjoner kan føre til oppblomstring av planteplankton og endringer i makroalgesamfunnet. Siktedyp og vannets innhold av næringssalter ble benyttet som støtteparametere. Vannets innhold av tarmbakterier ble også undersøkt da funn av termotolerante koliforme bakterier tyder på nylig forurensing, og at vannet kan inneholde sykdomsfremkallende bakterier.

I nærheten av et utslipp tillates det at et visst område er påvirket, dette kalles innblandingssonen. Det ble plassert en målestasjon antatt oppstrøms og en stasjon antatt nedstrøms utslippspunktet og forventet innblandingssone. For uttak av vannprøver bør stasjonene plasseres cirka 100 meter fra utslippet for å sikre at utslippet er blandet inn i vannmassene. Utslippsskyen begynner som en tynn stråle og øker i omfang etter hvert som avløpsvannet blandes med resipientvann. Tar man prøven for nær utslippspunktet kan man risikere ikke å treffe utslippsskyen. Referansestasjonen ble plassert i et område med antatt lik bakgrunnsbelastning som på de øvrige stasjonene. Bunnfaunastasjonene ble plassert på samme sted som vannprøvene ble tatt for å unngå innblandingssonen, da man vil forvente påvirkninger helt i nærheten av utslippet. Man ønsket i stedet å undersøke om utslippet førte til økt organisk produksjon i resipienten som igjen kan føre til en tilstandsreduksjon i større deler av resipienten. Ved et anlegg med mekanisk rensing, med en grov sil, av et utslipp på 10 000-12 000 pe kan det potensielt oppstå effekter opptil 50-80 meter fra utslippet (Molvær et al, 1983). For sikre at stasjonene var plassert utenfor området som kunne påvirkes av nedslamming ble stasjonene plassert ca 100 fra utslippet. Enkelte stasjoner ble flyttet fra planlagt posisjon fordi sedimentene var mindre egnet for bunnfaunaundersøkelser. Plasseringen av makroalgestasjonene ble vurdert i felt og plassert hvor forholdene var egnet for slike undersøkelser.

2.2 Hydrografi og strøm

Endringer i temperatur og salinitet er kartlagt ved bruk av en CTD (conductivity, temperature, depth) av typen SAIV modell STD204. Målingen ble utført ved at instrumentet langsomt ble senket gjennom vannsøylen til 1 meter over bunnen og så heist opp igjen. Målingene ble utført i perioden februar 2016 – januar 2017. Det er målt 1-2 profiler hver måned ved 5 stasjoner ved Tau og ved 4 stasjonene ved Grytnes, med unntak av november da det ikke ble gjennomført målinger. Datoer for gjennomføring av hydrografiundersøkelsene er vist i Tabell 1.. Plassering av stasjonene er vist i Figur 2a og Figur 2b.

Tabell 1. Datoer for målinger av hydrografiprofiler ved Tau og Grytnes.

Måned	Dato
Februar	03.02.2016, 26.02.2016
Mars	15.03.2016, 31.03.2016
April	19.04.2016
Mai	09.05.2016
Juni	01.06.2016, 15.06.2016
Juli	05.07.2016, 28.07.2016
August	17.08.2016, 24.08.2016
September	13.09.2016
Oktober	20.10.2016
Desember	14.12.2016
Januar	05.01.2017

Strømhastighet og retning ble kartlagt i nærheten av utslippspunktene ved Tau renseanlegg og Grytnes renseanlegg. Plassering av strømmålere er vist i Figur 2a og Figur 2b. Ved begge målestasjoner ble en profilerende akustisk Doppler strømmålere (ADCP, Nortek Aquadopp 400 kHz) benyttet. Denne kartlegger strømforholdene gjennom hele vannsøylen (2,5 m celler). Ved Tau ble måleren plassert på 22 meters vanddyp og ved Grytnes ble strømmålere satt ut på 30 m vanddyp. Målinger av strøm er utført i perioden 13. september-21. oktober 2016, over en full tidevannsyklus.

I tillegg til strømmålinger ble overflatestrømmen registrert ved å måle driften av prøvetakingsfartøyet over en periode på cirka 5-10 minutt. Målingene ble utført samtidig med uttak av vannprøvene. Nevnte metode er ikke en nøyaktig målemetode av strøm, men gir et inntrykk av strømretning og styrke, som kan benyttes i vurderingen av hvor raskt utslippsskyen vil bevege seg dersom den når overflaten.

2.3 Biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer

2.3.1 Næringssalter

Det ble tatt vannprøver til analyse av næringssalter i vintermånedene (februar, januar, desember) og sommermånedene (juni, juli, august) (Tabell 2) ved fire stasjoner ved Tau og tre stasjoner ved Grytnes (Figur 2a og Figur 2b). Prøvene ble tatt ut ved fem tidspunkt i vintermånedene og seks tidspunkt i sommermånedene. Vannprøvene ble hentet fra tre dyp: 0 m, 5 m og 10 m. Prøvene ble tatt ut med en Niskin vannhenter og oppbevart mørkt og kjølig frem til analyse ved det akkrediterte laboratoriet ALS. Prøvene ble analysert for totalt fosfat (Tot-P), ortofosfat (PO_4^{3-} O-P), totalt nitrogen (Tot-N), nitrat (NO_3) og ammonium (NH_4^+).

Tabell 2. Dato for vannprøvetaking ved Tau og Grytnes for næringssaltanalyse.

Måned	Februar	Juni	Juli	August	Desember	Januar
Dato	04.02.2016 15.02.2016 26.02.2016	01.06.2016 15.06.2016	05.07.2016 28.07.2016	17.08.2016 23.08.2016	05.01.2017	05.01.2017

Konsentrasjonen av næringssalter er vurdert iht. klassegrensene gitt i veileder 02:2013 revidert 2015 (Tabell 3).

Tabell 3. Klassegrenser for næringssalter i sjøvann med saltholdighet over 18 psu, hentet fra veileder 02:2013, revidert 2015.

Sesong	Parameter	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Sommer (juni-au- gust)	Total fosfor	<11,5	11,5-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat	<3,5	3,5-7	7-16	16-50	>50
	Total nitro- gen	<200	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium	<19	19-50	50-200	200-325	>325
Vinter (desember- februar)	Total fosfor	<20	20-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat	<14,5	14,5-21	21-34	34-50	>50
	Total nitro- gen	<291	291-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat	<97	97-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium	<33	33-75	75-155	155-325	>325

2.3.2 Planteplankton og siktedyp

Det ble tatt ut vannprøver for analyse av klorofyll a ved ni tidspunkt i perioden februar til oktober (Tabell 4), ved fire stasjoner ved Tau og tre stasjoner ved Grytnes. Vannprøvene ble tatt ut med en Niskin vann-henter fra 5 m dyp, og overført direkte til 1 liters svarte plastflasker. Prøvene ble oppbevart kjølig frem til filtrering, og analysert hos det akkrediterte laboratoriet ALS.

Siktedypet ble målt med en Secchi-skive (Ø 25 cm) i henhold til NS-EN ISO 7027 på alle stasjoner.

Tabell 4. Tidspunkt for prøvetaking av vann ved Tau og Grytnes for analyse av klorofyll a.

Måned	Dato
Februar	15.02.2016
Mars	15.03.2016
April	08.04.2016
Mai	09.05.2016, 15.05.2016
Juni	01.06.2016
Juli	05.07.2016
August	17.08.2016
September	13.09.2016
Oktober	20.10.2016

Konsentrasjonen av planteplankton er vurdert iht. klassegrensene gitt i veileder 02:2013 revidert 2015 (Tabell 5), mens siktedyp er vurdert iht. veileder 97:03 «Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann» (Tabell 6).

Tabell 5. Klassegrenser for konsentrasjonen av planteplankton for vanntypen beskyttet fjord/kyst, hentet fra veileder 02:2013, revidert 2015.

Parameter	Tilstandsklasser				
	V Meget dårlig	IV Dårlig	III Moderat	II God	I Svært God
Klorofyll a (µg/l)	>16	16-8	8-5	5-2,5	<2,5

Tabell 6. Klassegrenser for siktedyp hentet fra veileder 97:03 «Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann.

Parameter	Tilstandsklasser				
	V Meget dårlig	IV Dårlig	III Moderat	II God	I Svært God
Siktedyp (m)	<2,5	4,5-2,5	6-4,5	7,5-6	>7,5

2.3.3 Termotolerante koliforme bakterier (TKB)

Vannets innhold av termotolerante koliformbakterier (TKB) ble undersøkt sommerhalvåret (mai-oktober) ved 8 tidspunkt (Tabell 7). Det ble tatt ut vannprøver fra 0,5 m dyp med en Niskin vannhenter ved samme stasjoner som for prøvetaking av vann til analyser av næringssalter og klorofyll a. Prøvene ble overført direkte på sterile flasker, og satt i kjølebager før analyse hos akkreditert laboratorium, innen 24 timer.

Tabell 7. Tidspunkt for prøvetaking av vann for analyser av TKB.

Måned	Mai	Juni	Juli	August	September	Oktober
Dato	09.05.2016	01.06.2016 15.06.2016	05.07.2016 28.07.2016	17.08.2016	13.09.2016	20.10.2016

2.3.4 Makroalger

Undersøkelser av makroalgesamfunnet er godt egnet for å vurdere effekter av eutrofiering. Ved høy grad av påvirkning øker andelen av grønnalger, artsdiversiteten blir lav og samfunnet domineres av rasktvoksende arter. Det benyttes en indeks som baserer seg på forekomsten av ulike typer alger i fjæresonen fra høyeste høyvann til en meter under laveste lavvann. Indeksen som benyttes, *Reduced Species List with Abundance* (RSLA), er ikke tilpasset det geografiske området Norskehavet sør, men kan benyttes med forsiktighet.

Makroalgesamfunnet ble undersøkt ved to stasjoner ved Tau og tre stasjoner ved Grytnes den 25.august. Undersøkelsen ble gjennomført som en semi-kvantitativ strandsoneundersøkelse iht. ISO19493 og veileder 02:2013 revidert 2015.

Det ble først gjennomført en fysisk beskrivelse av fjæresonen og fjæretypen etter spesifisert skjema gitt i veileder 02:2013, revidert 2015. Alle arter av marine alger langs 10 meter av strandsonen, fra supralittoralen (helt øverst i fjæresonen) til 1 m under øvre del av sublittoralen (laveste lavvann) ble registrert. Registreringen ble ved de fleste stasjoner gjennomført ved høyvann. Arter som ikke kunne analyseres i felt ble samlet inn og oppbevart kjølig for senere identifisering i laboratoriet. Registreringene ble gjennomført ved snorkling.

For å stedfeste stasjonene ble de dokumentert med fotografering, og målt inn med GPS. Alle alger ble registrert i forhold til skalaen «Ny 2011» som gir en 5-delt inndeling av forekomst/dekning av alger i tillegg til enkeltfunn, dvs. fra 1-6. Ved senere utregning av *ecological quality ratio* (EQR-verdier) ble disse regnet om til en skala fra 1-4 i henhold til Tabell V8.2 i veileder 02:2013 rev. 2015.

Klassegrensene gitt i veileder 02:2013 revidert 2015 inkluderer ikke klassegrenser for Nordsjøen sør, men NIVA har konkludert med at eksisterende klassegrenser kan benyttes med forsiktighet dersom undersøkelsesdypet utvides til 1 m under sublittoralen (Pedersen et al., 2012).

2.3.5 Oksygen

Oksygeninnholdet i bunnvannet ble målt med en oksygensensor påmontert et CTD-instrumentet (se kapittel 2.2). Det ble gjennomført oksygenmålinger gjennom hele året, til sammen 16 tidspunkt. Målingene ble gjennomført ved samtlige stasjoner for uttak av vannprøver. For å verifisere målingene ble det ved første prøvetakingsdato (februar) også målt oksygeninnhold med

modifisert Winkler-metode ved stasjonene Gry-1 og Tau-1. Prøven til måling av oksygen ble tatt ved hjelp av en Niskin vannhenter.

Oksygenkonsentrasjonene ble vurdert iht. veileder 02:2013 revidert 2015 (Tabell 8).

Tabell 8. Tilstandsklasser for oksygen i sjøvann i henhold til veileder 02:03 veileder 02:2013 revidert 2015.

Parameter	Tilstandsklasser				
	V Meget dårlig	IV Dårlig	III Moderat	II God	I Meget god
Oksygen (ml O ₂ /l)	<1,5	2,5-1,5	3,5-2,5	4,5-3,5	>4,5
Oksygen metning (%)*	<20	35-20	50-35	65-50	>65

*Oksygenmetninga er beregnet for saltholdighet 33 psu og temperatur 6 °C.

2.3.6 Bunnfauna

Det ble tatt ut sedimentprøver for analyse av bunnfauna ved 3 stasjoner ved Tau og 3 stasjoner ved Grytnes, med 3 parallelle prøver per stasjon. Prøvetakingen ble gjennomført den 23.08. Sedimentprøvene ble tatt med en 0,1 m² van Veen grabb. Hver grabbprøve ble kontrollert gjennom grabbens toppluke. Prøver med forstyrret sedimentoverflate ble ikke godkjent. Dersom prøven ble godkjent ble sedimentvolumet målt med en tommestokk. Sedimentets lukt, farge og konsistens, samt eventuelle andre observasjoner ble notert.

Sedimentet for bunnfaunaanalyser ble deretter siktet gjennom sikter med 5 mm og 1 mm hull. Sikteresten ble deretter fiksert i 96 % etanol. Prøvene ble etter feltarbeid sendt til Medins Havs och Vattenkonsulter AB for artsidentifisering. Metodikk er nærmere beskrevet i vedlegg 5. Det ble i tillegg tatt 3 separate grabbprøver som ble slått sammen til en blandprøve for analyse av totalt organisk karbon (TOC) og sedimentets kornstørrelse (<63 µm). Resultatene benyttes som støtteparameter til vurdering av bløtbunnsfaunaen fra hver enkelt stasjon. Prøven ble tatt fra 3 separate grabbskudd og slått sammen til en blandprøve. Prøvene representerte 0-10 cm sedimentdyp.

Prøvene til faunaanalyser ble videre behandlet i laboratoriet hvor dyr ble sortert ut fra sedimentet under lupe, lagt på sprit og senere artsbestemt av akkreditert personell. Sortering og identifisering ble gjort i henhold til NS-EN ISO 16665 (Standard Norge, 2005).

På grunnlag av artslistene og individtall ble indekser for artsmangfold og ømfintlighet beregnet. Indeksverdiene ble beregnet for hver grabbprøve, og gjennomsnittet av indeksverdiene ble brukt til å klassifisere den økologiske tilstanden på stasjonen. Følgende indekser ble benyttet:

- Artsmangfold ved indeksene H' (Shannon-Wieners diversitetsindeks) og ES100 (Hulberts diversitetsindeks)
- Ømfintlighet ved indeksene NSI (Norwegian Sensitivity Index) og ISI (Indicator Species Index) og AMBI (komponent i NQI1)
- Sammensatt indeks NQI1 (Norwegian Quality Index), som kombinerer både artsmangfold og ømfintlighet

De beregnede indeksene dannet grunnlag for klassifisering etter grenseverdiene gitt i veileder 02:2013 revidert 2015 (Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, 2015). Klassegrensene er vist i tabell 9. For å kunne sammenligne de ulike indeksene ble hver av disse transformert til en normalisert EQR-verdi (*ecological quality ratio*). Gjennomsnittet av EQR-verdiene gir den samlede tilstanden ved stasjonen.

Tabell 9. Oversikt over tilstandsklasser basert på indekser for marin bløtbunnsfauna («venstre tabell»). For å kunne gi en samlet tilstandsklasse for stasjonen ble de ulike tilstandsklassene sammenfattet til EQR-verdier («høyre tabell»). Klassegrenser for de ulike indeksene er hentet fra veileder 02:2013.

Parameter	Økologiske tilstandsklasser basert på bunnfauna					Norma-lisert EQR
	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig	
NQI1	0,9-0,82	0,82-0,63	0,63-0,49	0,49-0,31	0,31-0	1
H'	5,7-4,8	4,8-3,0	3,0-1,9	1,9-0,9	0,9-0	0,8
ES₁₀₀	50-34	34-17	17-10	10-5	5-0	0,6
ISI	13-9,6	9,6-7,5	7,5-6,2	6,1-4,5	4,5-0	0,4
NSI	31-25	25-20	20-15	15-10	10-0	0,2
DI	0-0,30	0,30-0,44	0,44-0,60	0,60-0,85	0,85-2,05	0

Sedimentenes innhold av totalt organiske innhold (TOC) ble benyttet som støtteparameter til fortolkning av data for bløtbunnsfauna. Klassifisering av sediment på bakgrunn av innhold av TOC er beskrevet i Miljødirektoratets veileder for *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann* (Miljødirektoratet, 1997). Her er klassifisering basert på grad av finkornet sediment (silt og leire). I følge veilederen skal sedimentprøvenes TOC-innhold normaliseres før klassifisering. Normalisering gjøres etter formelen:

$$TOC = \text{målt TOC} + 18 * (1 - F)$$

Hvor F er andelen finstoff (<63 µm). Klassegrensene er gitt i Tabell 10.

Tabell 10. Klassifisering av tilstand for organisk innhold i sediment. Grenseverdier hentet fra Miljødirektoratets Veileder 97:03 (Miljødirektoratet, 1997).

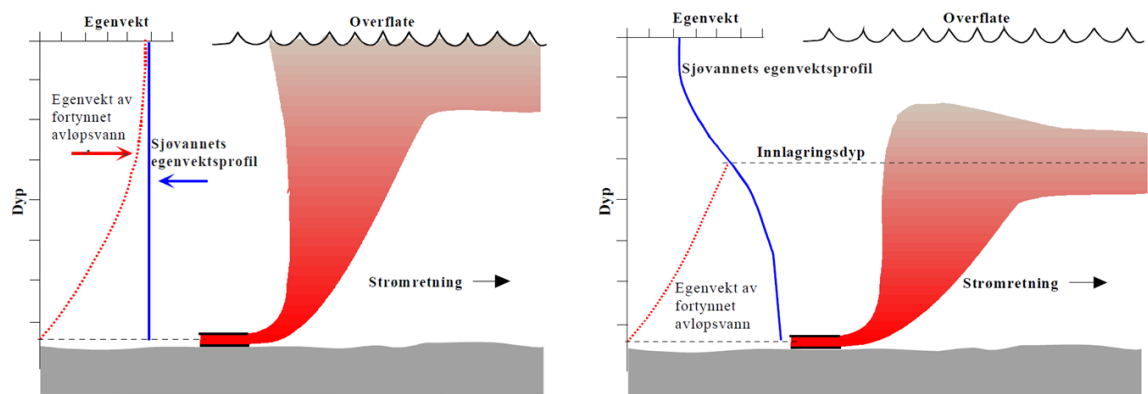
Parameter	Tilstandsklasser basert på organisk karbon				
	Svært dårlig	Dårlig	Moderat	God	Svært god
Organisk karbon (mg/g)	>41	34-41	27-34	20-27	<20

2.4 Utslippsmodellering

Beregning av spredning av utslippet fra Tau og Grytnes RA, eventuelt innlagingsdyp og fortynning i sjøvann er gjort med den numeriske modellen Visual Plumes utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Hensikten med modelleringen er å få oversikt over utslippets influensområde, for å kunne vurdere i hvilken grad sjøresipienten vil påvirkes.

Avløpsvann er vanligvis lettere enn sjøvann og vil stige mot overflaten, samtidig som det fortynnes raskt med omkringliggende sjøvann. Egenvekten og den vertikale sjiktningen i resipientvannet er med på å avgjøre i hvilket dyp det fortynnede avløpsvannet vil innlagres. viser to mulige scenarier hvor den venstre figuren viser hvordan det fortynnede avløpsvannet stiger opp til overflaten når det ikke er sjiktning i vannsøylen, og den høyre viser innlagingsdypet for avløpsvannet ved god sjiktning. I innlagingsdypet vil det innblandede avløpsvannet ha samme egenvekt som sjøvannet omkring.

Primærfortynning av utslippet bestemmes hovedsakelig av utslippsdyp, den vertikale sjiktningen, mengde utslippsvann og hastigheten utslippet har ut røret. Sekundærfortynningen skyldes turbulent strøm/blanding i resipienten. Denne er langsommere enn primærfortynningen, og det er derfor ønskelig å designe et utslippsarrangement som gir stor primærfortynning. Visual Plumes beregner både primær- og sekundærfortynning av avløpsvann fra punktutslipp.



Figur 3. Illustrasjon av et utslipp til sjøvann. Figuren til venstre viser en situasjon uten vertikal sjiktning i vannmassen (konstant egenvekt) da vil avløpsvannet ikke innlagres, men nå helt til overflaten. Figuren til høyre viser en situasjon med vertikal sjiktning (egenvekten øker med dypet) og innlagring av utslippsvannet. (Kilde: Miljødirektoratet, 2013)

I tillegg til organisk materiale og næringssalter inneholder kommunalt avløpsvann en rekke ulike mikroorganismer (bakterier, virus osv.), som i hovedsak stammer fra mennesker. Konsentrasjonen av termotolerante koliforme bakterier (TKB) er ofte benyttet som indikator på fekal forurensning og for å bedømme vannkvaliteten i forhold til bading (SFT, 2005) og miljøtilstand i vann (Miljødirektoratet 2009, Tabell 11). For å få et inntrykk av hvordan mikroorganismer som følger med avløpsvannet vil påvirke vannkvalitet i resipienten er det valgt å bruke TKB som parameter i modelleringen.

Tabell 11. Klassifisering av miljøtilstand i vann basert på forekomst av termotolerante koliforme bakterier (TKB) (Miljødirektoratet 2009).

Parameter	Tilstandsklasse				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Konsentrasjon (TKB /100 ml)	< 10	10-100	100-300	300-1000	>1000

2.4.1 Inngangsdata for modellering

Beregningene krever at man tar hensyn til den tekniske utformingen av utslippsledningen, utslippets karakter og forholdene i resipienten. Nødvendig datainput til modellen Visual Plumes er blant annet:

- utslippsdyp og ledningsdiameter
- utslippsvannmengder
- karakteristikk av utslippsvannet (stoffkonsentrasjoner, saltholdighet, temperatur)
- vertikale sjiktningen i resipienten
- strømhastighet i resipienten

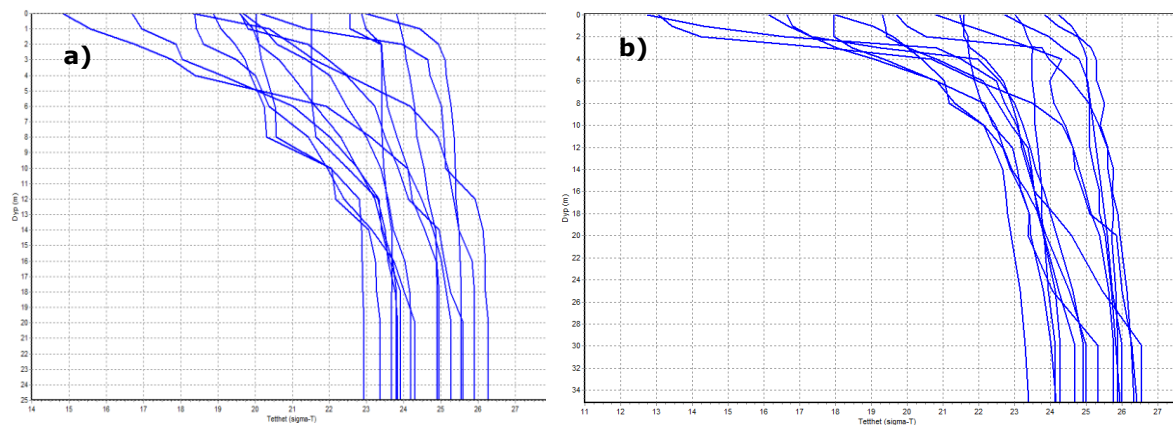
Med grunnlag i disse dataene kan det gjøres beregninger av avløpsvannets innlagring, fortynning og av stoffkonsentrasjoner. De fleste av punktene listet over kan variere mye over tid og det vil dermed også innlagring og fortynning gjøre. Modelleringen er derfor utført for ulike datakombinasjoner, for å få en oversikt over variasjonen i innblandingssonens størrelse.

Koeffisienten for turbulent blanding vil ha påvirkning på den beregnede fortynningen. Størrelsen av koeffisienten vil variere fra sted til sted og med tiden. Basert på EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann har vi valgt å bruke en konstant koeffisient $0,0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}^2$ for begge utslippsområder. Dette gir et relativt konservativt estimat av blandingen.

Opplysninger om utslippene og utslippsledningen ble innhentet fra oppdragsgiver. Det finnes ingen temperaturmålinger av utslippsvannet, men det kan antas at temperaturen varierer noe gjennom året. Vi har simulert innblanding med temperatur på 20 °C og 30 °C. Innledende modellkjøringer viste at en temperatur på 20 °C og tilsvarende økning i egenvekt ikke påvirker innlagring og fortykning i betydelig grad. Derfor har vi i foreliggende rapport kun vist resultater for utslippsvannet med temperatur på 30 °C. Basert på informasjon fra oppdragsgiver antas det at avløpsvannet er ferskvann med en saltholdighet på 0 psu.

Urenset avløpsvann har konsentrasjoner av TKB mellom $1\text{--}5 \times 10^6$ per 100 ml avløpsvann (Molvær, 2016), og det er brukt en verdi på 2×10^6 TBK i modelleringen. Sjøvann er ikke et naturlig voksested for tarmbakterier og de vil derfor dø ut etter relativt kort tid. Dødeligheten til TKB-bakteriene er avhengig av blant annet sollys, temperatur og biologisk aktivitet, og øker med økende sollys og varme (Ormerod og Molvær, 1983). Verdier for dødeligheten av bakteriepopulasjonen er valgt i henhold til EUs avløpsdirektiv (SFT, 2005). Det er relativt mye sol og varmere temperaturer i Hidlefjorden og Idsefjorden på sommerstid, og det er derfor antatt at dødelighet medfører at antall bakterier reduseres med en tierpotens (T_{90}) hver 12 time i sommerhalvåret. Om høsten/vinteren (oktober – mars) er T_{90} antatt å være 24 timer i hele vannsøylen grunnet mindre sollys og kaldere temperatur. Bakgrunnskonsentrasjon av TKB er antatt å være 5 per 100 ml sjøvannet, tilsvarende god kvalitet.

Tettheter i resipientvannet er kartlagt ved hydrografimålinger i resipienten. Alle beregningene er utført med 16 forskjellige hydrografiprofiler (jf Tabell 1) som beskriver sjiktingen i resipienten ved ulike årstider (Figur 4). Dette er en sammenstilling av data fra undersøkelser i tidsrommet februar 2016 – januar 2017 ved stasjoner TA-2 og GRY-1. Disse gir et fullstendig datagrunnlag om tetthetsvariasjon i resipienten under ulike årstider. Variasjon i hydrografiske forhold ved Tau og Grytnes er diskutert i kapitler 3.1.1 og 3.1.2, henholdsvis.



Figur 4. Vertikalprofiler som viser sjøvannets tetthet ved a) Tau og b) Grytnes. Tetthet av sjøvann er her vist ved enheten sigma- t som betyr egenvekt - 1000. Disse profilene er brukt i utslippsmodellering.

I kapitlene 2.4.2 og 2.4.3 er stedsspesifikk inngangsdata for utslippet fra Tau RA og Grytnes RA oppsummert.

2.4.2 Utslipp fra Tau renseanlegg

Utslippet og ledningen

Den indre rørdiameteren til utslippsrøret er 315 mm og utslippspunktet ligger horisontalt i retning mot nordvest i 24 meters dybde. Gjennomsnittlig slippes det ut cirka 400 000 m³ avløpsvann årlig. Modelleringen er utført med forskjellige vannmengder basert på dataene registrert for 2016:

- Gjennomsnittlig: 1 107 m³/døgn
- Maksimalt: 3 914 m³/døgn

Strømhastighet i resipienten

Resultatene fra strømmålinger utført ved Tau i perioden september – oktober 2016 (kapittel 3.1.1) er brukt som inngangsdata i modelleringen. Beregningene av utslippets innblanding er gjort med lave, gjennomsnittlige og høye strømhastigheter registrert ved målestasjonen (Tabell 12) ved utslippspunktet.

Tabell 12. Strømhastigheter brukt i modelleringen for Tau renseanlegg.

Dyp (m)	Lav (cm/s)	Gjennomsnitt (cm/s)	Høy (cm/s)
4	2	10	20
10	2	14	30
16	2	5	18

2.4.3 Utslipp fra Grytnes renseanlegg

Utslipet og ledningen

Den indre rørdiameteren til utslippsrøret er 400 mm og utslippspunktet ligger horisontalt i retning mot sørvest på 30 meters dybde. Gjennomsnittlig slippes det ut cirka 1 100 000 m³ avløpsvann årlig. Modelleringen er utført med forskjellige vannmengder basert på dataene registrert for 2016:

- Gjennomsnittlig: 3 076 m³/døgn
- Maksimalt: 6 102 m³/døgn

Strømhastighet i resipienten

Resultatene fra strømmålinger utført ved Grytnes i perioden september – oktober 2016 (kapittel 3.2.1) er brukt som inngangsdata i modelleringen. Beregningene av utslippets innblanding er gjort med lave, gjennomsnittlige og høye strømhastigheter registrert ved stasjonen (Tabell 13) som er plassert ca. 50 m sørvest fra utslippspunktet (se Figur 2b???)

Tabell 13. Strømhastigheter brukt i modelleringen for Grytnes renseanlegg.

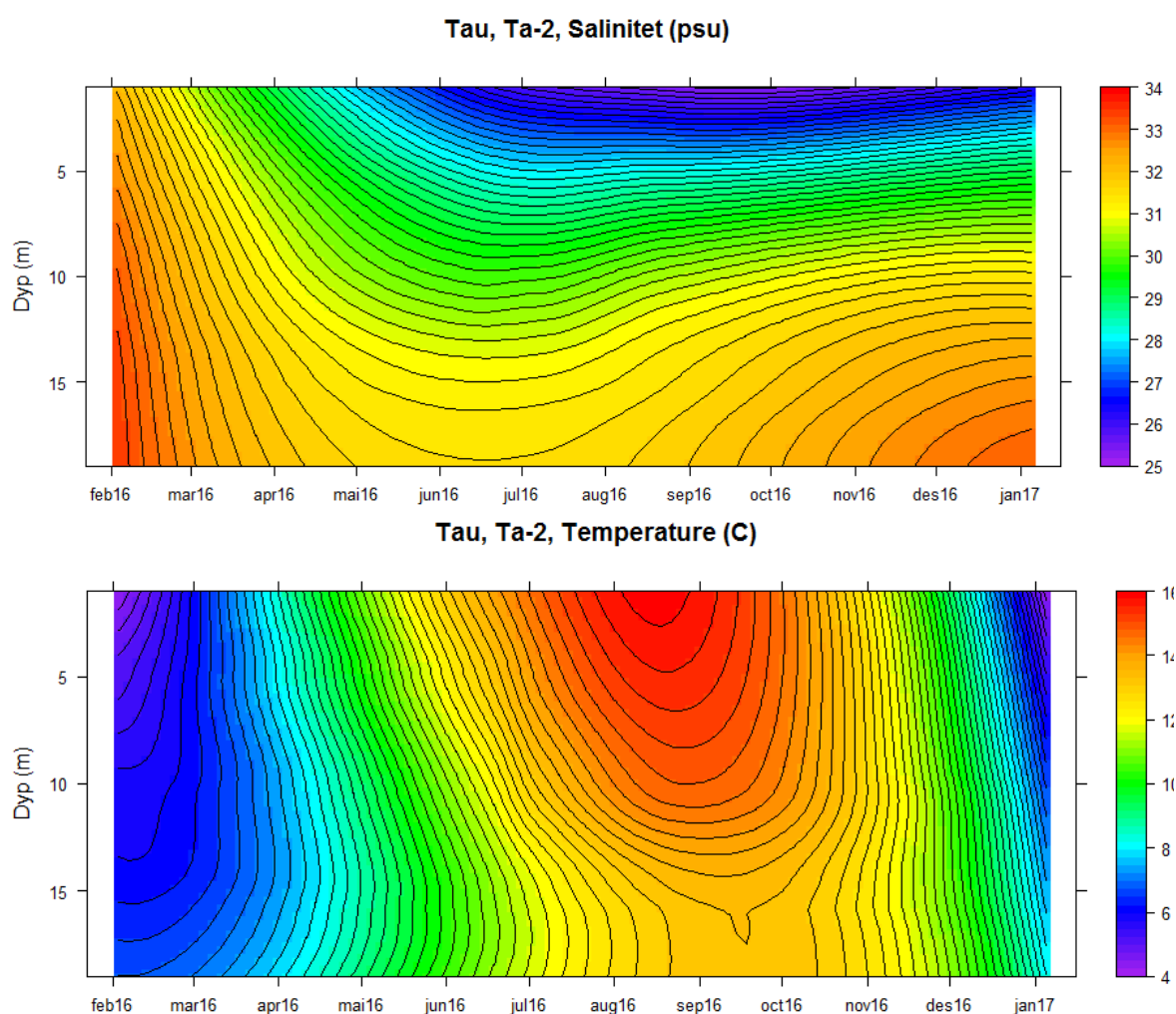
Vanndyp (m)	Lav (cm/s)	Gjennomsnitt (cm/s)	Høy (cm/s)
4	2	7	13
14	1	3	10
24	1	3	8

3. RESULTATER

3.1 Tau renseanlegg - Hidlefjorden

3.1.1 Hydrografi og strømførhold

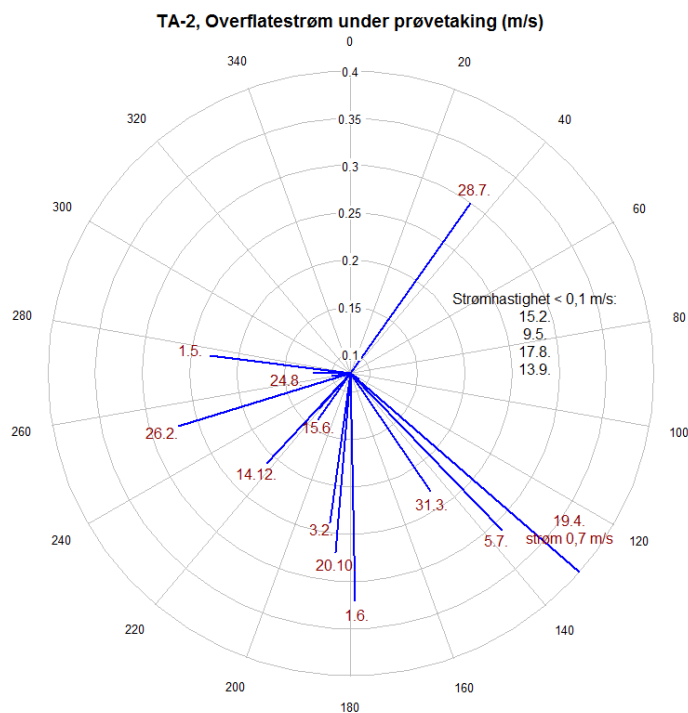
Det ble målt totalt 16 CTD-profiler fra prøvestasjoner ved Ta-2 i perioden 3.2.2016-5.1.2017. Figur 5 viser isotermer for salinitet og temperatur som funksjon av tid og dyp ved Tau. Sprangsjiktet i vannmassene er mest tydelig i sommermånedene. Om vinteren er det registrert mindre sjikting i vannmassene, men det er en svak økning i temperatur og reduksjon i salinitet mot overflaten. I perioden juni til desember er det tydelig tilførsel av ferskvann til fjorden og i sommermånedene er det ca. 4 m tykk brakkvannslag (salinitet < 27 psu) i overflaten. Høyeste temperatur ble registrert i perioden august-oktober, når temperaturen i overflatelaget steg opp mot 16 °C. Figur 5 tyder på at det er sjikting (egenvekten øker mot dypet) i vannmassene gjennom året hele året ved Tau, noe som er gunstig for innlagring av utslippet.



Figur 5. Isothermer for salinitet (psu) og temperatur (°C) som funksjon av tid og dyp i stasjon TA-2.

Resultatene fra strømmålinger ved Tau er oppgitt i Vedlegg 1. Strømmålinger utført i perioden 13.september – 21.oktober 2016 viser at det er strek strøm i nærheten av utslippspunktet. Den høyeste gjennomsnittsverdien ble observert på 10 m dyp (14 cm/s), og den laveste ble funnet på 16 m dyp (5 cm/s). På overflaten, ved 4 m dyp, var strømhastigheten gjennomsnittlig 10 cm/s. Maksimal registrert strømsstyrke var over 60 cm/s ved 10 m dyp, men dette forekom svært sjelden. Dominerende strømreretning ved utslippspunktet på vanndybder > 10 m var mot nord-nord-vest (300-360°). For overflatelaget varierte strømreretningen mye med tid, men strømmen gikk vanligvis mot sør-vest, vest og nord-vest.

Overflatestrømmen ble også målt under prøvetaking, basert på fartøyets drift. Figur 6 viser retning og hastighet av båtens drift ved stasjon Ta-2 ved ulike tidspunkt for prøvetaking. Overflatestrømmen under prøvetaking gikk hovedsakelig mot sørøst, sør, sørvest og vest og hastigheten varierte mellom 0 og 0,7 m/s.



Figur 6. Retning og hastighet målt ved fartøyets drift under prøvetaking. Det var 4 dager (15.2., 9.5., 17.8., og 13.9.) når driften var såpass liten at vektoren er ikke synlig i figuren.

3.1.2 Biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer

3.1.2.1 Næringssalter

Konsentrasjonen av næringssalter kan gi informasjon om eutrofieringsgraden i en resipient. Konsentrasjonen av næringssalter ble analysert i vannprøver hentet ved seks datoer mellom juni og august, og ved fem ulike datoer mellom desember og februar. Resultatene for næringssaltkonsentrasjonen i vannprøvene fra stasjonene i Hidlefjorden utenfor Tau renseanlegg er vist i Figur 7. I figuren er grensen mellom moderat og god tilstand (i henhold til Veileder 02:2013) markert med en oransje horisontal linje. Figuren viser gjennomsnittskonsentrasjon for prøver tatt ut ved 0, 5 og 10 meter da det generelt var små forskjeller mellom de ulike dypene.

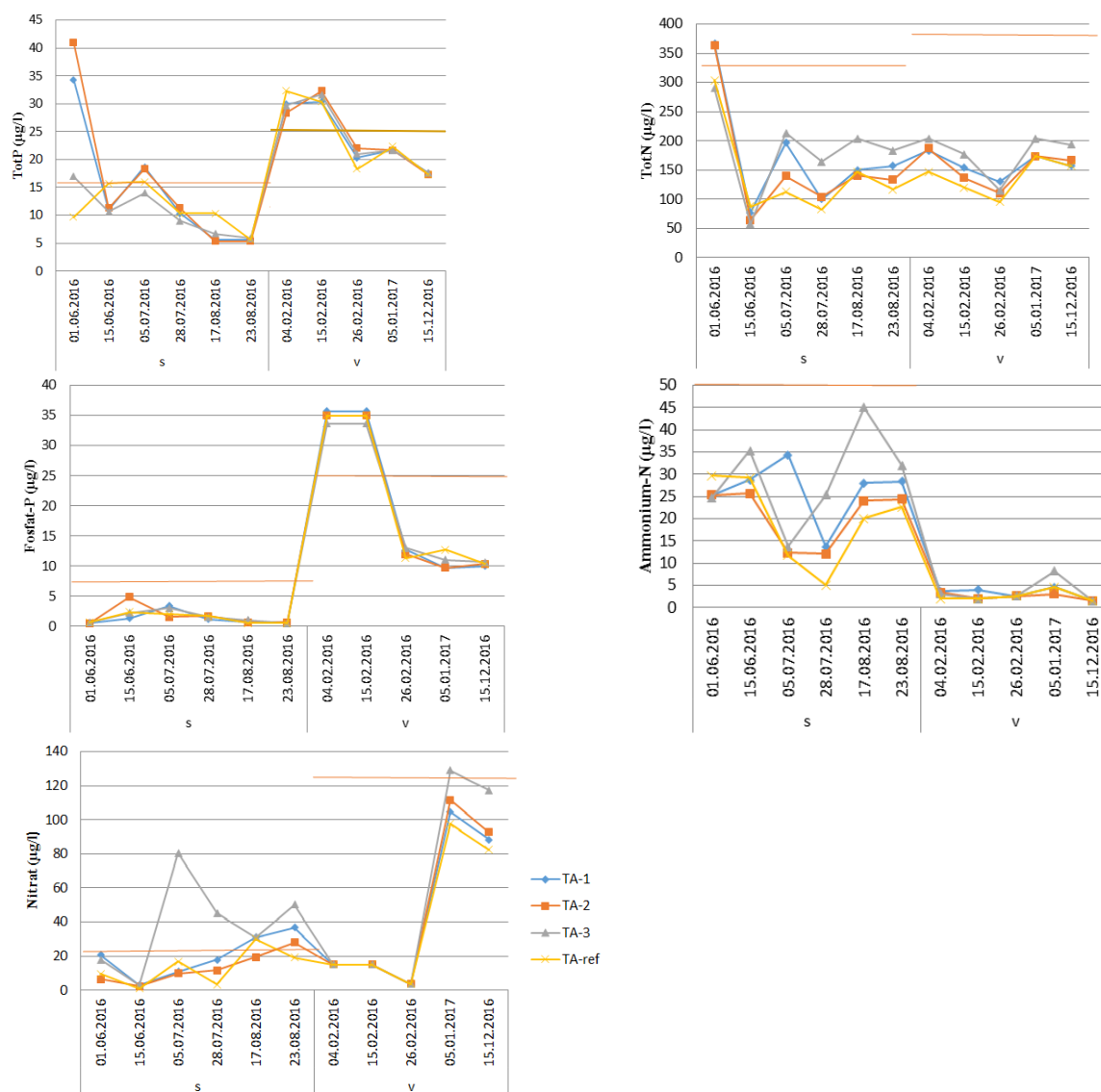
Konsentrasjonen av total fosfor (Tot-P) lå ved de fleste datoer i sommerperioden innenfor tilstandsklasse svært god, men det ble observert verdier tilsvarende dårlig tilstand ved TA-1 og TA-2 og moderat tilstand ved TA-3 den 01.06. Det ble også observert konsentrasjoner tilsvarende moderat tilstand 05.07 ved TA-1, TA-2 og TA-ref. Om vinteren var konsentrasjonen noe mer varierende. Ved to av målingene i februar (04.02 og 15.02) var tilstanden moderat ved samtlige stasjoner, mens den var god og svært god ved de resterende datoene.

Konsentrasjonen av fosfat lå innenfor dårlig tilstand i prøvene ved de to første rundene tatt tidligst i vintersesongen, mens konsentrasjonen var innenfor svært god tilstand for samtlige prøver tatt i sommersesongen, med unntak av TA-2 den 15.06 hvor tilstanden var god. For totalt nitrogen var det kun første prøvetaking i juni som viste konsentrasjoner over grensen mellom god og moderat tilstand, og dette gjaldt kun vannprøven fra stasjon TA-2.

For ammonium var hoveddelen av prøvene i god tilstand, med enkeltprøver i svært god tilstand. For nitrat var konsentrasjonen generelt noe høyere ved TA-3 enn ved de andre stasjonene. Det ble observert konsentrasjoner av nitrat tilsvarende moderat eller dårlig tilstand ved samtlige prøvetakinger i juli og august ved denne stasjonen. I august ble det observert konsentrasjoner tilsvarende moderat tilstand også ved flere av de andre stasjonene. I vinterperioden var konsentrasjonene stort sett tilsvarende svært god tilstand, med enkeltmålinger tilsvarende god tilstand. Ved TA-3 tilsvarte konsentrasjonene den 05.01 moderat tilstand.

Det ble generelt observert lave næringssaltkonsentrasjoner i resipienten. Det var i liten grad forskjeller i næringssaltkonsentrasjon mellom stasjonene som lå i nærheten av utslippspunktet (TA-1 og TA-2) og referansestasjonen. De høyeste verdiene ble for nitrogen ble ved de fleste datoer observert ved TA-3. Denne stasjonen ligger ved utløpet av Krossvatnet og påvirkes trolig i stor grad av vannkvaliteten i dette vannet. For fosfor var det generelt små forskjeller i konsentrasjon mellom de ulike stasjonene.

Det vil som oftest være enklest å påvise forhøyede næringssaltkonsentrasjoner om vinteren, ettersom andre faktorer som algeoppblomstringer er relativt lite forstyrrende på denne tiden. Påvirkninger fra landbruket vil også være mindre synlig på denne tiden av året ettersom avrenningen fra land er mindre. Avløpsvann har etter mekanisk rensing et utslipp på henholdsvis ca 1,36 g fosfor og 10,2 g nitrogen og pr person per døgn (Selvik et al., 2007). I avløpsvann foreligger hoveddelen av nitrogenet som ammonium (Barlinhaug, 2009). Dersom avløpsvannet var sporbart i resipienten vil en vente å finne forhøyede ammoniumverdier i vinterperioden ved TA-1 og TA-2. Dette observeres ikke.



Figur 7. Næringssalter målt i vannprøver fra Hidlefjorden tatt ved seks ulike tidspunkt for sommerseongen (S) og ved fem tidspunkt for vintersesongen (V). Vannprøvene er hentet fra tre stasjoner: TA-1 (blå linje), TA-2 (oransje linje), TA-3 (grå linje) og TA-ref (gul linje). Det er kvantifisert totalt fosfor (TOT-P), totalt nitrogen (TOT-N), fosfat (ortofosfat), ammonium og nitrat. De horisontale oransje strekene i hver figur angir grensen mellom god og moderat tilstand i resipienten i sommer- og vintersesong. Der det ikke er vist noen grense er det fordi denne ligger utenfor grafens område, dette gjelder grenseverdien for ammonium og nitrat for vintersesong.

3.1.2.2 Planteplankton og siktedyp

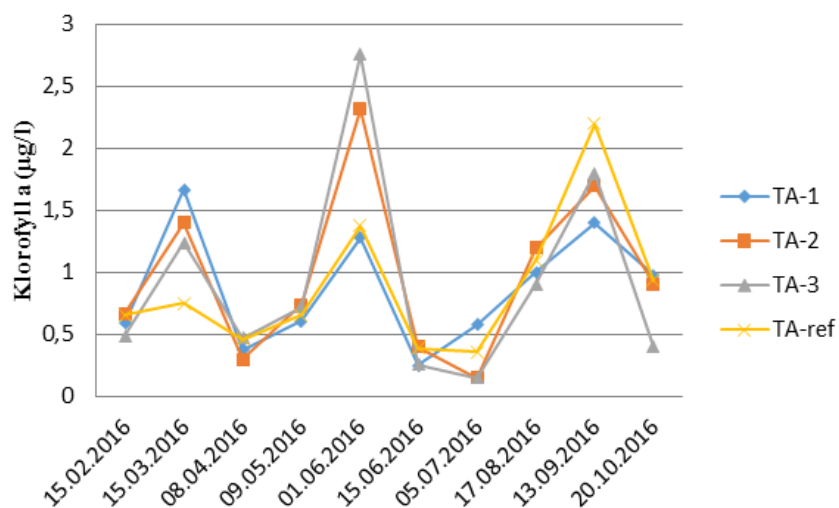
Resultatene for klorofyll a gir en indikasjon på mengden fotosyntetiserende plankton i vannet (Figur 8), mens siktedyp (Figur 9) indikerer den totale mengden partikler i vannet, både fotosyntetiserende og andre partikler som vil påvirke lysgjennomstrømming i vannet.

Tabell 14. 90-persentilen av alle klorofyll a-målinger mellom februar og oktober 2016 klassifisert iht. veileder 02:2013 revidert 2015.

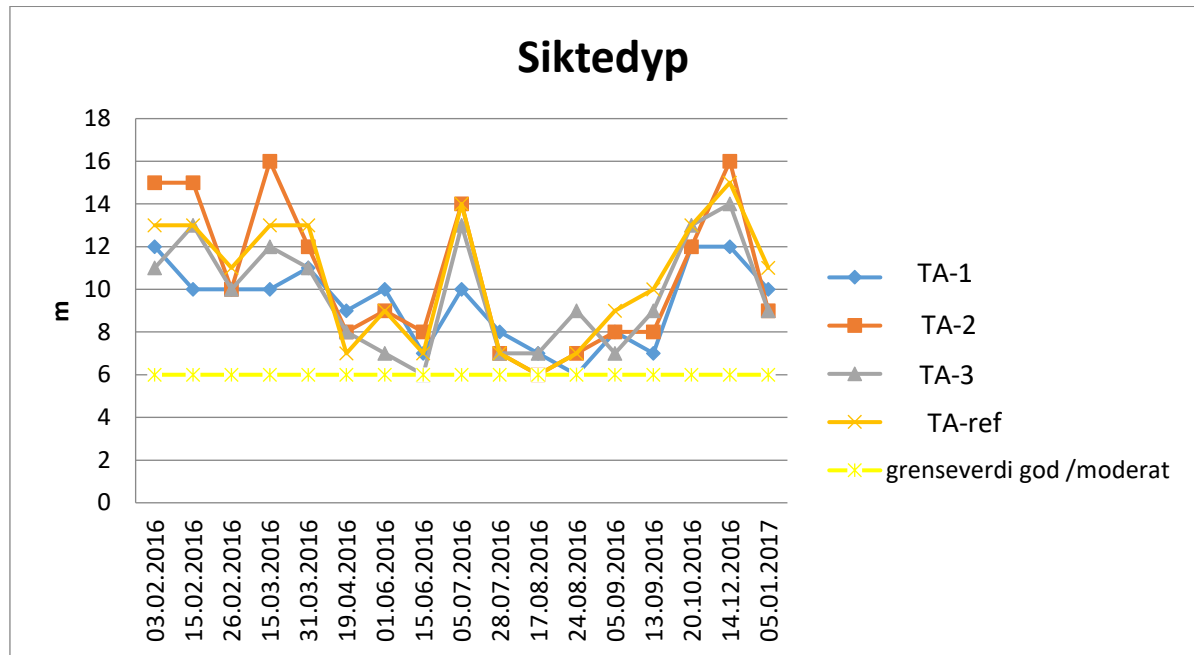
Stasjon	TA-1	TA-2	TA-3	TA-ref
90-persentil klorofyll a	1,6	2,3	2,7	2,1

Klorofyll a konsentrasjonen klassifiseres etter 90-persentilen av alle målingene, og denne indikerer svært god tilstand TA-1, TA-3 og TA-ref og god tilstand ved TA-2. De kvantifiserte mengdene av klorofyll a i vannprøvene viser at det er en økning i mengden klorofyll i vannprøvene fra Hidlefjorden i mars ved stasjon TA-1, TA-2 og TA-3. Det er vanlig med en oppblomstring av planteplankton tidlig på våren når lagdeling i vannsøylen hindrer planktonet i å synke ut av fotisk sone, og det er tilstrekkelig med lys og næringssalter til å sikre god vekst. Utover sommeren avtar ofte planteplanktontettheten ettersom næringssaltene brukes opp og lagdelingen av vannsøylen hindrer sammenblanding med dypereliggende næringsrike vannmasser. En ser likevel en økning i konsentrasjonen av klorofyll a i juni ved stasjon TA-2 og TA-3, noe som tyder på en tilførsel av næringssalter ved disse stasjonene. Konsentrasjonene er likevel relativt lave. I september ser man også en oppblomstring ved stasjon TA-1, TA-2, TA-3 og TA-ref. Det er vanlig at det oppstår en mindre oppblomstring på høsten ettersom lagdelingen i vannsøylen gradvis brytes opp og næringsrikt vann tilføres de øvre vannmassene.

Siktedyp registrert for de samme datoene viser et sammenfallende mønster med konsentrasjonen klorofyll i vannprøvene. Det er kortere siktedyp når det er registrert høyere konsentrasjonen av klorofyll. Dette gjelder for juni og september, men ikke for mars. Siktedypet er i god eller svært god tilstand ved samtlige undersøkte datoer. Det er ingen entydig forskjell i siktedyp mellom stasjonene.



Figur 8. Mengden klorofyll a ved tre stasjoner (TA-1, TA-2, TA-3 og TA-ref) i Hidlefjorden.



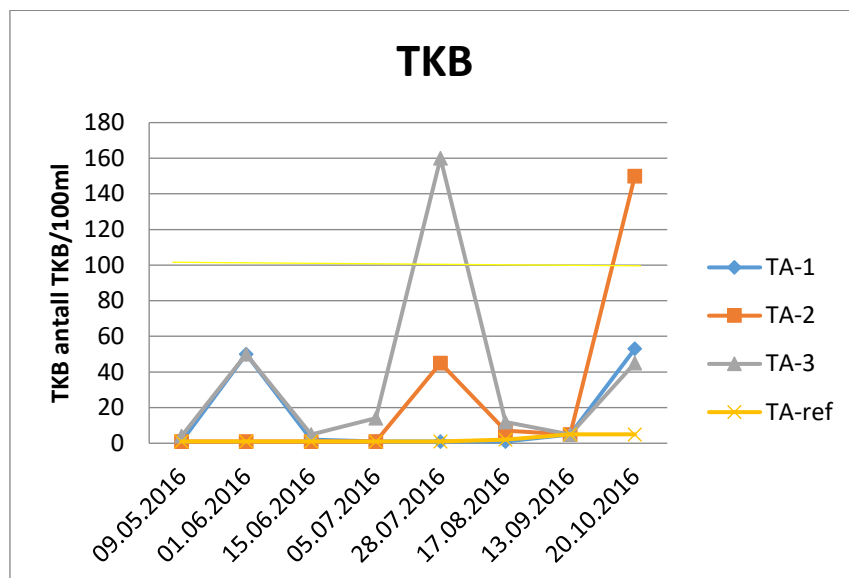
Figur 9. Siktedyp ved tre stasjoner (TA-1, TA-2, TA-3 og TA-ref) i Hidlefjorden i nærhet av Tau RA. Gul linje representerer skille mellom og moderat tilstand.

3.1.2.3 Termotolerante koliforme bakterier (TKB)

Forekomst av termotolerante koliforme bakterier (TKB) indikerer fersk fekal forurensning i resipienten. Konsentrasjonen av TKB klassifiseres etter 90-persentilen. Konsentrasjonen av TKB i resipienten er generelt lav, spesielt ved referansestasjonen (Tabell 15). TA-1, TA-2 og TA-3 klassifiseres som god, mens TA-ref klassifiseres som svært god. Det observeres en topp i TKB-konsentrasjon i august ved TA-3 og en topp i oktober ved TA-2. Dette tyder på tidvis tilførsel av TKB i overflatevannet både fra Krossvatnet (juli) og fra renseanlegget (oktober).

Tabell 15. 90-persentilen av alle TKB-målinger mellom februar og oktober 2016 klassifisert iht. veileder 02:2013 revidert 2015.

Stasjon	TA-1	TA-2	TA-3	TA-ref
90-persentil av TKB	50,9	76,5	83	5



Figur 10. Mengden (antall/liter) termotolerante koliforme bakterier (TKB) i vannprøver hentet fra Hidlefjorden ved tre stasjoner, TA-1, TA-2, TA-3 og TA-ref. Grenseverdi mellom god og moderat er markert med en gul linje.

3.1.2.4 Makroalger

Tilstanden ved referansestasjonen kunne klassifiseres som god, mens tilstanden ved TA-M-1 nedstrøms utslippspunktet var moderat (se Tabell 16). Det ble funnet et relativt lavt antall arter ved begge stasjoner.

Ved Ta-M-1 var stasjonen dominert av blæretang. Grisatang, tarmgrønske og fjæreblood var andre vanlige arter. Registreringsforholdene ved Ta-M-1 var utfordrerne, grunnet mange store stein som laget små pytter det var vanskelig å få oversikt over. Det er derfor noe usikkert om alle arter ved stasjonen ble funnet. Ved Ta-M-ref var makroalgesamfunnet dominert av sagtang, andre vanlige arter var tarmgrønske, blæretang og fjæreblood.

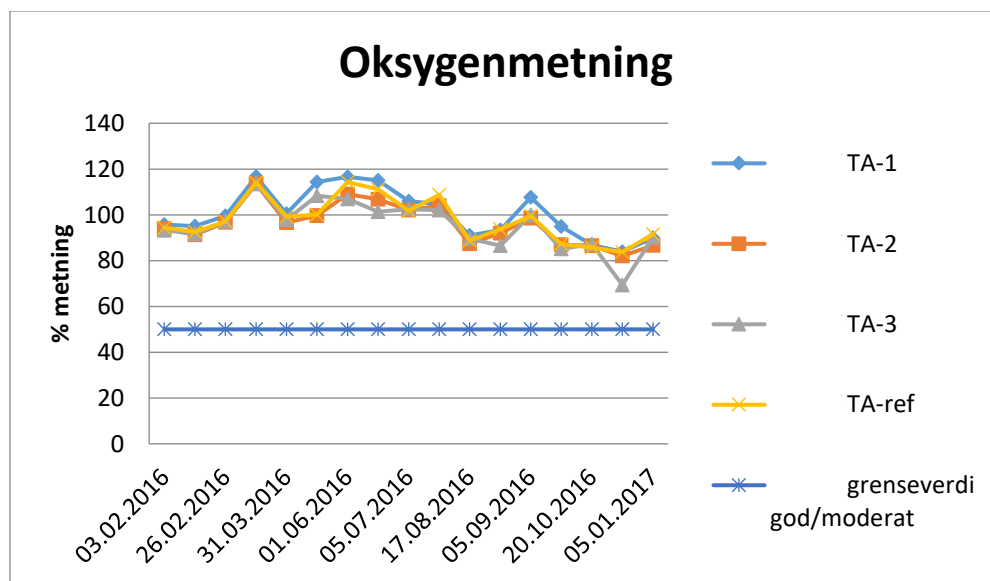
Det er lite trolig at det er utslipp fra renseanlegget som forårsaker forskjellene i tilstandsklasse mellom TA-M-1 og TA-M-ref. Krossvatnet har sitt utløp i bukten øst for TA-M-1 og er en del av vannforekomsten Tauvassdraget- nedstrøms Bjørheimvatnet. Det er både i 2009 og 2012 registrert forhøyede verdier av nitrogen i denne vannforekomsten, tilsvarende moderat tilstand. Undersøkelsene av næringssaltene viser også periodevis topper med nitrat og over grenseverdi ved stasjon TA-3 som er plassert ved utløpet av Krossvatnet. Det må også tas i betraktning at indeksen må brukes med forsiktighet ettersom den ikke er tilpasset dette geografiske område.

Tabell 16. Klassifisering av makroalger ved TA-M-ref og TA-M-1. Klassifisering er gjort iht. veileder 02:2013 revidert 2015.

	TA-M-1	TA-M-ref
Antall arter	12	15
Grønnalger/totalt antall	0,49	0,87
Rød/totalt antall	0,67	0,82
Brun/totalt antall	0,67	0,80
Normalisert rikhet	0,49	0,55
I/II	0,61	0,86
PII/totalt antall arter	0,37	0,47
Sum brun	0,50	0,66
Sum grønn	0,56	0,59
Gjennomsnittlig EQR	0,54	0,70

3.1.2.5 Oksygen

Oksygenmengden i bunnvannet (1 meter over bunn) for stasjonene ved Tau er presentert i Figur 11. Oksygenmetningen var god ved alle målinger, tilsvarende god eller svært god tilstand, og varierte fra 69 % til 117 %. Det var liten forskjell mellom de ulike stasjonene ved samme dato. Det er i midlertid en generell reduksjon i oksygenmengden i bunnvannet over prøvetakingsperioden. Etter juli reduseres oksygeninnholdet til under 100 % for samtlige stasjoner.



Figur 11. Oksygeninnhold (%) målt i bunnvannet ved fire stasjoner (TA-1, TA-2, TA-3 og TA-ref ved Tau Ra).

3.1.2.6 Kornstørrelse og organisk karbon

Sedimentet var relativt grovt (1,9 – 31,5 % finstoff mindre enn 63 µm) ved samtlige stasjoner, spesielt ved referansestasjonen (Tabell 17). Sedimentets innhold av organisk karbon, justert for sedimentets innhold av finstoff, indikerte god tilstand ved TA-B-1 og Ta-ref. Ved TA-B-3 var innholdet langt høyere og tilsvarte svært dårlig tilstand. Krossvatnet, som har utløp rett ved TA-B-3, fører med seg store mengder organisk karbon som blir liggende i denne bukten. Det ble funnet store mengder kvist og løv i sedimentet under undersøkelsene. Det er usikkert om den noe høyere mengden TOC funnet i sedimentet ved TA-B-1 sammenlignet med Ta-B-ref skyldes renseanlegget eller påvirkning fra Krossvatnet.

Tabell 17. Sedimentets innhold av finstoff (leire og silt), organisk karbon og organisk karbon normalisert for andelen finstoff.

Parameter	Enhet	TA-B-1 Sediment	TA-B-3 Sediment	TA-B-Ref Sediment
Tørrstoff (E)	%	68,3	50,6	82,7
TOC	% TS	1,41	2,84	0,32
Kornstørrelse < 63µm	%	31,5	15,9	1,9
NTOC		26,43	43,538	20,858

3.1.2.7 Bunnfauna

Resultatene fra bunnfaunaundersøkelsene ved Tau er presentert i Tabell 18, Tabell 19 og Tabell 20 under.

For stasjon TA-B-1 (Tabell 18) viser samtlige indekser, sett bort fra indeks DI for 1 av 3 paralleller, at tilstanden for bunnfaunaen i sedimentet er god. Det ble funnet 66 ulike arter/grupper i prøvene fra denne stasjonen. Det ble registrert arter som er følsomme for organisk belastning, som børstemarkar i familiene Ampharetidae og Phyllodocidae og krepsdyr i familien Ampeliscidae, og arter som ikke forventes å påvirkes nevneverdig av organisk belastning. Av de totalt 66 registrerte ulike artene/gruppene regnes 60 % som tolerante eller opportunistiske arter. Dette er for eksempel muslinger som *Kurtiella bidentata* og *Corbuila gibba*. Disse to muslingene er arter som forekommer i miljø der det er høy organisk belastning og lave nivå av oksygen. Forekomsten av disse artene er i overensstemmelse med at det ble registrert lukt av svovel av sedimentet da det ble hentet prøver ved denne stasjonen. Gjennomsnittet av alle indeksene viser at tilstanden til bunnfaunaen ved stasjonen er god.

Tabell 18. Bunnfauna er undersøkt ved stasjon TA-B- 1 utenfor Tau. Tilstanden er angitt som indeksverdier og normaliserte indeksverdier (nEQR) for artssammensetning (NQI1), artsmangfold (H' og ES100), samt ømfintlighet (ISI2012, NSI og DI). Indeksene er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. Blå farge angir svært god tilstand, grønn god tilstand, gul moderat tilstand, og oransje dårlig tilstand.

TA -B-1									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennomsnitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQI1	0,71	0,73	0,64	0,70	0,68	0,70	0,61	0,68	0,66
H'	4,11	3,66	3,83	4,49	0,72	0,67	0,69	0,77	0,70
ES100	25,94	24,06	21,10	28,66	0,71	0,68	0,65	0,74	0,68
ISI2012	8,02	8,46	8,05	8,71	0,65	0,69	0,65	0,71	0,66
NSI	22,36	21,54	22,00	21,98	0,69	0,66	0,68	0,68	0,68
DI	0,41	0,42	0,76	0,56	0,76	0,77	0,33	0,55	0,62
Gjennomsnitt:								0,69	0,67

For stasjon TA-B-3 (Tabell 19) viser at tilstanden til bunnfaunaen er god for de fleste indeksene (4/6), med unntak av H', ES100 og DI som har henholdsvis moderat, moderat og dårlig tilstand. Også ved denne stasjonen er antallet registrerte arter høyt: 62 ulike arter ble registrert. Som ved TA1 er overvekten av artene (60 %) tolerante eller opportunistiske. For eksempel ble muslinger i slekten *Thyasira* registrert, samt børstemarken *Protodorvillea kefersteini*. Det ble i tillegg registrert arter som regnes som følsomme for organisk belastning, for eksempel børstemarken *Sosane sulcata* og krepsdyret *Ampelisca sp.* Den gjennomsnittlige tilstanden for bunnfaunaen ved stasjonen er moderat.

Ved TA-B-2 var det ikke mulig å ta ut bunnfaunaprøve da bunnsedimentet virket å være blåst bort av oppvirvling fra propellene fra ferjene som går forbi denne stasjonen.

Tabell 19. Bunnfauna er undersøkt ved stasjon TA-B- 3 i Tauvågen. Tilstanden er angitt som indeksverdier og normaliserte indeksverdier (nEQR) for artssammensetning (NQI1), artsmangfold (H' og ES100), samt ømfintlighet (ISI2012, NSI og DI). Indeksene er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. Blå farge angir svært god tilstand, grønn god tilstand, gul moderat tilstand, og oransje dårlig tilstand.

TA-B- 3									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQI1	0,71	0,71	0,65	0,72	0,68	0,68	0,62	0,69	0,66
H'	2,59	2,54	2,61	2,97	0,53	0,52	0,53	0,59	0,52
ES100	20,30	18,66	13,65	20,65	0,64	0,62	0,50	0,64	0,59
ISI2012	7,66	7,99	8,45	8,34	0,61	0,65	0,69	0,68	0,65
NSI	21,95	22,71	18,76	20,75	0,68	0,71	0,55	0,63	0,65
DI	0,65	0,64	0,58	0,63	0,24	0,23	0,58	0,22	0,35
Gjennomsnitt:								0,58	0,57

For stasjon TA-B-REF (Tabell 20) viser alle indekser god eller svært god (DI) tilstand for bunnfaunaen i sedimentet. Artssammensetningen viser at situasjonen i sedimentet er god, men det er registrert færre ulike arter ved denne stasjonen enn for de øvrige Tau-stasjonene. Ved TA REF er det registrert 52 ulike arter/grupper, 18 % av disse regnes som følsomme arter, mens 44 % regnes som arter som ikke påvirkes nevneverdig hverken negativt eller positivt av organisk belastning. Imidlertid viser artssammensetningen at stasjonen har en viss grad av organisk belastning, da omtrent 40 % av de registrerte artene utgjorde arter som regnes som tolerante eller opportunistiske arter. Eksempler på dette er muslinger av slekten *Thyasira* og børstemark som *Chaetozone setosa* og *Galatowenia oculata*. Den gjennomsnittlige tilstanden til bunnfaunaen ved referansestasjonen er god.

Tabell 20. Bunnfauna er undersøkt ved referansestasjon TA REF ved Tau. Tilstanden er angitt som indeksverdier og normaliserte indeksverdier (nEQR) for artssammensetning (NQI1), artsmangfold (H' og ES100), samt ømfintlighet (ISI2012, NSI og DI). Indeksene er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. Blå farge angir svært god tilstand og grønn god tilstand.

TA-B- 3									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom- snitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQI1	0,71	0,71	0,65	0,72	0,68	0,68	0,62	0,69	0,66
H'	2,59	2,54	2,61	2,97	0,53	0,52	0,53	0,59	0,52
ES100	20,30	18,66	13,65	20,65	0,64	0,62	0,50	0,64	0,59
ISI2012	7,66	7,99	8,45	8,34	0,61	0,65	0,69	0,68	0,65
NSI	21,95	22,71	18,76	20,75	0,68	0,71	0,55	0,63	0,65
DI	0,65	0,64	0,58	0,63	0,24	0,23	0,58	0,22	0,35
Gjennomsnitt:								0,58	0,57

3.1.3 Modellering av utslippet fra Tau RA

Vi har simulert utslippsvannet innlagring og fortykning med ulike verdier for utslippsmengder og strømhastigheter i resipienten for å få oversikt hvordan disse påvirker utslippets innblanding. Alle beregningene er utført med 16 forskjellige hydrografiprofiler (se Figur 4). Resultater fra beregninger med varierende strømhastigheter er vist i dette kapittelet. Resultater med forskjellige utslippsmengder og for det verste tenkelige scenariet er vist i Vedlegg 1.

3.1.3.1 Innlagringen av avløpsvann

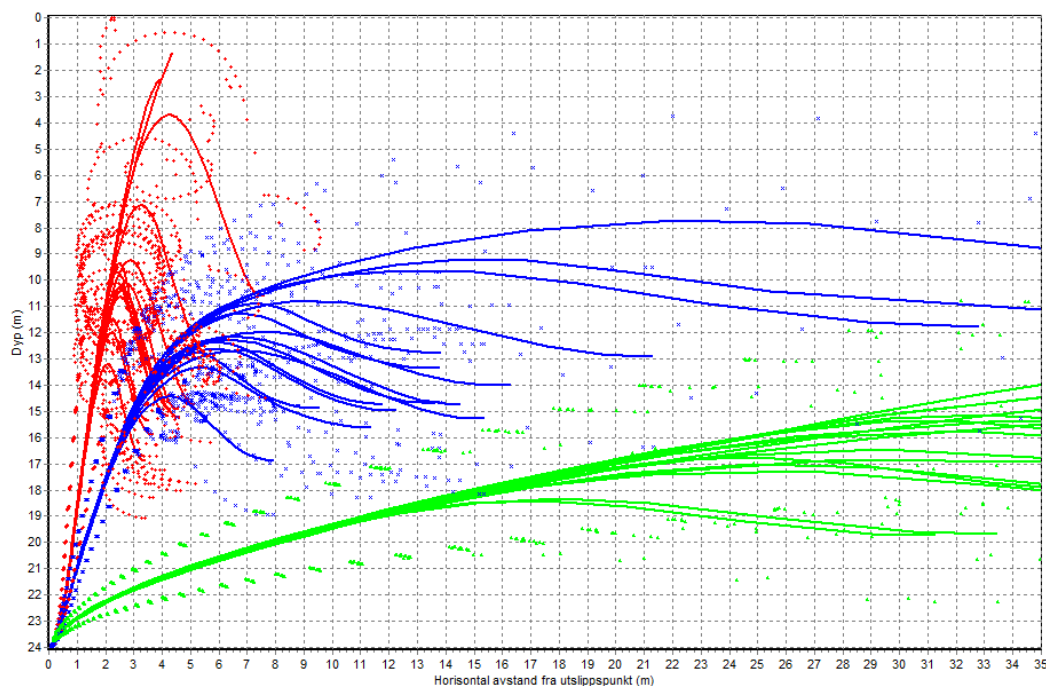
Hydrografiske forhold i resipienten er generelt avgjørende for innlagringen av utslippet. Figur 4 viser at det i perioden januar.2016 – februar.2017, nesten alltid var sjikting i vannmassene ved Tau. Noen av vinterprofilene viser mindre sjikting i vannmassene og ved disse forholdene kan det bli problematisk å få innlagring av avløpsvannet.

Vi har først simulert utslippets spredning med middelsvannmengde og strålebaner for utslippskyer er vist i Figur 12. Røde kurver indikerer lav strømsstyrke i resipienten, blå indikerer middelsstrøm og grønt høy strømhastighet. Beregninger viser at i tillegg til hydrografiske forhold, er strømhastighet ved utslippspunkt avgjørende for avløpsvannets innlagring ved Tau. Gjennombrudd til overflaten er mest sannsynlig når strømhastighet i resipienten er lav (røde linjer i Figur 12). Ved lave hastigheter er det hydrografiske forhold målt den 20.10.2016 og 31.3.2016 som fører til at utslippsvannet stiger hele vei opp til overflata. Disse profiler viser tydelig sjikting kun i øverst 0-5 m av vannmassene. I tillegg medfører de hydrografiske forhold som registret den 26.2.2016, at ytterst grense av utslippsskyen stiger opp til de øverste 0-1 m av vannmassene men deretter blir innlagret dypere.

Med middelsstrømsstyrke i resipienten (grønne kurver i Figur 12) blir avløpsvannet innlagret på relativt dypt vann. Avløpsvannet stiger først og synker deretter noe før det innlagres. Ved middelsstrømsstyrke i resipienten, kommer senterlinjene av utslippsskyen opp til 9–15 m dyp før endelig innlagring. Sentrene i disse skyene havner på ca. 10–17 m dybde, mens yttergrensene for de innlagrede skyene ligger mellom 5 og 19 m etter innlagring. Etter innlagringen vil avløpsvannet spres med strømmen samtidig som det fortynnes videre. Den høyeste strømhastigheten som er simulert forekommer relativt sjelden, men resultatene viser at økning i strømhastighet fører til innlagring på dypere vann. Dette er gunstig ved tanke på for eksempel badevannskvalitet i overflatelaget.

For å illustrere hvordan utslippsmengde påvirker innlagring, er resultatene for maksimale og gjennomsnittlige vannmengder vist i Vedlegg 1. Figur V1-1 viser at mengde utslippsvann i mindre grad vil være avgjørende for innlagring enn strømhastighet i resipienten (Figur 12). Utslippsskyene stiger noe høyere mot overflaten med de samme to hydrografiske profiler (målt 20.10.2016 og 31.3.2016) som gir gjennombrudd til overflate også ved maksimale vannmengder.

Maksimal utslippsmengde ($3.914 \text{ m}^3/\text{dag}$) kombinert med lav strømhastighet ansees som verste tenkelige scenario i forhold for innlagring av utslippet. Innlagring av utslippet i scenarioet er vist i Figur V1-2 (Vedlegg 1). Resultatene tilsier at i dette tilfellet vil senterlinjene av utslippet nå overflaten med tre profiler (målt 20.10.2016, 31.3.2016 og 26.2.2016) mens profilene fra resten av året viser at avløpsvannet fortsatt vil innlagres på 12-15 m dyp. Dette vil si at gjennombrudd til overflaten ikke er sannsynlig i sommermånedene selv om det verste tenkelige scenarioet ble brukt i modelleringen, og konsentrasjonen av bakterier i overflatevannet ikke vil overstige kriteria oppgitt for badevannskvalitet i denne perioden (Tabell 11).



Figur 12. Beregnet strålebaner for utslipp med gjennomsnittlig vannmengde (1.107 m³/dag). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene. Beregninger er gjort med tre ulike strømhastigheter i resipienten: Rød: lav hastighet (2 cm/s), Blå: middels (5-14 cm/s) og grønt: høy (18-30 cm/s).

3.1.3.2 Fortynning av avløpsvann og konsentrasjon av TKB i resipienten

Avløpsvannet blander seg raskt med omkringliggende vannmasser etter det er sluppet ut i sjøen. Ved å modellere utslippet kan man evaluere fortynning av avløpsvannet, og estimere konsentrasjonen av f. eks TKB ved ulik avstand fra utslippspunktet. Figur 13 viser fortynning ved bruk av middels vannmengde og ved tre forskjellige strømhastigheter i resipienten. Fortynningen er mest effektivt ved den øvre grensen av skyen og i sentrum av skyen vil fortynningen være lavere og omtrent 50-70 % av gjennomsnittet vist for hele skyen.

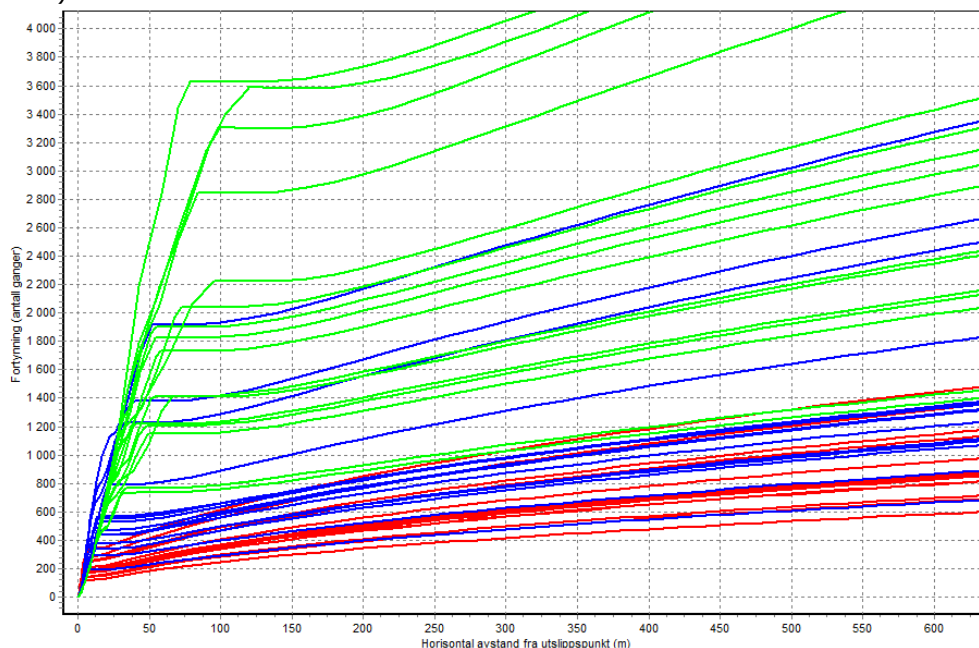
Som beregninger i kapittel 3.1.3.1 viser, vil det kunne forekomme gjennombrudd av avløpsvann til overflaten ved lav strømhastighet i resipienten kombinert med de hydrografiske forhold som observeres i enkelte av vintermånedene (mars, november). Under disse hendelsene vil avløpsvannet være fortynnet ca. 100-220 ganger før det eventuelt når overflaten med en horisontal avstand på ca. 5 m fra utslippspunktet. Figur 14 viser beregnet konsentrasjon av TKB ved basert på disse forutsetningene. Ved gjennombrudd til overflaten kan konsentrasjon av TKB i overflatevannet nå opp mot 8.000 per 100 ml. Dette tilsvarer meget dårlig vannkvalitet (Tabell 11). Imidlertid er gjennombrudd til overflaten kun sannsynlig i vintermånedene når badinger mindre aktuelt.

Modelleringen med profiler fra resten av året (med mer vertikal sjikting) indikerer at avløpsvannet ikke når overflaten, men at den vil kunne forringe vannkvaliteten på dypere vann. Imidlertid er konsentrasjon høy kun i et avgrenset lag hvor utslippet blir innlagret (se Figur 12) og dette medfører ingen helserisiko.

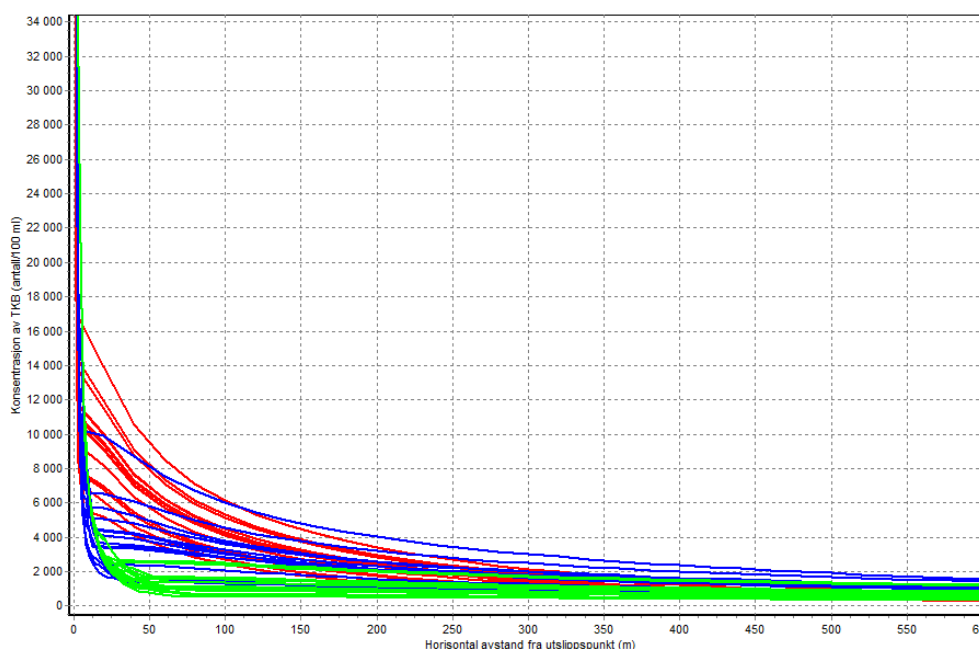
Figur 13 viser også at fortynningen er mindre effektiv etter innlagring eller gjennombrudd til overflaten, fordi det da er den naturlige turbulente blandingen som bestemmer størrelsen av fortynningen. Under primærfortynningen (i.e. før gjennombrudd eller innlagring) vil blandingen mellom avløpsvann og sjøvann er mye mer effektiv. Ved å sammenligne grafene i Figur 13 kan man se at økning i strømhastighet i resipienten gir mer effektiv fortynning. Ved 100 m avstand fra

utslippspunkt er vannet fortynnet omtrent 200-400, 250-2000 og 800-3600, henholdsvis ved bruk av lave, middel og høye strømhastigheter i resipienten.

For å illustrere hvordan utslippsmengde påvirker fortynningen er beregninger ved middel og maksimale vannmengde vist i Vedlegg 1. Økning i vannmengde har større betydning for fortynning enn innlagring. Ved maksimale vannmengde er utslippet fortynnet cirka 150-700 ganger på 100 m avstand fra utslippspunkt, sammenlignet med 250-2000 ved middelsvannmengde (Figur V1-2).



Figur 13. Gjennomsnittlig fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med gjennomsnittlig vannmengde (1.107 m³/dag). Beregninger er gjort med tre ulike strømhastigheter i resipienten: Rød: lav hastighet (2 cm/s), Blå: middels (5-14 cm/s) og grønt: høy (18-30 cm/s).



Figur 14. Beregnet konsentrasjon av TKB (per 100 ml) med avstand fra utslippet, simulert med gjennomsnittlig vannmengde (1.107 m³/dag). Beregninger er gjort med tre ulike strømhastigheter i resipienten: rød: lav hastighet (2 cm/s), blå: middels (5-14 cm/s) og grønt: høy (18-30 cm/s).

3.1.4 Utvikling i resipienten

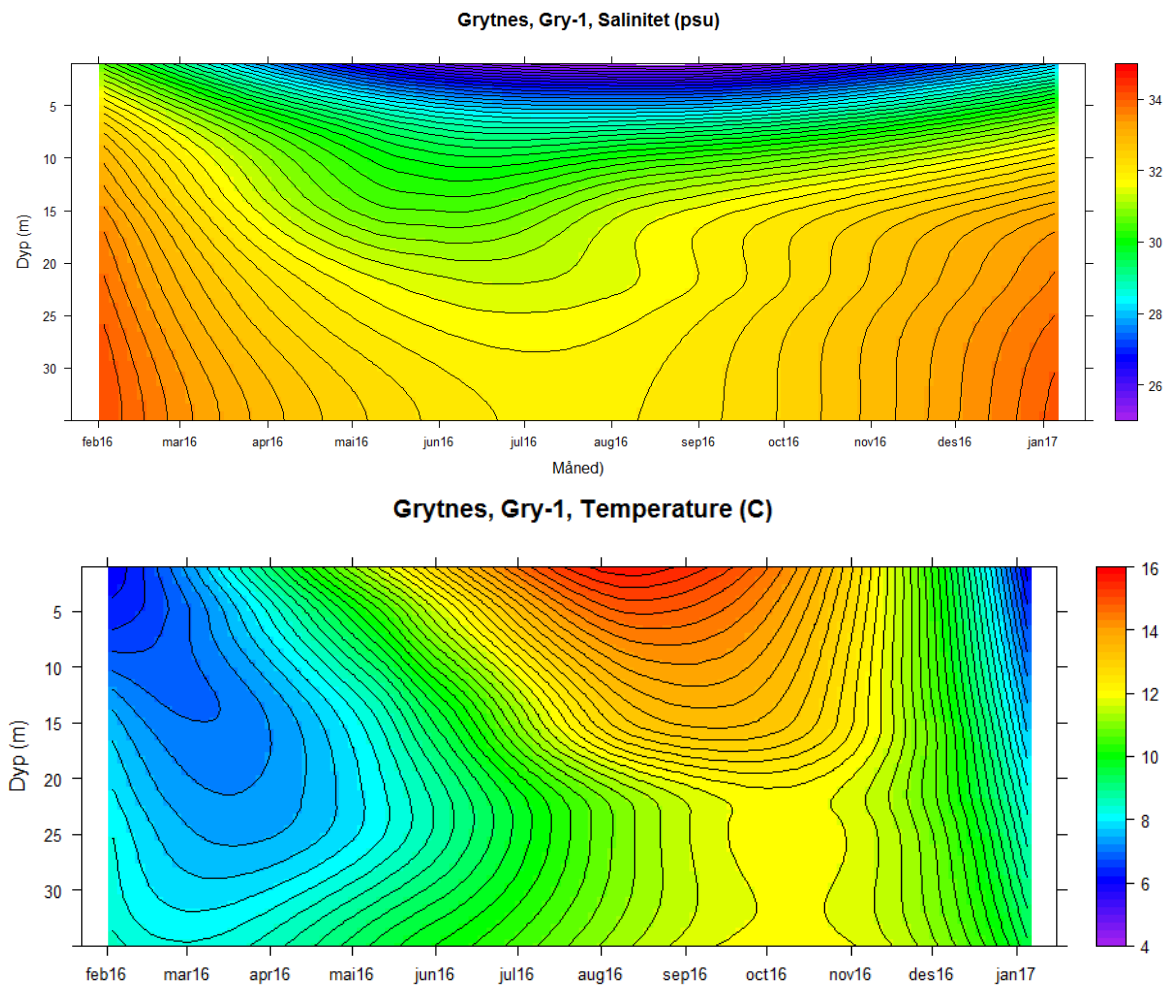
Det ble i februar 2010 gjennomført undersøkelser av bunnfauna og næringssalter i Tauvågen for å kartlegge eventuelle konsekvenser av utslippet fra Lerøys settefiskanlegg i Tauvågen (Rådgivende biologer, 2010). Vannprøver for analyse av næringssalter (Tot-N, Tot-p, nitrat, ammonium, fosfat) ble tatt da tatt ut i nærheten av Ta-1 og omtrent 50 m sørøst for Ta-2. Prøvene viste konsentrasjoner tilsvarende svært god tilstand for alle næringssaltene. Det er imidlertid kun tatt ut en prøve, og ettersom næringssaltkonsentrasjonen kan være svært variabel i løpet av et år, har undersøkelsen begrenset verdi. Verdiene målt ved Ta-1 i februar 2016 viste moderat tilstand for Tot-P, dårlig tilstand for fosfat, svært god tilstand for Tot-N og god tilstand for ammonium og nitrat. Grunnet få målinger i 2010 kan man likevel ikke konkludere med tilstanden er redusert. Området mottar vann fra Krossvanet, samt at utslippet til Lerøy settefiskanlegg kan få gjennombrudd til overflatene ved ugunstige forhold i vintermånedene (prøvepunktet kun 10-20 meter fra utslippet). Variasjoner i disse forholdene kan ha medført til at næringssaltkonsentrasjonen er høyere ved målingene i februar 2016 enn februar 2010.

Det ble tatt ut prøver av bunnfauna omtrent ved Tau-B-2 (C1) i 2010 (Rådgivende biologer, 2010) hvor det ikke var mulig å få opp prøve ved årets undersøkelse, og ved to stasjoner lenger ut i fjorden, omtrent 500 m (C2) og 2500 m (C3) vest for Tau-B-2. Det er i hovedsak benyttet indekser som ikke lenger er i bruk, og det er kun indeksen H' som er direkte sammenlignbar med årets undersøkelse. Indeksen indikerte god tilstand ved alle stasjoner. Det ble også gjort forsøk på å ta ut bunnfaunaprøver med en mindre grabb nærhet av både det offentlige utslippet og utslippet fra utslippet til Lerøy. Disse prøvene tydet på noe påvirkning helt i nærhet av det offentlige utslippet, H' indeksen indikerte dårlig tilstand ved det offentlige utslippet, og svært dårlig tilstand ved det utslippet fra settefiskanlegget. Det ble også gjennomført en undersøkelse av bunnfauna i 2001, ved omtrent ved utslippspunktet (C1) og ved C2 og C3 fra undersøkelsene i 2010 (Tvedten, 2001). Tilstanden basert på H'-indeksen, som var den eneste indeksen som også ble benyttet ved årets undersøkelse, indikerte dårlig tilstand ved C1 mens den var god ved C2 og C3. Det er verdt å påpeke at utslippet fra settefiskanlegget da lå ved samme punkt som det offentlige avløpet. Til sammenligning viste H' i 2016 god tilstand ved Ta-B-1 i 2016. Denne stasjonen ligger noe lenger nord enn de tidligere undersøkte stasjonene, men årets undersøkelse tyder likevel på at det ikke har vært noen stor endring i graden av organisk belastning i resipienten.

3.2 Grytnes renseanlegg - Idsefjorden

3.2.1 Hydrografi og strømforhold

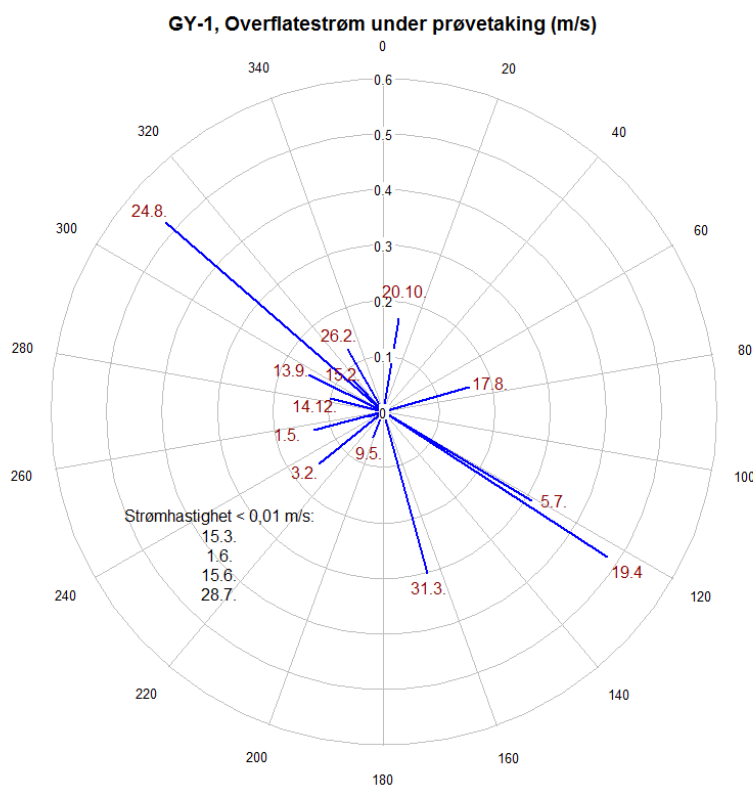
Det ble totalt målt 16 CTD-profiler ved prøvestasjoner ved GRY-1 i perioden 3.2.2016-5.1.2017. Figur 15 viser isotermer for salinitet og temperatur som funksjon av tid og dyp ved Grytnes. I periode april til desember er det tydelig tilførsel av ferskvann til fjorden og dannelsen av et brakkvannslag (salinitet < 27 psu). I juni til oktober ligger sprangsjiktet på cirka 6 m dyp. Ferskvannstilførsel avtar utover vinteren og det observeres noe mindre sjikting i vannmassene. Temperaturen øker betydelig mot overflaten i sommermånedene, samtidig som saliniteten synker. Den høyeste temperaturen i vannmassene ble registrert i september (16 °C). Figur 15 viser at det i hovedsak alltid er sjikting i vannmassene ved Grytnes. Dette er gunstig for utslippets innlagring.



Figur 15. Salinitet (psu) og temperatur (°C) som funksjon av tid og vanddyp (m) i stasjon GRY-1.

Resultatene fra strømmålinger utført i periode 13.september – 21.oktober 2016 viser at strømmen generelt er noe svakere ved Grytne enn ved Tau. Den høyeste gjennomsnittshastigheten ble registrert på 4 m dyp (7 cm/s). Dypere i vannmassene (ved 14 og 24 m dyp) var gjennomsnittsstrømmen 3 cm/s. Maksimal strømstyrke på overflaten nådde til 47 cm/s, men dette forekom svært sjelden. I overflatelaget var retningen mot sør-sørvest (190-210 °) dominerende, mens dypere i vannmassene varierte retningen mye i løpet av måleperioden og det var ingen dominerende retning.

Overflatestrømmen ble i tillegg registrert gjennom å måle fra fartøyets drift under prøvetaking. Figur 16 viser registrert retning og hastighet av fartøyets bevegelse ved målestasjon GRY-1 ved ulike datoer for prøvetaking. Driften kan være påvirket av vindretning og styrke under prøvetakingen, og figuren viser ingen dominerende retning for overflatestrømmen. Maksimal hastighet av overflatestrømmen var omtrent 0,5 m/s.



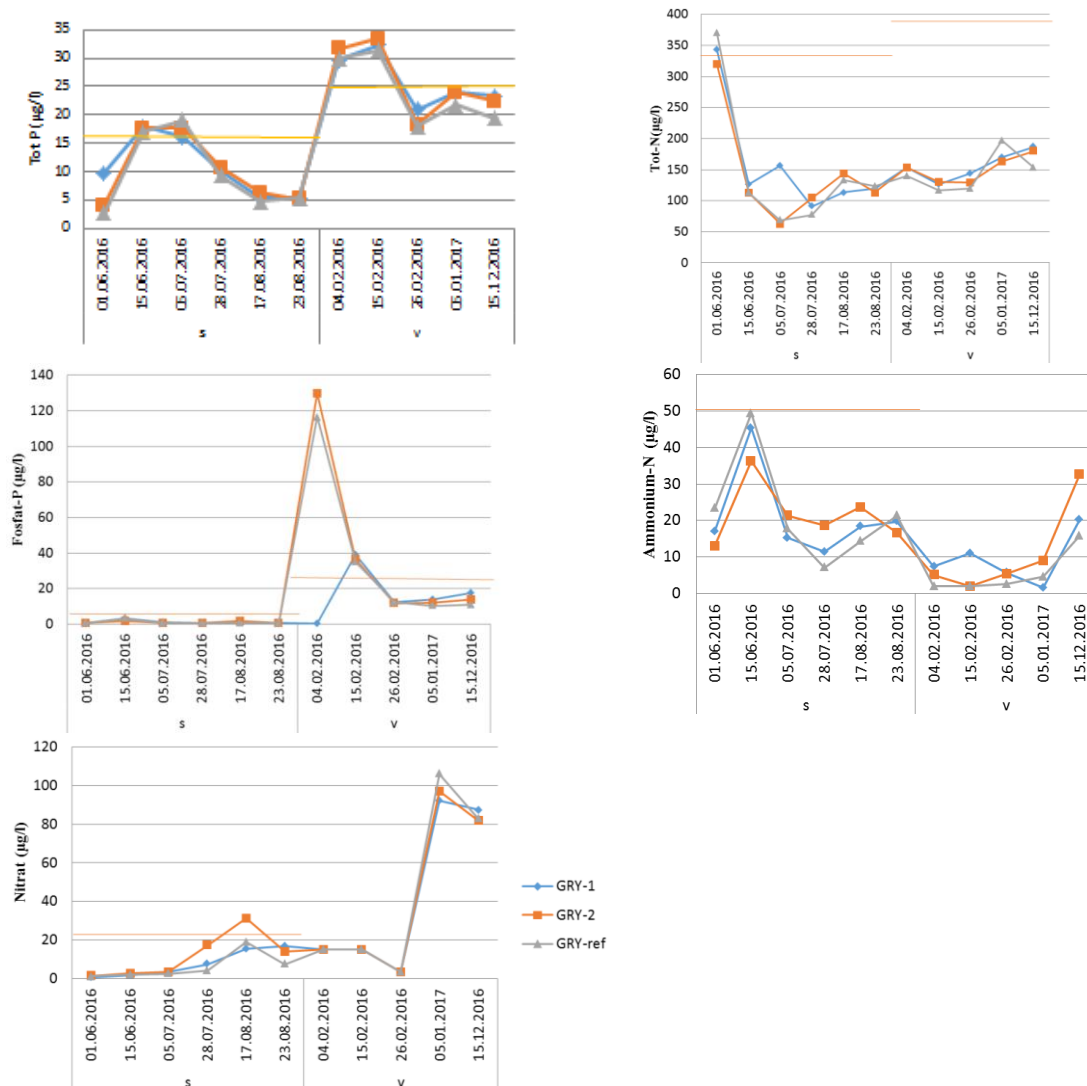
Figur 16. Retning og hastighet målt ved fartøyets drift under prøvetaking ved GRY-1. Det er 4 dager (16.3, 1.6., 15.6., og 28.7.) når driften var såpass liten at driften er ikke synlig i figuren.

3.2.2 Biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer

3.2.2.1 Næringssalter

Det ble generelt observert lave næringssaltkonsentrasjoner i overflatevannet og kun mindre forskjeller mellom referansestasjonen og Gry-1 og Gry-2. Det ble som ved Tau observert forhøyde konsentrasjoner av total fosfor 04. og 15. februar (moderat tilstand) og forhøyde verdier for fosfat den 04.02 ved GRY-ref og GRY-2. Det ble også observert overkonsentrasjoner av total fosfor ved samtlige stasjoner den 15.06 og den 05.07 (moderat tilstand). I begynnelsen av juni ble det registrert verdier tilsvarende moderat tilstand for total nitrogen ved stasjon GRY-1 og GRY-ref. Det ble observert nitrat tilsvarende moderat tilstand ved GRY-2 den 17.08. Det var også en økning ved de andre to stasjonene, men konsentrasjonene ligger akkurat innenfor god tilstand.

Avløpsvann inneholder store mengder nitrogen som først og fremst foreligger som ammonium. Dersom avløpsvannet i betydelig grad påvirker næringssaltkonsentrasjonen i de øverste 10 meterne ville en forvente å se en økning i ammoniumverdier i vinterperioden når ferskvannstilførsel og dermed tilførselen fra de fleste andre kilder er lav. Det observeres noe høyere konsentrasjoner av ammonium ved GRY-1 og GRY-2, men er kun små forskjeller og samme forskjell observeres i året rundt. Det er derfor ikke trolig at avløpsvannet påvirker næringssaltkonsentrasjonen i overflatevannet i betydelig grad.



Figur 17. Næringsalter målt i vannprøver fra Idsefjorden tatt ved seks ulike tidspunkt for sommerseongen (S) og ved fem tidspunkt for vintersesongen (V). Vannprøvene er hentet fra tre stasjoner: GRY-1 (blå linje), GRY-2 (oransje linje) og GRY-ref (grå linje). Det er kvantifisert totalt fosfor (TOT-P), totalt nitrogen (TOT-N), fosfat (ortofosfat), ammonium og nitrat. De horisontale oransje strekene i hver figur angir grensen mellom god og moderat tilstand i resipienten i sommer- og vintersesong. Der det ikke er vist noen grense er det fordi denne ligger utenfor grafens område, dette gjelder grenseverdien for ammonium for vintersesong.

3.2.2.2 Planteplankton og siktedyp

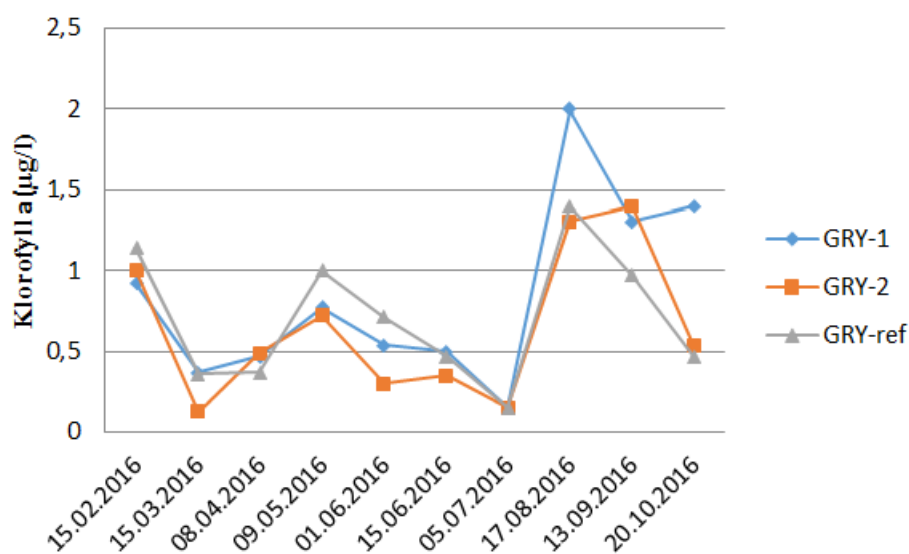
Resultatene for klorofyll a gir et mål på mengden fotosyntetiserende plankton i vannet (Figur 18), mens siktedypet (Figur 19) reflekterer den totale mengden partikler i vannet, både fotosyntetiserende og andre partikler som vil påvirke lysgjennomstrømming i vannet.

Konsentrasjonene av klorofyll a klassifiseres etter 90-persentilen. Denne viste svært god tilstand ved alle stasjoner (Tabell 21). Konsentrasjonene var særlig lave fra februar til og med juli, og det observeres ingen tydelig våroppblomstring. I august observeres en økning i mengden klorofyll i vannet ved stasjon GRY-1, og en litt mindre markant økning ved GRY-2 og GRY-ref.

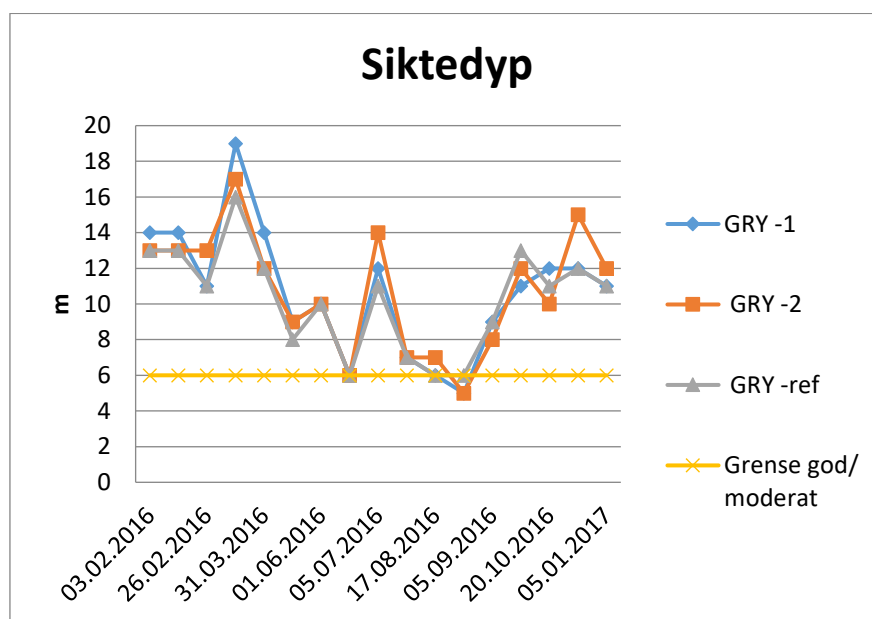
Tabell 21. 90-persentilen av alle klorofyll a-målinger mellom februar og oktober 2016 klassifisert iht. veileder 02:2013 revidert 2015.

Stasjon	GRY-1	GRY-2	GRY-ref
90-persentil klorofyll a	1,94	1,39	1,37

Siktedypet varierer mer enn konsentrasjonen av klorofyll a i vannprøvene. Siktedypet er kortest i juni og september, da er det nede i henholdsvis 6 og 5 meter. I september, sammenfaller reduksjonen i siktedyp med en økning i mengden klorofyll i vannet. Siktedypet klassifiseres i utgangspunktet kun i sommermånedene, og ligger i denne perioden innenfor tilstandsklasse god eller svært god. Det observeres ingen større forskjeller mellom stasjonene.



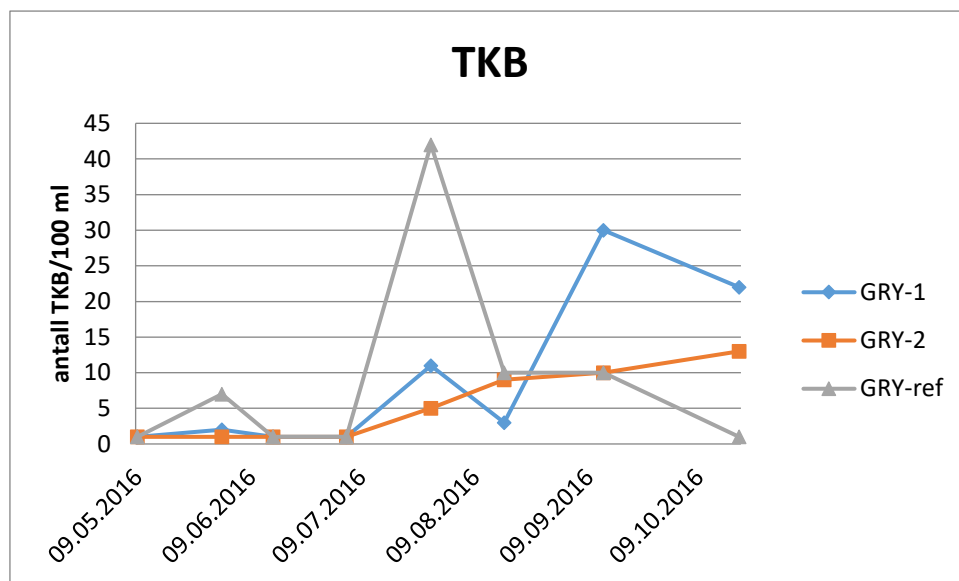
Figur 18. Mengden klorofyll a ved tre stasjoner (GRY-1, GRY-2 og GRY-ref) i Idsefjorden.



Figur 19. Siktedyp ved tre stasjoner (GRY-1, GRY-2 og GRY-ref) i Idsefjorden.

3.2.2.3 Termotolerante koliforme bakterier (TKB)

Innholdet av bakterier er generelt lav, alle målinger ligger innen tilstandsklasse god eller svært god. Det observeres en økning i antall bakterier ved GRY-ref den 09.08 og ved GRY-1 den 09.09.



Figur 20. Målt konsentrasjon av termotolerante koliforme bakterie (TKB, antall per 100 ml) ved tre stasjoner (GRY-1, GRY-2 og GRY-ref) i Idsefjorden.

3.2.2.4 Makroalger

Tilstanden ved GRY-M-ref og GRY-M-2 var moderat, mens den var god ved GRY-M-1 (Tabell 22). Ved GRY-M-1 ble det funnet relativt få arter (14) mens diversiteten var langt høyere ved GRY-M-ref (26 arter). GRY-M-2 hadde et midlere artsantall (19). Ved referansestasjonen var sagtang, rekeklo og skorpeformende kalkalger de vanligste artene. Bruntufs, grøndusk, krusflik, tanglo og grisetang forekom også spredt. Ved GRY-M-1 var blæretang den klart vanligste arten etterfulgt av grøndusk. Grisetang, krusflik, sagtang, skorpeformende kalkalge, grisetangdokke og tarmgrønske forekom spredt. Stasjon GRY-M-2 lå noe nærmere fastlandet og vannet luktet av jordbruk. Også ved denne stasjonen dominerte blæretang, men sagtang og vorteflik var vanlige. Krusflik, tarmgrønske, teinebusk, brunslil og tanglo ble funnet spredt.

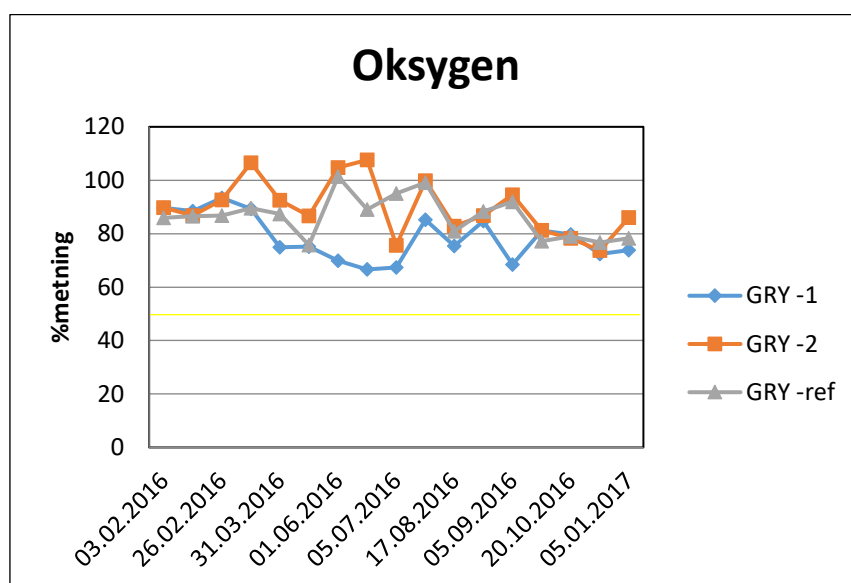
Undersøkelsen tyder på at de indre delene av området er påvirket av næringssaltbelastning. Det er ingen tydelig effekt av renseanlegget på makroalgesamfunnet.

Tabell 22. Klassifisering av makroalger iht. veileder 02:2013 revurdert 2015.

Indekser	Gry-M-ref	Gry-M-1	Gry-M-2
Antall arter	26	14	19
Grønnalger/totalt antall	0,68	0,74	0,55
Rød/totalt antall	0,82	0,83	0,82
Brun/totalt antall	0,62	0,57	0,53
Normalisert rikthet	0,65	0,45	0,58
I/II	0,70	1,00	0,73
PII/totalt antall arter	0,18	0,51	0,19
Sum brun	0,59	0,48	0,61
Sum grønn	0,46	0,58	0,55
Gjennomsnittlig EQR	0,59	0,65	0,57

3.2.2.5 Oksygen

Oksygennivået i bunnvannet (målt 1 meter over bunn) ved stasjonene er vist i Figur 21. Resultatene viser at mengden oksygen i bunnvannet registrert ved alle stasjoner ligger fra omtrent 65 % til 110 %. Oksygeninnholdet var tilsvarende god til svært god tilstand ved samtlige datoer. Oksygeninnholdet er generelt høyere ved stasjon GRY-2 sammenlignet med både GRY-1 og GRY-ref, og generelt lavest ved GRY-1. Det er likevel kun snakk om små forskjeller. I sommerhalvåret, fra mai til september, er variasjonen i konsentrasjonen på stasjonene, og mellom stasjonene, størst. Ved målingen 15.06.2016 er oksygeninnholdet i bunnvannet ved stasjon GRY-2 108%, ved neste måling, 05.07.2016, er oksygeninnholdet redusert til 76%. Den 15.06.2016 ble oksygeninnholdet på stasjon GRY-1 målt til 67 %. For stasjon GRY-2 og GRY-ref er det variasjoner i oksygeninnholdet i bunnvannet i perioden mellom mai og september, mellom 76 % og 108 % for GRY-2, og mellom 77 % og 101 % for GRY-ref.



Figur 21. Oksygeninnhold (%) målt i bunnvannet ved tre stasjoner (GRY-1, GRY-2 og GRY-ref) i Idsefjorden. Grense mellom god og moderat tilstand er markert med gul linje.

3.2.2.6 Kornstørrelse og totalt organisk karbon

Sedimentprøvene som ble tatt ut bestod i stor grad av sand, grus og småstein ved GRY-B-1, med en svært liten andel finstoff (13,6 %). Det ble observert en svak lukt av H_2S , noe som tyder på oksygensvinn i sedimentet. Ved GRY-B-2 og GRY-B-3 var sedimentet noe finere og bestod hovedsakelig av sand og silt, finstoffandelen lå på henholdsvis 57,3 og 24,7 %. Det ble observert svakt lukt av H_2S ved GRY-ref.

Tabell 23. Sedimentets innhold av finstoff (silt og leire, Kornstørrelse < 63 μm), totalt organisk karbon (TOC) og totalt organisk karbon normalisert for finstoffinnholdet.

Parameter	GRY-B-1	GRY-B-2	GRY-B-ref
Tørrestoff (E)			
%	79,8	69	80,5
TOC (mg/g)	1,39	0,74	0,67
Kornstørrelse < 63 μm (%)	13,6	57,3	24,7
NTOC	29,5	15,1	20,3

3.2.2.7 Bunnfauna

Tilstanden for bunnfauna var god ved GRY-2, mens den var henholdsvis dårlig og moderat ved GRY-B-1 og GRY-B-ref.

Ved stasjon GRY-B- 1 (Tabell 24) indikerte samtlige indekser dårlig tilstand, med unntak ømfintlighetsindeksen ISI2012, som varier mellom god til dårlig tilstand mellom de parallelle prøvene. Artssammensetningen registrert ved stasjonen viser også at tilstanden for bunnfaunasamfunnet er redusert, det ble kun registrert 17 ulike arter/grupper noe som er lavt. Av de registrerte individene ved stasjonen utgjorde børstemarken *Capitella capitata* 83%. *Capitella capitata* er en art som indikerer høy organisk belastning i sedimentet. Det ble også registrert enkelte følsomme arter ved stasjonen, dette var børstemarken *Pectinaria koreni*, samt et krepsdyr i slekten *Microdeutopus*. Den gjennomsnittlige tilstanden ved stasjonen GRY-B- 1 er dårlig.

Tabell 24. Bunnfauna er undersøkt ved stasjon GRY-B- 1 ved Grytnes. Tilstanden er angitt som indeksverdier og normaliserte indeksverdier (nEQR) for artssammensetning (NQI1), artsmangfold (H' og ES100), samt ømfintlighet (ISI2012, NSI og DI). Indeksene er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. Blå farge angir svært god tilstand, grønn god tilstand, gul moderat tilstand, oransje dårlig tilstand, og rød svært dårlig tilstand.

GRY-B-1									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom-
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQI1	0,25	0,30	0,35	0,34	0,16	0,19	0,24	0,23	0,20
H'	0,69	0,45	1,57	0,99	0,15	0,10	0,33	0,22	0,20
ES100	5,52	4,20	3,53	4,33	0,22	0,17	0,14	0,17	0,18
ISI2012	5,87	6,91	7,70	7,64	0,36	0,51	0,62	0,61	0,50
NSI	7,89	7,31	8,96	7,77	0,16	0,15	0,18	0,16	0,16
DI	1,20	1,33	1,01	1,20	0,06	0,08	0,03	0,06	0,06
Gjennomsnitt:								0,24	0,21

Ved stasjonen GRY 2 (Tabell 25) viser samtlige indekser at bunnfaunaen er i god tilstand. Imidlertid indikerer artssammensetning at det er en viss belastning av organisk materiale til sedimentet ved stasjonen. Det er registrert 49 ulike arter/grupper, og av disse regnes 26% som opportunistiske og 43% som tolerante. Det ble registrert et stort antall individer av den opportunistiske muslingen *Kurtiella bidentata*. Det ble i tillegg registrert arter som regnes som følsomme for forurensning (11% av det totale antallet) og arter som ikke påvirkes nevneverdig av forurensning (24 % av det totale antallet). Arter som regnes som følsomme eller ikke påvirket av organisk belastning forekom som enkeltindivider, eksempler på dette er børstemarken *Pectinaria koreni* og krepsdyret *Ampelisca teunicornis*. Den gjennomsnittlige verdien for alle indekser viser at tilstanden til bunnfaunaen i sedimentet ved stasjon GRY 2 vurderes til god.

Tabell 25. Bunnfauna er undersøkt ved stasjon GRY 2 ved Grytnes. Tilstanden er angitt som indeksverdier og normaliserte indeksverdier (nEQR) for artssammensetning (NQI1), artsmangfold (H' og ES100), samt ømfintlighet (ISI2012, NSI og DI). Indeksene er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. Blå farge angir svært god tilstand, grønn god tilstand og gul moderat tilstand.

GRY-B- 2									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennom-
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQI1	0,70	0,66	0,69	0,70	0,68	0,63	0,66	0,67	0,65
H'	3,80	3,82	4,02	4,32	0,69	0,69	0,71	0,75	0,70
ES100	20,61	22,92	24,17	26,17	0,64	0,67	0,68	0,71	0,67
ISI2012	7,88	7,21	7,54	7,86	0,64	0,55	0,60	0,63	0,60
NSI	21,29	21,00	20,85	21,08	0,65	0,64	0,63	0,64	0,64

DI	0,50	0,42	0,31	0,42	0,47	0,78	0,62	0,77	0,62
Gjennomsnitt:								0,70	0,65

Ved referansestasjonen på Grytnes, GRY REF, er tilstanden til bunnfaunaen vurdert til god for ISI2012 som måler ømfintlighet. For artssammensetning (NQI1) er tilstanden vurdert til moderat, mens den for artsmangfold (H' og ES100) varierer fra godt til dårlig. Ømfintlighet målt som NSI varierer fra god til dårlig, mens dominans målt som DI varierer fra moderat til svært dårlig. Det ble registrert 74 ulike arter/grupper ved stasjonen, hvorav hovedvekten av artene regnes som opportunistiske (56%) og tolerante (37%). Dette er for eksempel børstemarken *Chaetozona setosa* og muslingene *Corbula gibba* og *Thyasira sarsi*. Det ble også registrert arter som regnes som følsomme for forurensning og arter som ikke påvirkes nevneverdig av forurensning (for eksempel børstemarken *Abyssoninae hibernica* og krepsdyret *Westwodilla caecula*). Den gjennomsnittlige verdien for alle indekser viser at tilstanden til bunnfaunaen i sedimentet ved stasjon GRY 2 vurderes til moderat.

Tabell 26. Bunnfauna er undersøkt ved stasjon GRY-B- REF ved Grytnes. Tilstanden er angitt som indeksverdier og normaliserte indeksverdier (nEQR) for artssammensetning (NQI1), artsmangfold (H' og ES100), samt ømfintlighet (ISI2012, NSI og DI). Indeksene er klassifisert i henhold til Veileder 02:2013. Blå farge angir svært god tilstand, grønn god tilstand, gul moderat tilstand, oransje dårlig tilstand, og rød svært dårlig tilstand.

GRY-B- REF									
Indeks	Verdi				nEQR				Gjennomsnitt
	1	2	3	Totalt	1	2	3	Totalt	
NQI1	0,60	0,63	0,54	0,61	0,55	0,59	0,47	0,57	0,54
H'	2,40	2,83	1,36	2,14	0,49	0,57	0,29	0,44	0,45
ES100	15,72	18,69	6,46	11,55	0,56	0,62	0,26	0,44	0,48
ISI2012	8,47	9,57	9,33	9,58	0,69	0,80	0,77	0,80	0,75
NSI	21,36	17,78	14,79	16,08	0,65	0,51	0,39	0,44	0,52
DI	0,57	0,55	1,30	0,96	0,56	0,54	0,07	0,02	0,39
Gjennomsnitt:								0,45	0,52

3.2.3 Utslippsmodellering for Grytnes RA

For å få oversikt over hvordan forskjellige faktorer påvirker utslippets innblanding ved Grytnes RA er utslippets innblanding simulert ved ulike utslippsmengder og strømhastigheter i resipienten. Alle beregningene er utført med grunnlag i 16 hydrografiprofiler fordelt over hele året Figur 4. Resultatene fra beregning av avløpsvannets innblanding ved ulik strømhastighet er vist i dette kapittelet. Resultatene av beregningene med forskjellige utslippsmengder og for verste tenkelige scenario med lav strømhastighet og maksimal utslippsmengde er vist i Vedlegg 2.

3.2.3.1 Innlagringen av avløpsvann

Hydrografiske forhold er generelt avgjørende for innlagring av utslipp i en resipient. Figur 4 viser at det ved Grytnes var konstant sjikting i vannmassene i perioden januar 2016 – februar 2017. Om vinteren var sjiktingen noe mindre tydelig, men sjiktingen kan fortsatt virke positivt for utslippets innlagring.

Figur 22 viser utslippsvannets innlagring med middels vannmengde (3.914 m³/dag) og forskjellige strømhastigheter i resipienten. Beregningene viser at strømhastigheten i resipienten er avgjørende for innlagring av utslippet også ved Grytnes RA, men i mindre grad enn i Tau RA hvor strømsstyrken generelt varierer mer. Gjennombrudd til overflaten er mest sannsynlig når strømhastigheten i resipienten er lav (røde kurver i Figur 22), men øvre grense av utslippsskyen kan nå overflaten også ved gjennomsnittlig strømsstyrke i resipienten. Gjennombrudd til overflaten

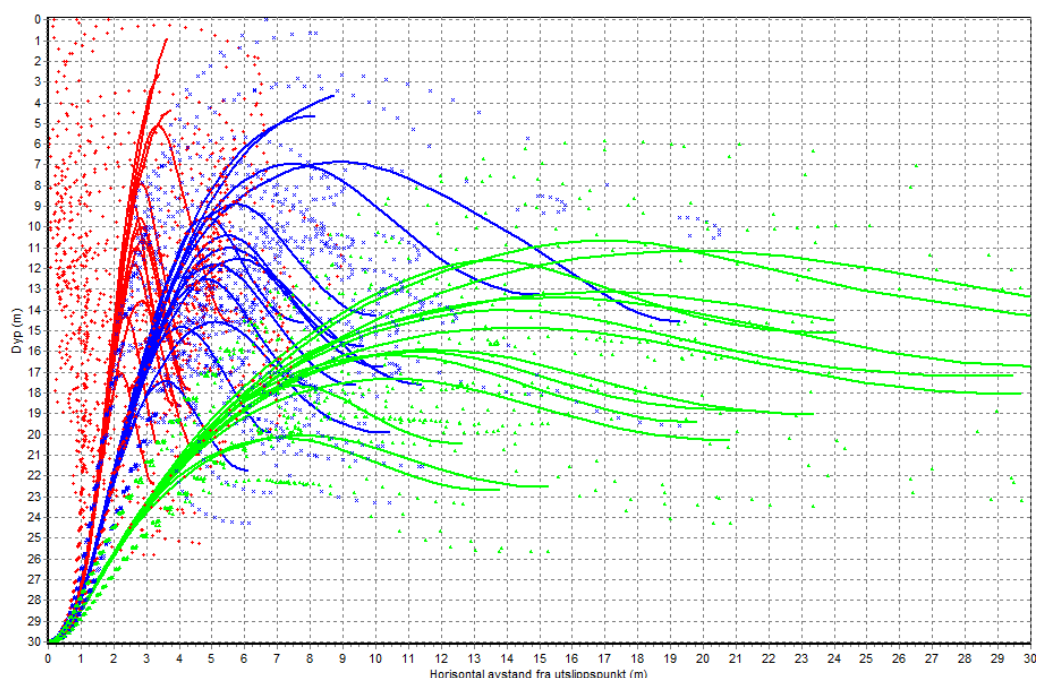
kan forventes omtrent i 2-8 meters horisontal avstand fra utslippspunktet. Ved lav strømstyrke, og de hydrografiske forhold som ble observert den 26.2.2016 og 20.10.2016, vil utslippet ha gjennombrudd til overflaten. Ved de hydrografiske forhold som ble observert den 15.3.2016 og 31.3.2016 vil øvre grense utslippsskyen stige opp til 0-1 m før det fortynnete avløpsvannet vil innlagres på dypere vann.

Ved bruk av middels strømhastighet i resipienten (blå kurver i Figur 22) når ytterste grense av utslippsskyen overflaten under de hydrografiske forhold som ble målt den 26.2.2016. Andre hydrografiske forhold fører til at avløpsvannet innlagres på dypere vann. Ved middelsstrømstyrke i resipienten stiger senterlinjen av utslippsskyen først opp til 5-18 m dyp før endelig innlagring på ca. 5-22 m dybde. Yttergrensene for utslippsskyene ligger mellom 1 og 24 m etter innlagring. Etter innlagringen vil avløpsvannet spres med strømmen samtidig som det fortynnes videre. Vannkvaliteten i overflatelaget (0-1 m) blir ikke forringet av utslippet i disse tilfellene.

Beregninger med høy strømstyrke i resipienten (grønne kurver i Figur 22) viser at en økning i strømhastighet fører til innlagring på dypere vann, senterlinjene havner på cirka 14-23 meters vanddyb og sannsynlighet for gjennombrudd til overflaten er svært liten.

Vi har også beregnet utslippets spredning ved ulike vannmengder for å illustrere hvordan utslippsmengde påvirker innlagring. Strålebaner for utslippet ved maksimale ($6.102 \text{ m}^3/\text{dag}$) og gjennomsnittlige vannmengder ($3.914 \text{ m}^3/\text{dag}$) er vist i Figur V2-1 (Vedlegg 2). Ved Grytnes er mengde utslippsvann i større grad avgjørende for innlagring enn ved Tau RA men det er strømmstyrken i resipienten som har største betydning, kombinert med hydrografiske forhold (Figur 22). Utslippsskyene stiger generelt cirka 4 meter høyere mot overflaten ved bruk av maksimal vannmengde og det er tre hydrografiske profiler (26.2.2016, 20.10.2016 og 15.5.2016) som gir gjennombrudd til overflate.

Vi har vurdert maksimal utslippsmengde ($6.102 \text{ m}^3/\text{dag}$) kombinert med lav strømhastighet i resipienten (1-2 cm/s) som verste tenkelige scenario for innlagring. Figur V2-2 i Vedlegg 2 viser strålebaner for utslippet fra Grytnes RA i scenarioet. Resultatene fra denne modelleringen viser at utslippets senterlinjene vil nå overflaten ved de hydrografiske forhold som ble observert den 26.2.2016, 20.10.2016, 15.5.2016 og 31.3.2016. Profiler fra resten av året viser at avløpsvannet fortsatt blir innlagret på 14-21 m dyp. Selv om de verste forutsetninger ble benyttet i modelleringen, er det svært liten sjanse for gjennombrudd til overflaten i sommermånedene (april – september). Dette vil si at konsentrasjon av TKB vil ikke overskride kriteria oppgitt for badevannskvalitet i sommermånedene (Tabell 11).



Figur 22. Beregnet strålebaner for utslipp fra Grytnes RA med gjennomsnittlig vannmengde (3.914 m³/dag). Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene. Beregninger er gjort med tre ulike strømhastigheter i resipienten: Rød: lav hastighet 1-2 cm/s, Blå: middels (3-7 cm/s) og grønt: høy (8-13 cm/s).

3.2.3.2 Fortynning av avløpsvann og konsentrasjon av TKB i resipienten

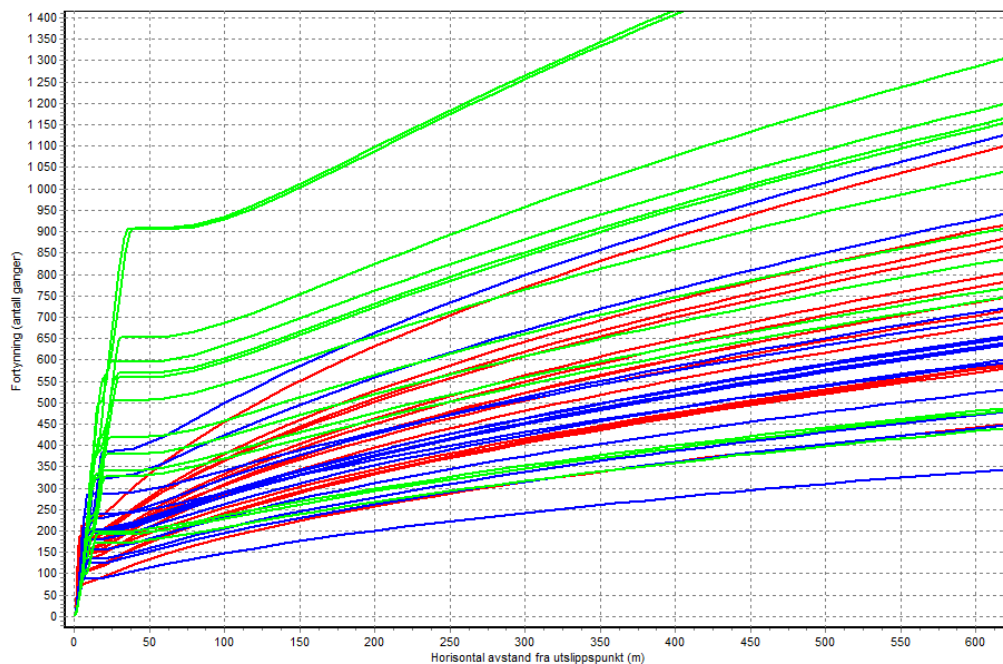
Ved hjelp av Visual Plumes kan også fortynning av avløpsvannet og konsentrasjon av parametrene i ulike avstander fra utslippspunktet beregnes. Fortynning ved bruk av middels vannmengde, og tre forskjellige strømhastigheter i resipienten er vist i Figur 23. Figuren viser gjennomsnittlig fortynning, i sentrum av skyen vil fortynningen være lavere og ca. 50-70 % av gjennomsnittet.

Som kapittel 3.2.3.1 viser, er det størst sannsynlighet for å få gjennombrudd til overflate ved kombinasjon av de hydrografiske forhold som observeres i enkelte vintermånedene (oktober, februar, mars) og lav strømhastighet i resipienten. Under disse forholdene når avløpsvannet overflaten i en horisontal avstand på ca. 5 m og er da fortynnet cirka 70–120 ganger. Figur 24 viser beregnet konsentrasjon av TKB ved bruk av samme forutsetninger. Ved gjennombrudd til overflate kan konsentrasjon av TKB i overflatevannet nå konsentrasjoner på maksimalt 12.000 per 100 ml. Dette tilsvarer meget dårlig vannkvalitet (Tabell 11). Imidlertid er gjennombrudd kun sannsynlig i vintermånedene, mens vannkvaliteten i overflatelaget ikke påvirkes av utslippet i sommermånedene når aktiviteter som bading er mest aktuelt.

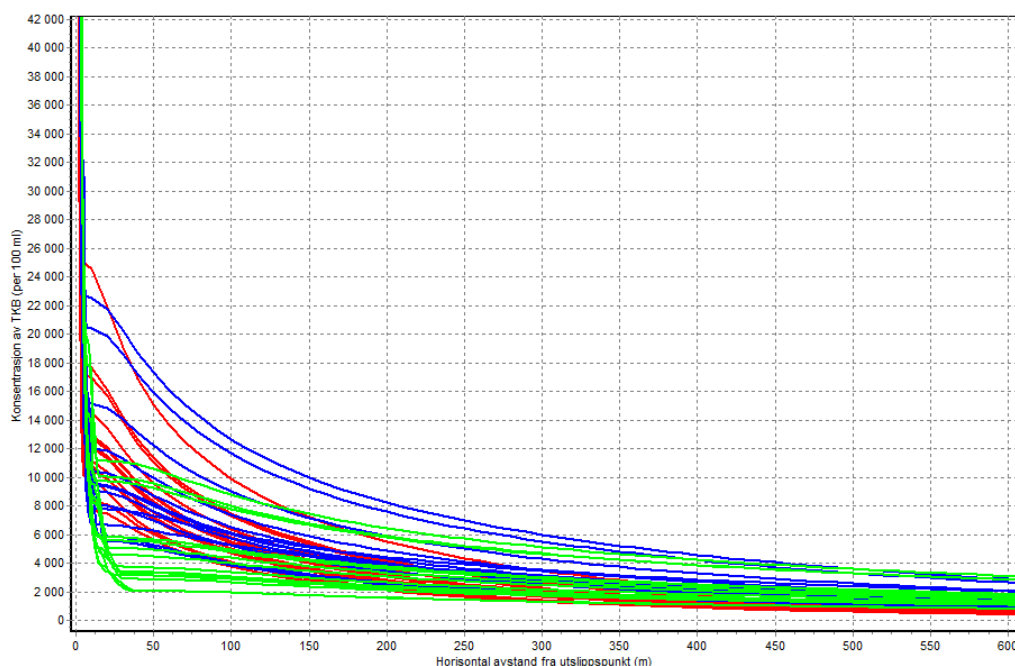
Figur 23 indikerer at en økning i strømstyrke generelt gir noe mer effektiv fortynning i resipienten, men forskjellen mellom lave og middelerverdier for strømstyrke er ikke like stor betydning som for utslippet ved Tau RA. 100 m fra utslippspunktet vil avløpsvannet være fortynnet henholdsvis omtrent 150-400, 100-450 og 200-1000 ganger ved bruk av lave, middel og høye strømhastigheter i resipienten. Dette vil si at plassering av utslippspunktet et sted med sterkere strøm kan være gunstig dersom man ønsker en mer effektiv fortynning og større sjanse for innlaging av utslippet. Det antas at strømmen er sterkere utover fjorden og mer effektiv fortynning av avløpsvannet kan forventes der.

Beregnet fortynning med gjennomsnittlig (3.914 m³/dag) og maksimale vannmengder (6.102 m³/dag) er vist i Figur V2-2 i Vedlegg 2. Resultater tyder på at også for utslippet fra Grytnes RA

er vannmengde mer avgjørende for fortynning enn innlagring. Ved maksimal vannmengde er utslippet fortynnet cirka 100-250 ganger ved 100 m avstand fra utslippspunkt, sammenlignet med 125-450 ved middelsvannmengde. Økning i vannmengde kan dermed føre til høyere konsentrasjoner av TKB i overflatevannet. Mengde avløpsvann som slippes fra Grytnes RA er cirka 3 ganger større enn fra Tau RA, og dermed er fortynningen i resipienten er betydelig mindre effektiv ved samme avstand fra utslippet. I tillegg er strømmen svakere ved Grytnes, noe som medfører at fortynning skjer saktere.



Figur 23. Gjennomsnittlig fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med gjennomsnittlig vannmengde ($3.914 \text{ m}^3/\text{dag}$). Beregninger er gjort med tre ulike strømhastigheter i resipienten: Rød: lav hastighet (1-2 cm/s), Blå: middels (3-7 cm/s) og grønt: høy (8-13 cm/s).



Figur 24. Beregnet konsentrasjon av TKB (antall per 100 ml) med avstand fra utslippet, simulert med gjennomsnittlig vannmengde ($3.914 \text{ m}^3/\text{dag}$). Beregninger er gjort med tre ulike strømhastigheter i resipienten: Rød: lav hastighet (1-2 cm/s), Blå: middels (3-7 cm/s) og grønt: høy (8-13 cm/s).

3.2.4 Utvikling i resipienten

Nærmeste undersøkte stasjon for bunnfauna er lå sørøst for øyene utenfor Jørpeland, ved utløpet av Jørpelandsåna (IDS7) (NIVA, 2012). Tilstanden her var moderat for NQI1 og god for H' og ES100. Sedimentets innhold av TOC var tilsvarende svært dårlig tilstand. Den nærmeste stasjonen undersøkt i årets undersøkelse var Gry-B-1, hvor tilstanden for de samme indeksene var henholdsvis dårlig, dårlig og svært dårlig. Sedimentets innhold av organisk karbon var tilsvarende moderat tilstand. Området som ble undersøkt i 2012 er innelukket og tilføres organisk materiale for Jørpelandsåna, og dermed ikke er direkte sammenlignbart med området som ble undersøkt i nærheten av utslippet. Det ligger et grunt område mellom de to stasjonene noe som betyr at forholdene her kan være svært ulike. Det kan derfor ikke konkluderes med at det har vært en endring i tilstanden i området.

Makroalger i strandsonen ble kartlagt i juli 2012 (IDS2s), midt mellom Gry-M1 og Gry-M2 (Niva, 2012). Tilstanden var da god, i 2016 var tilstanden god ved Gry-M2, men moderat ved Gry-M1. Det ble ikke funnet tarmgrønske på noen av stasjonene i 2012, mens denne arten var vanlig på begge stasjoner i 2016. Dette kan tyde på en økt belastning av næringssalter i resipienten, men det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner da undersøkelsene ikke er utført på samme sted.

4. VURDERINGER OG KONKLUSJONER

4.1 Vurdering av utslippet fra Tau renseanlegg til Hidlefjorden

Modellering av utslipp ved Tau RA

Den vertikale sjiktingen og strømhastigheten i resipienten er de faktorene som er mest avgjørende for innlagring av utslippet fra Tau RA, mengde vann som slippes ut påvirker i mindre grad innlagringen. Helsemyndighetene (SFT, 2005) har fastsatt grenseverdier for konsentrasjonen av tarmbakterier i områder som benyttes til bading. For badevannskvalitet er øvre grense for tilstandsklasse II, 100 TKB per 100 ml (Tabell 11) brukt som kriterie for bakteriell forurensning i badevann. Beregninger av avløpsvannets fortynning og innlagring indikerer at grenseverdien kan oversteges i overflatevannet med visse forhold i vinterstid. Gjennombrudd til overflaten er sannsynlig ved en kombinasjon av lav strømsstyrke i resipienten og hydrografisk forhold med mindre sjikting i vannmassene. Disse forholdene antas å forekomme sjelden, men i slike tilfeller kan konsentrasjoner av TKB kan nå opp til 8.000 TKB per 100 ml i overflatevannet. Med ugunstig vindretning kan strømmen transporterer utslippet inn mot land og i slike tilfeller kan konsentrasjoner av tarmbakterier representere en helserisiko i hensyn til fritidsbruk. Imidlertid antas dette ikke å medføre en stor risiko ved Tau fordi bading i liten grad foregår vinterstid. I overflatevannet går strømmen sjelden mot øst, noe som medfører at utslippet som oftest blir transportert i retning ut fra kysten.

Bakterier (TKB)

Det ble generelt målt lave bakteriekonsentrasjoner tilsvarende svært god til god tilstand. Det ble gjort en måling i moderat tilstand ved TA-3 i august som tyder på at tilførsler fra Krossvannet noen ganger kan gi forhøyde TKB verdier. Det ble også gjort en måling av TKB tilsvarende moderat tilstand ved TA-2 i oktober. Modellen viser at det er fare for gjennomslag av avløpsvann ved denne dagen. Målingene av drift indikerer også at overflatestrømmen gikk omtrentlig mot TA-2 på denne dagen.

Næringssalter

Det ble generelt observert lave næringssaltkonsentrasjoner (meget god til god tilstand), men det ble i begynnelsen av februar observert overkonsentrasjoner for total fosfor (moderat tilstand eller dårligere) og tidvis for fosfat i vintermånedene. For total nitrogen og nitrat ble det registrert noen høye enkeltmålinger i sommermånedene, utover dette var tilstanden god til svært god. Det ble i liten grad observert forskjeller i næringssaltkonsentrasjon mellom stasjonene som lå i nærheten av utslippspunktet (TA-1 og TA-2) og referansestasjonen. Undersøkelsen tyder på at overflatevannet tilføres nitrogen fra Krossvatnet, grunnet tidvis høye nitrogenkonsentrasjoner ved TA-3. For fosfor var det generelt liten forskjell i konsentrasjon mellom de ulike stasjonene, noe som tyder på en jevn svak belastning i resipienten som stammer fra andre kilder enn renseanlegget.

Planteplankton

Det ble registret lave klorofyll a verdier, tilsvarende meget god tilstand ved alle stasjoner. Utslippet fra renseanlegget medfører ingen store algeoppblomstringer.

Makroalger

Det ble registret moderat tilstand ved TA-1 og god tilstand ved TA-ref. Det er likevel mer sannsynlig at algesamfunnet påvirkes av tilførsler fra Krossvatnet enn utslippet. Dette støttes også man ikke kunne påvise en økning i næringssaltkonsentrasjon som så ut til å stamme fra renseanlegget. Modelleringen av utslippet indikerte også at avløpsvannet ikke vil nå overflaten i sommermånedene og dermed ikke vil påvirke makroalgesamfunnet.

Oksygenkonsentrasjon

Det ble målt relativt høy oksygenmetning gjennom hele året, tilsvarende god til meget god tilstand. Det ble ikke observert noen store forskjeller mellom stasjonene. Det ble observert en svak

lukt av H₂S i sedimentet i et grabbskudd fra TA-1, noe som tyder på at oksygennivået i sedimentet noen steder kan være lavt.

Organisk karbon i sedimentet

Det ble funnet konsentrasjoner av organisk karbon i sedimentet tilsvarende god tilstand ved TA-B-1 og TA-B-ref. Ved TA-B-3 ble det funnet svært høye konsentrasjoner tilsvarende dårlig tilstand. Dette stammer i hovedsak fra Krossvatnet. Det ble observert mye organisk plantemateriale i sedimentprøvene. Det er mulig at Krossvatnet også påvirker det organiske innholdet ved TA-B-1. Organisk innhold kan også stamme fra utslipp fra settefiskanlegget.

Bunnfauna

Ved stasjon TA-B-1, som ligger antatt nedstrøms for utslippet viser gjennomsnittet av indeksene at bunnfaunasamfunnet er i god tilstand. Dette er samme tilstand som ble observert på referansestasjonen som er plassert 1 km fra utslippet. Sammenlignet med referansestasjonen ble det registrert flere arter/grupper ved TA-B-1 og kombinert med en høyere andel opportunister. Dette, sett i sammenheng med registrert lukt av svovel ved stasjon TA-B-1 og ikke ved TA-B-REF, indikerer at bunnfaunaen i sedimentet ved TA-B-1 opplever noe organisk belastning.

Det er i midlertid usikkert om dette skyldes utslippet fra Tau RA. For å vurdere påvirkning på Tauvågen fra Krossvatnet ble det også undersøkt en stasjon inne i vågen, TA-B-3. Gjennomsnittet av indeksene viser at tilstanden til bunnfaunaen i sedimentet er marginalt dårligere ved TA-B-3 sammenlignet med TA-B-1, gjennomsnittlig tilstand er moderat og god, henholdsvis. Antallet registrerte arter og andel opportunister er likt for de to stasjonene. TA-B-1 ligger i utløpet fra Tauvågen, og kan derfor være påvirket av vågen og/eller Krossvatnet eller utslippet fra settefiskanlegget som ligger i nærheten av denne stasjonen.

Det er liten differanse mellom referansestasjonen TA-B-REF og stasjonen som er antatt å være mest påvirket av utslippet fra Tau RA, TA-B-1. Gjennomsnittet av indeksene er viser ved begge stasjoner god tilstand for bunnfaunaen. Siden det er registrert opportunistiske arter også ved referansestasjonen, kan det antas at det er en generell organisk belastning i området. Undersøkelsen tyder på at renseanlegget i liten grad påvirker bunnfaunaen i resipienten negativt.

Oppsummering og vurdering av videre utvikling i resipienten

Undersøkelsene tyder på at renseanlegget ikke påvirker resipienten negativt med dagens utslippsmengde. Resipienten vil trolig tåle noe økning i belastning forutsatt at dette ikke fører til gjennomslag av avløpsvann til overflaten i sommermånedene. Området bærer preg av å generelt være svakt påvirket av eutrofi og det anbefales ikke å øke tilførsel av næringssalter til overflatevannet. Man vil i tillegg risikere høye konsentrasjoner av bakterier i overflatevannet dersom en økning i utslippsmengde fører til gjennomslag til overflaten. Bunnfaunasamfunnet i hele området viser noen tegn på organisk belastning og en eventuell økning i utslippsmengde bør derfor følges opp med overvåkning av bunnfaunaen for å sikre at tilstanden ikke reduseres.

4.2 Vurdering av utslippet fra Grytnes renseanlegg til Idsefjorden

Modellering av utslipp ved Tau RA

Vi har beregnet spredning av utslippet fra Grytnes RA med varierende forhold i resipienten og med ulike utslippsmengder. Beregningene viser at større utslippsmengde og lavere strømstyrke ved Grytnes fører til mindre effektiv fortynning enn den som er beregnet for utslippet ved Tau. I tillegg til hydrografiske forhold er strømhastigheten i resipienten og mengde vann som slippes ut avgjørende for utslippets innlagring ved Grytnes RA. Strømhastighet er generelt lavere i nærheten av utslippspunktet fra Grytnes RA enn Tau RA. Dette betyr at en plassering av utslippspunktet i et sted med sterkere strøm vil gi mer gunstige forholdene hvis man ønsker større sjanse for innlagring og mer effektiv fortynning av avløpsvannet.

Det er sjanse for gjennombrudd av avløpsvann til overflate vinterstid (når den vertikale sjiktningen i vannsøylen er mindre) dersom det samtidig er lav eller gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten. Under disse forholdene kan grenseverdien for TKB (klasse II, Tabell 11) overskrides i overflatevannet og konsentrasjonen av TKB kan nå opp til ca. 12.000 per 100 ml i overflatevannet. Gjennombrudd er likevel kun sannsynlig i vintermånedene, og dermed kan det antas at overskridelse ikke medfører stor helserisiko ved Grytnes RA. I tillegg viser strømmålingene at strømrretningen i overflatelag relativt sjelden er mot kysten (nordøst) og dette vil si at utslippet som oftest vil bli transportert i retning ut fra kysten. I bunnvannet er strømrretningen mer varierende.

Bakterier (TKB)

Innholdet av tarmbakterier i vannprøvene er generelt lave, alle målinger ligger innen tilstandsklasse god eller svært god. Det observeres en økning i antall bakterier ved GRY-ref den 09.08 og ved GRY-1 den 09.09. Bakterieprøvene er tatt ut fra 0,5 m. Hydrografiundersøkelsene viser at det er god sjiktning i vannsøylen i denne perioden og modellen viser at det lite sannsynlig at avløpsvannet når overflaten. Bakteriene stammer derfor trolig ikke fra avløpsvannet.

Næringssalter

Det ble generelt observert lave næringssaltkonsentrasjoner i overflatevannet, og kun mindre forskjeller mellom referansestasjonen og GRY-1 og GRY-2. Det ble ved alle stasjoner målt forhøyede verdier av total fosfor i begynnelsen av februar, i midten av juni og i begynnelsen av juli. Fosfatkonsentrasjonene var forhøyet ved GRY-ref og GRY-2 i begynnelsen av februar, mens det ble målt overkonsentrasjoner av nitrogen ved referansestasjonen i begynnelsen av juni og nitrat ved GRY-2 i slutten av august. Overkonsentrasjoner av fosfor forekommer aldri kun ved GRY-1 og GRY-2, men også ved GRY-ref. Dette tyder på overkonsentrasjonene ikke skyldes renseanlegget. Overkonsentrasjoner av nitrogen forekommer kun om sommeren og det er kun små forskjeller mellom stasjonene. Modellen viser liten sjanse for gjennomslag til overflaten i denne perioden. Næringssaltmålingene går ned til 10 meters dyp, men de høyeste konsentrasjonene av nitrat, som det ble funnet overkonsentrasjoner av kun ved GRY-2, ble observert i overflatevannet. Dette tyder på at nitraten ikke stammer fra renseanlegget.

Planteplankton

Undersøkelsene av klorofyll a-konsentrasjonen gjennom vekstsesongen viste lave verdier og konsentrasjonen klassifiseres som svært god ved alle stasjoner. Det ble ikke observert noe store oppblomstringer. Siktedypet ligger innenfor god til meget god tilstand i sommermånedene. Det er ingen indikasjoner på at utslippet påvirker mengden av planteplankton i resipienten.

Makroalger

Tilstanden ved GRY-M-ref og GRY-M-2 var moderat, mens den var god ved GRY-M-1. Makroalgesamfunnet viste tegn til å være påvirket av eutrofi, men ettersom dette også observeres på referansestasjonen skyldes dette trolig andre kilder enn renseanlegget. Modellen tyder også på at det kommunale utslippet ikke har gjennomslag til overflaten i sommerperioden. Opportunistiske arter er i hovedsak ettårige og påvirkes derfor først og fremst av denne perioden. NOMAC har blant annet utslipp av sanitærvann 100-150m fra GRY-M-ref og kan være en påvirkningskilde for denne stasjonen. Påvirkningen på algesamfunnet ser derfor ikke ut til å stamme fra renseanlegget, men trolig fra andre kilder i området. Avrenning fra byområder er også en vesentlig kilde til næringssalttilførsel og Grytnes Ra ligger i Jørpeland, og det kan forventes en viss tilførsel herfra.

Oksygenkonsentrasjon

Oksygeninnholdet var tilsvarende god til svært god tilstand ved samtlige datoer. De laveste verdiene ble observert ved GRY-1, men det var stort sett små forskjeller mellom stasjonene. Det ble registrert lukt av hydrogensulfid ved GRY-1 og GRY-ref, noe som tyder på at det lave oksygenkonsentrasjoner i sedimentet.

Organisk karbon i sedimentet

Innholdet av organisk karbon i sedimentet er i god tilstand ved GRY-B-2 og GRY-B-ref, men i moderat tilstand ved GRY-B-1. Dette kan tyde på noe tilførsel fra renseanlegget, men det kan også stamme fra Fiskåna.

Tilstand bunnfauna i sediment

De to stasjonene som ligger på hver sin side av utslippspunktet, GRY-B- 1 (nord) og Gry-B- 2 (sør), viser gjennomsnittet av indeksene at tilstanden for bunnfaunaen i sedimentet er henholdsvis dårlig og god. Det knyttes noe usikkerhet til indeksverdien ved Gry-B-2 da sedimentet var grovt med et lavt finstoffinnhold. Indeksene er tilpasset et finere, mer homogent sediment. Selv om indeksene viser god tilstand ved GRY-B- 2, indikerer artssammensetningen også denne stasjonen til en viss grad er påvirket av organisk belastning. Blant annet ble det registrert et stort antall individer av den opportunistiske muslingen *Kurtiella bidentata*. For referansestasjonen ved Grytnes, GRY-B-ref, som ligger 1 km vest for utslippspunktet, viser indeksene at tilstanden for bunnfaunaen er moderat. Vurderingen for de enkelte indeksene viser stor spredning, fra god til svært dårlig. Også ved denne stasjonen er sedimentet noe grovt til at vurderingene som gjøres på grunnlag av bunnfaunaen kan anses som sikre.

Undersøkelsene tyder på at det sedimenterer ut noe mer organisk materiale ved GRY-B-1, enn ved GRY-B-2. Det er trolig at det den organiske påvirkningen som observeres ved GRY-B-1 ikke skyldes utslipp fra renseanlegget, da man ved et mekanisk anlegg på denne størrelsen forventer at nedslamming kun vil foregå innenfor omkring 50 meter (SFT, 2005).

Undersøkelsen tyder på at det er hele bukten inn mot Jørpeland i noe grad er påvirket av organisk belastning. Dette er derfor trolig flere kilder som fører til organisk belastning enn renseanlegget.

Oppsummering og vurdering av videre utvikling i resipienten

Undersøkelsene tyder på at renseanlegget ikke fører til en økt belastning i form forhøyede næringssaltkonsentrasjoner, planktonoppblomstring eller endringer i makroalgesamfunnet med dagens utslippsmengde. Det er noe usikkert om den påvirkningen av organisk belastning som observeres på GRY-B-1 delvis kan skyldes renseanlegget. Ettersom hele bukten synes å være utsatt for en viss grad av organisk belastning bør man være forsiktig med å øke belastningen fra renseanlegget for mye. Ved større økninger i mengde bør bunnfaunasamfunnet overvåkes for å påse at området ikke forringes.

5. REFERANSER

Bakke, T., Oen, A., Kibsgaard, A., Breedveld, G. Eek E., Helland, A., Källqvist, T., Ruus, A., Hyl-land, K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter." Klif-rapport TA-2229/2007, s. 12.

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, 2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder 01:2009

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

Molvær, J., Knutzen, J. Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann - Veiledning. Klif-rapport TA-1467/1997. 36 s.

Frick, W. E., Roberts, P. J. W. et al., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition Visual Plumes. Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

Molvær, J., Solheim, H.I., og Källqvist, T. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Del-rapport V. Vannutskiftning og vannkvalitet. NIVA-rapport nr. 0-8000352. s.78.

Ormerod, K.S. og Molvær, J. 1983. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt avløpsvann til sjøresipienter. Rapport 6: Hygieniske effekter. Niva rapport 0-81006.

Ranneklev, S.B., J.Molvær og T.Tjomsland, 2013. Veileder for fastsetting av innblandingssoner. Miljødirektoratet, M-46/2013. ISBN 978-82-577-6312-1. 28s.

Selvik, J. R., Tjomsland, T. og Eggstad, H.O. 2007. Teoretiske tilførselsberegninger av nitrogen og fosfor til norske kystområder i 2006.

SFT, 2005. Resipientundersøkelser i fjorder og kystfarvann. EUs avløpsdirektiv. Versjon 3 – oppdatert i 2005. SFT TA-1890/2005. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 54 s.

Skabøvik, E., Allen, I., Stålnacke, P., Hagen, A.G., Greipsland, I., Høgåsen, T., Selvik, J.R og Beldring, S. 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014, NIVA rapport nr 6929-2015, 82 s. uten vedlegg.

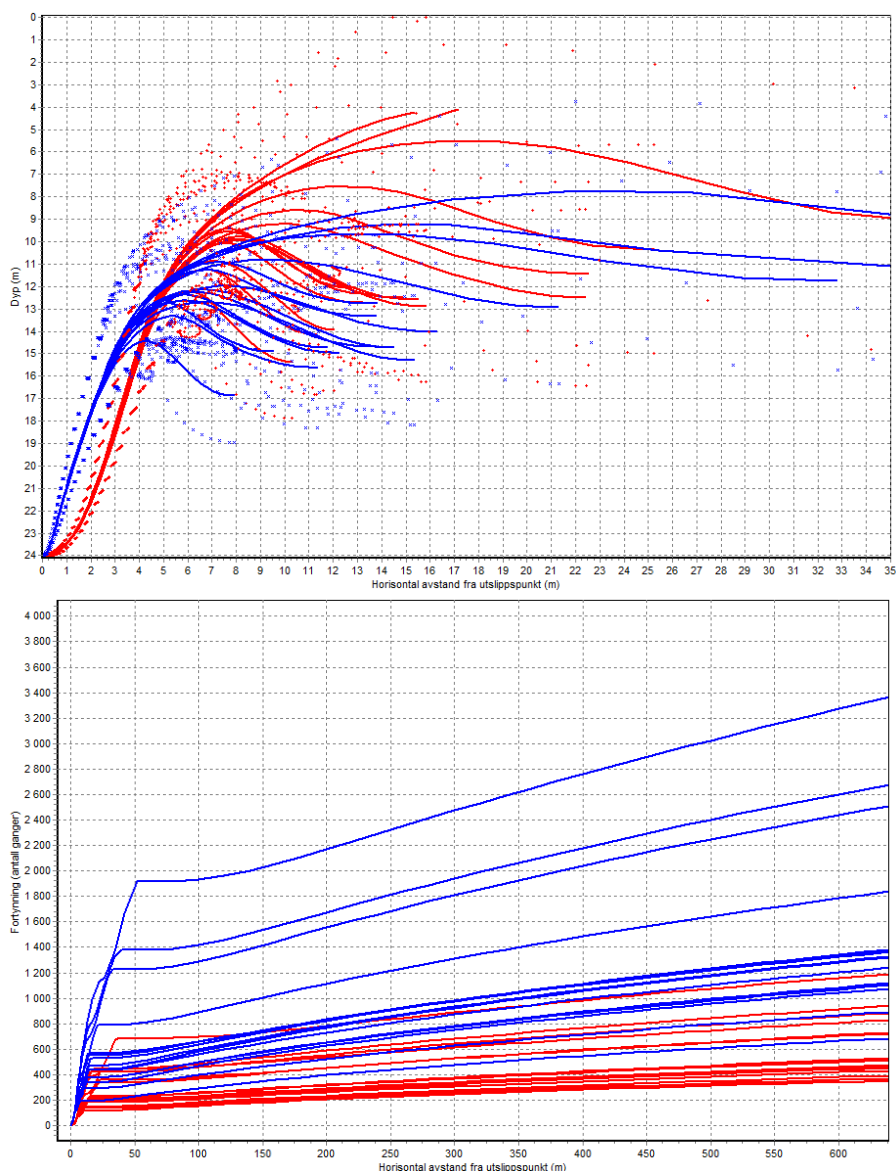
6. VEDLEGG

Vedlegg 1. Resultater fra utslippsmodellering, Tau RA

Beregninger med forskjellige vannmengder

Figur V1-1 viser beregnet innlagring og fortynning, simulert med to forskjellige vannmengder:

- Maksimal vannmengde: 3.914 m³/dag (røde kurver)
- Gjennomsnittlig vannmengde: 1.107 m³/dag (blå kurver)
- Middel strømhastighet i resipienten: 5-14 cm/s

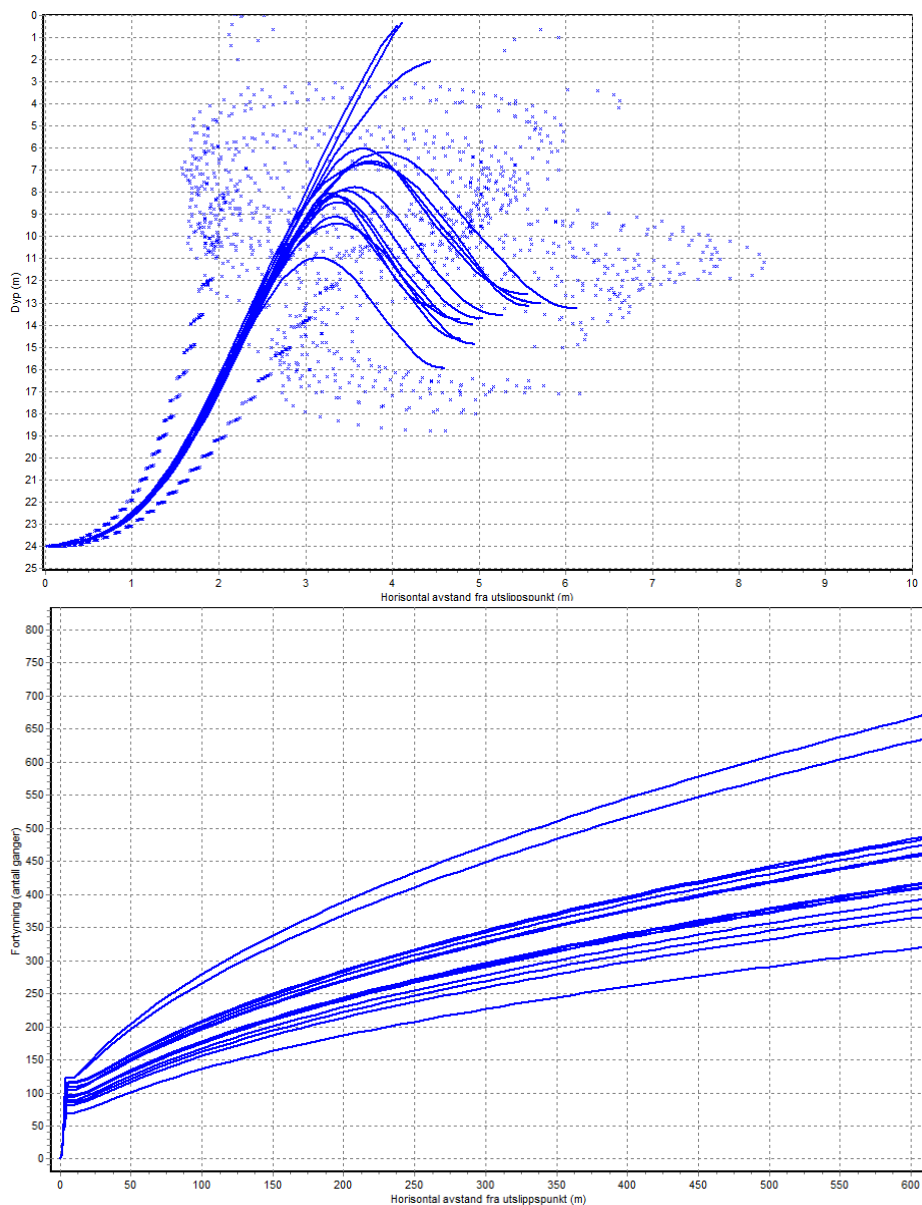


Figur V1-1. Øverst: Beregnet strålebaner for utslipp fra Tau RA. Nederst: gjennomsnittlig fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m).

Verste tenkelige scenario

Figur V1-2 viser beregnet innlagring og fortykning for verste tenkelige scenario for utslippet fra Tau RA:

- Maksimal vannmengde: 3.914 m³/dag
- Lave strømhastighet i resipienten: 2 cm/s



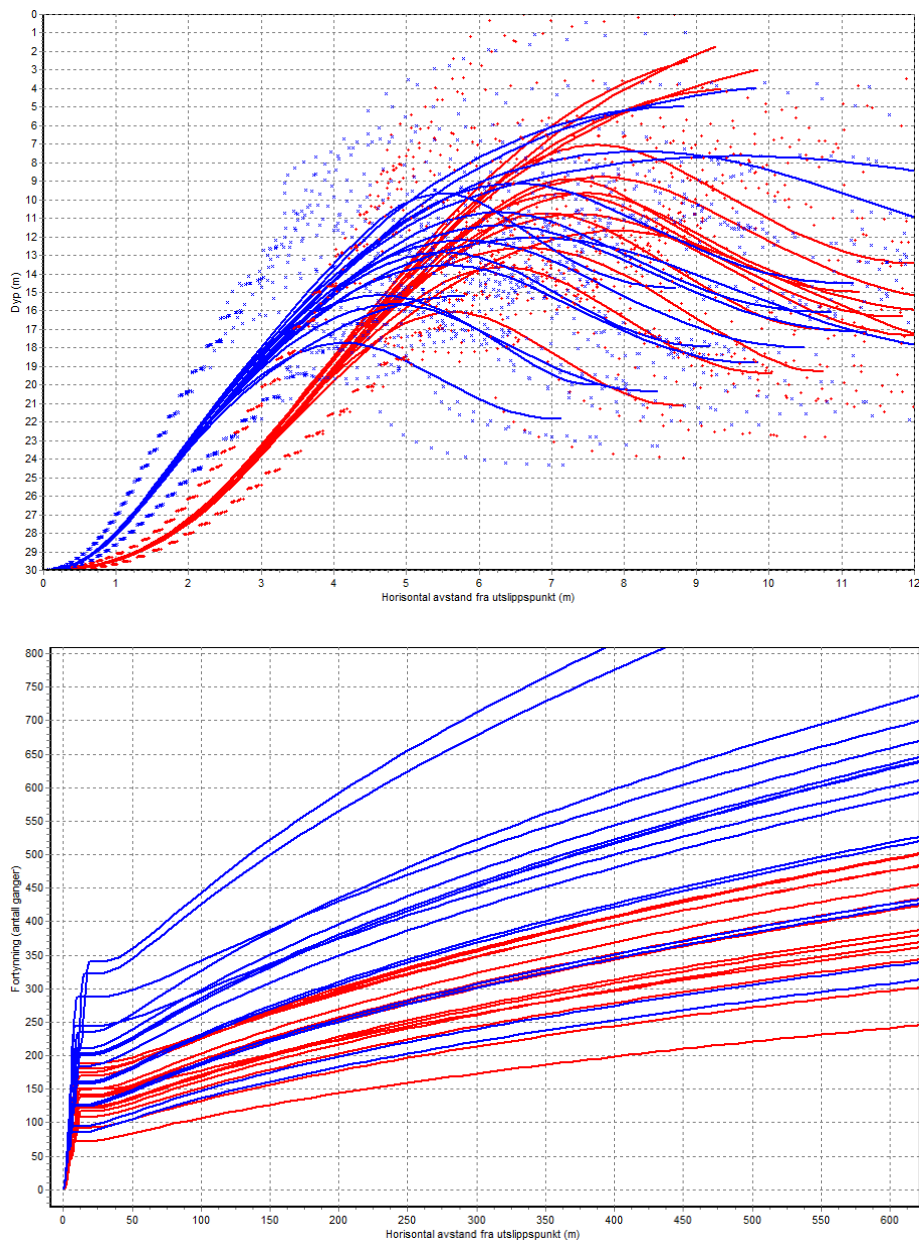
Figur V1-2. Tau RA - Verste tenkelige scenario. Øverst: Beregnet strålebaner for utslipp. Nederst: gjennomsnittlig fortykning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m).

Vedlegg 2. Resultater fra utslippsmodellering, Grytnes RA

Beregninger med forskjellige vannmengder

Figur V2-1 viser beregnet innlagring og fortykning, simulert med to forskjellige vannmengder:

- Maksimal vannmengde: 6.102 m³/dag (røde kurver)
- Gjennomsnittlig vannmengde: 3.914 m³/dag (blå kurver)
- Middel strømhastighet i resipienten: 3-7 cm/s

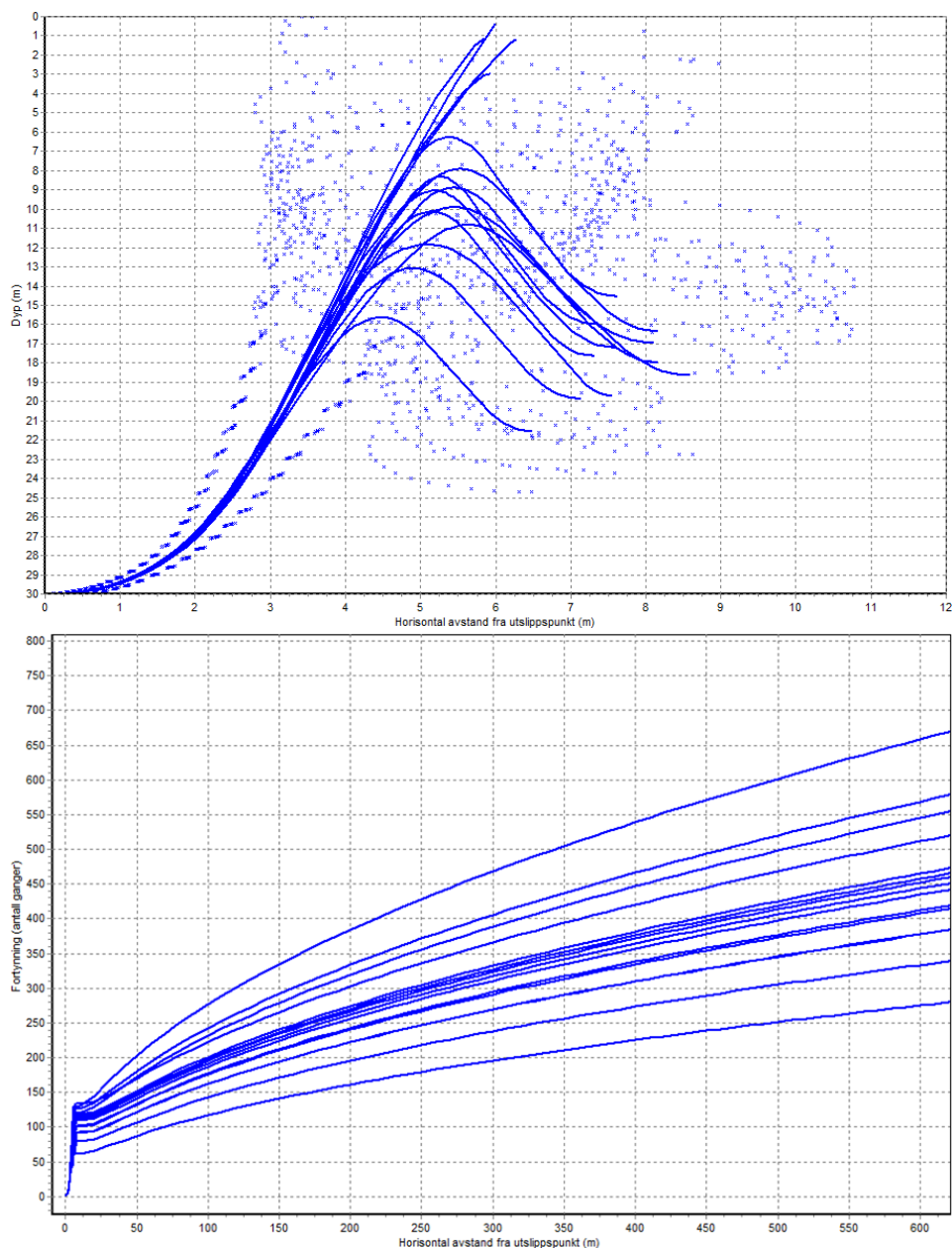


Figur V2-1. Øverst: Beregnet strålebaner for utslipp fra Grytnes RA. Nederst: gjennomsnittlig fortykning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m).

Verste tenkelige scenario

Figur V2-2 viser beregnet innlagring og fortynning for verste tenkelige scenario for utslippet fra Grytnes RA:

- Maksimal vannmengde: 6.102 m³/dag
- Lav strømhastighet i resipienten: 1-2 cm/s



Figur V2-2. Grytnes RA - Verste tenkelige scenario. Øverst: Beregnet strålebaner for utslipp. Nederst: gjennomsnittlig fortynning av avløpsvannet (antall ganger) med avstand fra utslippet (m).

Vedlegg 3. Klassifiserte analyseresultater

	ELEMENT	P-total	Fosfat-P	N-total	Nitrat (NO3)	Ammonium (NH4)	O (Oksygen)	klorofyll a	TKB
Dato	PRØVE OG VANNDYP	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
04.feb	TA-1 0m	0,023	*****	0,19	0,015	0,007			
04.feb	TA-1-5m	0,033	*****	0,22	0,015	0,002			
04.feb	TA-1-10m	0,034	*****	0,14	0,015	0,002			
04.feb	TA-2-0m	0,02	*****	0,24	0,015	0,006			
04.feb	TA-2-5m	0,032	*****	0,13	0,015	0,002			
04.feb	TA-2-10m	0,033	*****	0,19	0,015	0,002			
04.feb	TA-3-0m	0,02	*****	0,3	0,015	0,005			
04.feb	TA-3-5m	0,035	*****	0,17	0,015	0,002			
04.feb	TA-3-10m	0,034	*****	0,14	0,015	0,002			
04.feb	TA-ref-0m	0,032	*****	0,17	0,015	0,002			
04.feb	TA-ref-5m	0,031	*****	0,14	0,015	0,002			
04.feb	TA-ref-10m	0,034	*****	0,13	0,015	0,002			
04.feb	Gry-1-0m	0,025	*****	0,21	0,015	0,007			
04.feb	Gry-1-5m	0,032	*****	0,14	0,015	0,013			
04.feb	Gry-1-10m	0,032	*****	0,11	0,015	0,002			
04.feb	Gry-2-0m	0,025	*****	0,17	0,015	0,011			
04.feb	Gry-2-5m	0,033	*****	0,15	0,015	0,002			
04.feb	Gry-2-10m	0,037	*****	0,14	0,015	0,002			
04.feb	Gry-ref-0m	0,027	*****	0,16	0,015	0,002			
04.feb	Gry-ref-5m	0,031	*****	0,12	0,015	0,002			
04.feb	Gry-ref-10m	0,032	*****	0,14	0,015	0,002			
04.feb	Gry-1-bunnvann						8,5		
04.feb	Ta-1-bunnvann						9,1		
15.feb	TA-1-0m	0,026	0,027	0,2	0,015	0,002			
15.feb	TA-1-5m	0,032	0,037	0,14	0,015	0,002			
15.feb	TA-1-10m	0,033	0,043	0,12	0,015	0,008			
15.feb	TA-2-0m	0,028	0,028	0,16	0,015	0,002			
15.feb	TA-2-5m	0,033	0,037	0,14	0,015	0,002			
15.feb	TA-2-10m	0,036	0,04	0,11	0,015	0,002			
15.feb	TA-3-0m	0,027	0,024	0,27	0,015	0,002			
15.feb	TA-3-5m	0,033	0,037	0,14	0,015	0,002			
15.feb	TA-3-10m	0,035	0,04	0,12	0,015	0,002			
15.feb	TA-ref-0m	0,028	0,028	0,13	0,015	0,002			
15.feb	TA-ref-5m	0,031	0,037	0,12	0,015	0,002			
15.feb	TA-ref-10m	0,032	0,04	0,11	0,015	0,002			
15.feb	Gry-1-0m	0,027	0,031	0,12	0,015	0,002			
15.feb	Gry-1-5m	0,031	0,034	0,11	0,015	0,002			
15.feb	Gry-1-10m	0,039	0,052	0,15	0,015	0,029			
15.feb	Gry-2-0m	0,029	0,024	0,14	0,015	0,002			
15.feb	Gry-2-5m	0,034	0,034	0,12	0,015	0,002			
15.feb	Gry-2-10m	0,037	0,052	0,13	0,015	0,002			
15.feb	Gry-ref-0m	0,027	0,028	0,13	0,015	0,002			
15.feb	Gry-ref-5m	0,033	0,034	0,11	0,015	0,002			
15.feb	Gry-ref-10m	0,034	0,043	0,11	0,015	0,002			
15.feb	Gry-1							0,92	
15.feb	Gry-2							1	
15.feb	Gry-ref							1,14	
15.feb	TA-1							0,59	
15.feb	TA-2							0,67	
15.feb	TA-3							0,49	
15.feb	TA-ref							0,66	


	ELEMENT	P-total	Fosfat-P	N-total	Nitrat (NO3)	Ammonium (NH4)	O (Oksygen)	klorofyll a	TKB
Dato	PRØVE OG VANNDYP	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
26.feb	TA-1-0m	20	12	140	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-1-5m	19	12	120	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-1-10m	22	14	130	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-2-0m	20	11	150	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-2-5m	24	11	61	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-2-10m	22	14	120	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-3-5m	20	12	120	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-3-10m	22	14	110	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-ref-0m	17	9	110	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-ref-5m	19	12	110	<7.0	<4.0			
26.feb	TA-ref-10m	19	13	64	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-1-0m	14	8	110	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-1-5m	20	12	130	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-1-10m	29	17	190	<7.0	12			
26.feb	Gry-2-0m	15	8	97	<7.0	11			
26.feb	Gry-2-5m	18	12	130	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-2-10m	22	15	160	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-ref-0m	16	10	120	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-ref-5m	18	12	110	<7.0	<4.0			
26.feb	Gry-ref-10m	20	15	130	<7.0	<4.0			
15.mar	Gry-1							0,37	
15.mar	Gry-2							<0.25	
15.mar	Gry-ref							0,36	
15.mar	TA-1							1,67	
15.mar	TA-2							1,4	
15.mar	TA-3							1,24	
15.mar	TA-ref							0,75	
08.apr	Gry-1							0,47	
08.apr	Gry-2							0,49	
08.apr	Gry-ref							0,37	
08.apr	TA-1							0,38	
08.apr	TA-2							0,3	
08.apr	TA-3							0,47	
08.apr	TA-ref							0,46	
09.mai	TA-1 5m							0,61	
09.mai	TA-2 5m							0,74	
09.mai	TA-3 5m							0,72	
09.mai	TA-ref 5m							0,66	
09.mai	Gry-1-5m							0,77	
09.mai	Gry-2-5m							0,72	
09.mai	Gry-ref-5m								1
09.mai	TA-1-0,5m								<1
09.mai	TA-2-0,5m								<1
09.mai	TA-3-0,5m								4
09.mai	TA-ref-0,5m								1
09.mai	Gry-1-0,5m								<1
09.mai	Gry-2-0,5m								<1
09.mai	Gry-ref-0,5m								<1

	ELEMENT	P-total	Fosfat-P	N-total	Nitrat (NO3)	Ammonium (NH4)	O (Oksygen)	klorofyll a	TKB
Dato	PRØVE OG VANNDYP	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
01.jun	TA-1 0m	29	<1	380	61	34			
01.jun	TA-1 5m	34	<1	410	<1.0	29			
01.jun	TA-1 10m	40	<1	310	<1.0	13			
01.jun	TA-2 0m	50	<1	360	18	33			
01.jun	TA-2 5m	61	<1	320	<1.0	29			
01.jun	TA-2 10m	12	<1	410	<1.0	14			
01.jun	TA-3 0m	15	<1	320	50	29			
01.jun	TA-3 5m	16	1	320	2,7	31			
01.jun	TA-3 10m	20	<1	230	<1.0	14			
01.jun	TA-ref 0m	4	1	290	8,1	37			
01.jun	TA-ref 5m	21	<1	300	20	39			
01.jun	TA-ref 10m	4	<1	320	<1.0	13			
01.jun	Gry-1 0m	6	<1	350	<1.0	16			
01.jun	Gry-1 5m	11	<1	330	<1.0	29			
01.jun	Gry-1 10m	12	<1	350	<1.0	6			
01.jun	Gry-2 0m	9	<1	300	2,7	16			
01.jun	Gry-2 5m	<3.0	<1	300	1,1	12			
01.jun	Gry-2 10m	<3.0	<1	360	<1.0	11			
01.jun	Gry-ref 0m	<3.0	<1	310	2,8	29			
01.jun	Gry-ref 5m	<3.0	<1	390	<1.0	31			
01.jun	Gry-ref 10m	5	<1	410	<1.0	10			
01.jun	Gry-1- 5m							0,54	
01.jun	Gry-2- 5m							0,3	
01.jun	Gry-ref- 5m							0,71	
01.jun	TA-1- 5m							1,28	
01.jun	TA-2- 5m							2,32	
01.jun	TA-3- 5m							2,76	
01.jun	TA-ref- 5m							1,38	
01.jun	Gry-1-5m.								2
01.jun	Gry-2-5m.								1
01.jun	Gry-ref-5m.								7
01.jun	TA-1-0,5m								>100
01.jun	TA-2-0,5m								<1
01.jun	TA-3-0,5m								>100
01.jun	TA-ref-5m								<1

	ELEMENT	P-total	Fosfat-P	N-total	Nitrat (NO3)	Ammonium (NH4)	O (Oksygen)	klorofyll a	TKB
Dato	PRØVE OG VANNDYP	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
15.jun	TA-1 0m	0,01	0,003	0,13	0,004	0,03			
15.jun	TA-1 5m	0,011	0,0005	0,041	0,003	0,038			
15.jun	TA-1 10m	0,012	0,0005	0,059	0,002	0,018			
15.jun	TA-2 0m	0,012	0,0005	0,05	0,002	0,026			
15.jun	TA-2 5m	0,011	0,004	0,046	0,004	0,021			
15.jun	TA-2 10m	0,011	0,01	0,097	0,001	0,03			
15.jun	TA-3 0m	0,01	0,0005	0,076	0,001	0,022			
15.jun	TA-3 5m	0,01	0,003	0,054	0,006	0,047			
15.jun	TA-3 10m	0,012	0,003	0,042	0,002	0,037			
15.jun	TA-ref 0m	0,013	0,002	0,09	0,001	0,045			
15.jun	TA-ref 5m	0,014	0,003	0,081	0,001	0,0015			
15.jun	TA-ref 10m	0,02	0,002	0,09	0,001	0,041			
15.jun	Gry-1 0m	0,015	0,004	0,12	0,002	0,044			
15.jun	Gry-1 5m	0,021	0,004	0,15	0,001	0,065			
15.jun	Gry-1 10m	0,018	0,002	0,11	0,002	0,027			
15.jun	Gry-2 0m	0,014	0,003	0,099	0,005	0,057			
15.jun	Gry-2 5m	0,019	0,002	0,12	0,001	0,027			
15.jun	Gry-2 10m	0,02	0,0005	0,12	0,002	0,025			
15.jun	Gry-ref 0m	0,016	0,004	0,12	0,004	0,054			
15.jun	Gry-ref 5m	0,015	0,002	0,097	0,001	0,036			
15.jun	Gry-ref 10m	0,02	0,003	0,12	0,001	0,058			
15.jun	TA-1-0,5							0,5	
15.jun	TA-2-0,5							0,35	
15.jun	TA-3-0,5							0,47	
15.jun	TA-ref-0,5							0,25	
15.jun	Gry-1-0,5							0,4	
15.jun	Gry-2-0,5							0,26	
15.jun	Gry-ref-0,5							0,39	
15.jun	TA-1-0,5								1
15.jun	TA-2-0,5								1
15.jun	TA-3-0,5								1
15.jun	TA-ref-0,5								2
15.jun	Gry-1-0,5								<1
15.jun	Gry-2-0,5								5
15.jun	Gry-ref-0,5								<1

	ELEMENT	P-total	Fosfat-P	N-total	Nitrat (NO3)	Ammonium (NH4)	O (Oksygen)	klorofyll a	TKB
Dato	PRØVE OG VANNDYP	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l		
05.jul	TA-1 0m	0,015	0,002	0,25	0,0074	0,027			
05.jul	TA-1 5m	0,017	0,001	0,17	0,012	0,01			
05.jul	TA-1 10m	0,024	0,007	0,17	0,013	0,066			
05.jul	TA-2 0m	0,014	0,0005	0,17	0,013	0,016			
05.jul	TA-2 5m	0,021	0,001	0,16	0,01	0,007			
05.jul	TA-2 10m	0,02	0,003	0,089	0,006	0,014			
05.jul	TA-3 0m	0,007	0,002	0,32	0,21	0,01			
05.jul	TA-3 5m	0,016	0,003	0,17	0,023	0,015			
05.jul	TA-3 10m	0,019	0,004	0,15	0,0084	0,016			
05.jul	TA-ref 0m	0,014	0,002	0,21	0,042	0,026			
05.jul	TA-ref 5m	0,016	0,002	0,058	0,0056	0,004			
05.jul	TA-ref 10m	0,018	0,002	0,069	0,0024	0,005			
05.jul	Gry-1 0m	0,013	0,002	0,17	0,0073	0,003			
05.jul	Gry-1 5m	0,016	0,0005	0,17	0,0014	0,009			
05.jul	Gry-1 10m	0,019	0,0005	0,13	0,0011	0,034			
05.jul	Gry-2 0m	0,014	0,0005	0,07	0,0056	0,026			
05.jul	Gry-2 5m	0,016	0,0005	0,051	0,0029	0,033			
05.jul	Gry-2 10m	0,023	0,0005	0,068	0,0022	0,005			
05.jul	Gry-ref 0m	0,015	0,0005	0,08	0,003	0,03			
05.jul	Gry-ref 5m	0,018	0,0005	0,064	0,0023	0,012			
05.jul	Gry-ref 10m	0,024	0,0005	0,062	0,0018	0,011			
05.jul	Gry-1							<0.30	
05.jul	Gry-2							<0.30	
05.jul	Gry-ref							<0.30	
05.jul	TA-1							0,58	
05.jul	TA-2							<0.30	
05.jul	TA-3							<0.30	
05.jul	TA-ref							0,36	
05.jul	Gry-1								<1
05.jul	Gry-2								<1
05.jul	Gry-ref								<1
05.jul	TA-1								<1
05.jul	TA-2								<1
05.jul	TA-3								14
05.jul	TA-ref								<1

Vedlegg 4. Artsliste bunnfauna



RAPPORT
 utfärdad av ackrediterat laboratorium
 REPORT issued by an Accredited Laboratory

TA 1
 2016-08-24
 Det. Jonatan Hammar/Annika Ljungman
 Provdjup: 24 m

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
Individantal						
CNIDARIA, nässeljur	66		60	126	42,0	10,2
Edwardsidae						
NEMERTEA, slemmaskar	3	7	2	12	4,0	1,0
Nemertea						
NEMATODA, rundmaskar		28		28	9,3	2,3
Nematoda						
PRIAPULIDA, snabelsäckmaskar			2	2	0,7	0,2
Priapulidae						
SIPUNCULA, stjärnmaskar			1	1	0,3	0,1
Sipuncula						
CLITELLATA, gördelmaskar		1		1	0,3	0,1
Clitellata						
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Ampharetidae		1	3	4	1,3	0,3
Anobothrus cf. gracilis	2		5	7	2,3	0,6
Cirratulidae	3	2	1	6	2,0	0,5
Diploclonus cf. glaucus	1		2	3	1,0	0,2
Eumida bahusiensis	1			1	0,3	0,1
Galatowenia oculata	29	80	92	201	67,0	16,3
Gattyana amondseni			2	2	0,7	0,2
Glycera alba	6	5	6	17	5,7	1,4
Goniada maculata	5	2	7	14	4,7	1,1
Harmothoe sp.	1			1	0,3	0,1
Lepidonotus squamatus		1		1	0,3	0,1
Lumbrineris sp.		1		1	0,3	0,1
Lumbrineridae	8	1	9	18	6,0	1,5
Mediomastus fragilis	7	10	5	22	7,3	1,8
Nereididae	1			1	0,3	0,1
Notomastus latericeus	3		5	8	2,7	0,6
Ophelina acuminata			1	1	0,3	0,1
Ophryotrocha hartmanni	12		29	41	13,7	3,3
Owenia fusiformis	6	11	7	24	8,0	1,9
Pectinaria auricoma		1	2	3	1,0	0,2
Pectinaria sp.	1			1	0,3	0,1
Pholoe baltica	10	3	20	33	11,0	2,7
Phyllodoidea	1			1	0,3	0,1
Polynoidae	1	1	1	3	1,0	0,2
Prionospio dimifera	40	2	134	176	58,7	14,3
Scalibregma inflatum	4		5	9	3,0	0,7
Scoloplos acutus		1		1	0,3	0,1
Scoloplos sp.	1		4	5	1,7	0,4
Spionidae		3		3	1,0	0,2
Sthenelais zetlandica		2		2	0,7	0,2
Sthenelais sp.		2		2	0,7	0,2
Syllis comuta	10		11	21	7,0	1,7
Syllis sp.		14		14	4,7	1,1
Terebellidae	2	5	2	9	3,0	0,7
CRUSTACEA, kräftdjur						
Ampelisca sp.		3		3	1,0	0,2
Ampelisca tenuicornis	3			3	1,0	0,2
Ampelisca diadema	2		14	16	5,3	1,3
Caprellidae		1		1	0,3	0,1
Decapoda juv.	1	2		3	1,0	0,2
Diastylis laevis	9	1	4	14	4,7	1,1
Diastylis sp.		7		7	2,3	0,6
Phitsica cf. marina	4		2	6	2,0	0,5
GASTROPODA, snäckor						
Euspira pulchella	2			2	0,7	0,2
Opisthobranchia			1	1	0,3	0,1
Philine aperta			1	1	0,3	0,1
Philine cf. scabra		7	1	8	2,7	0,6

TA 1 forts.

BIVALVIA, musslor						
<i>Abra nitida</i>	3	2	14	19	6,3	1,5
<i>Axinopsida cf orbiculata</i>	16			16	5,3	1,3
<i>Axinopsida</i> sp.		5		5	1,7	0,4
<i>Bivalvia</i>	1			1	0,3	0,1
<i>Corbula gibba</i>	3	4	16	23	7,7	1,9
<i>Kurtiella bidentata</i>		2	35	37	12,3	3,0
Tellinidae		2		2	0,7	0,2
<i>Thyasira cf sarsi</i>	21		43	64	21,3	5,2
<i>Thyasira</i> sp.		72		72	24,0	5,8
Thyasiridae			97	97	32,3	7,9
ECHINODERMATA, tagghudingar						
<i>Astropecten irregularis</i>		1		1	0,3	0,1
<i>Echinocardium cordatum</i>	1	2		3	1,0	0,2
<i>Echinocardium</i> sp.		1		1	0,3	0,1
<i>Labidoplax buskii</i>	1			1	0,3	0,1
Summa (antal individer):	291	295	646	1233	411,0	100,0
Summa (antal taxa):	38	38	37			
Totalantal taxa:	66					

Laboratoriet akkrediteres av Styrelsen for akkreditering og teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den akkrediterade verksamheten vid laboratoriet oppfyller kravene i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denne rapporten er endast beregnet i sin helhet, om ikke utfordrende laboratoriet i tillegg godkjent annet.

TA 3

2016-08-24

Det. Jenny Palmkvist

Provdjup: -


RAPPORT
 utfardad av ackrediterat laboratorium
 REPORT issued by an Accredited Laboratory

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
Cnidaria, nåseleddjur						
Edwardsiidae	1	9		10	3,3	0,7
Nemertea, slemmaskar						
Nemertea	15	16	59	90	30,0	6,3
Nematoda, rundmaskar						
Nematoda	324	310	142	776	258,7	54,5
Clitellata, gördelemaskar						
Clitellata	1		9	10	3,3	0,7
Polychaeta, havsborstmaskar						
Bylgides sp.	2			2	0,7	0,1
Capitella sp.	1			1	0,3	0,1
Capitellidae	1			1	0,3	0,1
Eteone flava/longa	2	1		3	1,0	0,2
Eteone sp.		1	1	2	0,7	0,1
Glycera alba	5	1		6	2,0	0,4
Glycera sp.	2			2	0,7	0,1
Goniada maculata	4	5		9	3,0	0,6
Heteromastus filiformis	1			1	0,3	0,1
Lagis koreni			3	3	1,0	0,2
Lumbrineris anlara			2	2	0,7	0,1
Lumbrineridae	4	6	4	14	4,7	1,0
Mediomastus fragilis	7	2		9	3,0	0,6
Nephtyidae		1		1	0,3	0,1
Nereididae	1			1	0,3	0,1
Nereimyra sp.		3	4	7	2,3	0,5
Notomastus latericeus	6	2		8	2,7	0,6
Pherusa plumosa	3	1		4	1,3	0,3
Pholoe baltica	6	2		8	2,7	0,6
Pholoe sp.	2	7	1	10	3,3	0,7
Phyllodoce groenlandica	3			3	1,0	0,2
Phyllodoce sp.		7	9	16	5,3	1,1
Phyllodoceidae	4			4	1,3	0,3
Platynereis sp.		3	3	6	2,0	0,4
Polynoidae	1			1	0,3	0,1
Prionospio clintfieri	13	6		19	6,3	1,3
Prionospio sp.	4	2		6	2,0	0,4
Protodorvillea kefersteini	21	8	149	178	59,3	12,5
Scoloplos spp.	1			1	0,3	0,1
Sosane sulcata		1		1	0,3	0,1
Spionidae	2			2	0,7	0,1
Syllidae		1		1	0,3	0,1
Terebellidae		1		1	0,3	0,1
Terebellides stroemi			1	1	0,3	0,1
Typosyllis comuta	2	6	1	9	3,0	0,6
Crustacea, kräftdjur						
Ampelisca sp.	4	4		8	2,7	0,6
Brachyura juv.		1	1	2	0,7	0,1
Galatheididae	1		2	3	1,0	0,2
Gammaridea	1	1		2	0,7	0,1
Liocarcinus navigator			1	1	0,3	0,1
Macropodia rostrata	1			1	0,3	0,1
Pandalina brevirostris			13	13	4,3	0,9
Gastropoda, snäckor						
Apomphals pespelecani	1			1	0,3	0,1
Nuditbranchia			3	3	1,0	0,2
Philine cf. aperta	3	4		7	2,3	0,5
Philine cf. scabra	3	5		8	2,7	0,6
Retusa obtusa			2	2	0,7	0,1

TA 3 forts.

BIVALVIA, musslor						
Abra alba	1			1	0,3	0,1
Corbula gibba	2	1		3	1,0	0,2
Kurtiella bidentata			1	1	0,3	0,1
Ludionoma borealis	1	1		2	0,7	0,1
Thyasira flexuosa		39		39	13,0	2,7
Thyasira sp	19	18	1	38	12,7	2,7
Thyasiridae	16	13		29	9,7	2,0
ECHINODERMATA, tagghudingar						
Asteroldea juv.	8	2	2	12	4,0	0,8
Astropecten irregularis		1		1	0,3	0,1
Ophiuroidea juv.	3		13	16	5,3	1,1
PYCNOGONIDA, havsspindlar						
Pycnogonida		1	2	3	1,0	0,2
Summa (antal individer):	503	493	429	1425	475,0	100,0
Summa (antal taxa):	42	37	25			
Totalantal taxa:	62					

Laboratorium akkrediteres av Styrelsen for akkreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den akkrediterade virksomheten vid laboratoriene oppfyller kravene i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denne rapporten for endest tillegges i sin helhet, om ikke utfordrende laboratorium i forvilt godkjent annet.

TA REF

2016-08-24

Det. Jonatan Hammar

Provjup: 26 m



RAPPORT

utförd av ackrediterat laboratorium

REPORT issued by an Accredited Laboratory

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
Individantal						
CNIDARIA, nässeidjur						
Edwardsidae	14	9	10	33	11,0	11,1
PHORONIDA, hästskomaskar						
Phoronis cf. muelieri	1			1	0,3	0,3
NEMERTEA, slemmaskar						
Nemertea	1		1	2	0,7	0,7
SIPUNCULA, stjärnmaskar						
Sipuncula	2		1	3	1,0	1,0
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Ampharete sp.		1		1	0,3	0,3
Capitella sp.	1			1	0,3	0,3
Chaetozone cf. setosa		2		2	0,7	0,7
Chaetozone sp.			1	1	0,3	0,3
Cirratulidae		1		1	0,3	0,3
Galatowenia oculata	20	17	17	54	18,0	18,2
Glycera alba	1			1	0,3	0,3
Goniada maculata	1	1	1	3	1,0	1,0
Hamothoe sp.		2		2	0,7	0,7
Magelona sp.	1	1		2	0,7	0,7
Nephtys hombergii			1	1	0,3	0,3
Nephtys sp.	1	1		2	0,7	0,7
Owenia fusiformis	4	17	8	29	9,7	9,8
Pectinaria koreni	1		2	3	1,0	1,0
Polydora ciliata			1	1	0,3	0,3
Prionospio dimifera	8	9		17	5,7	5,7
Sabellidae	1			1	0,3	0,3
Scalibregma inflatum	1		1	2	0,7	0,7
Spionidae	1	1		2	0,7	0,7
Sthenelais zelandica	2	1	2	5	1,7	1,7
Terebellidae	1			1	0,3	0,3
Thelepus cincinnatus		1		1	0,3	0,3
CRUSTACEA, kräftdjur						
Acidostoma nodiferum	1			1	0,3	0,3
Ampelisca cf. typica		1		1	0,3	0,3
Ampelisca tenuicornis			2	2	0,7	0,7
Ampelisca diadema	3			3	1,0	1,0
Decapoda juv.			1	1	0,3	0,3
Loecarcinus depurator		2	1	3	1,0	1,0
Microdeutopus sp.		3		3	1,0	1,0
Monoculodes sp.	4		1	5	1,7	1,7
GASTROPODA, snäckor						
Cylichna cylindracea	2	2		4	1,3	1,4
Euspira pulchella	1	3		4	1,3	1,4
Nuditbranchia		1		1	0,3	0,3
Philine scabra	2	4	1	7	2,3	2,4
BIVALVIA, musslor						
Acanthocardia cf. echinata	1			1	0,3	0,3
Axinopsida cf. orbiculata	3			3	1,0	1,0
Corbula globa			1	1	0,3	0,3
Cochlodesma praetense	9	3	1	13	4,3	4,4
Hiatella arctica	1			1	0,3	0,3
Kurtella bidentata		1		1	0,3	0,3
Myrtea spinifera			1	1	0,3	0,3
Phaxas pellucidus	1			1	0,3	0,3
Thyasira cf. sarsi		1	10	11	3,7	3,7
Thyasiridae	2	1	6	9	3,0	3,0
POLYPLACOPHORA, ledsnäckor						
Polyplacophora		9		9	3,0	3,0
ECHINODERMATA, tagghudingar						
Echinocardium cf. cordatum	7	5	10	22	7,3	7,4
Echinoldea		1		1	0,3	0,3
Ophiuroidea juv.		14	1	15	5,0	5,1
Summa (antal individer):	99	115	82	296	98,7	100,0
Summa (antal taxa):	31	29	24			
Totalantal taxa:	52					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratoriet uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast åläggas i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkännt annat.

GRY REF

2016-06-24

Det. Jonatan Hammar/Annika Ljungman

Provdjup:



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium
REPORT issued by an Accredited Laboratory

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
Individantal						
Cnidaria, nässeljur						
Edwardsidae	2			2	0,7	0,1
Nemertea, slennmaskar						
Nemertea	1	12		13	4,3	0,4
Nematoda, rundmaskar						
Nematoda			5	5	1,7	0,2
Priapulida, snabelsäckmaskar						
Priapulus caudatus			1	1	0,3	0,0
Sipuncula, stjärnmaskar						
Sipuncula	1		1	2	0,7	0,1
Thysanocardia procera			1	1	0,3	0,0
Polychaeta, havsborstmaskar						
Abyssoninoe hibernica		1	2	3	1,0	0,1
Amphitelis gunneri		1		1	0,3	0,0
Aphelochaeta sp.		1	1	2	0,7	0,1
Calamyza amphitenicola		1		1	0,3	0,0
Chaetozoa cf. setosa		1		1	0,3	0,0
Chone sp.		2		2	0,7	0,1
Cirratulidae	2			2	0,7	0,1
Galathea oculata	110	107	610	827	275,7	27,1
Gattyana cirrhosa		1		1	0,3	0,0
Goniada maculata	8	2	4	14	4,7	0,5
Levinseria gracilis		2	1	3	1,0	0,1
Lumbrineridae	2			2	0,7	0,1
Malacocephalus sp.			2	2	0,7	0,1
Maldanidae		2		2	0,7	0,1
Notomastus lateralis		2		2	0,7	0,1
Owenia fusiformis	10	11	28	49	16,3	1,6
Paramphinoe cf. jeffreysii	1			1	0,3	0,0
Pectinaria koreni	2			2	0,7	0,1
Phoxo baltica	1	1		2	0,7	0,1
Phyllocoelidae	1			1	0,3	0,0
Polychirus plumosus		2		2	0,7	0,1
Praxillella affinis		3	1	4	1,3	0,1
Prionospio clavigera	1	19	3	23	7,7	0,8
Prionospio sp.		5		5	1,7	0,2
Prionospio steenstrupi		1		1	0,3	0,0
Pseudopolydora cf. antennata	216			216	72,0	7,1
Pseudopolydora pulchra		182	1501	1683	561,0	55,2
Rhodine sp.		1		1	0,3	0,0
Scalibregma inflatum	3	4	10	17	5,7	0,6
Scolecipis (Scolelepis) squamata		3	7	10	3,3	0,3
Sponidae		1	2	3	1,0	0,1
Stenelais zetlandica	3			3	1,0	0,1
Stenelais sp.		1		1	0,3	0,0
Syllidae	1			1	0,3	0,0
Syllis sp.		1		1	0,3	0,0
Terebellidae		1		1	0,3	0,0
Thelopus dindinnatus	3			3	1,0	0,1
CRUSTACEA, kräftdjur						
Ampelisca diadema		1		1	0,3	0,0
Decapoda juv.		1	1	2	0,7	0,1
Eudorella sp.			1	1	0,3	0,0
Leucothoe liljeborgi		1		1	0,3	0,0
Monoculodes sp.	4			4	1,3	0,1
Natatanella borealis		1		1	0,3	0,0
Westwoodilla caecula		5	6	11	3,7	0,4
CAUDOFOVEATA, gälmaskmollusker						
Caudofoveata	1			1	0,3	0,0
GASTROPODA, snäckor						
Cylindrina cylindracea	2	3	2	7	2,3	0,2
Euspira montagui		1		1	0,3	0,0
Opisthobranchia			1	1	0,3	0,0
Philine aperta	1			1	0,3	0,0
Philine scabra	5	4	4	13	4,3	0,4
Philine sp.		2		2	0,7	0,1

GRY REF forts.

BIVALVIA, musslor						
Abra sp.		1	1	2	0,7	0,1
Arctica islandica			1	1	0,3	0,0
Corbula gibba			1	1	0,3	0,0
Cuspidaria cuspidata			1	1	0,3	0,0
Kurtiella bidentata	1			1	0,3	0,0
Mendicula ferruginosa		2	1	3	1,0	0,1
Nucula nitidosa	1			1	0,3	0,0
Thyasira flexuosa			4	4	1,3	0,1
Thyasira cf. sarsi	6			6	2,0	0,2
Thyasira sp.		1	10	11	3,7	0,4
Thyasiridae	8			8	2,7	0,3
ECHINODERMATA, tagghudingar						
Echinocardium cordatum	7			7	2,3	0,2
Echinocardium sp.		1		1	0,3	0,0
Irregularia			6	6	2,0	0,2
Labidoplax buskii	7	7	8	22	7,3	0,7
Ophiuroidea juv.	3		4	7	2,3	0,2
PYCNOGONIDA, havsspindlar						
Pycnogonida			1	1	0,3	0,0
Summa (antal individer):	414	402	2233	3049	1016,3	100,0
Summa (antal taxa):	30	42	34			
Totalantal taxa:	74					

Laboratorium akkrediteres av Styrelsen for akkreditering og teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den akkrediterade verksamheten vid laboratoriet oppfyller kravene i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denne rapport blir endast levert i sin helhet, om ikke utfordrende laboratorium i forvilt godkjent annet.

GRY 2

2016-08-24

Det. Jonathan Hammar

Provdjup:



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium

REPORT issued by an Accredited Laboratory

	1	2	3			
Taxa	Individantal			Summa	Medel	Summa %
CNIDARIA, nässeldjur						
Edwardsidae	17	6	13	36	12,0	4,1
PHORONIDA, hästskomaskar						
Phoronis muelleri	2			2	0,7	0,2
NEMERTEA, slemmaskar						
Nemertea	6	7	4	17	5,7	1,9
POLYCHAETA, havsborstmaskar						
Cirratulidae	1	3		4	1,3	0,5
Diplocirrus glaucus		2		2	0,7	0,2
Galatowenia oculata		1	3	4	1,3	0,5
Glycera alba	7	3	5	15	5,0	1,7
Goniada maculata	10	7	7	24	8,0	2,7
Lumbrineris sp.		1		1	0,3	0,1
Mediomastus fragilis	1	1	5	7	2,3	0,8
Notomastus latericeus	4	1	1	6	2,0	0,7
Ophiodromus flexuosus	1			1	0,3	0,1
Ophryotrocha hartmanni		4	4	8	2,7	0,9
Ophryotrocha sp.	3			3	1,0	0,3
Owenia fusiformis	4	3	3	10	3,3	1,1
Pectinaria koreni	1	2	3	6	2,0	0,7
Pholoe baltica	10	5		15	5,0	1,7
Phyllodoce groenlandica		1	1	2	0,7	0,2
Polydora ciliata		2		2	0,7	0,2
Polynoidae			1	1	0,3	0,1
Prionospio fallax	12	16	3	31	10,3	3,5
Prionospio cirrifer		66	42	108	36,0	12,2
Prionospio sp.	33			33	11,0	3,7
Scalibregma inflatum	8	4	1	13	4,3	1,5
Syllis sp.	1			1	0,3	0,1
Terebellidae		1		1	0,3	0,1
CRUSTACEA, kräftdjur						
Ampelisca tenuicornis		1		1	0,3	0,1
Diastylis laevis	3		2	5	1,7	0,6
Monoculodes sp.	1			1	0,3	0,1
GASTROPODA, snäckor						
Euspira pulchella	2	6	3	11	3,7	1,2
Philine scabra	3	5	4	12	4,0	1,4
Philine sp.			1	1	0,3	0,1
BIVALVIA, musslor						
Abra nitida	1		3	4	1,3	0,5
Abra sp.		2		2	0,7	0,2
Axlinopsida cf. orbiculata		20		20	6,7	2,3
Corbula gibba	2	2	4	8	2,7	0,9
Kurtiella bidentata	76	62	27	165	55,0	18,7
Nucula sp.			1	1	0,3	0,1
Phaxas pellucidus	1			1	0,3	0,1
Tellinidae	1			1	0,3	0,1
Tellinmya ferruginosa			1	1	0,3	0,1
Thyasira cf. sarsi		16	16	32	10,7	3,6
Thyasira sp.	46			46	15,3	5,2
Thyasira sp. 1			30	30	10,0	3,4
ECHINODERMATA, tagghudingar						
Amphiura filiformis	48	28	26	102	34,0	11,6
Brissopsis lyrifera			1	1	0,3	0,1
Holothuroidea	30	12	8	50	16,7	5,7
Labidoplax bustil	16	5	5	26	8,7	2,9
Leptopentacta elongata	3	3	2	8	2,7	0,9
Summa (antal individer):	354	298	230	882	294,0	100,0
Summa (antal taxa):	31	32	31			
Totalantal taxa:	49					

Laboratoriet är ackrediterat av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratoriet uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast åläggas i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkännt annat.

GRY 1

2016-08-24

Det. Jonatan Hammar

Provdjup: -



RAPPORT

utfärdad av ackrediterat laboratorium

REPORT issued by an Accredited Laboratory

Taxa	1	2	3	Summa	Medel	Summa %
Individantal						
CNIDARIA, nässeljur			2	2	0,7	0,0
Edwardsidae						
NEMATODA, rundmaskar		100	436	536	178,7	10,0
Nematoda						
POLYCHAETA, havsborstmaskar	1570	2272	596	4438	1479,3	82,9
Capitella cf capitata		12		12	4,0	0,2
Eteone longa		4	6	10	3,3	0,2
Glycera alba		4	2	6	2,0	0,1
Hesionidae			2	2	0,7	0,0
Lumbrineridae			2	2	0,7	0,0
Mediomastus fragilis	160	4	48	212	70,7	4,0
Notomastus latericeus			2	2	0,7	0,0
Ophryotrocha sp.			6	6	2,0	0,1
Pectinaria koreni	10	8	28	46	15,3	0,9
Pholoe cf baltica		4	6	10	3,3	0,2
Protodorvillea kefersteini	30			30	10,0	0,6
Syllis cf comuta	20	4	6	30	10,0	0,6
CRUSTACEA, kräftdjur						
Microdeutopus sp.		6		6	2,0	0,1
GASTROPODA, snäckor						
Euspira pulchella		2		2	0,7	0,0
BIVALVIA, musslor						
Epilepton cf clarkiae		1		1	0,3	0,0
Summa (antal individer):	1790	2421	1140	5351	1783,7	100,0
Summa (antal taxa):	5	12	12			
Totalantal taxa:	17					

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag. Den ackrediterade verksamheten vid laboratoriet uppfyller kraven i SS-EN ISO/IEC 17025 (2005). Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg godkännt annat.

Vedlegg 5. Artsliste makroalger

Stasjon	Antall arter	Art	Forekomst
TA-ref	1	Ulva intestinalis	4
	2	Ceramium virgatum	2
	3	Ascophyllum nodosum	2
	4	Fucus vesiculosus	4
	5	Fucus serratus	5
	6	Lithothamnion sp.	2
	7	Hildenbrandia rubra	4
	8	Mastocarpus stellatus	2
	9	Ulva lactuca	2
	10	Chorda filum	1
	11	Porphyra umbricalis	2
	12	chondrus crispus	2
	13	Ascophyllum nodosumdokke	2
	14	Scytosiphon lomentaria	1
	15	Ectocarpus siliculosus	3

Stasjon	Antall arter	Art	Forekomst
TA-1	1	Fucus vesiculosus	5
	2	Ascophyllum nodosum	3
	3	Ulva intestinalis	3
	4	Cladophora rupestris	2
	6	Hildenbrandia rubra	4
	7	Chondrus crispus	2
	8	Delesseria sanguinea	1
	9	Mastocarpus stellatus	1
	10	Pylaiella littoralis	2
	11	Cladophora sp	2
	12	Ulva lactuca	2
	13	Ascophyllum nodosumdokke	3
	14	Elachista fucicola	2

Stasjon	Antall arter	Art	Forekomst
GRY-M-ref	1	Cladophora sp.	2
	2	Ectocarpus siliculosus	2
	3	Polysiphonia larosa	2
	4	Polysiphonia sp.	1
	5	Ascophyllum nodosum	3
	6	Fucus serratus	4
	7	Lithothamnion sp.	4
	8	Mastocarpus stellatus	1
	9	Ulva intestinalis	2
	10	Ulva lactuca	1
	11	Ceramium virgatum	1
	12	Corallina officinalis	2
	13	Ceramium virgatum	4
	14	Cladophora rupestris	3
	15	Chaetomorpha melagonium	2
	16	Chorda filum	2
	17	Bonnemaia hamifera	3
	18	Furcellaria lumbricalis	2
	19	Anfelia plicata	2
	20	Delesseria sanguinea	1
	21	Membranoptera alata	1
	22	Halidrys siliquosa	5
	23	Chordaria flagelliformis	2
	24	Elachista fucicola	3
	25	Leathesia difformis	2
	26	Codium fragile	2
	27	Rhodomela confervoides	2
	28	Sphacelaria cirrosa	3
	29	Chondrus crispus	3
	30	Nemalion helminthodes	2
	31	Callithamnion corymbosum	2
	32	Pylaiella/Ectocarpus	1

Stasjon	Antall arter	Art	Forekomst
GRY-M1	1	Hildenbrandia rubra	2
	2	Fucus vesiculosus	5
	3	Ascophyllum nodosum	3
	4	Annen bruntang	3
	5	Ulva intestinalis	3
	6	Ceramium virgatum	2
	7	Mastocarpus stellatus	2
	8	Fucus serratus	3
	9	Cladophora rupestris	4
	10	Lithothamnion sp.	3
	11	Chondrus crispus	3
	12	Furcellaria lumbricalis	1
	13	Ectocarpus siliculosus cf.	2
	14	Polysiphonia lanosa	3
	15	Cladophora spp.	1

Stasjon	Antall arter	Art	Forekomst
GRY-M2	1	Fucus vesiculosus	5
	2	Fucus serratus	4
	3	Ulva intestinalis	3
	4	vanlig Ceramium virgatum	4
	5	Chaetomorpha melagonium	2
	6	Ceramium virgatum	2
	7	Anfelia plicata	1
	8	Halidrys siliquosa	2
	9	Cladophora rupestris	2
	10	Mastocarpus stellatus	4
	11	chondrus crispus	3
	12	Chordaria flagelliformis	2
	14	Hildenbrandia rubra	2
	15	Polysiphonia sp.	1
	16	Cladophora sp.	2
	17	Elachista fucicola	3
	19	Cladostephus spongiosus	1
	20	Rhodomela confucones	3
	21	Anfelia plicata	1
	22	Codium fragile	1
	23	Ectocarpus siliculosus	3
	24	Callithamnion corymbosum	1
	25	Osmundea oederi	1
	26	Bonnemaisonia hamifera	