


# NY VANNFORSYNING OSLO

## Miljørisikovurdering av anleggsvann, Husebyjordet, Huseby skipark og Sollerud

01K	Endringer etter ny utslippsløsning	7.11.2019	HEM	GG/SK	LHJ
UTKAST	Underlag til utslippssøknad	11.04.2019	HEM	GG/SK	LHJ
Revisjon	Årsak til utgivelse	Dato	Utarbeidet	Kontrollert	Godkjent
<b>NY VANNFORSYNING OSLO</b> <b>Miljørisikovurdering av anleggsvann,</b> <b>Husebyjordet, Huseby skipark og Sollerud</b>		Sider:	Prosjektnr: DP3		
		53	Gradering: ÅPEN		
		Utarbeidet av:	Multiconsult COWI asplan viak		
 Oslo	Vann- og avløpsetaten	Dokumentnummer: <b>NVO-MCA-30-HK-008-0</b>		Revisjon: <b>01K</b>	

## Sammendrag

Vann- og avløpsetaten (VAV) har fått i oppgave å bygge en fullgod reservevannforsyning for Oslo kommune. Ny vannforsyning skal være ferdigstilt i 2028. Rådgivergruppen Multiconsult, Cowi og Asplan Viak er engasjert av Vann og avløpsetaten for miljøfaglig bistand.

I denne rapporten beskrives en miljørisikovurdering av anleggsvann for utslipp på Husebyjordet, Huseby skipark og Sollerud. Det foreslås også grenseverdier for utslipp av anleggsvann. Aktuelle resipienter er Makrellbekken, Mærradalsbekken og Lysakerfjorden.

### Utslippsalternativer

Makrellbekken og Mærradalsbekken har begrenset resipientkapasitet og små vannføringer. Risikoen fra utslippsvannet øker med økte utslippsmengder og med varigheten på utslippperioder. Det er derfor kartlagt alternative utslippsløsninger. Følgende alternativer er vurdert for utslipp på Husebyjordet, Huseby skipark og Sollerud:

**1A Husebyjordet:** Påslipp til 700 mm AF-ledning langs Mærradalsbekken. Utslippsvann via renseanlegg primært til AF-ledning, men ledes til bekk ved overløpsepisoder på AF. Denne løsningen er anbefalt løsning for utslipp fra arbeider ved Husebyjordet. I 2017 var overløpet i drift litt over 3 timer tilsammen.

**1B Husebyjordet:** Det er også sett på muligheten for å legge ledninger fra Husebyjordet ut til en dybde > 20 m i Lysakerfjorden. Denne løsningen er vurdert som urealistisk pga. avstanden på 4-5 km, hensyn til grunneiere, tekniske gjennomføringer gjennom rør / kulverter og forbi veier.

**2A Huseby skipark:** Påslipp til AF-ledning langs Makrellbekken. Utslippsvann går primært til renseanlegg, men kan gå til bekk ved overløpsepisoder. Overløpet på aktuell ledning har registrert mange overløpshendelser og mye overløpstid hvert år. I 2017 var det 822 hendelser med over 110 timers utslipp. Alle regnhendelser ser ut til å gi overløpsdrift. På grunn av behov for utslipp av store vannmengder over lengre tid, sett opp mot Makrellbekkens vannføring og sårbarhet, samt at AF-ledning går i overløp svært ofte, anses ikke denne løsningen miljømessig akseptabel for hele utslippperioden.

**2B Huseby skipark:** Etablering av ledning fra renseanlegget i skiparken til påslipp i VAVs kum (PS1812) som videre slipper vannet til VEAS-tunnelen ca. 650 m nedstrøms Huseby skipark. Makrellbekken vil da ikke få noe utslipp av rensert tunnelvann, alt slippes til VEAS-tunnelen. Dette er anbefalt løsning for utslipp fra arbeider ved Huseby skipark.

**2C Huseby skipark:** Det er også sett på muligheten for å legge ledninger fra Huseby skipark ut til en dybde > 20 m i Lysakerfjorden. Denne løsningen er vurdert som urealistisk pga. avstanden på 4-5 km, hensyn til grunneiere, tekniske gjennomføringer gjennom rør / kulverter og forbi veier.

**3 Utslipp fra Sollerudtunnelen:** Det er planlagt påkobling til VEAS-overløpstunnel som går til Lysakerfjorden på mellom 24 og 27 meters dybde.

### Risikovurdering av Makrellbekken og Mærradalsbekken

Det er vurdert miljørisiko ved utslipp av tre forskjellige mengder tunneldrivevann til hver bekk: 5 l/s, 10 l/s og 20 l/s.

Alle relevante utslippsmengder er større enn lavvannsføringene i bekkene, og utslipp på lavvannsføring er ikke vurdert nærmere, da det anses å medføre en uakseptabel miljørisiko. Bekkene har utfordringer med lite vann i perioder, og isolert sett vil mer vann kunne være gunstig. På lavvannsføringer vil bekkene imidlertid ikke ha noen kapasitet til å moderere variasjoner i tunnelvannet.

### Utslipp av 5 l/s og 10 l/s til Makrellbekken og Mærradalsbekken på middelvannføring

Ved middelvannføring i bekkene (50 l/s) eller mer vurderes partikkelbelastningen å medføre akseptabel risiko.

Bekkene er fra før i dårlig/svært dårlig økologisk tilstand mht. nitrogen. Siden det ikke er mulig med effektiv fjerning av nitrogen fra anleggsvann, vil det være høy nitrogenbelastning i perioder med utslipp. Beregninger tilsier at utslippene vil gi ammoniakkkonsentrasjoner over PNEC på 0,021 mg/l. Risikoen for akutt toksiske konsentrasjoner øker sterkt med økt pH og mengden av ammonium. Det er vanskelig å angi en sannsynlighet for at kombinasjonen av høy pH og høye nitrogen/ammoniumverdier inntreffer, men risikoen er tilstede. Det vurderes å være moderat risiko fra ammoniakk.

Overvåkningsdata indikerer gjennomgående lave metallnivåer i bekken, og det ventes ikke at tunnelvannet vil være i kontakt med berggrunn med spesielt høyt metallinnhold. Risikoen fra metaller vurderes som liten.

Erfaringsmessig er det ikke spesielt høye konsentrasjoner av oljeprodukter eller PAH i rensed tunneldrivevann (oftest < 1 mg/l). Reduksjon av partikler i utslippsvannet reduserer også oljemengder som går til resipient. Miljøriskoen fra olje og PAH vurderes som liten.

Selv om flere av de vurderte parameterne isolert sett anses å medføre liten risiko, vurderes den samlede risikoen for utslipp til begge bekkene som moderat. Dette skyldes i stor grad forholdet mellom vannføring og utslippsmengder. Siden innblandingsfaktorer vil være såpass små, vil bekken bli sterkt preget av variasjoner i utslippsvannet. Utslippsmengder bør begrenses så langt det er gjennomførbart.

### Risikovurdering av Lysakerfjorden

VEAS-overløpstunnel til Lysakerfjorden har et dykket volum som gjør at tunneldrivevannet vil ha en viss oppholdstid i tunnelen før det når de frie vannmassene i sjøen. Sjøvann vil i varierende grad også stå innover i tunnelen. Ved større overløpsepisoder vil både overløpsvann fra VEAS-tunnelen (kloakk) og tunneldrivevannet gå til utslipp. Under slike episoder kan innlagringen nå opp til øvre vannlag pga. store mengder overløpsvann.

Siden sjøvann har høy bufferkapasitet, vurderes utslipp av anleggsvann ikke å kunne påvirke pH i nevneverdig grad. pH i tunnelvannet vil også bufres under oppholdstiden i tunnelen før det når sjøen.

Med de planlagte utslippsvolumene anses det som lite sannsynlig at partikkelbidraget fra tunnelarbeider vil endre belastningen fra VEAS-overløpstunnel i Lysakerfjorden i særlig grad. Reduksjon av suspendert stoff skal likevel gjøres for å redusere transport av metaller og organiske forurensninger i tunneldrivevann før det slippes til ledningen.

Siden det ikke finnes noen effektiv renseteknikk for nitrogen i anleggsvann, vil utslippet tilføre ekstra nitrogenbelastning til Lysakerfjorden i utslippsperioden. Når utslipp skjer på dypt vann, under eufotisk sone, vil risikoen for algeoppblomstring være redusert sammenlignet med et grunnere utslipp. Siden pH ventes å bli normalisert inne i tunnelen og i kontakt med sjøvann, vurderes risikoen fra ammoniakkdannelse som svært liten.

Erfaringsmessig er det ikke høye konsentrasjoner av olje i rensed drivevann (oftest < 1 mg/l). Det foreslås en grenseverdi på 10 x PNEC, dvs. 10 mg olje/L. Risikoen for giftvirkninger ved utslipp av vann med denne konsentrasjonen vurderes å være liten. Forbrenning av drivstoff, sprengstoff og innhold i olje vil gi en liten tilførsel av PAH-forbindelser i drivevannet. Erfaringsmessig er konsentrasjonene lave ( $\Sigma$ PAH-16 < 1 µg /L) og medfører liten miljørisiko.

Den samlede risikoen ved utslipp av ca. 10-20 l/s drivevann til VEAS-overløpstunnel med utslipp på ca. 25 m dybde vurderes som liten.

### Anbefalte utslippsløsninger

På grunnlag av miljørisikovurderingen anbefales det å benytte alternativ 1A for Husebyjordet, dvs. utslipp til AF-ledning, men med mulighet for utslipp til Mærradalsbekken dersom ledningen ikke har kapasitet. Utslippsmengden til AF-ledningen/Mærradalsbekken vil være 10 l/s. Varigheten til alternativ 1A er estimert til 18 måneder.

For Huseby skipark anbefales alternativ 2B, dvs. utslipp til VEAS-tunnelen. Siden ledningen fra riggområdet til påslippspunktet til VEAS-tunnelen må bygges i E8, vil ikke ledningen være ferdig når drivingen av tunnelen begynner, selv om entreprenør oppfordres til å prioritere etablering av påslippsledningen.

Det vil derfor å være behov for å benytte alternativ 2A, dvs. påslipp til AF/Makrellbekken fra oppstart av tunneldriving. Utslippsmengden til AF-ledningen / Makrellbekken vil være 5 l/s i inntil ti måneder fra oppstart.

I tillegg er det behov for å benytte alternativ 2A ved uforutsette driftsproblemer med påslippsledningen til VEAS-tunnelen.

For tunneldrivevann til Sollerud er det planlagt og anbefalt å benytte VEAS-overløpstunnel, alternativ 3, med utslipp til Lysakerfjorden.

Risikoen for de anbefalte alternativene er vurdert som akseptabel.

### Grenseverdier for utslipp

Basert på utførte risikovurderinger foreslås grenseverdier i tabellen under for rensset drivevann fra tunnel- og anleggsvann fra byggegrop. Grenseverdiene gjelder for mengdeproporsjonalt ukagesgjennomsnitt, der minimum 90 % av ukene skal overholde grenseverdiene. Den øvre grensen kan tillates for enkeltuker.

Resipient  Parameter	Utslipp til Mærradalsbekken og Makrellbekken		Utslipp til Lysakerfjorden	
	Gjennomsnitt	Maksimum enkeltuker	Gjennomsnitt	Maksimum enkeltuker
pH	6-8,5	5,5-9	-	-
Suspendert stoff (mg/l) (mengdeproporsjonale ukeseblandprøver)	50	100	200	300
Oljeforbindelser (mg/l) (mengdeproporsjonale ukeseblandprøver)	3	5	10	10

Overvåkningsprogram må detaljeres nærmere iht. krav i utslippstillatelse, samt vurderes på bakgrunn av måleresultatene etter de første overvåkningsrundene. Det forutsettes overvåkning i forkant, under og etter utslippsperioder.

## Innholdsfortegnelse

1	Innledning.....	7
2	Utbyggingsplaner .....	8
2.1	Generelt.....	8
2.2	Utslippsalternativer .....	8
3	Vannkvalitet .....	9
3.1	Forurensningskomponenter fra tunneldriving.....	9
3.1.1	Nitrogenforbindelser .....	10
3.1.2	Suspendert stoff .....	11
3.1.3	Organiske forbindelser .....	13
3.1.4	Metaller .....	13
3.1.5	pH .....	14
3.1.6	Påvirkning av temperatur .....	15
3.2	Vann fra tetthetsprøving av bassenger .....	16
3.3	Lensevann fra byggegrop .....	16
4	Vannmengder .....	17
4.1	Tunneldriving.....	17
4.2	Anleggsvann fra riggområder og byggegrop .....	20
5	Resipientbeskrivelse .....	21
5.1	Oslofjorden (Lysakerfjorden).....	21
5.1.1	Økologisk tilstand .....	22
5.1.2	Hydrografi og innlagring av utslipp .....	26
5.2	Mærradalsbekken .....	29
5.2.1	Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt .....	29
5.2.2	Økologisk tilstand .....	30
5.2.3	Kjemisk tilstand .....	33
5.3	Makrellbekken.....	33
5.3.1	Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt .....	33
5.3.2	Økologisk tilstand .....	35
5.3.3	Kjemisk tilstand .....	36
6	Miljøriskovurdering av utslipp.....	38
6.1	Generelt.....	38
6.2	Beregninger i Makrellbekken og Mærradalsbekken .....	38

6.2.1	Innblandingsfaktorer .....	38
6.2.2	Suspendert stoff og nitrogenforbindelser .....	39
6.3	Makrellbekken .....	40
6.3.1	Risikovurdering .....	41
6.4	Mærradalsbekken .....	42
6.4.1	Risikovurdering .....	43
6.4.2	Anbefaling .....	45
6.5	Lysakerfjorden .....	45
6.5.1	Risikovurdering .....	45
6.6	Lensevann fra Sollerud riggområde .....	47
6.7	Anbefalte utslippsalternativer .....	47
6.8	Forslag til grenseverdier for utslipp .....	47
7	Kommentarer til vedlegg 1 .....	49
8	Referanser .....	51

## Vedlegg

Vedlegg 1 – Data fra Vann-nett fra prøvestasjoner i Lysakerfjorden, Mærradalsbekken og Makrellbekken

# 1 Innledning

Vann- og avløpsetaten (VAV) har fått i oppgave å bygge en fullgod reservevannforsyning for Oslo kommune. Ny vannforsyning skal være ferdigstilt i 2028. Rådgivergruppen Multiconsult, Cowi og Asplan Viak er engasjert av Vann og avløpsetaten for miljøfaglig bistand.

Prosjektet medfører bl.a. omfattende tunnelarbeider, masseuttak og betongarbeider som vil skje i entreprisene E1 (Vannbehandlingsanlegg), E5 (Råvannstunnel), E6 (Rentvannstunnel) og E8 (Forberedende arbeider). Entrepriene er fordelt mellom strekningene / områdene: Vefsrud ved Holsfjorden til Huseby (E5), Huseby med underjordisk vannbehandlingsanlegg (E8, E1 med flere) og tunnel fra Huseby til Bjølsen (E6).

I denne rapporten beskrives en miljørisikovurdering for utslipp av anleggsvann på Husebyjordet, Huseby skipark og Sollerud. Det foreslås også grenseverdier for utslipp av anleggsvann.

For søknad om utslipp av anleggsvann for anleggsfasen vises det til rapport NVO-MCA-30-HK-006-0.

## 2 Utbyggingsplaner

### 2.1 Generelt

Utbyggingsplanene er beskrevet i kapittel 5.4 i utslippssøknad, NVO-MCA-30-HK-006-0.

### 2.2 Utslippsalternativer

Makrellbekken og Mærradalsbekken har begrenset resipientkapasitet og små vannføringer. Risikoen fra utslippsvannet øker ved økte utslippsmengder og lenger varighet på utslipp. Det er derfor kartlagt alternative utslippsløsninger. Følgende alternativer er vurdert for utslipp:

**1A Husebyjordet:** Påslipp til 700 mm AF-ledning langs Mærradalsbekken. Utslippsvann slippes via renseanlegg primært til AF-ledning, men ledes til bekk ved overløpsepisoder på AF. Bekken vil da ha middelvannføring eller mer. Denne løsningen er anbefalt løsning for utslipp fra arbeider ved Husebyjordet. I 2017 var overløpet i drift litt over 3 timer tilsammen.

**1B Husebyjordet:** Det er også sett på muligheten for å legge ledninger fra Husebyjordet ut til en dybde > 20 m i Lysakerfjorden. Denne løsningen er vurdert som urealistisk pga. avstanden på 4-5 km, hensyn til grunneiere, tekniske gjennomføringer gjennom rør / kulverter og forbi veier.

**2A Huseby skipark:** Påslipp til AF-ledning langs Makrellbekken. Utslippsvann går primært til renseanlegg, men kan gå til bekk ved overløpsepisoder. Renset utslippsvann må slippes direkte ut til Makrellbekken hvis AF-ledningen blir overbelastet. Dette antas kun å være aktuelt ved nedbør og når bekken har middelvannføring eller mer. Overløpet på aktuell ledning har registrert mange overløpshendelser og mye overløpstid hvert år. I 2017 var det 822 hendelser med over 110 timers utslipp. Alle regnhendelser ser ut til å gi overløpsdrift.

Det er vurdert en kombinert løsning med påslipp til AF-ledning, men med utslipp til Makrellbekken i nedbørsperioder. Dette er samme løsning som Statnett-prosjektet har for driving av tunnel fra Makrellbekken i dag. På grunn av behov for utslipp av store vannmengder over lengre tid, sett opp mot Makrellbakkens vannføring og sårbarhet, samt at AF-ledning går i overløp svært ofte, anses denne løsningen som ikke miljømessig akseptabel for hele utslippsperioden.

**2B Huseby skipark:** Etablering av ledning fra renseanlegget i skiparken til påslipp i VAVs kum (PS1812) i Hoffsvveien som videre slipper vannet til VEAS-tunnelen ca. 650 m nedstrøms Huseby skipark. Makrellbekken vil da ikke få noe utslipp av rensed tunnelvann, alt slippes til VEAS-tunnelen. Dette er anbefalt løsning for utslipp fra arbeider ved Huseby skipark.

**2C Huseby skipark:** Det er også sett på muligheten for å legge ledninger fra Huseby skipark ut til en dybde > 20 m i Lysakerfjorden. Denne løsningen er vurdert som urealistisk pga. avstanden på 4-5 km, hensyn til grunneiere, tekniske gjennomføringer gjennom rør / kulverter og forbi veier.

**3 Utslipp fra Sollerudtunnelen:** Det er planlagt påkobling til VEAS-overløpstunnel som går til Lysakerfjorden på mellom 24- og 27 meters dybde.



## 3 Vannkvalitet

I denne rapporten er det vurdert tre typer anleggsvann:

1. Vann fra tunneldriving (både fra konvensjonell sprengning og driving med tunnelboremaskin / TBM). Tunneldrivevannet er en blanding av drivevann, innlekkasje i tunnel, og påboret vann.
2. Lensevann fra byggegroper og riggområder. Vannet vil komme fra nedbør og eventuelt tilsig av grunnvann.
3. Vann fra tetthetsprøving av haller. Dette er rent vann som benyttes til testing.

### 3.1 Forurensningskomponenter fra tunneldriving

Tunneler vil bli drevet med både konvensjonell sprengning og med TBM. I dette kapittelet gis en bakgrunn for og beskrivelse av aktuelle forurensningskomponentene fra tunneldriving. Merk at nitrogenutslipp kommer fra bruk av sprengstoff, og at dette i liten grad er en relevant problemstilling ved bruk av TBM.

Tunneldrivevannet vil være en sammensetning av:

- Produksjonsvann fra boring og sprengning
- Vann til bruk under arbeid med sprøytebetong.  
(Metodikken ved sonderboring og forinjisering er tilnærmet lik ved bruk av TBM og konvensjonell driving. Det bores sonderboringshull der størrelse på injiseringsskjermen vurderes basert på resultatene. Injiseringhull bores gjerne i lengder på 20-30 m, med overlapp mellom skjermene på 4-8 m (1).
- Vann som lekker inn i tunnelene fra omliggende berg på grunn av sprekker. Innlekkasjen varierer med oppsprekking og injeksjonsinnsats. Krav til innlekkasje varierer. Styrende faktorer er sårbarheten til naturen og risiko for grunnvannssenkning, setninger på bebyggelse over tunnelen og arbeidsforhold inne i tunnelen. Kravene ligger gjerne mellom 5-25 l/min pr. 100 m tunnel (2).
- Påboret vann er tilfeldige vanninntrengninger som kan inntreffe under driving. Påboret vann gir en relativt kortvarig vanntilførsel før berget injiseres, men det må tas hensyn til dette ved dimensjonering av renseløsning.

Mengden innlekkasje og påboret vann avhenger bl.a. av geologiske forhold. Innlekkasjen vil være rent vann, men dette blir blandet med produksjonsvann. Stoffkonsentrasjoner i anleggsvannet vil variere med vekslende blandingsforhold mellom vann fra innlekkasjer og produksjonsvann.

Tunneldrivevann vil være påvirket av:

- Sprengstoffrester (kun ved sprengning)
- Injeksjonsmasser (sementbaserte tetningsmidler)
- Betong
- Sporadiske uhellsutslipp/lekkasjer av drivstoff, hydraulikkolje, bremsevæske, etc.

Følgende forurensningsparametere er aktuelle:

- Nitrogenforbindelser fra sprengstoff (ikke aktuelt ved bruk av TBM): Totalt nitrogen (tot-N), ammonium (NH<sub>4</sub>) og nitrat (NO<sub>3</sub>)
- Suspendert stoff fra nedknuste masser (SS)
- Olje og PAH fra maskiner
- Metaller fra berggrunnen

I tillegg medfører bruk av sement og sprøytebetong økt pH i drivevannet; økningen kan være stor og medføre pH-verdier i området 10-12,5.

Eventuell resirkulering av tunnelvannet vil redusere utslippsmengder, men oppkonsentrere nitrogeninnholdet.

### 3.1.1 Nitrogenforbindelser

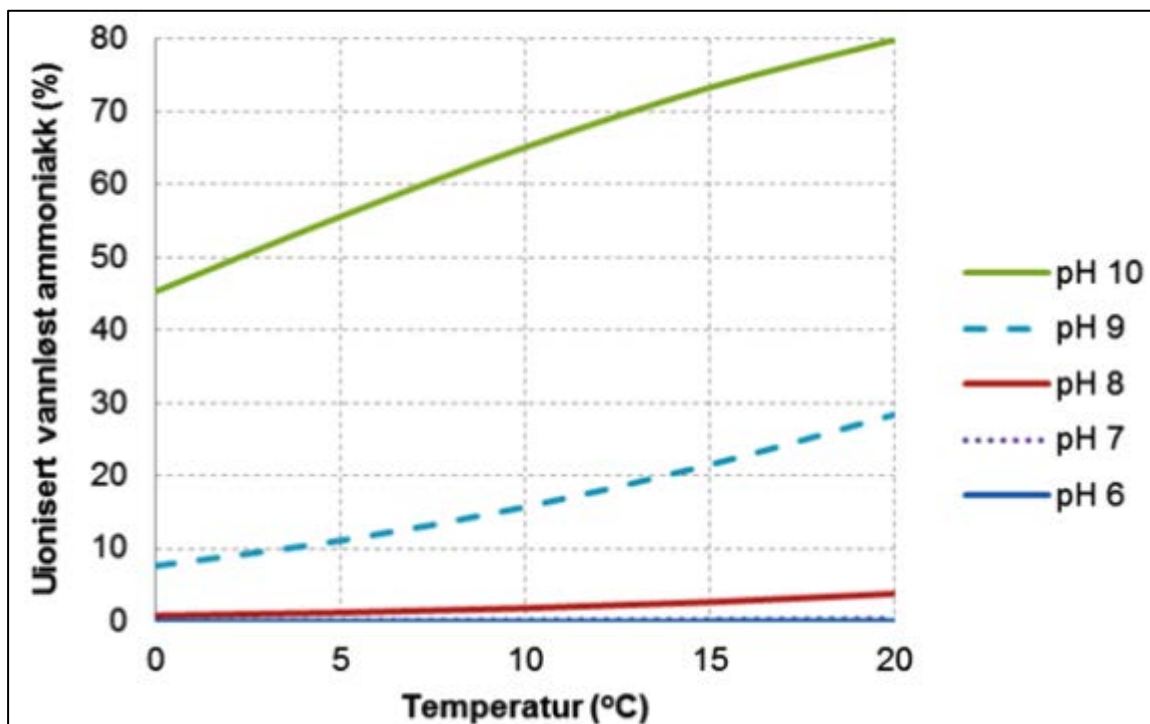
Innholdet av nitrogen avhenger av andelen uomsatt sprengstoff etter detonering. Omsetningsgraden vil avhenge av flere faktorer, bl.a. aktuell bergart, funksjonsfeil på tennere og søl av slurry under ladning. I tunneler antas andelen uomsatt sprengstoff å være mellom 7 og 15 % (1).

Nitrogentilførsel til vannforekomster kan gi eutrofieringseffekter (økt algevekst). Eutrofieringspotensialet fra nitrogen regnes tradisjonelt for å være størst i saltvann, da fosfor normalt regnes som begrensende faktor i ferskvann. Forholdet mellom totalnitrogen (tot-N) og totalfosfor (tot-P) gir en indikasjon på hvilken parameter som er begrensende faktor for eutrofiering. Generelt antas nitrogenbegrensning å kunne forekomme dersom forholdet mellom tot-N/tot-P > 20 og summen av nitrat og ammonium er < 10 µg/L ila. vekstsesongen (3). Særlig i slike tilfeller vil økt nitrogentilførsel gi økt vekst av alger.

Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % ammonium (NH<sub>4</sub>) og 50 % nitrat (NO<sub>3</sub>). Akutt toksisitet fra nitrogen avhenger sterkt av pH og temperatur i vannet. Figur 3-1 viser et plott over den relative andelen ammoniakk (NH<sub>3</sub>), som funksjon av temperatur og pH. Som vist i plottet, er pH den dominerende parameteren mht. likevekten NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ↔ NH<sub>3</sub>, selv om også økende temperatur driver likevekten mot høyre. Salinitet påvirker også likevekten.

Likevektskonstanten (pKa) for NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ↔ NH<sub>3</sub> + H<sup>+</sup> er 9,25 ved 25 °C (4), dvs. at ammonium og ammoniakk vil foreligge i forhold 50:50 ved pH = 9,25 og 25 °C. Ved en temperatur på 12 °C vil forholdet 50:50 foreligge ved pH 9,7. Ved 12 °C og pH=7 vil kun 0,2 % foreligge som NH<sub>3</sub>. Dersom pH økes til 8 ved 12 °C, vil andelen NH<sub>3</sub> øke ca. 10 ganger (5).

Ammoniakk kan være akutt toksisk for fisk i relativt lave konsentrasjoner, men har ikke andre langtidseffekter mht. vannkvaliteten i resipienten. Tidlige livsstadier av laksefisk er vesentlig mer tolerante overfor NH<sub>3</sub>-forgiftning enn senere stadier, bl.a. fordi tidlige livsstadier kan konvertere ammoniakk til urea, en egenskap som avtar hos eldre laksefisk (5). For vannlevende organismer er det foreslått PNEC-verdier (predicted no effect concentration) for ammoniakk i området mellom 1 og 25 µg/L for både ferskvann og sjøvann (6) (2). Tabell 3-1 viser klassegrenser for ammonium og ammoniakk i veileder 02:2018. Klassegrensene gjelder for alle vanntyper, men anses ikke som relevante ved pH <8 og temperatur < 25 °C (3).



Figur 3-1. Relativ andel ammoniakk som funksjon av temperatur og pH. Figuren er hentet fra Vikan (7).

Tabell 3-1. Klassegrenser for ammonium og fri ammoniakk (kun  $\text{NH}_3$ ) (3). Grenseverdiene gjelder for alle vanntyper, men er ikke relevant ved  $\text{pH} < 8$  og temperatur  $< 25$  °C (3).

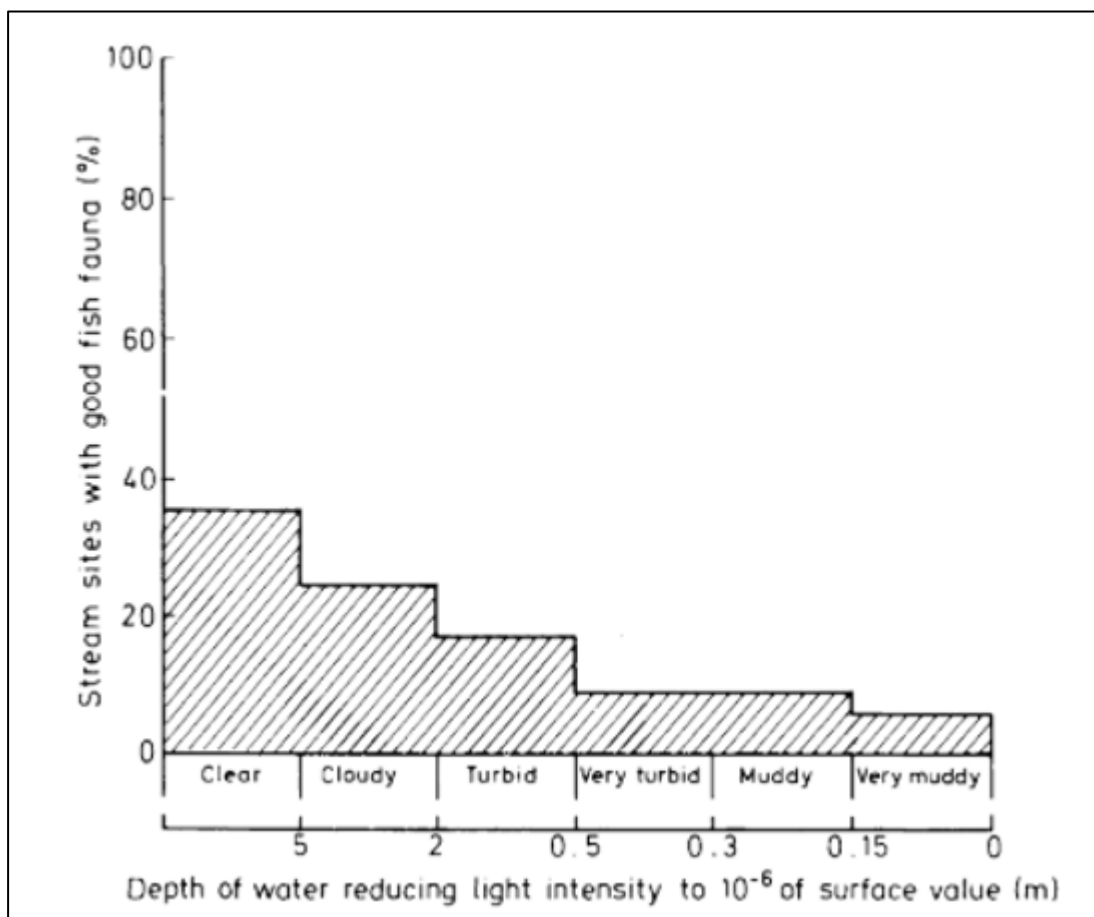
Vanntyper	Parameter	Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Alle	Fri ammoniakk ( $\text{NH}_3$ ) ( $\mu\text{g/l}$ ) 90 persentil	1	5	10	15	25
Alle	Total ammonium ( $\text{NH}_4^+$ og $\text{NH}_3$ ) ( $\mu\text{g/l}$ ) 90 persentil	10	30	60	100	160

### 3.1.2 Suspendert stoff

Tunnelarbeider genererer partikler og anleggsvannet vil periodevis ha høyt innhold av suspendert stoff (SS). Det suspenderte stoffet fra tunneler består hovedsakelig av mineralsk materiale som f.eks. steinstøv. Verdiene for SS i Tabell 3-2 viser antatt effekt på avkastning av fiske ved forskjellige konsentrasjoner av naturlig eroderte partikler. Figur 3-2 viser sammenheng mellom vurdering av fiskebestander (artssammensetning og bestandsstørrelser) og turbiditet fra 202 amerikanske elvestasjoner. Figuren er indikativ, da det ble observert robuste fiskepopulasjoner også på stasjoner med høy turbiditet. Figuren tar heller ikke høyde for forskjellige fiskearters preferanser for ulike vanntyper. Redusert vekst hos fisk under vedvarende høy turbiditet er for øvrig en godt dokumentert effekt.

Tabell 3-2. Effekt på avkastning av fisk ved forskjellige konsentrasjoner av naturlig eroderte partikler (8) .

Suspendert stoff	Effekt
< 25 mg/l	Ikke dokumentert reduksjon i avkastning
25-80 mg/l	Godt til middels godt fiske. Noe redusert avkastning.
80-400 mg/l	Betydelig redusert avkastning
>400 mg/l	Meget dårlig fiske, sterkt redusert avkastning.



Figur 3-2. Sammenheng mellom fiskebestander (artssammensetning og bestandsstørrelser) og turbiditet fra 202 amerikanske elvestasjoner. Figur fra (8).

En annen konsekvens av fine partikler i utslippsvannet, som også vil påvirke fiskeproduksjonen, er nedslamming av planter og bunnområder / habitater for bunndyr. Det har også effekt på gyteområder, hvor fiskeegg og eventuelle fiskeyngel på plommesekestadiet som befinner seg i bunnsubstratet kan bli tildekket og utsettes for redusert oksygentilgang.

Langvarig tilslamming medfører mindre lysinntrengning ned i vannet, og dermed potensielt redusert fotosyntese og lavere primærproduksjon.

Bunndyrundersøkelser i bekker som var påvirket av partikler fra steinindustri (Berge m.fl. (9)) viste at partikkelpåvirkede bekker fikk nedsatt bunndyrtetthet, samt at organismer som lever av å filtrere partikler fra vannet ble sterkt redusert eller var fraværende (f.eks. knottlarver og nettspinnende vårfluelarver). De mest påvirkede bekkene fikk redusert mangfoldet av bunndyrfauna, samt nedsatt mangfold av begroingsalger, antagelig pga. lite lys og tilslamming.

Hos ungfisk av laks (*Salmo salar*) er det vist at høye partikkelnivåer kan endre adferden (dominans/hierarki og endret i territoriell atferd) fra et partikkelinnhold på 60 mg/L og oppover, da fisken vil starte å oppvise unnvikelsesadferd. Fødeinntaket hos unglaks ser ut til å øke opp til et innhold av SS på ca. 180 mg/L, for deretter å reduseres ved en ytterligere økning (10). Det antas at fisken oppfatter predasjonsrisikoen som lavere ved økt turbiditet. Det er likevel ikke klart at økt matinntak medfører økt vekst (f.eks. ved høyere metabolske rater pga. partikler).

En mye sitert studie fra Norge er en laboratorietest på virkningen av breslam og borestøv (fra tunnelsprengning) på fisk (ørretyngel) og dyreplankton (*Daphnia* og *Acanthodiptomus*) utført av Hessen i 1992 (11). I studien fant man at fisk tålte kortvarig eksponering for partikkelkonsentrasjoner >1000 mg/L, mens det ble det påvist klare negative effekter på overlevelse og vekst hos dyreplankton allerede ved 10 mg/L. Det ble observert  $\approx 30\%$  økning i egenvekten hos vannloppen *Daphnia* pga. oppfangning og opptak av borestøv. Undersøkelser med elektronmikroskop ga imidlertid ingen indikasjon på direkte mekanisk skader på filterapparatet hos dyreplankton. Det ble konkludert med at tilslamming av gytegroper og redusert tilgang på næringsdyr var den viktigste effekten for fisk. For dyreplankton ble det antatt lavere effektgrense enn 10 mg/L under mindre optimale vokseforhold enn de som gjaldt under studiet. I tillegg antydes det i studien at bløte bergarter som knuses til fibrig, nåleformet støv kan være mer skadelig enn hardere og mer naturlig formede partikler. Det imidlertid svært usikkert hvor stor betydning partikkelformen har på skadeeffekten ved en gitt konsentrasjon.

### 3.1.3 Organiske forbindelser

Anleggsarbeider medfører ofte diesel- og oljesøl fra maskiner. Ved forbrenning av drivstoff genereres PAH-forbindelser som til dels følger anleggsvannet. Giftigheten fra PAH-forbindelser skyldes bl.a. karsinogene effekter (mest relevant for mennesker). For akvatiske organismer vil de primære giftvirkningene være redusert forplantningsevne hos fisk.

Organiske forbindelser har generelt høy affinitet for partikler og er hydrofobe, men det er stor variasjon mht. løselighet og toksisitet. Hydrofobe stoffer (f.eks. olje) vil ikke blandes homogent inn i vann, da en betydelig andel vil legge seg som skimmer / film på vannoverflaten. Oljeskimmer kan dannes selv ved lave oljekonsentrasjoner. Olje kan blandes inn i vannmassene pga. turbulente strømminger, og vannløst olje er giftig for akvatiske organismer.

Veileder 02:2018 (3) fastsetter ikke EQS-verdier (Environmental Quality Standard) for oljeforbindelser (alifater og/eller THC). I sediment er giftigheten fra olje ansett å være dekket gjennom risikovurdering av PAH-forbindelsene. Ofte benyttede PNEC-verdier for olje i vann er 0,04 mg/L av oljefraksjoner fra C<sub>5</sub>-C<sub>10</sub> og 1 mg / L for fraksjoner fra C<sub>10</sub>-C<sub>35</sub> (PNEC-verdier fra (12)). I denne rapporten legges sistnevnte PNEC til grunn for vurdering av risiko fra olje. For PAH-forbindelser fastsetter veileder 02:2018 klassegrenser for ferskvann og kystvann. Kvalitetskrav til anleggsvann og i resipienter under utslipp bør vurderes på bakgrunn av grenseverdiene.

### 3.1.4 Metaller

Metallinnhold i berggrunn viser store variasjoner mellom forskjellige bergarter. Transport av nedknust stein / partikler vil først og fremst være en spredningsmekanisme for partikkelbundet metall. Sedimentasjon av større partikelmengder har derfor potensial til å påvirke metallnivåer i aktuelt sedimentasjonsområde.

Med unntak av filtrerende, akvatiske organismer er partikkelbundet metall lite biotilgjengelig. Akutte giftvirkninger i vann er først og fremst knyttet til gjellereaktive tilstandsformer av løste faser av

metallene (< 0,45 µm), dvs. ioner eller metallkomplekser med elektrisk overskuddsladning som derfor har affinitet for biologisk vev. Tilstandsformer av metaller kontrolleres bl.a. av reduksjonspotensialet, ionestyrken og pH i vannet. I spesielle tilfeller kan raske pH-endringer i vann gi blandsoner med midlertidige særlig giftige metallformer. Generelt virker kalsium og humus modererende på akutt giftighet fra løst metall.

Under tunnelarbeider vil løst metall følge tunneldrivevannet ut i resipient og i liten grad renses ved konvensjonell renseteknikk. Den største andelen av metalltransport vil likevel være metaller som er adsorbent til partikler. Siden berg har mye høyere metallinnhold per volumenhet enn resipienter, vil vann med mye partikler kunne generere relativt høye metallkonsentrasjoner dersom det sees på totalinnholdet (oppluttede prøver, inkludert partikler) ved utslippspunkter. Sementprodukter vil også kunne ha forhøyede nivåer av seksverdig krom (13).

I dette prosjektet vil det benyttes TBM for driving av råvannstunnelen og sannsynligvis også for rentvannstunnelen. Tunnelen skal ha kledning med prefabrikerte betongelementer. Erfaringer med TBM fra Follobanen viser at innholdet av krom økte ved bruk av TBM sammenlignet med konvensjonell sprengning. Analyser viste også at en andel av krominnholdet var vannløselig Cr(VI). Det er ikke kjent om Cr(VI) kun kommer fra sement/betong, eller om det også kan skyldes slitasepartikler ved bruk av TBM (13). Det var grunn til å mistenke at bruk av en B-komponent -såkalt «backfill grouting» - var en prosess som genererte krom VI. B-komponenten er ikke helt sammenlignbar med betong i denne sammenheng. Det er ikke behov for å benytte «backfill grouting» i råvannstunnelen som drives med TBM, men det vil være behov for bruk av lignende injeksjonsmasse som erfaringsmessig kan øke innholdet av krom i tunneldrivevannet.

Miljødirektoratet har oppgitt klassegrenser for Miljødirektoratets prioriterte metaller (As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni og Zn). Når det gjelder å vurdere kvaliteten mht. metallinnhold i resipient under utslipp, bør dette baseres på disse grensene samt den naturlige tilstanden i de aktuelle resipientene. Det bemerkes at klassegrensene for krom-total (krom III + krom VI) er basert på toksisitetstester av den mest giftige og mobile tilstandsformen som er seksverdig krom (14). Hos akvatiske organismer er det de kroniske effekter fra seksverdig krom som normalt er viktigst. De er vist å opptre fra lave konsentrasjoner, nivåene varierer sterkt med studiedesign og undersøkte arter.

### 3.1.5 pH

I tunnelarbeider brukes det basiske tetningsmidler og sprøytebetong til å sikre tunnelene. Vann som kommer i kontakt med uherdet betong vil få høy pH. Det er målt pH på 10-12,5 etter bruk av sprøytebetong. Ekstreme pH-verdier kan være direkte skadelig ved at protoner eller hydroksylioner reagerer med biologisk vev og bryter ned cellestrukturer. For å unngå skadelige effekter i ferskvannsresipienter, bør utslippsvann ideelt sett ligge i nærheten den som er naturlig forekommende i aktuell vannforekomst (gitt at det ikke er spesielle problemer med pH).

Tabell 3-3 viser en oversikt over ventede effekter på fisk ved forskjellige pH-verdier.

Tabell 3-3. Effekter av forskjellig pH på fisk (8).

pH	Effekt på fisk
5-9	Normalt ingen skadelige effekter
9,0-9,5	Sannsynligvis skadelig for laksefisk og abbor over lengre tids eksponering.
9,5-10,0	Dødelig for laksefisk over lengre tids eksponering. Fisken er motstandsdyktig overfor slike pH-verdier i korte periode. Kan være skadelig ovenfor enkelte fiskearters utviklingsstadier.
10,0-10,5	Laksefisk og mort kan være motstandsdyktige mot slike pH-verdier i korte perioder, men fisken dør ved lengre tids eksponering.
10,5-11,0	Laksefisk dør i løpet av kort tid. Forlenget eksponering gjør at også karpe, gjedde, gullfisk og suter dør.
11,0-11,5	Alle fiskearter dør i løpet av kort tid.

Endring i pH er isolert sett sjelden den sentrale problemstillingen, da problemer knyttet til pH oftest er endringer av løselighet og tilstandsformer til metaller samt eventuelt ammoniakkdannelse.

Forsuringsproblematikk er en mye studert problemstilling, og det er bl.a. beskrevet bedring av bunndyrfauna ved avtagende forsuring og økning i pH (15), men er ikke relevant for aktuelle resipienter og for ventede pH-verdier i utslippsvann. Når pH i tunneldrivevann justeres, er det likevel viktig at ikke pH blir for lav, og pH bør ikke bli lavere enn 5 i utslippsvannet.

I et eksponeringsforsøk av pH-toleranse hos forskjellige grupper og arter av invertebrater, ble det funnet høyest artsdiversitet i pH-intervallet 4,09-8,65 (16). Toleransen for alkaliske forhold (pH over 7) syntes generelt å være noe større enn toleranse for lav pH (sure forhold). Undersøkelsen viste store variasjoner mellom arter innen hver bunndyrgruppe, der enkelte arter tålte pH på ca. 11 (f.eks. arter av fjærmygg og aseller). De aller fleste undersøkte artene hadde en god toleranse for pH mellom 6 og 9.

I Vanddirektivet benyttes pH til å typifisere vannforekomster og klassifisering er ikke ansett som nødvendig for moderat kalkrike vanntyper som Makrellbekken og Mærradalsbekken.

### 3.1.6 Påvirkning av temperatur

Drivevann vil være en blanding av innlekkasje og prosessvann, der blandingsforholdet vil variere. Temperatur på grunnvann er omtrent lik årlig middeltemperatur, som er 5,7 °C på Blindern i Oslo (17). Videre er det vanskelig å forutse temperaturen på prosessvannet, men det vil mest sannsynlig varmes noe opp under arbeidene, for deretter kjøles ned ved kontakt med berg. Etter dette vil vanntemperaturen nærme seg aktuell lufttemperatur, men i hvilken grad vannet påvirkes av luften vil avhenge av hvor lang tid vannet bruker på hele dreneringen til utslippspunkt.

I små resipienter er det rimelig å anta at temperaturen i resipient vil bli påvirket i perioder. Hvorvidt en slik temperaturpåvirkning vil være av miljømessig betydning, vil avhenge av varigheten, hvor stor endringen er og hvor hurtig endringer skjer.

Biota i mindre vassdrag er tilpasset svært varierende og til dels raske vekslinger i temperatur. Påvirkninger pga. temperaturendring anses å være: Mulig påvirkning av klekkespunkt for bunndyr og fisk, mulig påvirkning av primærproduksjon, mulig påvirkning av vekstrate hos stasjonær ørret. Avhengig av årstid, vannføring og rådende værforhold i en gitt sesong, kan påvirkningene både være gunstige og negative.

### 3.2 Vann fra tetthetsprøving av bassenger

Tetthetsprøving og desinfeksjon av bassengene er to prosedyrer som gjøres på forskjellig tidspunkt. Tetthetsprøvingen kommer først og gjerne raskt etter at man har støpt bassenget og har vann tilgjengelig. Desinfeksjonen av bassenget blir gjort når man har etablert produksjon av rentvann på anlegget kort tid før anlegget settes i ordinær drift. Normalt blir bassengene tetthetsprøvd ved at man fyller dem opp og deretter lar vannet stå ca. en uke hvor det måles synk. I denne perioden er ikke vannet tilsatt klor.

Desinfisering av bassengene gjøres med klortilsetning det er forskjellige fremgangsmåter. Enten dusjes vegger og gulv i bassenget med sterk klorklørning, deretter fylles bassenget opp med rent vann, klorene tynnes ut og vannet får en klorkonsentrasjon tilpasset forbruker, dvs. det tappes ikke ut noe vann.

Alternativt fyller man bassenget med vann med sterk klorklørning (30 mg Cl<sub>2</sub>/l) og lar det stå i et døgn. Deretter tappes det ut av bassenget. Det vil da bli tilsatt dekloreringsmiddel, natriumthiosulfat (Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) for å redusere utslipp av klor. Thiosulfaten omdanner klor til klorid, Cl<sub>2</sub> -> Cl<sup>-</sup> (som i NaCl) og man får et kloridinnhold på 30 mg/l. Klorene som blir brukt er natriumhypokloritt (NaOCl).

Mengden natriumthiosulfat som doseres er ca. 53 mg/l og mengden klor som brukes er 30 mg Cl<sub>2</sub>/l for den metoden som gir høyest klorkonsum.

Utslipp av løste salter (natrium, klor og sulfat) kan være problematisk i limnisk miljø, men er sjelden en problemstilling i saltvann der det er svært høye naturlige verdier. I saltvann er saltkonsentrasjonen ca. 3,5 %, dvs. 35 g løste salter per liter. Både Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup> og SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> er blant hovedionene i sjøvann. Lysakerfjorden er klassifisert med en salinitet på 25 psu (practical salinity units) som tilnærmet er det samme som 25 g/l.

### 3.3 Lensevann fra byggegrøper

Vann i byggegrøper og grøfter kan komme i kontakt med forurenset fyllmasse, stedege, rene masser samt tilførsler av rene løsmasser. I tillegg kan arbeidene medføre at vannet kommer i kontakt med betong eller sement, eventuelt spill og søl fra drivstoff og olje, eller utslipp av eksos fra anleggsmaskiner i byggegrøper. Mange av forureningskomponentene i lensevann fra byggegrøper er de samme som i drivevann, men det ventes ikke nevneverdig nitrogenproblematikk i vann fra byggegrøper. Det forventes heller ikke at støpe- og betongarbeider vil gi en like konstant økning av pH som i drivevann fra tunneler.

Grunnundersøkelsen i mars 2019 (18) påviste generelt lavt forureningsnivå på undersøkte områder:

#### Husebyjordet

Det ble påvist to jordprøver av toppjord i tilstandsklasse 2 (iht. veileder 2553/2009). På Huseby sør (ved administrasjonsbygg) ble det påvist høye blyverdier (tilstandsklasse 5 og over tilstandsklasse 5) i toppjord i en gammel skytevoll. Sterkt forurenset masse må fjernes helt i starten av terrenginngrep, og det er lite sannsynlig at det vil samle seg byggegrøpsvann som må lense før skytevollen er fjernet.

#### Huseby skipark

Det ble påvist forurensning over normverdi i to av fem prøvepunkt. Dette skyldtes innholdet av arsen, krom og nikkel prøvepunkt i tilstandsklasse 2.



## Sollerud

Det ble påvist forurensning over normverdien i to av syv prøvepunkter. I det ene prøvepunktet (Pr6) ble det påvist PCB tilsvarende tilstandsklasse 2 i toppmassene (0- 0,5 m). I prøvepunktet Pr7 ble det påvist forurensning av arsen, PAH og benzo(a)pyren tilsvarende tilstandsklasse 4 i toppmassene (0-0,5 m).

På grunnlag av kartlagt forurensning antas det ikke at lensevannet vil ha særlig høyt forurensningsnivå. Under de noe større gravearbeidene på Husebyjordet, vil det genereres en del finstoff fra leire som vil kunne følge lensevannet.

## 4 Vannmengder

### 4.1 Tunneldriving

Under driving med sprengning brukes vann for å bore ladehull, spyle rensk fra nysprengt tunnelvegg og for å kjøle ned maskinelt utstyr. I tillegg vil det bli en naturlig innlekkasje på grunn av endrede trykkforhold. Vannet samles opp fortløpende, og pumpes ut av tunnelen for rensning og videre distribusjon til aktuelle resipienter.

Både ved bruk av TBM og ved konvensjonell driving må det tilføres vann på stoffen for nedkjøling av TBM/borerigg. Estimerer av dimensjonerende vannmengder for dimensjonering av rensanlegg ( $Q_{dim}$ ) er basert på følgende metode beskrevet i NFFs tekniske rapport nr. 9 (2).

**Borevann ( $Q_b$ ):** Vann fra tunneldrift. Typisk vannforbruk er estimert til 200-420 l/min pr. rigg.

**Innlekkasje ( $Q_i$ ):** Naturlig innlekkasje fra berggrunn er estimert til gjennomsnittlig 5 L/min/100 m tunnel og 15 l/min/100 m hall under forberedende arbeider.

**Påboret vann ( $Q_p$ ):** Tilfeldige vanninntrengninger, hvis man treffer en vannførende del. Dette er en tilfeldig belastning, hvor det er lagt til grunn 200 l/min i 12 timer før lekkasjen er tettet.

**Innlekking fra dagsone ( $Q_d$ ):** Innlekking fra dagsone er ikke inkludert, da dette håndteres som overvann og avskjæres fra å renne inn i tunnelen.

#### Konvensjonell driving fra Husebyjordet

Det antas driving med en tunnelrigg frem til kryss, der det blir mulig å driving på flere stuffer. Det er sannsynlig at entreprenør etter hvert benytter fem tunnelrigger, inkludert drivingen av haller frem til gjennomslag til tunnelsystem drevet fra Huseby skipark. Det antas behov for vannrensning og påslipp ved Husebyjordet i ca. 18 måneder.

$Q_{dim}$  blir summen av disse hovedbidragene, vist i Tabell 4-1.

Tabell 4-1. Estimert av dimensjonerende vannmengder av tunnelvann under konvensjonell driving fra Husebyjordet før gjennomslag. Driftstider og varighet vannforbruk og innlekkasje pr. døgn er vist i parenteser i andre kolonne.

$Q_b$ , Borevann	3-boms rigg	(9 t)	20 m <sup>3</sup> /time	3 stk	540 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_b$ , Borevann	4-boms rigg	(9 t)	25 m <sup>3</sup> /time	2 stk	450 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_i$ , Innlekkasje	Tunneler, 2000m	(24 t)	100 l/min		144 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_i$ , Innlekkasje	Haller, 340m	(24 t)	51 l/min		73 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_p$ , påboret vann		(12 t)	200 l/min		144 m <sup>3</sup> /døgn
Spylrensk før sprøytebetong		(20 t)	300 l/min		360 m <sup>3</sup> /døgn
Diverse			1 m <sup>3</sup> /time		24 m <sup>3</sup> /døgn
<b><math>Q_{dim}</math></b>					<b>1735 m<sup>3</sup>/døgn</b>

$$Q_{dim} = 72 \text{ m}^3/\text{time} = 20 \text{ l/s}$$

Driving fra Huseby skipark

Det antas at vannmengden blir ca. halvparten frem til gjennomslag til tunnel ved Husebyjordet, da strømtilgang begrenser antall rigger som kan settes på før gjennomslag, dvs.  $Q_{dim} = 10 \text{ l/s}$

Vannmengder for dimensjonering av renseanlegg ved konvensjonell driving etter gjennomslag

Etter gjennomslag er det estimert tilleggsbidrag til  $Q_b$ ,  $Q_i$  og  $Q_p$ . Dette er fra spylersk før bruk av sprøytebetong på 300 l/min. Det regnes med driftstid på 24 timer.

Det er også tatt med et tillegg på 2 m<sup>3</sup>/time for vann som blir med lastebiler inn i anlegget og forbruk til diverse formål.  $Q_{dim}$  blir summen av  $Q_b$ ,  $Q_i$  og  $Q_p$  samt disse bidragene, vist i Tabell 4-2.

Tabell 4-2. Estimert av dimensjonerende vannmengder ved konvensjonell driving etter gjennomslag. Driftstider og varighet vannforbruk og innlekkasje pr. døgn er vist i parenteser i andre kolonne.

$Q_b$ , Borvann	3-boms rigg (9 t)	20 m <sup>3</sup> /time	3 stk	540 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_b$ , Borvann	4-boms rigg (9 t)	25 m <sup>3</sup> /time	4 stk	900 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_i$ , Innlekkasje	Tunneler E8, 7300m (24 t)	365 l/min		526 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_i$ , Innlekkasje	Tunneler E1, 3500m (24 t)	175 l/min		252 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_i$ , Innlekkasje	Haller E1, 1500m (24 t)	225 l/min		324 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_p$ , påboret vann	(12 t)	200 l/min		144 m <sup>3</sup> /døgn
Spylersk før sprøytebetong	(24 t)	300 l/min		432 m <sup>3</sup> /døgn
Diverse		2 m <sup>3</sup> /time		48 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_{dim}$				<b>3166 m<sup>3</sup>/døgn</b>

$$Q_{dim} = 132 \text{ m}^3/\text{time} = 37 \text{ l/s}$$

Vannmengder under driving med TBM

Vannforbruk vil være hovedsakelig ved injeksjon. Det er antatt 2 bomber til sonderboring, skjermboring og injeksjonsarbeid, som til sammen estimeres til 210 l/min. Det regnes med driftstid for skjermboring/injeksjon på 24 timer. Estimert forbruke er vist i Tabell 4-3.

Tabell 4-3. Estimert av dimensjonerende for driving med TBM.

$Q_b$ , Borvann	2 bomber	12,6 m <sup>3</sup> /time	302,4 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_i$ , Innlekkasje	Tunnel 2000m	200 l/min	288 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_p$ , påboret vann		200 l/min	288 m <sup>3</sup> /døgn
Tunneldriving			20 m <sup>3</sup> /døgn
$Q_{dim}$			<b>900 m<sup>3</sup>/døgn</b>

$$Q_{dim} = 38 \text{ m}^3/\text{time} = 10 \text{ l/s}$$

Inkludert bidraget fra TBM-driving på 10 l/s, vil det være behov for å slippe ut inntil ca. 50 l/s med tunnelvann på Huseby skipark etter gjennomslag.

Tunneldriving fra Sollerud

Dimensjonerende mengde under utsprengningen av fjellhall og tunnel på Sollerud er anslått til ca. 10 l/s.

Vannmengder fra tetthetsprøving av basseng

Det største enkeltvolumet som skal slippes ut vil være fra et rentvannsbasseng på 25 000 m<sup>3</sup> i forbindelse med tetthetsprøvingen. Vannvolumet kan slippes ut over noen døgn til VEAS-overløpstunnel. Eksempelvis vil utslippsmengden for dette volumet være ca. 40 l/s over en ukes nedtapping. Det vil være to bassenger, og det er samme vann kan benyttes dersom de er ferdig omtrent samtidig.

I tillegg skal filtrene, fortykkere, kanaler og øvrige basseng også tetthetsprøves, og det er antatt en samlet vannmengde på 80 000 m<sup>3</sup> for tetthetsprøvingen.

Oversikt over utslippsmengder og tidspunkter

De dimensjonerende vannmengdene er ikke ensbetydende med omsøkte utslippsmengder. Entreprenør oppfordres til resirkulering og fordrøyning av vann, og forventet utslippsmengde fra entreprenørens renseanlegg er estimert i Tabell 4-4. Tabellen viser også tidslinje med pågående aktiviteter.

Tabell 4-4. Oversikt over utslippsperioder, utslippstidspunkter og dimensjonerende mengder for renseløsninger. Tallene i blåfargede ruter angir estimerte utslippsmengder til aktuell lokalitet. Byggegropsvannet fra Husebyjordet er ikke angitt med utslippsmengde, da dette ved større nedbørsepisoder ev. må fordrøyes for å overholde tillatt utslippsmengde.

	2018		2019		2020		2021		2022		2023		2024		2025		2026		2027	
	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2	H1	H2
KS2		X																		
Regulering	X	X	X	X																
Prosjektering og konkurransegrunnlag		X	X	X	X	X	X	X												
Beslutning om bygging				X																
Entrepriser:	+																			
E8-Forberedende arbeider																				
Utslipp til AF/Mærradalsbekken (byggegropsvann)																				
Utslipp til AF/Mærradalsbekken (tunneldrivevann)							10	10	10											
Påslipp til AF/Makrellbekken (tunneldrivevann)							5													
Påslipp til VEAS-tunnel (tunneldrivevann)								10	40	40	40	40	40							
Påslipp til VEAS-overløpstunnel til Lysakerfjorden (lokal sprengning Sollerud)							15													
Påslipp til VEAS-overløpstunnel til Lysakerfjorden (tunneldrivevann)								15	15	15	15	15								
E1-Utslipp av testvann til VEAS-overløpstunnel til Lysakerfjorden																			40	40
E5-Råvannstunnel																				
Påslipp til VEAS-tunnel (tunneldrivevann), driving fra Huseby								10	10	10	10									
Påslipp til VEAS overløpstunnel til Lysakerfjorden (tunneldrivevann), driving fra Huseby												15	15	15	15	15	15	15		

	Anleggsfase
	Utslipp av rensert anleggsvann
	Utslipp av testvann for tetthetsprøving av bassenger

Gjennomslag Sollerudtunnel

## 4.2 Anleggsvann fra riggområder og byggegroper

Tabell 4-5 viser en oversikt over antatt behov for vannlensing For gravearbeider på riggområdene på Husebyjordet, Huseby ved Skiparken og Sollerud. Tabellen viser også hva som er planlagt utslippsløsning. Det er kun på Husebyjordet det vil bli en større byggegropp. På Husebyjordet vil det derfor bli behov for å lense vann. Lensevannet skal ledes til samme renseløsning som tunnelvannet.

På Huseby skipark vil det kun foregå mindre gravearbeider i forbindelse med etablering av brakkerigger og tilhørende infrastruktur i bakken. Behovet for lensing er mer usikkert, men eventuelt lensevann skal også her ledes til samme renseløsning som tunnelvannet.

Tabell 4-5. Oversikt over antatt behov for vannlensing fra byggegroper ved riggområdene på Huseby nord, Huseby ved Skibakken og Sollerud.

Riggområde / anleggsområde	Vanntype	Antatt mengde	Renseløsning	Utslippspunkt / resipient
Husebyjordet	Anleggsvann fra byggegroper og grøfter	Antas mulighet for 50 l/s ved ti-minutters nedbørsepisode som går til byggegropp langs Sørkedalsveien.	Går til samme renseløsning som drivevannet. Byggegroppsvann må ev. fordrøyes i byggegropp for å unngå overbelastning av renseløsningen.	Delt løsning: Fellesledning og Mærradalsbekken
Huseby skipark	Anleggsvann fra grøfter	Kun graving av grøfter og kummer, spissbelastning er ikke beregnet.	Går til samme renseløsning som drivevannet	Utslipp til fellesledning, Mærradalsbekken og VEAS-tunnel
Sollerud	Anleggsvann fra grøfter	Kun graving av grøfter og kummer, spissbelastning er ikke beregnet.	Egen fordrøyning og/eller sedimentasjons-container	Overvannsledning til Lysakerfjorden

## 5 Resipientbeskrivelse

### 5.1 Oslofjorden (Lysakerfjorden)

Lysakerfjorden inngår i vannforekomst Oslofjorden (vannforekomst-ID: 0101020601-C). Tabell 5-1 viser generell informasjon om vannforekomsten. Tabell 5-2 viser en oppsummering av klassifiseringen som er angitt i Vann-nett. Generelt er vannforekomsten sterkt påvirket av diffus avrenning fra nedlagt industri, diffus avrenning fra byer, tettsteder og infrastruktur, fritidsbåter, havneanlegg, introduserte arter og punktutslipp fra rensesanlegg.

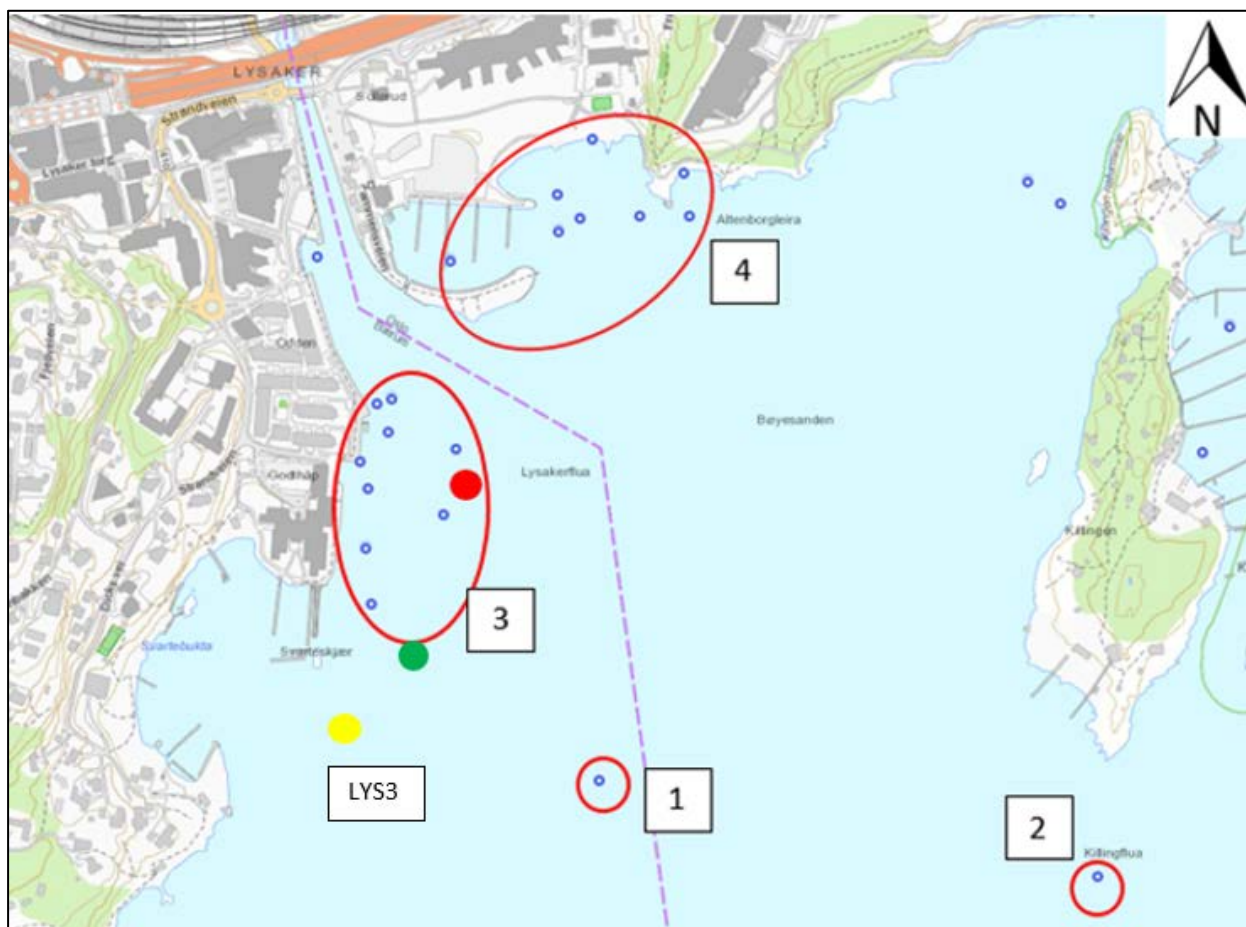
Utover en rekke sedimentundersøkelser ved Lysaker / Sollerud er det forholdsvis lite registrerte data i nærheten av planlagt utslippspunkt (se Figur 5-1 for plassering av utslippspunktet). Indre Oslofjord overvåkes jevnlig av Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid og overvåkingen har pågått fra 1970-tallet.

Tabell 5-1. Generell informasjon om vanntype for vannforekomst 0101020601-C, Oslofjorden (19).

Oslofjorden	
Vannforekomst-ID	0101020601-C
Vannkategori / vanntype	Kystvann / moderat eksponert kyst
Vanntypekode	CS2722112
Oppholdstid for bunnvann	Kort (dager)
Salinitet	Skagerak > 25 psu
Bølgeeksponering	Liten
Miksing i vannsøylen	Blandet
Strømhastighet	Moderat 1-3 (knop)

Tabell 5-2. Klassifisering av vannforekomst 0101020601-C, Oslofjorden (19).

Oslofjorden	Økologisk tilstand	Siktedyp (m)	Totalnitrogen (mg/L)	Nitrat og nitritt	Totalfosfor (mg/L)	Kjemisk tilstand
	Moderat	Moderat (5,6)	God (0,264)	Dårlig (0,192)	Moderat (0,023)	Dårlig



Figur 5-1. Kartutsnitt fra Vannmiljø (20). Blå punkter viser registrerte vannlokaliteter innerst i Lysakerfjorden, ved utløpet av Lysakerelva. Registreringene gjelder i hovedsak undersøkelser av sedimentene ved Lysaker brygge og ved Sollerud. Utslippspunkt fra VEAS-overløpstunnel er omtrentlig markert med rødt punkt. Omtrentlig plassering av en strømmåler i NIVAs undersøkelse i 2014 (21) er vist med grønt punkt. Gult punkt markerer Norconsults prøvestasjon i 2018 (22). Rød sirkel 1 viser stasjon for kartlegging av nye miljøgifter, rød sirkel 2 viser stasjon for miljøgifter i en urban fjord, rød sirkel 3 viser stasjoner for sedimentundersøkelser ved Lysaker brygge, rød sirkel 4 viser stasjoner for sedimentundersøkelser ved Sollerud.

### 5.1.1 Økologisk tilstand

Oslofjorden med Lysakerfjorden er klassifisert i moderat økologisk tilstand (Tabell 5-2) og har et miljømål om god økologisk tilstand i perioden 2021-2027 (19). Kvalitets-elementer som inngår i klassifiseringen er: Bløtbunnsfauna, planteplankton (klorofyll a) og makroalger, samt næringssalter og siktedyp.

I vedlegg 1, tabell 7 vises klassifiserte data for klorofyll a og et utvalg andre parametere som er registrert på stasjon Bn1 i Vannmiljø. Klassifisering er utført iht. klassegrenser gitt i veileder 02:2018. Verdiene i tabellen er gjennomsnittsverdier (alternativt 90 percentil) for registreringsverdier for hhv. sommer og vintermålinger. Stasjon Bn1 er den nærmeste stasjonen til planlagt utslippspunkt der det foreligger registreringsverdier i tilgjengelige databaser. Det gjøres oppmerksom på at klassifiseringer i Bn1 kan avvike fra det som er gjeldende for vannforekomsten i sin helhet.

Figur 5-2 viser omtrentlig markering av planlagt utslippspunkt via VEAS-overløpstunnel og plassering av prøvestasjon Bn1.

Videre gis det utfyllende kommentarer til relevante parametere.



Figur 5-2. Kartutsnitt fra Vannmiljø (20). Utslippspunkt fra VEAS-overløpstunnel er omtrentlig markert med rød sirkel. I prøvestasjon Bn1 er de nærmeste registrerte hydrografiske og fysisk-kjemiske data for Lysakerfjorden.

#### Klorofyll a

I Vann-nett er innholdet av klorofyll a angitt med god tilstand for hele vannforekomsten (data fra 2016).

Resultater fra overvåkingen av Indre Oslofjord i 2017 (23) viste god økologisk tilstand i stasjon Bn1 for perioden 2015-2017. Klorofyll a er et indirekte mål på algebiomasse, som igjen reflekterer tilførselen av næringssalter.

#### Bløtbunnsfauna

I Vann-nett er bløtbunnsfaunaen angitt med god tilstand (data fra 2015).

I 1993 og 2009 ble bløtbunnsfaunaen fra stasjon Bn11, omtrent midt i Lysakerfjorden undersøkt av Berge m.fl. (24). Resultatene viste svært dårlig tilstand i 1993 og moderat tilstand i 2009 basert på NQI<sub>1sta</sub>-indeks. Selv om dette indikerer en positiv trend, bemerkes det i rapporten at metoder og klassifiseringssystemet fra 2011 ikke nødvendigvis gir korrekt klassifisering iht. Vanddirektivet. I undersøkelsen ble det også funnet at oksygenforholdene i Lysakerfjordens dypvann hadde forbedret seg.

I 2009 og 2017 ble det gjennomført undersøkelser av økologisk tilstand basert på levende foraminiferer i Lysakerfjorden (25). Resultatene viste hhv. god og moderat tilstand i 2009 og 2017 ved stasjon Bo2-1, ca. 2 km sør for utøstet av Lysakerelva. Naturtilstand ble beregnet som god før år 1900, basert på fossile foraminiferer. Det ble observert en sterk korrelasjonen mellom foraminiferindekser og oksygenkonsentrasjoner, og forfatterne konkluderte med at faunaen gir en god indikasjon på oksygenforhold i bunnvannet.

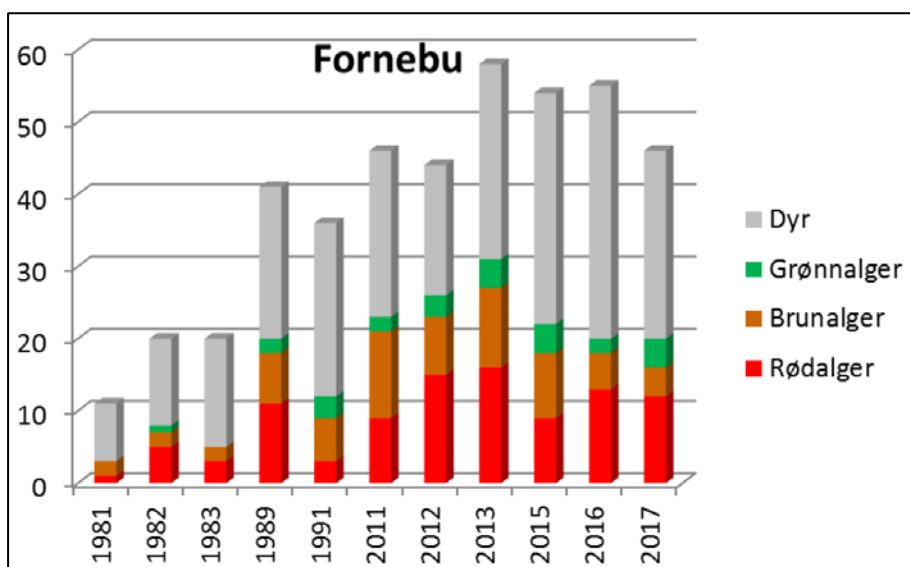
I Norconsults undersøkelse i 2018 ble det funnet artsfattig bunnfauna i LYS3 (Figur 5-1). Det ble ikke funnet arter som er sensitive for eutrofiering, noe som indikerer at det allerede har vært forhøyede nivåer a næringsstoffer ved stasjonene (22). Det var også reduserte oksygenivåer fra ca. 20 meter og dypere.

### Makroalger

I Vann-nett er maksimaldypindeks for makroalger oppgitt i god tilstand (data fra 2015). Nedre voksegrense er udefinert.

I Norconsults undersøkelse i 2017 ble nedre voksegrense på stasjon 3 ved Fornebu registrert på ca. 14 meters dyp. Beregnet nEQR-verdi, basert på nedre voksegrenser ved Fornebu, viste moderat tilstand i 2017. Beregnede nEQR-indeks for samme stasjon i perioden 1989-2017 indikerer en svakt negativ trend, da indeksene før 2017 viste god tilstand. I enkelte år var det imidlertid for få arter tilstede til å utføre klassifisering. Undersøkelsen skal gjennomføres hvert andre år fremover og resultatene vil muligens gi relevante dataserier for dette prosjektet, selv om nærmeste stasjon ligger noe over en kilometer unna planlagt utslippspunkt.

Antall registrerte arter av alger og dyr ved stasjonen på Fornebu i perioden 1981-2017 er vist i Figur 5-3. I 2017 var det dårlig sikt, og alger og berg ble beskrevet som nedslammet nedover mot dypet, samt at nedre voksegrense var tydelig dypere enn de siste års undersøkelser. Det ble gjort enkelte registreringer av stillehavsøsters (23). I stasjon LYS3 ble det i 2018 registrert et tilsvarende forhold mellom grønnalger og andre algegrupper som ellers i fjorden (22).



Figur 5-3. Antall arter/taxa av rødalger, brunalger, grønnalger og dyr ved Fornebu i perioden 1981-2017. Figuren er hentet fra (23).



### Næringssalter og siktedyp

Tabell 5-2 viser klassifiseringen i Vann-nett. Innholdet av nitrat+nitritt, tot-P og siktedyp er klassifisert i moderat tilstand og innholdet av tot-N er klassifisert i god tilstand.

Registreringsverdier for ammonium, nitrat+ nitritt, tot-N, ortofosfat, tot-P og siktedyp i stasjon Bn1 (Vannmiljø) er vist i vedlegg 1, tabell 7. Data er avgrenset til perioden 2015-2018. Klassifiseringen er utført for gjennomsnitt av resultater fra sommerhalvåret (april – oktober) og for vinter (november-mars).

Alle konsentrasjoner av ammonium og tot-N er i tilstandsklasse I og II (svært god og god). Konsentrasjoner av nitrat+nitritt er i tilstandsklasse III og IV (moderat og dårlig). I 2017 og 2018 er det kun målt verdier i tilstandsklasse III både for gjennomsnitt av vinter og sommermålinger. Konsentrasjonene av orthofosfat er i tilstandsklasse I og II, mens innholdet av tot-P er i høyere tilstandsklasser. Tre av fire vintergjennomsnitt er i tilstandsklasse III og ett gjennomsnitt i klasse II. I sommerhalvåret er tre av konsentrasjonene i tilstandsklasse III, i 2017 var innholdet av tot-P i tilstandsklasse IV.

I 2015-2017 var siktedypet i tilstandsklasse III, mens det i 2018 var i tilstandsklasse II.

### Kjemisk tilstand

Hovedårsaken til klassifiseringen svært dårlig kjemiske tilstand i Vann-nett, skyldes innhold av PAH-forbindelser i sediment samt miljøgifter i biota (f.eks. kvikksølv og octylfenol i lever fra torsk).

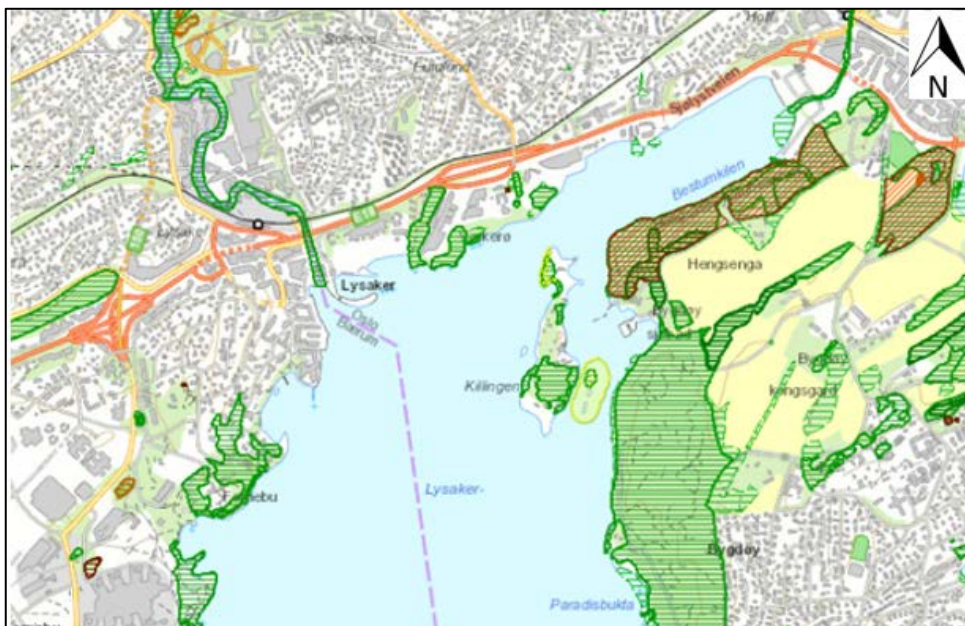
I Norconsults undersøkelse i prøvestasjon LYS3, som ligger ca. 300 m sør for utløpet av VEAS-overløpstunnel, ble det i 2018 registrert sediment i klasse IV (dårlig tilstand, det ble benyttet forvaltningsbaserte klassegrenser for TBT). Sedimentene var sterkest påvirket av PAH-forbindelser, TBT, kobber og kvikksølv (22).

### Oppsummering

Det samlede datagrunnlaget for økologisk tilstand ved utslippspunktet til Lysakerfjorden er forholdsvis svakt, men det foreligger relevante data fra LYS3 og en del data fra stasjon Bn1 (ca. 3 km unna) og i rapporter fra andre undersøkelser i Oslofjorden.

### Viktige naturverdier

Rundt Lysakerfjorden er det flere naturtyper og enkelte verneområder på land og i sjø (Figur 5-4). Siden utslippet til Lysakerfjorden vil være på ca. 25 meters dybde, er det lite sannsynlig med direkte påvirkning av disse naturtypene og verneområdene.



Figur 5-4. Registrerte naturtyper på land og i sjø ved Lysakerfjorden (kart fra Naturbase (26)).

### 5.1.2 Hydrografi og innlagring av utslipp

I prøvestasjonen Bn1 (Figur 5-2) som ligger ca. 3 km sør for utslippspunktet er det registrert hydrografiske og vannkjemiske data.

Salinitetsmålinger i Bn1 viser at Lysakerfjorden er ferskvannspåvirket i overflatevannet store deler av året (Figur 5-5). På grunn av avstanden gir disse målingene kun en indikasjon på hva som kan ventes av tetthetsforskjeller gjennom vannsøylen nærmere utslippspunktet. Figuren viser at sprangsjiktet i stasjon Bn1 på det meste går ned til ca. 20 m dybde. Innerst i Lysakerfjorden antas vannet å være mer ferskvannspåvirket enn ved denne stasjonen. Sjiktninger i deltaområder der elver med varierende vannføring går ut i sjøvann med langt høyere salinitet, vil være komplekse.

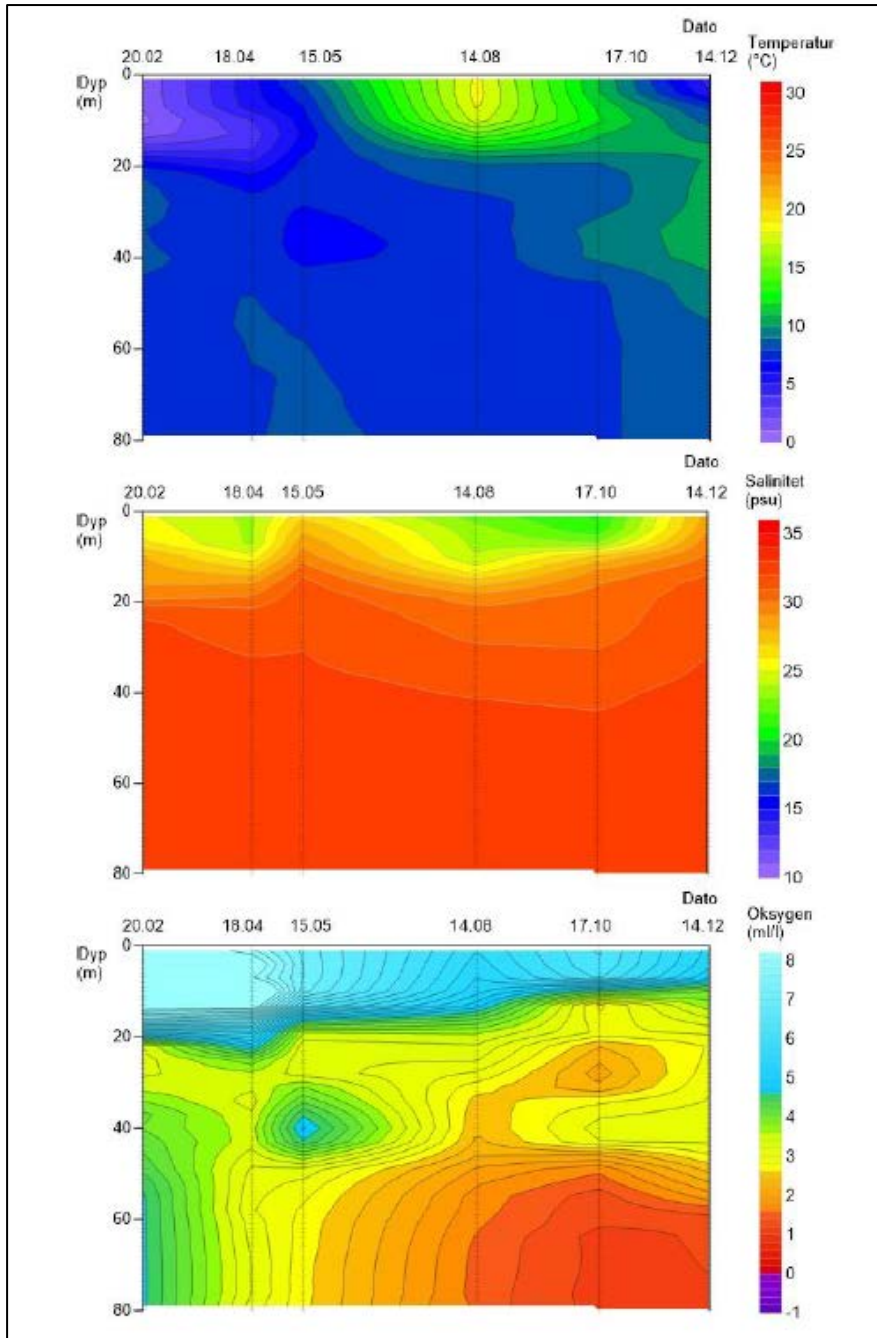
I 2014 utførte NIVA målinger og modellering av utslipp fra VEAS-overløpstunnel. Alle scenarier som ble modellert, gjaldt langt større utslippsvolum (mellom 0,5 og 3 m<sup>3</sup>/s) enn det som er aktuelt fra Sollerudtunnelen. Medianverdien til målte strømstyrker på 15-20 meters dybde i stasjon Bn2 (se plassering av stasjonen i Figur 5-1) viste en styrke på ca. 3 cm/s. Figur 5-6 viser målte strømstyrker i Bn2. Fra Lysakerelva går det en dyprene sørover, der dybdene øker jevnt ned til 60-70 meter. Utløpet fra VEAS-overløpstunnel går ut i denne rennen på mellom 24 og 27 meters dybde, ca. 300 m sør for utløpet av Lysakerelva. Rørledningen har en diameter på 3 meter.

Siden avløpsvannet er ferskvann vil det være lettere enn vannet i resipienten på ca. 25 meters dybde, og utslippsvannet vil stige oppover. Avløpsstrålen vil ha positiv oppdrift, men ved innblanding med sjøvann stiger egenvekten i utslippsstrålen til oppdriften stanser. Når all bevegelsesenergien i utslippsstrålen er brukt opp, vil den synke noe ned igjen til den når laget med samme egenvekt. Dette vil være innlagringsdybden.

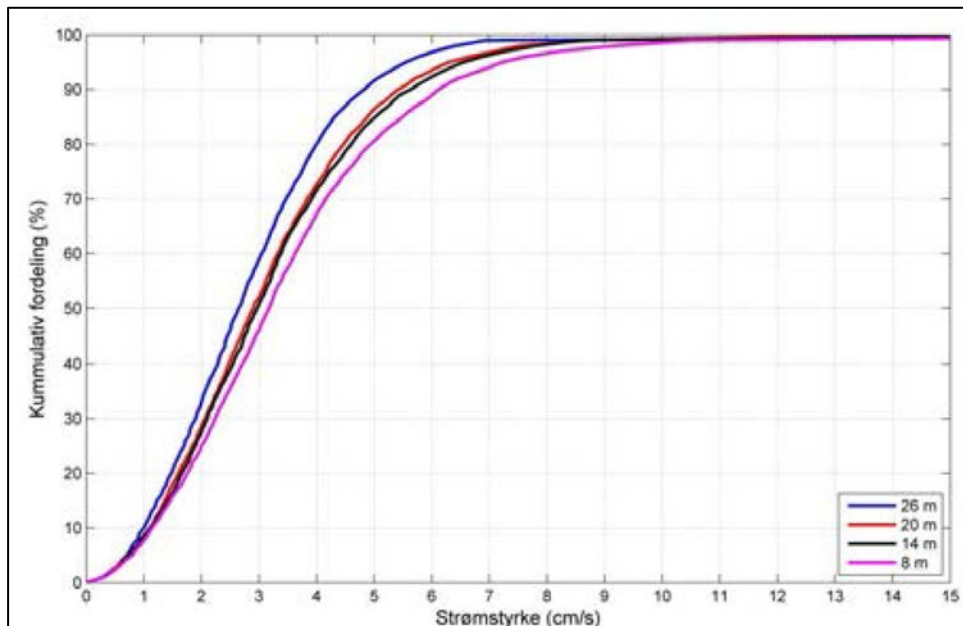
Mengden av utslippsvann vil også påvirke innlagringsdybden. Ved store vannmengder kreves mer innblanding med sjøvann for at egenvekten til avløpsstrålen skal øke tilstrekkelig. Den røde, stiplede linjen i prinsippskissen i Figur 5-7 vil da bli brattere. Strøm vil også påvirke innblandingen, der innblandingshastigheten øker med strømstyrken.

Innlagringen av vannmengdene som ble modellert av NIVA, ble i de fleste scenarier antatt å påvirke overflatevannet i Lysakerfjorden, men forfatterne bemerker at mindre utslipp i større grad antas å bli innlagret på dypt vann.

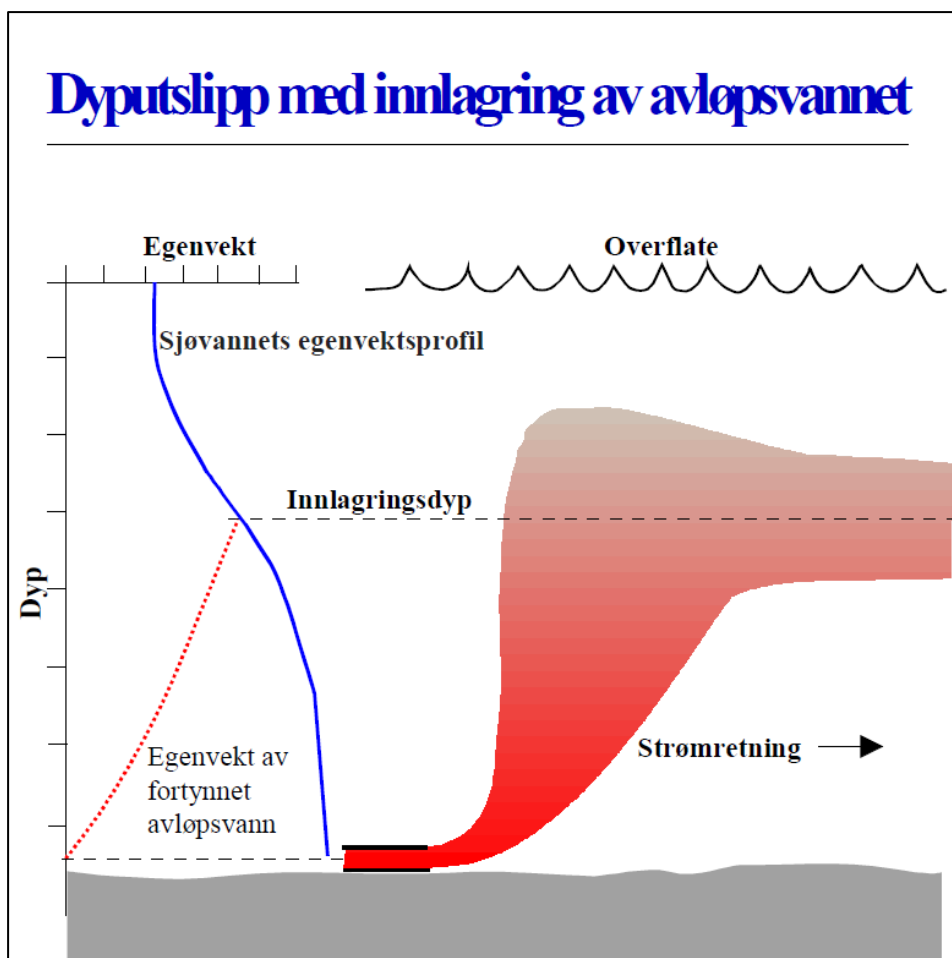
Det antas at belastningen av anleggsvann fra VEAS-overløpstunnel vil være ca. 10 l/s, eller ca. 2 av det minste utslippsvolumet som ble modellert av NIVA (0,5 m<sup>3</sup>/s). Tunnelvannet vil ikke ha hverken energi eller stor nok mengder til å bryte opp til overflaten. Tunnelvann som går ut sammen i overløpsepisoder vil derimot innlagres på samme måte som overløpsevannet.



Figur 5-5. Hydrografisk utvikling i stasjon Bn1 i Lysakerfjorden fra februar – desember 2017. Figuren er hentet fra (23).



Figur 5-6. Strømstyrke som ble målt i Bn2 i 2014. Medianverdien er ca. 3 cm/s. Figur fra (21).



Figur 5-7. Prinsippskisse av innlagring når vannets egenvekt øker med dybden. Figur fra (21)

## 5.2 Mærradalsbekken

### 5.2.1 Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt

Mærradalsbekken har utspring i Voksenlia i Holmenkollen og er åpen ned til Voksen skole. På 1970-tallet ble bekken lagt i rør gjennom Hovseterdalen, en strekning på ca. 900 m. Fra Voksen skole renner den i kulvert ned til Sørkedalsveien. Videre renner den åpent igjennom et skogs- og delvis verneområde ned til ring 3 og Radiumhospitalet. Fra ring 3 til fjorden går den gjennom bebygde områder med noe skog (27) (28). På grunn av kulvert og flere rister under veier har bekken en meget kort anadrom strekning og ørreten i fiskeførende partier er derfor stasjonær, selv om det er mulig for fisk å nedvandre til fjorden. I lakseregisteret er det ikke markert noen anadrom strekning (29). Mærradalsbekken er på prioritert liste over bekker som planlegges åpnet i Oslo (30). Figur 5-8 viser et oversiktskart av bekken.

Mærradalsbekken består av tre delvannforekomster (øvre: 007-39-R, midtre: 007-51-R, og nedre: 007-39-R). Vanntypen er nasjonal vanntype R109 (kalkrik, klar). Berggrunnen i øvre deler av nedbørsfeltet består av nordmarkitt. Under marin grense er det kambrosilurbergarter.

Tabell 5-3 viser generell informasjon om vanntypen i vannforekomst Mærradalsbekken-midtre. Vanntypen er middels, kalkrik, klar (nasjonal vanntype R109).

Påvirkere med stor betydning oppgis i Vann-nett å være: diffus avrenning fra by / tettsted, punktutslipp fra regnvannsoverløp (AF-system) og diffus avrenning fra transport / infrastruktur. En annen påvirkning av betydning er diffus avrenning fra spillvannslekkasje.

Vannføringsberegninger utført i NEVINA (31) basert på forrige normalperiode (1960-1990), indikerer at middelvannføringen ved planlagt utslippspunkt ved Husebyjordet er ca. 50 l/s, med en lavvannsføring på ca. 1 l/s. I Nedbørsfeltet oppstrøms Husebyjordet er beregnet til ca. 2,8 km<sup>2</sup>, med ca. 60 % urbane områder. Hele nedbørsfeltet oppgis av NIVA (27) til ca. 10 km<sup>2</sup>, mens hele nedbørsfeltet oppgis til 5,3 km<sup>2</sup> i faktaark fra Oslo Elveforum (32).

Tabell 5-3. Generell informasjon om vanntype for vannforekomst 007-51-R, Mærradalsbekken (19).

Mærradalsbekken - midtre	
Vannforekomst-ID	007-51-R
Vanntype	Små, kalkrik, klar
Vanntypekode	REL1411
Nasjonal vanntype	R109 (type 9 iht. 02:2013, som er benyttet ved registrering i Vann-nett)
Kalsium	Kalkrik (Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L)
Humus	Klare (<30 mg Pt/L, TOC 2-5)
Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L, uorganisk andel minst 80 %).



Figur 5-8. Oversiktskart av Mærradalsbekken og utslippspunkt (kart fra NEVINA (31)).

### 5.2.2 Økologisk tilstand

Tabell 5-4 viser klassifiseringen av Mærradalsbekken. Videre gis det utfyllende kommentarer til relevante parametere.

Tabell 5-4. Klassifisering av vannforekomst 007-51-R, Mærradalsbekken (19).

Mærradalsbekken	Økologisk tilstand	Gjennomsnittsverd i per takson (ASPT)	Fisk (klassifisering basert på bestandsnedgang)	Totalnitrogen	Totalfosfor	Kjemisk tilstand
	Svært dårlig	Moderat	Svært dårlig	Svært dårlig (1,7 mg/L)	Svært dårlig (0,1 mg/L)	God

### Bunndyr

Bunndyrfaunaen i Mærradalsbekken er karakterisert som redusert sammenlignet med det som forventes naturlig i rennende vann. Antatte årsaker er liten og variabel vannføring (bekken har ikke utspring fra innsjø) og tilførsel av organisk forurensning fra spillvann og avrenning fra tette, urbane flater (33).

I 2014 var bunnfaunaen på de tre nedre stasjonene dominert av fåbørstemark, fjærmygglarver og nymfer av døgnfluen *Baetis rhodani*. På øverste stasjon (MÆR0) var imidlertid faunaen noe mer variert

med større dominans av døgnfluer, særlig *B. rhodani* som er en forurensningstolerant art. De tre nedre stasjonene ble klassifisert på grensen mellom moderat og dårlig tilstand.

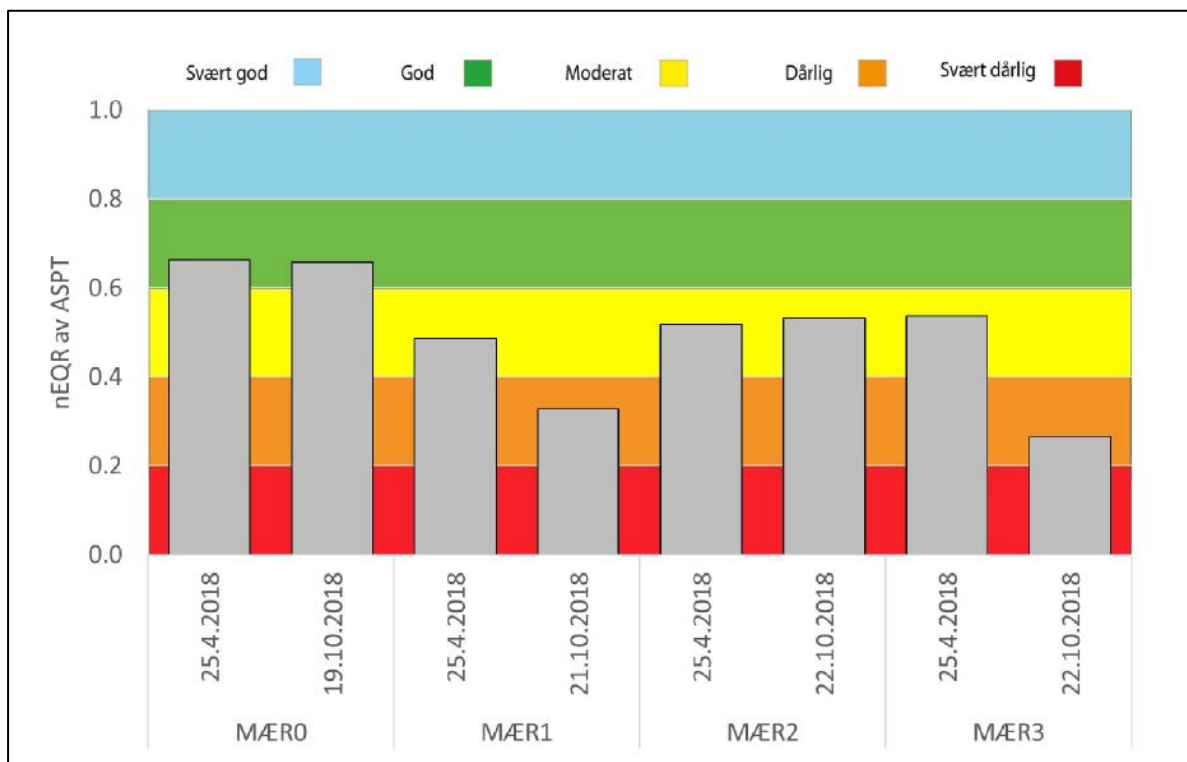
Undersøkelsen utført i 2018 viste at den øverste stasjonen (MÆRO) var i god tilstand, mens de tre nedre stasjonene var i moderat tilstand om våren. Stasjon MÆR1 og MÆR3 var i dårlig tilstand mht. høstprøvene. Generelt er de tre nedre stasjonene dominert av fåbørstemark og fjærmygg. På den øvre stasjonen MÆRO er bunndyrfaunaen mer variert. Figur 5-9 viser økologisk tilstand basert på normaliserte bunndyrindekser fra 2018, og Figur 5-10 viser økologisk tilstand i perioden 1976-2018.

### Fisk

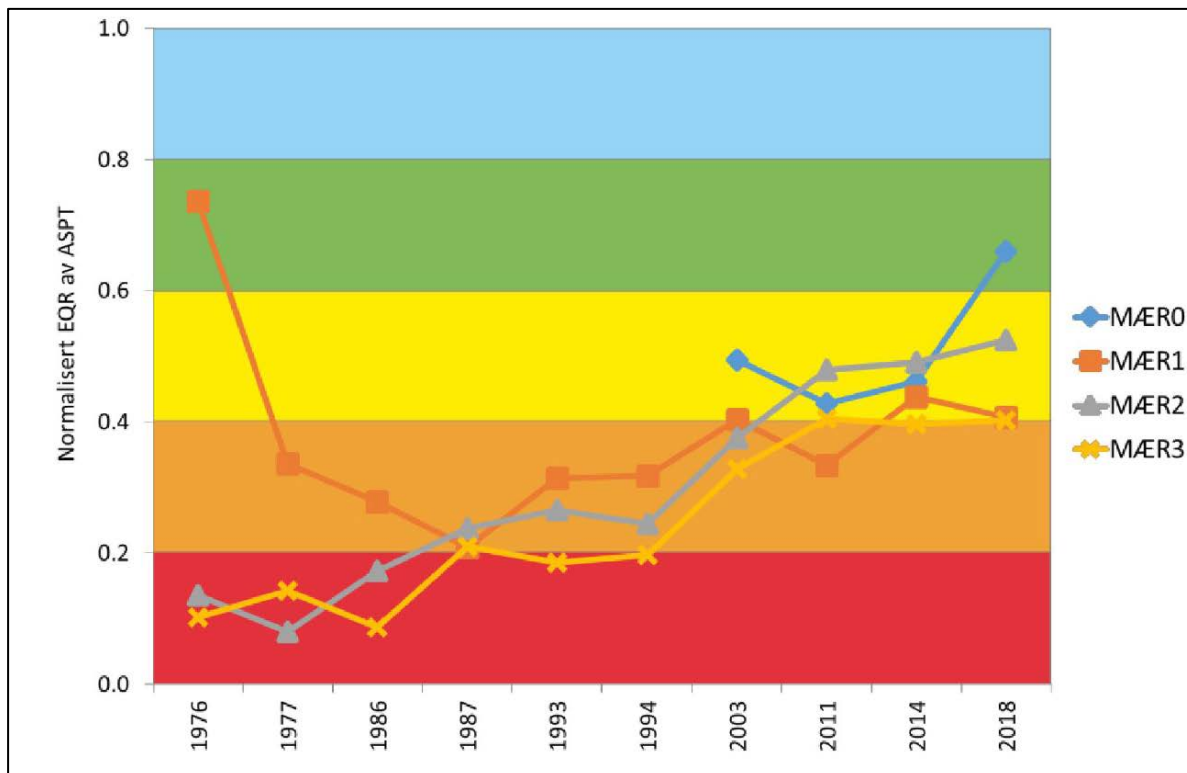
I 2003 ble det satt ut 0+ ørret på stasjonene MÆR1 og MÆR2 (33). I 2014 ble det registrert ørret på de tre nederste stasjonene i bekken. I 2017 ble det registrert fiskedød pga. et punktutslipp mellom MÆR1 og MÆR2, og i juli 2018 satte Oslo Fiskeadministrasjon (OFA) ut 5000 yngel fra sitt settefiskanlegg i Sørkedalen. Undersøkelsen i 2018 viste at tettheten av ørret var sammenlignbar med tettheten i 2014, da tettheten ble vurdert som relativt høy (27). Det er ikke registrert ørret på den øverste stasjonen (MÆRO).

Tabell 5-6 viser Vann-netts klassifisering av økologisk tilstand i Mærradalsbekken. Det er grunn til å anta at klassifiseringen av fisk, der det er lagt til grunn en bestandsnedgang, ikke er oppdatert etter utsetningen og den påviste fisketettheten i 2018. Ifølge NIVA (27) ventes en lavere fisketetthet ved neste overvåkningsrunde i 2022, da det er tvilsomt om det er næringsgrunnlag for bestandsstørrelsen som ble beregnet i 2018.

I Mærradalsbekken viser alle stasjoner en stabil bedring gjennom hele overvåkningsperioden fra 70-tallet, men utgangspunktet var en svært dårlig tilstand. Punktutslipp, overløp og avrenning fra tette flater er fortsatt viktige årsaker til at tre av fire stasjoner i Mærradalsbekken ennå ikke er innenfor miljømålet. NIVA (27) bemerker at samsvaret mellom vannkjemi og ASPT ikke er særlig sterkt i Mærradalsbekken og at det bør vurderes å inkludere undersøkelser av begroingsalger for å få et bedre grunnlag for å vurdere hvilke miljøbelastninger som er størst.



Figur 5-9. Økologisk tilstand for bunndyr i de fire overvåkingsstasjonene i Mærradalsbekken i 2018. Figur er hentet fra (27).



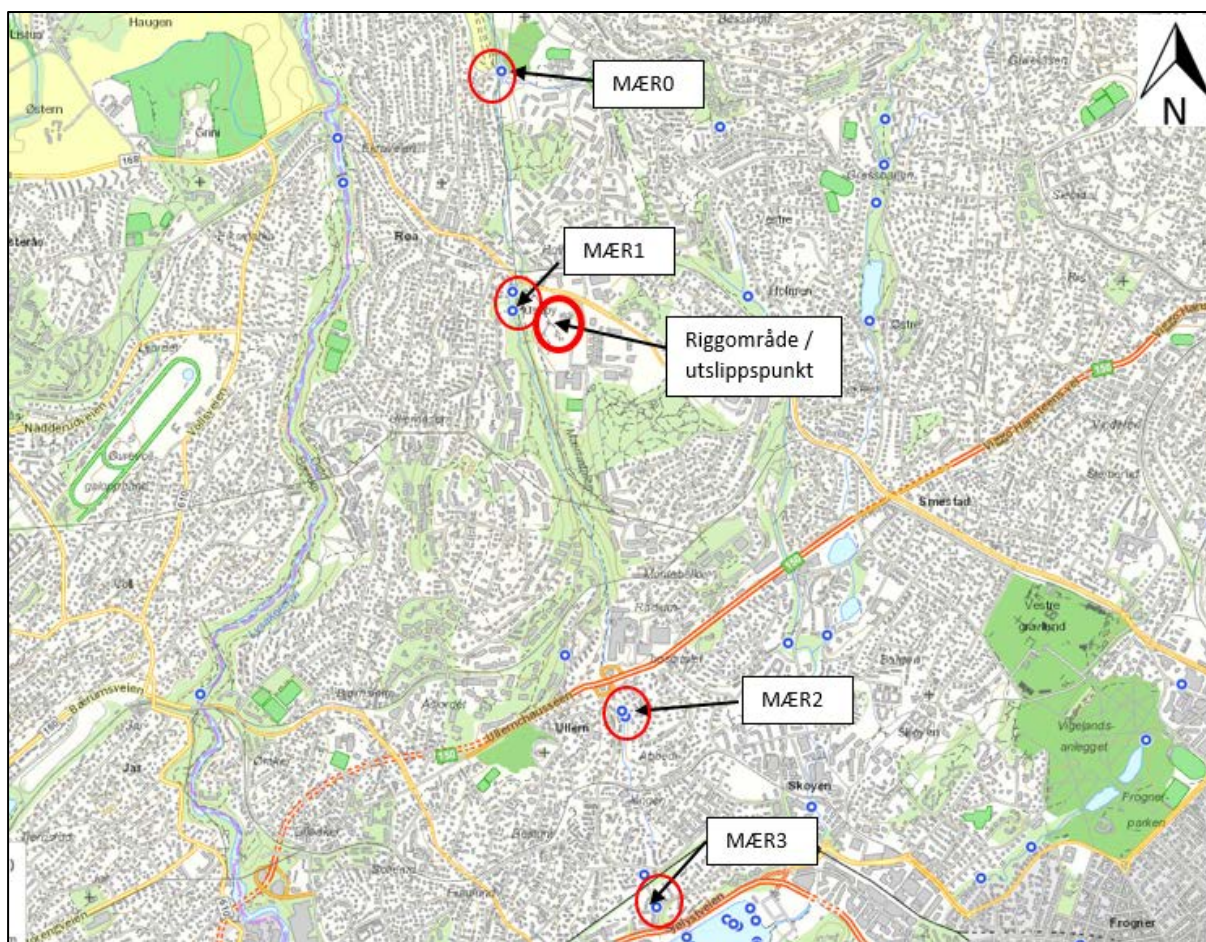
Figur 5-10. Økologisk tilstand (normalisert EQR av ASPT) i Mærradalsbekken i perioden 1976-2018. Plottet viser gjennomsnittsverdier av vår og høstprøver. Fargene viser tilstandsklasser angitt i veileder 02:2018. Figur er hentet fra (27).



### 5.2.3 Kjemisk tilstand

I Vann-nett (19) oppgis kjemisk tilstand i Mærradalsbekken som svært god, men med anmerking om lav presisjon i klassifiseringen. I Vannmiljø (20) vises resultater for stasjonene MÆR0-MÆR3. Vedlegg 1 viser en oppsummering av resultatene som er registrert i prøvepunktene. Årsgjennomsnitt for metaller viser i all hovedsak god tilstand. I MÆR0 var årsgjennomsnitt for kobber dårlig i 2009 og i MÆR2 var årsgjennomsnitt for kobber dårlig i 2007 og 2011. I MÆR2 var også sinkverdiene i 2007 i dårlig tilstand. Det foreligger ikke data for organiske forbindelser.

I vann-nett oppgis det at miljømålet om god økologisk og kjemisk tilstand vil oppnås, men med stor risiko for at dette likevel ikke vil være tilfellet. Måloppnåelse av god økologisk tilstand er utsatt til 2022-2027, pga. kostnadsnivået for måloppnåelse.



Figur 5-11. Prøvestasjoner i Mærradalsbekken. Figur fra Vannmiljø (20).

## 5.3 Makrellbekken

### 5.3.1 Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt

Makrellbekken er en sidegren til Hoffselva og renner sammen med Holmenbekken ca. 200 m nedstrøms Nedre Smedstaddam (Figur 5-12).

Vannføringsberegninger utført i NEVINA (31) basert på forrige normalperiode (1960-1990), indikerer at middelvannføringen ved planlagt utslippspunkt ved Husebybakken er ca. 50 l/s, med en lavvannsføring

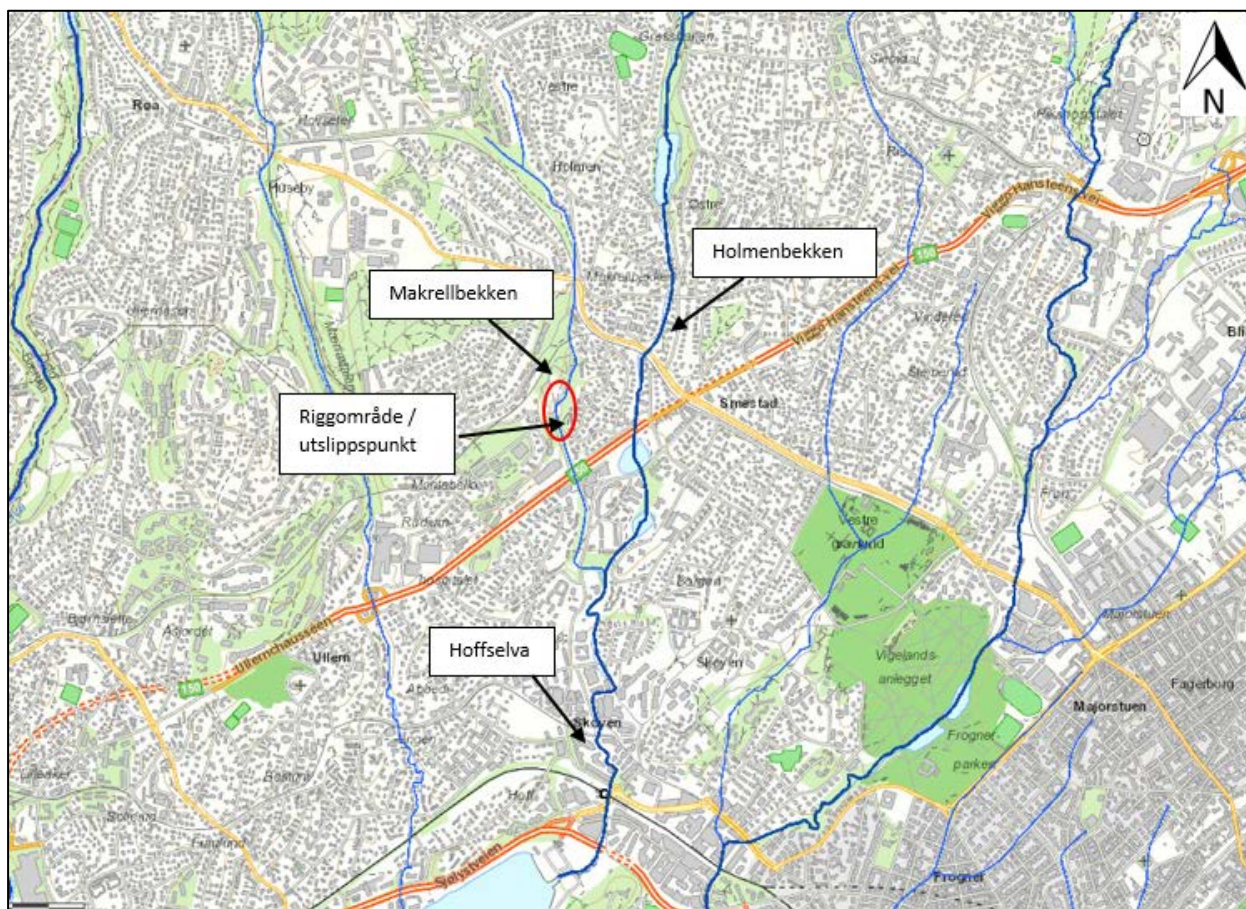
på ca. 1 l/s. Basert på rådgivers feltobservasjoner antas middelvannføringen i Makrellbekken på være nokså overestimert i NEVINA. Nedbørsfeltet oppstrøms Husebybakken er ca. 3 km<sup>2</sup>, der ca. 50 % består av urbane områder. Vannføring i Hoffselva ved Skøyen blir målt kontinuerlig av Oslo kommune. Ukesmiddel varierer mellom ca. 150-460 l/s. Ved Skøyen er nedbørsfeltet for Hoffselva ca. 18,5 km<sup>2</sup>. Basert på disse beregningene og målingene, bidrar Makrellbekken med grovt anslått 15 % av vannføringen i Hoffselva.

Tabell 5-5 viser generell informasjon om vanntypen i Makrellbekken. Vanntypen er middels, kalkrik, klar (nasjonal vanntype R109) og inngår i vannforekomsten «Nedre del av Hoffselva inkludert Makrellbekken» (007-47-R). Hele vannforekomsten strekker seg fra Holmenkollen til utløpet i fjorden.

Tabell 5-5. Generell informasjon om vanntype for vannforekomst 007-47-R, Makrellbekken (19).

<b>Makrellbekken</b>	
Vannforekomst-ID	007-47-R
Vanntype	Middels, kalkrik, klar
Vanntypekode	REL2411
Nasjonal vanntype	R109 (vanntype 9 9 iht. 02:2013 som er brukt i registrering i Vann-nett)
Kalsium	Kalkrik (Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L)
Humus	Klare (<30 mg Pt/L, TOC 2-5)
Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L, uorganisk andel minst 80 %).

I Vann-nett oppgis betydningsfulle påvirkere å være: introduserte arter (Vasspest, *Elodea canadensis*), dammer, barrierer og sluser, fysisk endring pga. infrastruktur, diffus avrenning fra spillvannsløkke og transport / infrastruktur, diffus avrenning fra by / tettsted, punktutslipp fra regnvannsoverløp (AF-system) og avrenning fra transport / infrastruktur.



Figur 5-12. Oversiktskart av Hoffselsva og utslippspunkt i Makrellbekken (kart fra NEVINA (31)).

### 5.3.2 Økologisk tilstand

Tabell 5-6 viser klassifiseringen av Makrellbekken. Videre gis det utfyllende kommentarer til relevante parametere.

Tabell 5-6. Klassifisering av vannforekomst 007-47-R, Makrellbekken (19).

Makrell-bekken	Økologisk tilstand	Gjennomsnittsverdi per takson (ASPT)	Totalnitrogen (mg/L)	Totalfosfor (mg/L)	Kjemisk tilstand
	Svært dårlig	Svært dårlig (4,15)	Dårlig (1,1)	Dårlig (0,06)	God

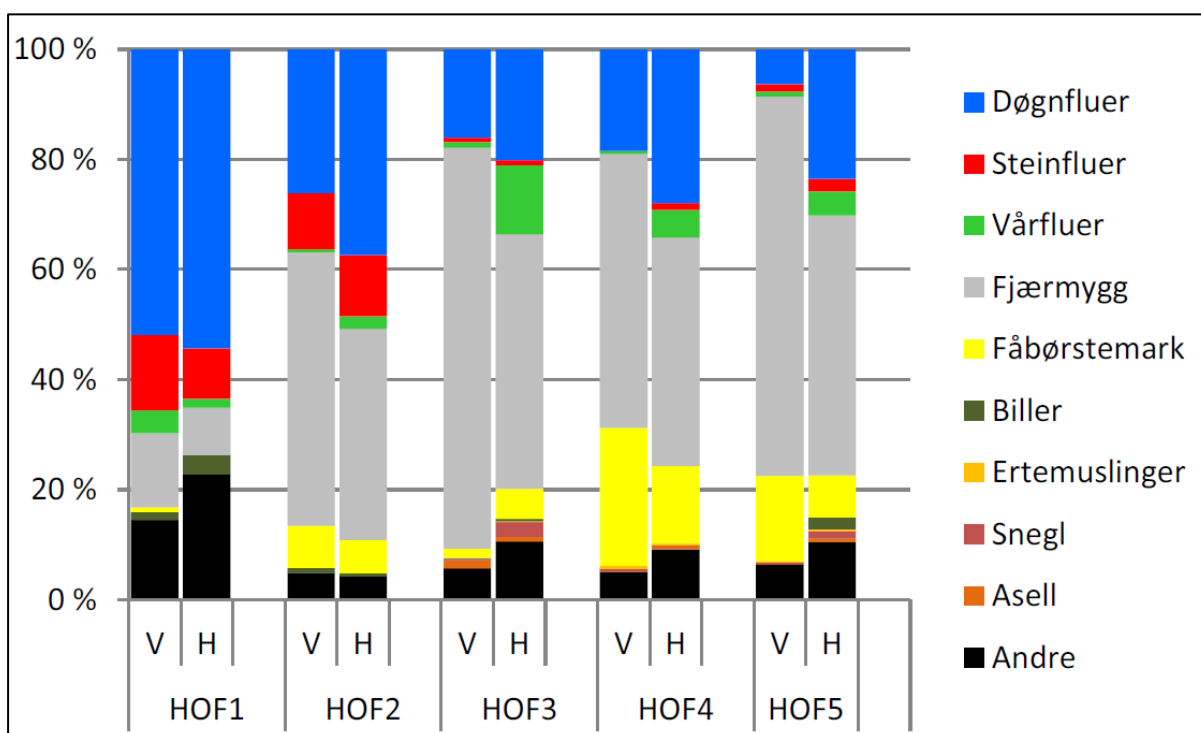
I de nedre delene av Makrellbekken, ved samløpet med Holmendammen, ble det i 2012 påvist ørret og det ble påvist edelkreps på den nederste stasjonen i Holmenbekken (stasjon HOF3) (34). Ifølge samme forfattere er det kun påvist laks i 1992-93 og i 2007 i Hoffsevas nedre del ved Skøyen. Hoffselsva har en anadrom strekning på ca. 1 km, opp til fossen nedstrøms Nedre Smestaddammen. I Lakseregisteret (29) er anadrom strekning markert opp til kulverten under Engebrets vei, ca. 1,2 km nedstrøms planlagt utslippspunkt. Det er relativt lav tetthet av ørret i de nedre delene av anadrom strekning.

I en undersøkelse utført av LFI i 2016 (35) rapporteres det om svært god økologisk tilstand mht. tetthet av laksefisk i stasjon HOF4 som ligger nederst i Makrellbekken. Imidlertid er den økologiske tilstanden

klassifisert som dårlig når bunndyr tas med i vurderingen. Det konkluderes med at vannkvaliteten i Makrellbekken har stor innflytelse på Hoffselva og at tiltak er nødvendig for å bedre tilstanden både i Makrellbekken og nedre deler av Hoffselva.

Bunndyrundersøkelser viser at Hoffselva har en økende påvirkning av organisk belastning nedover i elvestrengen. Figur 5-13 viser relativ fordeling mellom bunndyrtaxa på fem stasjoner i Hoffselva i 2016. Stasjon HOF4 ligger i Makrellbekken, rett oppstrøms samløpet med Holmenbekken. En høy andel fåbørstemark og fjærmygg indikerer organisk belastning.

I Vannmiljø er det registrert bunndyrprøver fra tre stasjoner i Makrellbekken. Økologiske indeksverdier fra stasjonene tilfredsstillende ikke miljømålene fastsatt som følge av Vanddirektivet. Bunndyrfaunaen består av få, forurensningstolerante taxa samt forhøyede konsentrasjoner av nitrogen og fosfor.



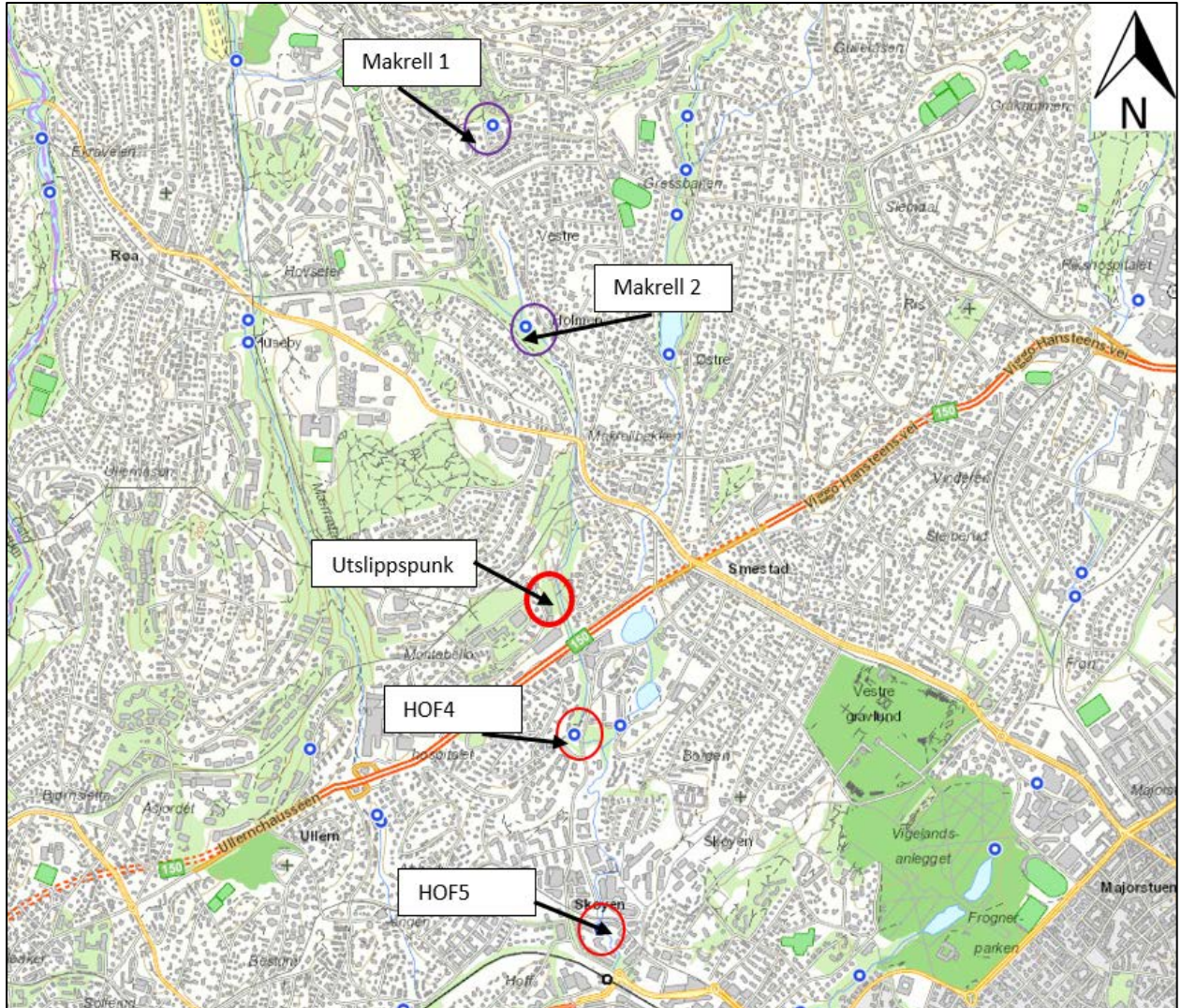
Figur 5-13. Resultater fra bunndyrundersøkelser i 2016. Stasjonen HOF4 ligger helt nederst i Makrellbekken. Stasjon HOF1 og HOF2 ligger øverst i vassdraget i Holmenbekken. Stasjon HOF5 ligger i Hoffselva ved Skøyen. Figuren er hentet fra (35).

### 5.3.3 Kjemisk tilstand

I Vann-nett (19) oppgis kjemisk tilstand i Makrellbekken som svært god, men med bemerkning om at det er behov for datagjennomgang og supplerende undersøkelser. Det oppgis at kjemisk tilstand antas å være dårlig. I Vannmiljø (20) ligger det resultater for flere stasjoner i Hoffselva. Vedlegg 1 viser en oppsummering av resultatene som er registrert i prøvepunktene Makrell 2 (vannlokalitets-ID: 007-58052), HOF4 (vannlokalitets-ID: 007-39620) og HOF5 (vannlokalitets-ID: 007-51734). I stasjonene Makrell 1 og Makrell 2 er det kun registrert data fra bunndyrundersøkelser.

Årsgjennomsnitt for metaller viser i all hovedsak god tilstand i HOF4. Årsgjennomsnitt for kobber var dårlig i 2007. I HOF5 viser årsgjennomsnitt for 2012 bly- og kobberinnhold i hhv. moderat og dårlig tilstand. I samme stasjon var også sinkverdiene i 2007 i dårlig tilstand. Det foreligger ikke data for organiske forbindelser.

I vann-nett oppgis det at miljømålet om god økologisk og kjemisk tilstand vil oppnås, men med stor risiko for at dette likevel ikke vil være tilfellet. Måloppnåelse av god økologisk tilstand er utsatt til 2022-2027, pga. kostnadsnivået for måloppnåelse.



Figur 5-14. Prøvestasjoner i Makrellbekken og Hoffselva. Figur fra Vannmiljø (20).

## 6 Miljørisikovurdering av utslipp

### 6.1 Generelt

Ifølge veileder M-46/2013 (utkast) (36) og TA-2724 / 2010 (37) som gjelder vurderinger av innblandingssoner, vil innblanding/fortynning gjennomgå to faser; 1) primærfortynning som bestemmes av mengden utslippsvann og hastigheten ut i resipient; 2) sekundærfortynning, der utslippsvannet fortynnes gjennom resipientens naturlige turbulente blanding og som foregår betydelig langsommere enn primærfortynningen. Videre angis primærfortynning å være i størrelsesorden 5-10 ganger innenfor en avstand på 10-30 m fra utslippspunktet. Ved alle utslippspunkter med forskjellige konsentrasjoner vil det derfor dannes en innblandingssone.

Det er meget store variasjoner i fortynningseffekter og måten innblanding skjer på; uten detaljerte modelleringer anbefales det i veiledningsmaterialet at initiell fortynningsfaktor settes til mellom 2 og 10. Særlig i små vassdrag med stor variasjon i vannføringer vil denne faktoren føre til store innblandingssoner, og dermed være uakseptabelt høy.

Generelt vil løste faser av stoffer i vann være biotilgjengelige og ha potensial for akutte virkninger på organismer. Utslipp av suspendert stoff med adsorbent forurensning vil primært være en spredningsmekanisme. For tungmetaller og organiske forbindelser er normalt konsentrasjonene av partikkelbundet forurensning >> konsentrasjoner løst i vannfasen. Denne fordelingen er likevel relativt avhengig av pH-verdiene i vannet.

### 6.2 Beregninger i Makrellbekken og Mærradalsbekken

Beregningene som er utført gir ikke sikre tall, og det vil alltid være variasjoner i vannkvaliteter og mengder både i bekk og utslippsvann som vanskelig lar seg fange opp ved teoretiske utregninger. Beregninger gir likevel en indikasjon på mengdeforhold og hvilke konsentrasjonsnivåer som er realistiske. Alle beregningene har en betydelig usikkerhet, og bl.a. er middelvannføringen i Makrellbekken visuelt vurdert som noe overestimert i NEVINA. Lavvannsføringer fra NEVINA er spesielt usikre, og det antas at de er noe underestimert.

#### 6.2.1 Innblandingsfaktorer

Innblandingsfaktorer i Makrellbekken og Mærradalsbekken ved forskjellige utslippsmengder er vist i Tabell 6-1. Beregningene er utført på bakgrunn av vannføringer oppgitt i NEVINA. Figur 7-1 og Figur 7-2 viser oversiktskart av beregningspunkter i bekken. Bekkene har omtrent samme beregnede vannføringer, selv om middelvannføringen i Makrellbekken antas å være noe overestimert i NEVINA. I faktaark fra Oslo Elveforum oppgis middelvannføringen for Mærradalsbekken til 90 l/s (38), men det sies ikke noe om hvor i vassdraget dette gjelder. NEVINAs middelvannføring på 50 l/s ved utslippspunktet er behold i beregningene.

Ved lavvannsføringer på ca. 1,1 l/s vil det oppstå en situasjon der minste utslippsvolum på 5 l/s er større enn vannføringen i bekken. Vannkvaliteten i bekken vil da være fullstendig dominert av utslippsvann. Som lavvannsføringene viser, har bekkene utfordringer med lite vann i perioder, og isolert sett vil mer vann være gunstig. På lavvannsføringer vil bekkene imidlertid ikke ha noen kapasitet til å moderere variasjoner i tunnelvannet. Dette vurderes ikke å være en akseptabel risiko, og utslipp på lavvannsføringer er ikke vurdert videre.

Dersom utslipp går til AF-ledning når denne har kapasitet (perioder uten mye nedbør), vil utslipp til bekk bare være aktuelt i nedbørsperioder. Det antas at vannføringene da vil være fra omkring

middelvannføring og større. Dersom det antas behov for å slippe ut inntil 20 l/s, vil innblandingsfaktorene ligge anslagsvis mellom 0,1 og 0,4, dvs. at mellom 10 og 40 % av vannet vil være tunnelvann i periodene når AF-ledningene er overbelastet.

Tabell 6-1. Innblandingsfaktorer ved forskjellige utslippsmengder og vannføringer; lvf = lavvannsføring, mvf. = middelvannføring.

Vannføringer i bekk (l/s)				Totalmengde, begge utslippspunkter (l/s)
Makrellbekken, lvf	Makrellbekken, mvf	Mærradalsbekken, lvf	Mærradalsbekken, mvf	
1,1	50	1,1	50	
Utslippsscenario 1 (l/s)				<b>10</b>
5	5	5	5	
Faktor ved 100 % innblanding				
<b>4,5</b>	<b>0,1</b>	<b>4,5</b>	<b>0,1</b>	
Utslippsscenario 2 (l/s)				<b>20</b>
10	10	10	10	
Faktor ved 100 % innblanding				
<b>9,1</b>	<b>0,2</b>	<b>9,1</b>	<b>0,2</b>	
Utslippsscenario 3 (l/s)				<b>30</b>
15	15	15	15	
Faktor ved 100 % innblanding				
<b>13,6</b>	<b>0,3</b>	<b>13,6</b>	<b>0,3</b>	
Utslippsscenario 4 (l/s)				<b>40</b>
20	20	20	20	
Faktor ved 100 % innblanding				
<b>18,2</b>	<b>0,4</b>	<b>18,2</b>	<b>0,4</b>	

## 6.2.2 Suspendert stoff og nitrogenforbindelser

Tabell 6-3 viser beregnede konsentrasjoner av suspendert stoff (SS) for tre forskjellige utslippsmengder på middelvannføring. Det er benyttet en konsentrasjon på 50 mg SS/L i utslippsvannet.

Tabell 6-3 viser beregninger av nitrogenforbindelser ved tre forskjellige utslippsmengder på middelvannføring. I gjennomgått litteratur regnes en verdi på 50 mg tot-N/L som høy. Det er vist beregninger for konsentrasjoner av tot-N på 25 mg/L og 50 mg/L. Ammoniakk er beregnet for pH 8 og en temperatur på 12 °C samt pH 8,5 og temperatur på 25 °C. Ved disse betingelsene foreligger hhv. 2 % og 18 % av ammonium som ammoniakk. Det antas at 50 % av tot-N foreligger som ammonium.

Konsentrasjonene i bekkene er middelerverdier av overvåkningsdata fra de nærmeste overvåkningsstasjonene i Vannmiljø, MÆR1 og HOF4 (se vedlegg 1).

Tabell 6-2. Beregnede konsentrasjoner av suspendert stoff ved en konsentrasjon på 50 mg/L v/ middelvannføring.

Utslippsscenario 1 - utslipp av 5 l/s til bekker ved middelvannføring (50 l/s)		
	Makrellbekken	Mærradalsbekken
Konsentrasjon av susp. stoff (mg/l)	50	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	4,3	2,1
Estimat av konsentrasjon i bekk (mg/l)	8	6
Utslippsscenario 2 - utslipp av 10 l/s til bekker ved middelvannføring (50 l/s)		
	Makrellbekken	Mærradalsbekken
Konsentrasjon av susp. stoff (mg/l)	50	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	4,3	2,1
Konsentrasjon i bekk (mg/l) ved full innblanding	12	10
Utslippsscenario 3 - utslipp av 20 l/s til bekker ved middelvannføring (50 l/s)		
	Makrellbekken	Mærradalsbekken
Konsentrasjon av susp. stoff (mg/l)	50	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	4,3	2,1
Estimat av konsentrasjon i bekk (mg/l) ved full innblanding	17	16

Tabell 6-3. Beregnede konsentrasjoner av tot-N og ammoniakk v/ middelvannføring.

Utslippsscenario 1 - utslipp av 5 l/s til bekker ved middelvannføring (50 l/s)				
	Makrellbekken	Makrellbekken	Mærradalsbekken	Mærradalsbekken
Konsentrasjon tot-N (mg/l)	25	50	25	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	1,075	1,075	1,675	1,675
Konsentrasjon etter full innblanding (mg/l)	3,6	5,523	3,8	6,1
Konsentrasjon av NH <sub>3</sub> ved full innblanding. pH = 8 og T = 12 °C (mg/l)	0,036	0,055	0,038	0,061
Konsentrasjon av NH <sub>3</sub> ved full innblanding. pH = 8,5 og T = 25 °C (mg/l)	0,32	0,48	0,34	0,55
Utslippsscenario 2 - utslipp av 10 l/s til bekker ved middelvannføring (50 l/s)				
	Makrellbekken	Makrellbekken	Mærradalsbekken	Mærradalsbekken
Konsentrasjon tot-N (mg/l)	25	50	25	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	1,075	1,075	1,675	1,675
Konsentrasjon ved full innblanding (mg/l)	5,1	9,2	5,6	9,7
Konsentrasjon av NH <sub>3</sub> ved full innblanding. pH = 8 og T = 12 °C (mg/l)	0,051	0,092	0,056	0,097
Konsentrasjon av NH <sub>3</sub> ved full innblanding. pH = 8,5 og T = 25 °C (mg/l)	0,46	0,83	0,50	0,88
Utslippsscenario 3 - utslipp av 20 l/s til bekker ved middelvannføring (50 l/s)				
	Makrellbekken	Makrellbekken	Mærradalsbekken	Mærradalsbekken
Konsentrasjon tot-N (mg/l)	25	50	25	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	1,075	1,075	1,675	1,675
Konsentrasjon ved full innblanding (mg/l)	7,9	15,0	8,3	15,4
Konsentrasjon av NH <sub>3</sub> ved full innblanding. pH = 8 og T = 12 °C (mg/l)	0,079	0,151	0,083	0,155
Konsentrasjon av NH <sub>3</sub> ved full innblanding. pH = 8,5 og T = 25 °C (mg/l)	0,71	1,4	0,75	1,4

### 6.3 Makrellbekken

Makrellbekken er i dag i en tilstand som ikke er akseptabel iht. Vannforskriften. Den kjemiske tilstanden er relativt dårlig kartlagt og den økologiske tilstanden er svært dårlig, særlig mht. bunndyr og belastning av næringsalter. Vedlegg 1 viser data fra Vannmiljø fra stasjonene i bekken.

For risikovurderingen som er utført for Makrellbekken ble det lagt til grunn at utslipp kun ville være aktuelt i perioder med middelvannføring eller mer. I perioder med kapasitet på AF-ledning, må derfor anleggsvann slippes til denne. Aktuell utslippsmengde til Makrellbekken er 5 l/s.



### 6.3.1 Risikovurdering

#### Suspendert stoff

Når det legges en utslippsgrense på 50 mg SS/L til grunn, viser beregningene i nærmeste nedstrøms stasjon (HOF4) at partikkelinnholdet øker til anslagsvis 17 mg/L ved den største utslippsmengden på 20 l/s og til under 10 mg/l ved utslipp av 5 l/s. Dette er etter full innblanding i resipient, og det vil være en innblandingssone med høyere verdier. Imidlertid vil ikke innholdet av SS være lik grenseverdien for alt utslippsvannet.

Ingen av de beregnede verdiene medfører risiko for akutte, negative virkninger, men det vil være en liten risiko for kortvarige, suboptimale forhold for fisk på fiskeførende strekning nedstrøms samløpet med Holmenbekken. I strømsvake partier er det en liten risiko for økt nedslamming av bunnsubstrat. Dette er forhold som også forekommer i bekken i normalsituasjonen, og de begrensede utslippene av SS fra anleggsvannet vil ikke medføre noen vesentlig endring av denne situasjonen.

Risikoen fra utslipp av suspendert stoff vurderes som liten.

#### Metaller

Det ventes ikke at tunnelvannet vil være i kontakt med berggrunn med spesielt høyt metallinnhold. Det vil være en viss transport av partikkelbundet metall, men dette vil være lite biotilgjengelig. Det vurderes som lite sannsynlig at partikkelbundet metall vil medføre noe permanent, høyere metallnivå i bunnsubstratet.

Under aktuelle pH-betingelser vil akutt giftighet fra gjellereaktivt metall ikke utgjøre noen risiko. Bruk av betong gjør at det er en risiko for konsentrasjoner av krom over AA-EQS/PNEC (AA-EQS er basert på giftigheten fra krom VI, kfr. TA-3001/2012 (39)). Overvåkningsdata indikerer gjennomgående lave metallnivåer i bekken, og periodevise utslipp av tunnelvann vil høyst sannsynlig ikke endre tilstanden slik at metaller utgjør noen akutt eller permanent risiko.

Risikoen fra metaller vurderes som liten.

#### Nitrogenforbindelser

Beregninger av nitrogenkonsentrasjoner viser risiko for høye verdier av tot-N for alle utslippsmengdene. I periodene med utslipp til bekk vil vannkvaliteten sannsynligvis være i svært dårlig tilstand (tilstandsklasse V). Konsentrasjoner av tot-N vil variere og kunne være både høyere enn dem som er benyttet i beregningene. Bunndyrsamfunnet er allerede redusert til primært å omfatte forurensningstolerante arter, og det er lite sannsynlig at korte perioder (dager) med tilførsel av tot-N vil føre til en ytterligere reduksjon i artsmangfold. Risikoen vurderes som liten.

Andelen ammoniakk ved utslippspunktet vil variere, i hovedsak med mengde tot-N, temperatur og pH. Beregningene tyder på at konsentrasjonene ved utslippspunktet vil ligge over PNEC (0,021 mg/l) for alle utslippsscenarioene, men ved utslipp av 5 l/s indikerer beregningene liten risiko for akutt giftige konsentrasjoner av ammoniakk. Det er også ca. 600 m til fiskeførende strekning, etter samløpet med Holmenbekken.

#### pH

Makrellbekken har svakt basisk pH og etter pH-justering skal det være mulig å slippe ut vann som ikke avviker nevneverdig fra de vanlig forekommende pH-verdiene.

Hensikten med å justere pH er å unngå ekstreme verdier samt å redusere ammoniakkdannelse i størst mulig grad. I praksis har det vist seg krevende å holde pH fra drivevann helt stabilt innenfor små pH-intervaller, men risikoen fra pH alene vurderes som relativt liten.

#### Olje og PAH

Under tunnelarbeidene vil det tilføres olje til vannet som går til utslipp. Erfaringsmessig er det ikke høye konsentrasjoner av olje i rensed drivevann (oftest < 1 mg/l). Reduksjon av partikler i utslippsvannet reduserer også oljemengder som går til resipient. Bekken er såpass liten at det vil være begrenset fortykningseffekt før samløpet med Holmenbekken, og det foreslås en grenseverdi for olje på 3 x PNEC, dvs. 3 mg olje/L. Risikoen for giftvirkninger ved periodevis utslipp av vann med denne konsentrasjonen vurderes å være liten.

Forbrenning av drivstoff, sprengstoff og innhold i olje vil gi en liten tilførsel av PAH-forbindelser i drivevannet. Erfaringsmessig er konsentrasjonene lave ( $\Sigma$ PAH-16 < 1 µg /l) og medfører liten miljørisiko. Det anses som tilstrekkelig at innholdet av PAH i rensed drivevann overvåkes og at resultatene vurderes mot grenseverdier i veileder 02:2018. Vurderinger må gjøres av en person med miljøfaglig kompetanse.

Risikoen fra olje og PAH vurderes som liten.

#### Temperatur

Normalt vil temperaturen både i vann og luft være lav ca. halve året. Periodene med utslipp til bekken vil være ila. høsten, dvs. når vannet har temperatur mellom ca. 0 og 10 °C. Mest sannsynlig vil utslippsvannet fra tunnelen ha en temperatur som ikke avviker mye fra bekken. Eventuell temperaturpåvirkning må ventes å ligge godt innenfor naturlige variasjoner. På grunn av korte utslippssperioder vil ikke biota bli utsatt for langvarig, avvikende temperatur. Miljørisikoen vurderes som liten.

#### Oppsummering Makrellbekken

Selv om flere av de vurderte parameterne isolert sett er ansett å medføre liten risiko, vurderes den samlede risikoen som moderat. Dette skyldes i stor grad forholdet mellom vannføring og utslippsmengder. Siden innblandingstid vil være såpass små, kan bekken bli sterkt påvirket av variasjoner i utslippsvannet. Utslippsmengder bør begrenses så langt det er gjennomførbart. Alternativ 2B (påslipp til VEAS-tunnel) anses som løsningen med lavest miljørisiko.

Det er registrert mange overløpshendelser og mye overløpstid fra AF-ledningen til Makrellbekken hvert år. I 2017 var det eksempelvis 822 hendelser med over 110 timers utslipp. Perioden med behov for å benytte alternativ 2A (påslipp til AF-ledning og Makrellbekken) er maksimalt ti måneder med en utslippsmengde på 5 l/s. Dette tilsier at det anslagsvis vil være utslipp av 5 l/s med anleggsvann til Makrellbekken i ca. 4 døgn hvis bygging av ledning til VEAS ikke ferdigstilles tidligere. Miljørisikoen anses som akseptabel.

## 6.4 Mærradalsbekken

Mærradalsbekken er i dag i en tilstand som ikke er akseptabel iht. Vannforskriften. Den kjemiske tilstanden er relativt dårlig kartlagt og den økologiske tilstanden er svært dårlig, særlig mht. bunndyr og belastning av næringsalter. Vedlegg 1 viser data fra Vannmiljø fra stasjonene i bekken.

Det antas å være behov for å slippe ut 10 l/s med tunnelvann i 18 måneder på Husebyjordet.

For risikovurdering av Mærradalsbekken legges det til grunn at utslipp kun er aktuelt i perioder med middelvannføring eller mer. Det vil si at utslippsvann må gå til AF-ledning i periodene denne har kapasitet. Videre betyr det at behovet for utslipp til bekk er usikkert og vil være avhengig av værforholdene og kapasiteten på AF-ledningen.

#### 6.4.1 Risikovurdering

##### Suspendert stoff

Når det legges en utslippsgrense på 50 mg SS/L til grunn, viser beregningene i nærmeste nedstrøms stasjon (MÆR1) at partikkelinnholdet øker til anslagsvis 16 mg/l ved den største utslippsmengden på 20 l/s. Dette er etter full innblanding i resipient, og det vil være en innblandingssone med høyere verdier. Innholdet av SS vil imidlertid ikke være lik grenseverdien i alt utslippsvann, erfaringsmessig ligger innholdet av suspendert stoff lavere.

Ingen av de beregnede verdiene medfører risiko for akutte, negative virkninger, og partikkelinnholdet vil være innenfor naturlige variasjoner i små elver. Utslipp vil gi en økt risiko for kortere, suboptimale forhold for fisk. I strømsvake partier er det en liten risiko for økt nedslamming av bunnsubstrat.

Risikoen fra utslipp av suspendert stoff i vurderes som liten.

##### Metaller

Overvåkningsdata indikerer gjennomgående lave metallnivåer i bekken, og det ventes ikke at tunnelvannet vil være i kontakt med berggrunn med spesielt høyt metallinnhold. Det vil være en viss transport av partikkelbundet metall, men dette vil være lite biotilgjengelig. Det vurderes som lite sannsynlig at partikkelbundet metall vil medføre noe permanent, høyere metallnivå i bunnsubstratet.

Under aktuelle pH-betingelser vil akutt giftighet fra gjellereaktivt metall ikke utgjøre noen risiko for fisk. Bruk av betong gjør at det er en risiko for konsentrasjoner av kromIII/kromVI over AA-EQS. Periodevise utslipp av tunnelvann vil mest sannsynlig ikke endre tilstanden i bekken slik at metaller utgjør noen akutt eller permanent risiko.

Risikoen fra metaller vurderes som liten.

##### Nitrogenforbindelser

Beregninger av nitrogenkonsentrasjoner viser risiko for høye verdier av tot-N for alle utslippsmengdene. I perioder med utslipp vil vannkvaliteten være i svært dårlig tilstand (tilstandsklasse V), som er samme tilstand som i dag. Konsentrasjoner av tot-N vil variere og kunne være både høyere enn dem som er benyttet i beregningene. Bunndyrsamfunnet er allerede redusert til primært å omfatte forurensningstolerante arter, og det er vanskelig å bedømme om en periodevis belastning av høyere verdier av tot-N vil føre til en ytterligere reduksjon i artsmangfold. Risikoen kan ikke helt utelukkes, men siden det snakk om periodevise utslipp vurderes den ikke som stor.

Forholdet mellom årsgjennomsnitt for tot-N/tot-P lå i området 17-23 i perioden 2007-2016. Når forholdstallet ligger mellom ca. 10-17 vil generelt lokale betingelser avgjøre hvilket av næringssaltene som begrenser algevekst (40). Risikoen for nevneverdig eutrofiering pga. perioder med økt nitrogentilførsel vurderes som liten.

Andelen ammoniakk ved utslippspunktet vil variere, i hovedsak med mengde tot-N, temperatur og pH. Beregningene tyder på at konsentrasjonene vil ligge over PNEC (0,021 mg/L) for alle utslippsscenarioene.

Utslippspunktet ligger i et funksjonelt habitat for fisk og det må ventes ammoniakkverdier over PNEC i dette området. Grensen for akutte giftvirkninger er ikke eksakt, men det kan ikke utelukkes slike nivåer ved utslippspunktet og i innblandingssonen.

Risikoen fra ammoniakk vurderes som moderat.

#### pH

Mærradalsbekken har svakt basisk pH og etter pH-justering skal det være mulig å slippe ut vann som ikke avviker nevneverdig fra de vanlig forekommende pH-verdiene.

Hensikten med å justere pH er å unngå ekstreme verdier samt å redusere ammoniakkdannelse i størst mulig grad. I praksis har det vist seg krevende å holde pH fra drivevann helt stabilt innenfor små pH-intervaller, men isolert vurderes risikoen fra høy eller lav pH vurderes som relativt liten.

#### Olje og PAH

Under tunnelarbeidene vil det tilføres olje til vannet som går til utslipp. Erfaringsmessig er det ikke høye konsentrasjoner i rensedrivevann (oftest < 1 mg/l). Reduksjon av partikler i utslippsvannet reduserer også oljemengder som går til resipient. På grunn av liten innblandingsfaktor foreslås det en grenseverdi for olje på 3 x PNEC, dvs. 3 mg olje/l. Risikoen for negative miljøeffekter ved periodevis utslipp av vann med denne konsentrasjonen vurderes å være liten.

Forbrenning av drivstoff, sprengstoff og innhold i olje vil gi en liten tilførsel av PAH-forbindelser i drivevannet. Erfaringsmessig er konsentrasjonene lave ( $\Sigma$ PAH-16 < 1 µg/l) og medfører liten miljørisiko. Det anses som tilstrekkelig at innholdet av PAH i rensedrivevann overvåkes og at resultatene vurderes mot grenseverdier i veileder 02:2018. Vurderinger må gjøres av en person med miljøfaglig kompetanse.

Risikoen vurderes som liten.

#### Temperatur

Normalt vil temperaturen både i vann og luft være lav ca. halve året. Om våren er det mulig at utslippsvann kan påskynde eller forsinke oppvarmingen i bekken noe, men pga. periodevis utslipp vil effekten av dette være liten.

Om sommeren, når bekken er varmet opp, vil tilførsel av antatt noe kjøligere utslippsvann enn det som er i bekken være gunstig for kuldekjære arter (f.eks. ørret).

Temperaturer i små bekker varierer sterkt, både innad i enkeltsesonger og mellom år. Mest sannsynlig vil derfor eventuelle mindre påvirkninger på temperatur ikke medføre noen nevneverdig miljøbelastning ved periodevis utslipp, og miljørisikoen vurderes som liten.

#### Oppsummering Mærradalsbekken

Selv om flere av de vurderte parameterne isolert sett er ansett å medføre liten risiko, vurderes den samlede risikoen fra utslipp som moderat. Dette skyldes i stor grad forholdet mellom vannføring og utslippsmengder, samt at utslippspunkt er i et funksjonelt fiskehabitat. Siden innblandingsfaktorer vil være såpass små, vil bekken bli sterkt preget av variasjoner i utslippsvannet. Utslippsmengder bør begrenses så langt det er gjennomførbart.

I 2017 ble det registrert åtte overløpshendelser på til sammen ca. 200 min. Ved en utslippsløsning der vannet primært går til AF-ledning, vil utslippssperiodene til bekk derfor begrenses mye.

Totalbelastningen på bekken vil bli meget redusert og denne løsningen (alt. 1A) anses å gi en akseptabel miljørisiko.

#### 6.4.2 Anbefaling

Begge bekker har begrenset resipientkapasitet og små vannføringer. Risikoen fra utslippsvannet øker sterkt ved økte utslippsmengder og med varigheten på utslippsperioder.

Fra et miljøperspektiv er alternative utslippsløsninger å foretrekke. Ved behov for utslipp bør mengder begrenses så langt det er gjennomførbart.

### 6.5 Lysakerfjorden

Ved bruk av VEAS-overløpstunnel vil utslippene fra Sollerudtunnelen slippes ut på dypt vann (ca. 25 m). Utslippsmengden under tunnelarbeidene som gjøres fra Sollerud er i størrelsesorden 10-20 l/s. Utslippsperioden vil være fra mai 2020 og vare i ca. 2 år. Fra 2022-2025 vil det mest sannsynlig komme et bidrag fra TBM-driving av råvannstunnel fra Husebyjordet og vestover. Fra ca. 2025 vil det pågå tetthetsprøving av fjellhaller, og dette vannet vil slippes ut via VEAS-overløpstunnel.

#### 6.5.1 Risikovurdering

Hensikten med dyputslipp er at både primær- og sekundærfortynning i størst mulig grad skal foregå i eller under sprangsjiktet, og ikke bryte opp til overflaten. Dette reduserer bl.a. risikoen for at nitrogeninnholdet øker i eufotisk sone, der det er størst primærproduksjon.

VEAS-overløpstunnel til sjø har en utforming som gjør at utslippsvannet vil samles i tunnelen og ha en viss oppholdstid før vanntrykket blir stort nok til at utslippet går til sjøen. I tunnelen kan vann samles over en stekning på ca. 400 m med tverrsnittet på ca. 7,8 m<sup>2</sup>, dvs. et tunnelvolum på ca. 3000 m<sup>3</sup>. Sjøvann vil i varierende grad også stå innover i tunnelen. Dette medfører en usikkerhet i hvordan utslippsbildet og innlagringen vil variere over tid. Ved større overløpsepisoder vil både overløpsvann og anleggsvannet gå til utslipp, og det antas at NIVAs modellering av innlagringen gir det beste bilde av utslippet, dvs. at innlagringen kan nå opp til øvre vannlag under slike episoder.

Lysakerfjorden er ferskvannspåvirket, med et sprangsjikt ned til anslagsvis 20 m, og det anses som sannsynlig at innlagringen av utslippsmengden fra tunnelene også vil skje i dype og mellomliggende vannmasser. I perioden 2015-2018 har siktedypet i stasjon Bn1 variert mellom 4,5 m og 5,3 m i sommerhalvåret (se tabell 1 i vedlegg 1).

#### pH

Siden sjøvann har meget høy bufferkapasitet, vurderes utslipp av anleggsvann ikke å kunne påvirke pH i nevneverdig grad. pH i tunnelvannet vil også bufres under oppholdstiden i VEAS-overløpstunnel før det når sjøen. Dersom anleggsvann med forhøyet pH likevel når sjøen, vil bufringssonen i sjø være liten og høy pH medfører neglisjerbar miljørisiko.

#### Suspendert stoff og metaller

Med de planlagte utslippsvolumene anses det som lite sannsynlig at partikkelbidraget fra tunnelarbeider vil endre belastningen fra overløpstunnelen på Lysakerfjorden i særlig grad. Under overløpsepisoder er det snakk om utslippsmengder på 500-3000 l/s fra overløpstunnelen til fjorden, og bidraget på 10 l/s med rensert tunnelvann vil ha liten betydning.

Reduksjon av suspendert stoff er den viktigste metoden for å redusere transport av metaller og organiske forbindelser, og dette er hovedårsaken til å redusere partikkelinnholdet i tunnelvann før det slippes på overløpsledningen. Det ventes ikke at vann fra fjellhaller på Huseby eller fra Sollerudtunnelen vil bli påvirket av bergarter med spesielt høye metallnivåer.

Risikoen fra partikler etter rensing ned til 200 mg SS/l eller mindre vurderes som liten.

### Nitrogen

Siden det ikke finnes noen effektiv renseteknikk for nitrogen i anleggsvann, vil utslippet tilføre ekstra nitrogenbelastning til Lysakerfjorden i utslippperioden. Når utslippet skjer på dypt vann, under eufotisk sone, vil risikoen for algeoppblomstring være redusert sammenlignet med et grunnere utslipp. Under overløpsepisoder der utslippet bryter opp til overflatelaget vil både overløpsvannet og tunnelvannet gi risiko for økt algevekst.

Siden pH ventes å bli normalisert inne i tunnelen og i kontakt med sjøvann, vurderes risikoen fra ammoniakkdannelse som liten.

### Organiske forbindelser (olje og PAH)

Under tunnelarbeidene vil det tilføres olje til vannet som går til utslipp. For å unngå problematiske nivåer av olje, må drivevannet renses. Erfaringsmessig er det ikke høye konsentrasjoner i rensedrivevann (oftest < 1 mg/l). Reduksjon av partikler i utslippsvannet reduserer også oljemengder som går til resipient. Det foreslås en grenseverdi på 10 x PNEC, dvs. 10 mg olje/l. Risikoen for giftvirkninger ved utslipp av vann med denne konsentrasjonen vurderes å være liten.

Forbrenning av drivstoff, sprengstoff og innhold i olje vil gi en liten tilførsel av PAH-forbindelser i drivevannet. Erfaringsmessig er konsentrasjonene lave ( $\Sigma\text{PAH-16} < 1 \mu\text{g/l}$ ) og medfører liten miljørisiko. Det anses som tilstrekkelig at innholdet av PAH i rensedrivevann overvåkes og at resultatene vurderes mot grenseverdier i veileder 02:2018. Vurderinger må gjøres av en person med miljøfaglig kompetanse.

### Temperatur

Det anses ikke som sannsynlig at utslipp av 10-20 l/s med vann, som antas å ligge et sted mellom årsmiddel for lufttemperatur (5,7 °C) og 15 °C, kan gi noen nevneverdig temperaturendring i Lysakerfjorden.

### Salter fra tetthetsprøving

Konsentrasjonene av løste salter (Na, Cl og  $\text{SO}_4^{2-}$ ) vil være i konsentrasjoner på noen titalls milligram per liter. Dette er flere hundre ganger lavere enn saltinnholdet i fjorden, og risikoen fra utslipp av testvann med deaktivert klor vurderes som liten.

### Oppsummering Lysakerfjorden

Utslippet vil medføre en økning i nitrogentilførsel. Utslippet vil i stor grad være til dypere vannlag i fjorden (> 20 m), men med mulighet for å bryte opp til overflatelag ved større overløpsepisoder.

Den samlede risikoen ved utslipp av ca. 10-20 l/s drivevann til VEAS-overløpstunnel med utslipp på ca. 25 m dybde vurderes som liten.

## 6.6 Lensevann fra Sollerud riggområde

Behovet for å lense vann under arbeider med riggområdet vil være lite. Ved behov for utslipp via OV-ledning, må vannet fordrøyes for å bunnfelle slam / partikler.

Utfra planlagt omfang og antatt lensebehov vurderes miljørisikoen for Lysakerfjorden som liten.

## 6.7 Anbefalte utslippsalternativer

På grunnlag av miljørisikovurderingen anbefales det å benytte alternativ 1A for Husebyjordet, alt. 2B for Huseby skipark og alt. 3 for Sollerud.

Siden ledningen fra riggområdet på Huseby skipark til påslippspunktet til VEAS-tunnelen må bygges i E8, er det ikke klart at ledningen vil være ferdig når drivingen av tunnelen begynner. Det antas derfor å være behov for å benytte alternativ 2A, dvs. påslipp til AF/Makrellbekken fra oppstart av tunneldriving og i inntil ti måneder.

Ved uforutsett driftsproblemer av påslippsledningen til VEAS-tunnelen, vil det være behov for å benytte alternativ 2A som en reserveløsning for å unngå full stans av anlegget. Den ekstra miljøbelastningen fra korte perioder med vedlikehold / reparasjon vil være liten.

Risikoen for de anbefalte alternativene er vurdert som akseptabel.

## 6.8 Forslag til grenseverdier for utslipp

Basert på utførte risikovurderinger foreslås grenseverdier for rensedrivevann fra tunnel- og anleggsvann fra byggegrop. En sammenstilling av grenseverdiene er vist i Tabell 6-4.

Grenseverdiene gjelder for mengdeproporsjonalt ukesgjennomsnitt, der minimum 90 % av ukene skal overholde grenseverdiene. Den øvre grensen kan tillates for enkeltuker.

Intervallet for pH er satt utfra det som kan være realistisk å oppnå, mens i sjøvann er bufferkapasiteten mht. pH svært høy, og det er ikke foreslått grenseverdi. Eventuelle begrensninger på pH til sjø vil komme fra begrensninger fra kommunen for bruken av overløpstunnelen. Det er ikke foreslått noen grense for nitrogenforbindelser, da det ikke finnes noen effektiv renseteknikk som fjerner nitrogen.

Utslipet av biotilgjengelige tungmetaller og PAH-forbindelser bør være i et område der konsentrasjonene ikke overstiger tilstandsklasse III iht. 02:2018 etter innblanding i resipientene. Metaller og PAH-forbindelser må overvåkes og resultatene må vurderes av personell med miljøfaglig kompetanse og må vurderes mot vannføring i resipient og tilstandsklassene i vannforskriften.

Overvåkningsprogram må detaljeres nærmere iht. krav i utslippstillatelse, samt vurderes på bakgrunn av måleresultatene etter de første overvåkningsrundene. Det forutsettes overvåkning i forkant, under og etter utslippsperioder.

Tabell 6-4. Forslag til grenseverdier for drivevann fra tunnel og anleggsvann fra byggegrop.

Resipient  Parameter	Utslipp til Mærradalsbekken og Makrellbekken		Utslipp til Lysakerfjorden	
	Gjennomsnitt	Maksimum enkeltuger	Gjennomsnitt	Maksimum enkeltuger
pH	6-8,5	5,5-9	-	-
Suspendert stoff (mg/l) (mengdeproporsjonalt ukesgjennomsnitt)	50	100	200	300
Oljeforbindelser (mg/l) (mengdeproporsjonalt ukesgjennomsnitt)	3	5	10	10



## 7 Kommentarer til vedlegg 1

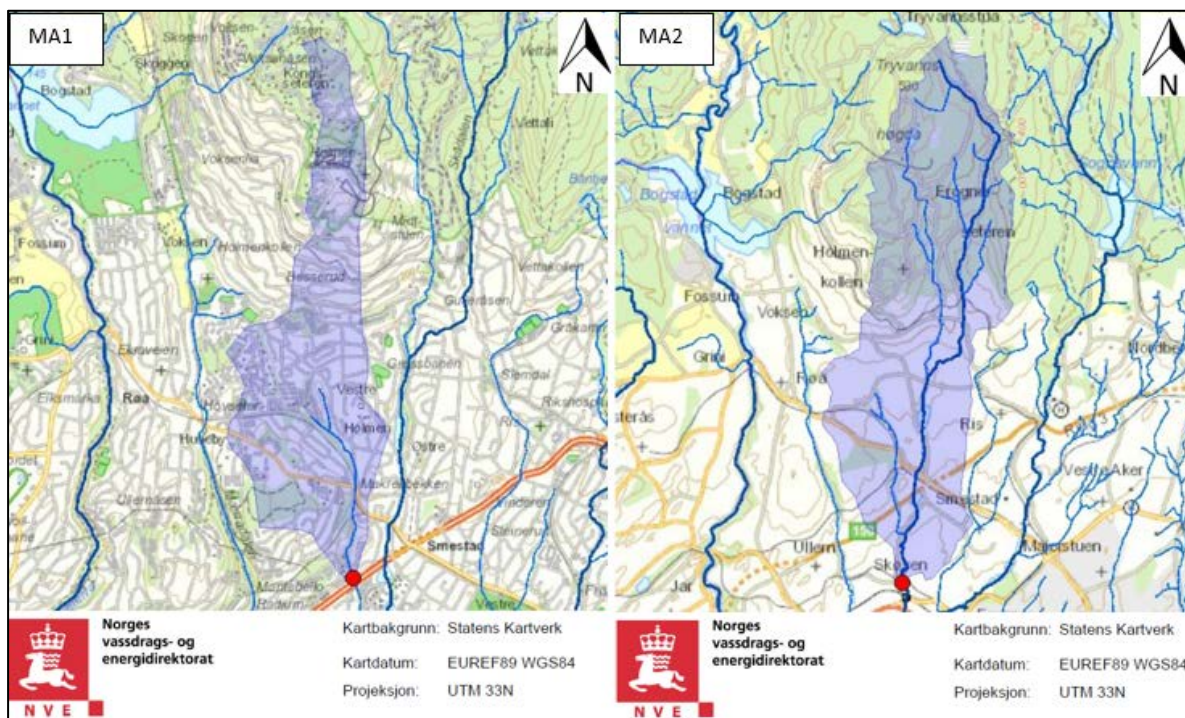
Tabeller i vedlegg 1 viser utvalgte parametere fra prøvestasjonene i Lysakerfjorden, Makrellbekken og Mærradalsbekken. Tabellene viser også klassifisering iht. klassegrenser angitt i veileder 02:2018. Typifisering av vannforekomstene er hentet fra Vann-nett (19).

I Vannmiljø er det registrert flere års dataserier. Årsverdier for ammonium er angitt som 90 percentil for hvert aktuelle år. For klassifisering av kadmium i ferskvann er det benyttet en hardhet på 55 mg CaCO<sub>3</sub>/l som ca. tilsvarer vanntyper med  $\approx 20$  mg Ca/l.

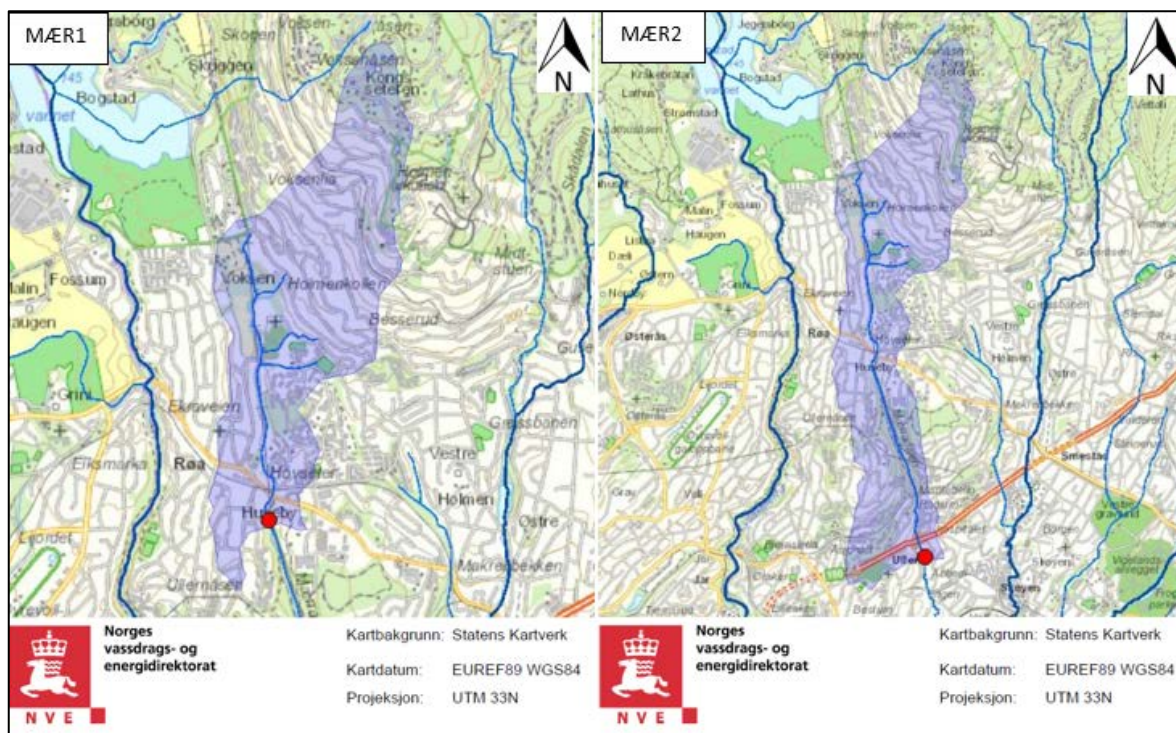
For pH er det ikke fastsatt klassegrenser for vannforekomster som er kalkrike eller moderat kalkrike, slik som Makrellbekken og Mærradalsbekken. For ammonium (NH<sub>4</sub>) er det satt klassegrenser som benyttes dersom pH  $\geq 8$  og ved vanntemperaturer over 25 °C.

I klassifisering benyttes prinsippet om at «den verste parameteren styrer». Dette betyr at økologisk tilstand i en vannforekomsten tilsvarer det dårligste kvalitetselementet. Når det dårligste av de biologiske kvalitetselementene gir moderat, dårlig eller svært dårlig tilstand vil ikke de fysiske-kjemiske parameterne kunne nedgradere klassifiseringen ytterligere. De fysiske-kjemiske parameterne kan derimot nedgradere tilstanden til moderat når biologiske kvalitetselementene er i svært god eller god tilstand.

Det bemerkes at klassifiseringen i vedlegg 1 kan avvike fra dem som er oppgitt for vannforekomstene i Vann-nett. Dette kan skyldes ulike datagrunnlag samt at ekstremverdier kan inngå i klassifiseringen i Vann-nett. I tillegg baseres økologisk tilstand i Vann-nett på et gjennomsnitt av alle undersøkelseslokaliteter i en vannforekomst, mens det i dette tilfellet er sett på hver enkelt stasjon.



Figur 7-1. Punkter i Makrellbekken hvor vannføringen er beregnet i NEVINA. Utslippspunkt (MA1) ligger rett oppstrøms ring 3. Punkt MA2 ligger i Hoffselva rett etter samløp mellom Makrellbekken og Holmenbekken. Vannføringen er beregnet i MA1 og MA2 for å gi en indikasjon på fortynningsevnen.



Figur 7-2. Punkter i Mærradalsbekken hvor vannføringen er beregnet i NEVINA. Utslippspunkt ved MÆR1 ligger rett nedstrøms Husebyjordet og Sørkedalsveien. Beregningspunkt MÆR2 ligger nedstrøms ring 3. Vannføringen er beregnet i MÆR1 og MÆR2 for å gi en indikasjon på fortynningsevnen.

## 8 Referanser

1. **Fjellsprengningsteknikk, Norsk Forening for.** *Kort innføring i bruk av TBM.* s.l. : NFF, 2015. Teknisk rapport 17.
2. **Fjellsprengningsteknikk, Norsk Forening for.** *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg.* 2009. Teknisk rapport 09.
3. **Direktoratetsgruppen.** *02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* 2018.
4. **vanLoon, G.W. & Duffy, S.J.** *Environmental chemistry.* s.l. : OXFORD, 2005. ISBN 978-0-19-927499-4.
5. **Terjesen, B.F. & Rosseland, B.O.** *Produksjon og giftighet av ammoniakk hos fisk.* s.l. : Norsk Fiskeoppdrett, 2009. No. 34, pp. 52-55.
6. **Chemicals, European Chemicals European.** *Substance evaluation report.* s.l. : ECHA, 2014. EC Number:213-668-5.
7. **Vikan, Hedda.** Avrenning av ammoniumnitrat fra uomsatt sprengstoff til vann - Giftvirkninger i resipient og renseløsninger. 3 2013, ss. 333-340.
8. **Alabaster, J.S & Lloyd, R.** *Water Quality Criteria for Freshwater fish.* s.l. : Butterworths, 1982. ISBN-0-408-10849, pp. 4-20.
9. **Berge, D., Bækken, T., Romstad, R., Kallqvist, T., Corneliusen, C.H. Rygg, B., Dahl-Hansen, G. & Martinsen, M.** *Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (larvikittproducentene) i Larvik. Resipientundersøkelser 2006-2008.* s.l. : NIVA, 2009. L. NR: 5834-2009.
10. **Robertson, M.A., Scruton, D.A. & Clarke, K.D.** *Sesonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile atlantic salmon.* s.l. : Transactions of the American Fisheries Society, 2007. 136, pp. 822-828.
11. **Hessen, D & Andresen, S.** *Uorganiske partikler i vann ; effekter på fisk og dyreplankton.* s.l. : NIVA, 1992. O-89179.
12. **Aquateam.** *Oppdatering av bakgrunnsdata og forslag til nye normverdier for forurenset grunn.* s.l. : Norsk vannteknologisk senter, 2007. A/A Rapport nr:6-039.
13. **Sweco, Rambøll.** *Vurdering av seksverdig krom i tunnelvann.* 2018. Not\_013\_20180914\_Bane NOR\_201802800-Temanotat - Krom 6.
14. **Forurensningsdirektoratet, Klima og.** *Utkast til Bakgrunnsdokumentasjon for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota.* 2012. TA-3001/2012.
15. *Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway.* **Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Skjelkvåle, B.L.** s.l. : Water, Air and Soil Pollution, 2001, Vol. 130, pp. 87-98.
16. **Berezina, N.A.** Influence of Ambient pH on Freshwater Invertebrates under Experimental Conditions. *Russian Journal of Ecology.* 2001, Vol. 32, 5, pp. 343-351.

17. **Meteorologisk, institutt.** Eklima. [Internett] [Sisert: 1 3 2019.] [http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?\\_pageid=73,39035,73\\_39049&\\_dad=portal&\\_schema=PORTAL](http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL).
18. **AS, Multiconsult Norge.** *Miljøgeologisk grunnundersøkelse, datarapport og tiltaksplan, entreprise E8.* 2019. NVO-MCA-30-HK-004-0.
19. **Vannportalen.** Vann-Nett. [Internett] <https://www.vann-nett.no/portal/#/mainmap>.
20. **Miljødirektoratet.** *Vannmiljø*, <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>. 2017.
21. **Staalstrøm, A., Tjomsland, T., Tryland, I. & Kempa, M.** *Vurdering av VEAS sitt dykkede overløp av avløpsvann i Lysakerfjorden.* s.l. : NIVA, 2014. L.NR.6729-2014.
22. **NIBIO.** *E-18 Lysaker-Ramstadsletta. Forundersøkelser av vannkjemi og biologiske kvalitetselementer i 2018.* 2019. VOL. 5, NR. 39.
23. **Norconsult.** *Overvåking av Indre Oslofjord 2017.* s.l. : Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i Indre Oslofjord, 2017. 5145099-08.
24. **Berge, , Amundsen, Berkeng, Borgersen, Bjerknes, Gitmark, Gjøsæter, Grung, Gundersen, Holth, Hylland, Johnsen, Knutsen, Ledang, Lømsland, Magnusson, Nerland, Olsen, Rohrlack, Sørensen & Walday.** *Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2010.* s.l. : NIVA, 2011. L.NR: 6181-2011.
25. **Dolven, J.K., Hylland, K. & Alve, E.** *Foraminiferer som miljøindikatorer for vannkvalitet og levevilkår på sjøbunnen i Indre Oslofjord.* s.l. : Norconsult / Fagrådet for vann & avløpsteknisk samarbeid i idre Oslofjor, 2018. Fagrådets rapport nr. 114.
26. **Miljødirektoratet.** Naturbase. [Internett] [Sisert: 1 3 2019.] <https://kart.naturbase.no/>.
27. **Persson, J., & Thaulow, J.** *Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Lysakerelva og Mærradalsbekken 2018.* s.l. : NIVA, 2019. L.NR: 7342-2019.
28. **Elveforum, Oslo.** [Internett] [Sisert: 1 3 2019.] <http://www.osloelveforum.org/om-maerradalsbekken/>.
29. **Miljødirektoratet.** *Lakseregisteret.* s.l. : Miljødirektoratet, 2019. [http://lakseregister.fylkesmannen.no/a3\\_laksekart/Lakseregisteret](http://lakseregister.fylkesmannen.no/a3_laksekart/Lakseregisteret).
30. **kommune, Oslo.** *Prinsipper for åpning av elver bekker i Oslo .* 2015.
31. **NVE.** NEVINA. [Internett] [Sisert: 1 3 2019.] <http://nevina.nve.no/>.
32. **Elveforum, Oslo.** *Mærradalsbekken.*
33. **Saltveit, S.J., Bremnes, T., Brabrand, Å. & Pavels, H.** *Tilstnad for bunndyr og fisk i Lysakerelva og Mærradalsbekken i 2014.* s.l. : UiO, 2015. Rapport nr. 44.
34. **Bækken, T., Berger, H. M., Erikssen, T. E. & Lund, E.** *Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene. Bunndyr og fisk i Hoffselva og Ljanselva vår og høst 2012.* s.l. : NIVA, 2013. L. NR. 6480-2013.
35. **Saltveit, S. J. Bremnes, T., Pavels, H. & Brabrand, Å..** *Tilstand for bunndyr og fisk i Hoffselva og Sognvannsbekken-Frognerelva i 2016.* s.l. : UiO, Naturhistorisk museum, 2017. Rapport nr. 59.

36. **Miljødirektoratet.** *Veileder for fastsetting av innblandingssoner.* 2013. M-46/2013.

37. **Forurensningsdirektoratet, Klima og.** *Common implemetaion strategy - Guidance on setting mixing zones under the EQS-directive (2008/105/EC). Vurdering av retningslinjenes betydning for norske forhold.* s.l. : Klima og Forurensningsdirektoratet, 2010. TA-2724.

38. **Oslo Elveforum, Oslo Friluftsråd.** *Mæradalsbekken, Faktaark.*

39. **Miljødirektoratet.** *Utkast til bakgrunnsdokument for utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota.* 2012. TA-3001.

40. **Økland, J. & Økland, K.A.** *Vann og vassdrag, økologi.* s.l. : Vett og Viten, 1996. ISBN 82-412-0160-5, pp.192.

## Vedlegg 1

Data fra Vann-nett fra prøvestasjoner i Lysakerfjorden, Mærradalsbekken og Makrellbekken

Tabell 1. Prøvestasjon Bn1 i Indre Oslofjord / Lysakerfjorden. Vannlokalitetskode: 01.01-81446

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkellesår	Verdi - årsgjennomsnitt	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Ammonium (NH4-N) (prøver fra 0-2 meters dybde)	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	16	µg/l	Svært god	
		2015 sommer	29		God	
		2016 vinter	3		Svært god	
		2016 sommer	16		Svært god	
		2017 vinter	4		Svært god	
		2017 sommer	13		God	
		2018 vinter	24		Svært god	
		2018 sommer	14		Svært god	
Klorofyll a (90 percentil)	Fysisk -kjemisk	2015	3,98	µg/l	God	
		2016	2,38		Svært god	
		2017	7,2		Moderat	
		2018	4,6		God	
Løst reaktivt silikat	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	467	µg/l		
		2015 sommer	266			
		2016 vinter	1030			
		2016 sommer	562			
		2017 vinter	897			
		2017 sommer	208			
		2018 vinter	787			
		2018 sommer	432			
Nitrat+nitritt	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	134	µg/l	Moderat	
		2015 sommer	67		Dårlig	
		2016 vinter	233		Dårlig	
		2016 sommer	88		Dårlig	
		2017 vinter	193		Moderat	
		2017 sommer	22		Moderat	
		2018 vinter	187		Moderat	
		2018 sommer	64		Moderat	
Totalnitrogen	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	322	µg/l	God	
		2015 sommer	159		Svært god	
		2016 vinter	280		Svært god	
		2016 sommer	164		Svært god	
		2017 vinter	286		Svært god	
		2017 sommer	240		Svært god	
		2018 vinter	306		God	
		2018 sommer	207		Svært god	
Totalfosfor	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	32	µg/l	Moderat	
		2015 sommer	20		Moderat	
		2016 vinter	22		God	
		2016 sommer	10		Svært god	
		2017 vinter	33		Moderat	
		2017 sommer	39		Dårlig	
		2018 vinter	40		Moderat	
		2018 sommer	23		Moderat	
Orthofosfat	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	16	µg/l	God	
		2015 sommer	6,3		God	
		2016 vinter	20		God	
		2016 sommer	7		God	
		2017 vinter	19		God	
		2017 sommer	1		Svært god	
		2018 vinter	12		Svært god	
		2018 sommer	1,8		Svært god	
Siktedyp (Secchi)	Fysisk -kjemisk	2015 vinter	6,9	m		
		2015 sommer	4,9		Moderat	
		2016 vinter	7,6			
		2016 sommer	4,5		Moderat	
		2017 vinter	7,2			
		2017 sommer	5,3		Moderat	
		2018 vinter	7,2			
		2018 sommer	7,1		God	

Tabell 2. Mærradalsbekken oppstrøms Husebyjordet, stasjon MÆR0, vannlokalitetskode: 007-56496

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelsesår	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Bunndyr (individantall limnisk bunnfauna omregnet til ASPT)	Biologisk	2003	7,1	ubenevnt	Svært god	
		2011	5,5		Moderat	
		2014	5,9		Moderat	
pH	Fysisk -kjemisk	2007	7,6	ubenevnt		
		2009	7,7			
		2011	7,7			
		2014	7,7			
Ammonium	Fysisk -kjemisk	2007	24,7	µg/l		
		2009	15,3			
		2011	17,7			
		2014	1356			
Fosfat (filtrert)	Fysisk -kjemisk	2007	46	µg/l		
		2009	49			
		2011	29			
		2014	110			
Konduktivitet	Fysisk -kjemisk	2007	18,1	mS/m		
		2009	23,4			
		2011	21,4			
		2014	18,8			
Bly	Fysisk -kjemisk	2007	0,34	µg/l		God
		2009	0,23			God
		2011	0,25			God
		2014	0,2			God
Kadmium	Fysisk -kjemisk	2007	0,028	µg/l		God
		2009	0,015			God
		2011	0,012			God
		2014	0,017			God
Kobber	Fysisk -kjemisk	2007	6,5	µg/l		God
		2009	8,3			Dårlig
		2011	3			God
		2014	3			God
Krom (verdier = kvantifiseringsgrense)	Fysisk -kjemisk	2007	1	µg/l		God
		2009	1			God
		2011	1			God
		2014	1			God
Kvikksølv (verdier = kvantifiseringsgrense)	Fysisk -kjemisk	2007	0,005	µg/l		God
		2009	0,005			God
		2011	0,005			God
		2014	0,005			God
Nikkel*	Fysisk -kjemisk	2007	1	µg/l		God
		2009	1,2			God
		2011	1			God
		2014	1			God
Sink*	Fysisk -kjemisk	2007	10	µg/l		God
		2009	10			God
		2011	10			God
		2014	10			God
Suspensert stoff	Fysisk -kjemisk	2007	1,7	mg/l		
		2009	1,2			
		2011	1,4			
		2014	2			
Totalfosfor	Fysisk -kjemisk	2007	54	µg/l	Dårlig	
		2009	53		Dårlig	
		2011	32		Moderat	
		2014	132		Svært dårlig	
Totalnitrogen	Fysisk -kjemisk	2007	1,7	mg/l	Dårlig	
		2009	1,3		Dårlig	
		2011	1,2		Dårlig	
		2014	2,1		Svært dårlig	
Totalt organisk karbon	Fysisk -kjemisk	2007	4,7	mg/l		
		2009	2,8			
		2011	3,1			
		2014	3,2			

\*flere verdier antas å være lik kvantifiseringsgrense

Tabell 3. Mærradalsbekken oppstrøms Husebyjordet, stasjon MÆR1, vannlokalitetskode: 007-56497

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelsesår	Verdi - årgjennomsnitt	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Bunndyr (individantall limnisk bunnfauna omregnet til ASPT)	Biologisk	2011	4,9	ubenevnt	Dårlig	
pH	Fysisk -kjemisk	2007	7,8	ubenevnt		
		2009	7,8			
		2011	7,9			
		2014	7,9			
Ammonium	Fysisk -kjemisk	2007	47	µg/l		
		2009	72			
		2011	31			
		2014	1354			
Fosfat (filtrert)	Fysisk -kjemisk	2007	44	µg/l		
		2009	62			
		2011	32			
		2014	115			
Konduktivitet	Fysisk -kjemisk	2007	23,5	mS/m		
		2009	79,3			
		2011	23			
		2014	20,5			
Bly	Fysisk -kjemisk	2007	0,339	µg/l		God
		2009	0,255			God
		2011	0,223			God
		2014	0,2			God
Kadmium	Fysisk -kjemisk	2007	0,0365	µg/l		God
		2009	0,0117			God
		2011	0,0103			God
		2014	0,0157			God
Kobber	Fysisk -kjemisk	2007	7,5	µg/l		God
		2009	4,7			God
		2011	3,3			God
		2014	3,7			God
Krom (verdi = kvantifiseringsgrense)	Fysisk -kjemisk	2007	1	µg/l		God
		2009	1			God
		2011	1			God
		2014	1			God
Kvikksølv (verdi = kvantifiseringsgrense)	Fysisk -kjemisk	2007	0,005	µg/l		God
		2009	0,005			God
		2011	0,005			God
		2014	0,005			God
Nikkel*	Fysisk -kjemisk	2007	2,6	µg/l		God
		2009	1			God
		2011	1,2			God
		2014	1			God
Sink*	Fysisk -kjemisk	2007	10	µg/l		God
		2009	10			God
		2011	10			God
		2014	10			God



Suspendert stoff	Fysisk -kjemisk	2007	2,1	mg/l		
		2009	1,8			
		2011	2			
		2014	2,4			
Totalfosfor	Fysisk -kjemisk	2007	45	µg/l	Dårlig	
		2009	66			
		2011	39			
		2014	137			
Totalnitrogen	Fysisk -kjemisk	2007	1,8	mg/l	Svært dårlig	
		2009	1,5			
		2011	1,2			
		2014	2,2			
Totalt organisk karbon	Fysisk -kjemisk	2007	4,4	mg/l		
		2009	2,9			
		2011	3			
		2014	3			

\*flere verdier antas å være lik kvantifiseringsgrense

Tabell 4. Mærradalsbekken oppstrøms Husebyjordet, stasjon MÆR2, vannlokalitetskode: 007-56498

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelsesår	Verdi - årsgjennomsnitt	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Bunndyr (individantall limnisk bunnfauna omregnet til ASPT)	Biologisk	2003	6,6	ubenevnt	God	
		2011	5,6			
pH	Fysisk -kjemisk	2007	7,9	ubenevnt		
		2009	7,8			
		2011	8,0			
		2014	8,0			
Ammonium (NH4-N)	Fysisk -kjemisk	2007	72	µg/l		
		2009	134			
		2011	81			
		2014	190			
Fosfat (filtrert) (PO4-P)	Fysisk -kjemisk	2007	64	µg/l		
		2009	121			
		2011	52			
		2014	88			
Konduktivitet	Fysisk -kjemisk	2007	29,9	mS/m		
		2009	31,6			
		2011	29,1			
		2014	28,5			
Bly	Fysisk -kjemisk	2007	0,453	µg/l		God
		2009	0,315			God
		2011	0,297			God
		2014	0,507			God
Kadmium	Fysisk -kjemisk	2007	0,0325	µg/l		God
		2009	0,0207			God
		2011	0,011			God
		2014	0,016			God
Kobber	Fysisk -kjemisk	2007	11,5	µg/l		Dårlig
		2009	5,3			God
		2011	13,3			Dårlig
		2014	4,7			God
Krom (verdier er lik kvantifiseringsgrense)	Fysisk -kjemisk	2007	1	µg/l		God
		2009	1			God
		2011	1			God
		2014	1			God
Kvikksølv (verdier er lik kvantifiseringsgrense)	Fysisk -kjemisk	2007	0,005	µg/l		God
		2009	0,005			God
		2011	0,005			God
		2014	0,005			God
Nikkel*	Fysisk -kjemisk	2007	1,2	µg/l		God
		2009	1,1			God
		2011	1			God
		2014	1,3			God
Sink*	Fysisk -kjemisk	2007	16,4			Dårlig
		2009	10			God
		2011	10			God
		2014	10			God
Suspendert stoff	Fysisk -kjemisk	2007	4,7	mg/l		
		2009	2,5			
		2011	2,4			
		2014	37			
Totalfosfor	Fysisk -kjemisk	2007	73	µg/l	Svært dårlig	
		2009	125			
		2011	67			
		2014	119			
Totalnitrogen	Fysisk -kjemisk	2007	1,8	mg/l	Svært dårlig	
		2009	1,9			
		2011	1,5			
		2014	1,8			
Totalt organisk karbon	Fysisk -kjemisk	2007	4,2	mg/l		
		2009	3,1			
		2011	3,0			
		2014				

\*flere verdier antas å være lik kvantifiseringsgrense

Tabell 5. Makrellbekken oppstrøms tiltaksområdet, stasjon Makrell 2, vannlokalitetskode: 007-58052

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Bunndyr (individantall limnisk bunnfauna omregnet til ASPT)	Biologisk	2001	4,82		Dårlig	
		2007	3,38		Svært dårlig	

Tabell 6. Makrellbekken nedstrøms ring 3, stasjon HOF4, vannlokalitetskode: 007-39620

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Bunndyr (ASPT)	Biologisk	2007	4	Ubenevnt	Svært dårlig	
		2012	3,84			
pH	Fysisk-kjemisk	2007	7,8	Ubenevnt		
		2009	7,9			
		2011	7,9			
		2016	7,9			
Totalfosfor	Fysisk-kjemisk	2007	46	µg/l	Dårlig	
		2009	61		Dårlig	
		2011	66		Svært dårlig	
		2016	45		Dårlig	
Totalnitrogen	Fysisk-kjemisk	2007	1,1	mg/l	Dårlig	
		2009	1,2		Dårlig	
		2011	1,2		Dårlig	
		2016	0,8		Moderat	
Ammonium (90 persentil)	Fysisk-kjemisk	2007	20,4	µg/l		
		2009	37,8			
		2011	114,2			
		2016	19,6			
Suspendert tørrstoff	Fysisk-kjemisk	2007	3,5	mg/l		
		2009	4,88			
		2011	2,03			
		2016	6,7			
Bly	Fysisk-kjemisk	2007	0,82	µg/l		God
		2009	0,5			God
		2011	0,23			God
		2016	0,22			God
Nikkel*	Fysisk-kjemisk	2007	1,1	µg/l		God
		2009	1,1			God
		2011	1			God
		2016	1,44			God
Kvikksølv*	Fysisk-kjemisk	2007	0,007	µg/l		God
		2009	0,005			God
		2011	0,005			God
		2016	0,005			God
Kadmium	Fysisk-kjemisk	2007	0,025	µg/l		God
		2009	0,026			God
		2011	0,01			God
		2016	0,025			God
Kobber	Fysisk-kjemisk	2007	8,0	µg/l		Dårlig
		2009	5,3			God
		2011	5,0			God
		2016	4,3			God
Krom*	Fysisk-kjemisk	2007	1	µg/l		God
		2009	1			God
		2011	1			God
		2016	0,58			God
Sink*	Fysisk-kjemisk	2007	10	µg/l		God
		2009	10			God
		2011	10			God
		2016	5,7			God

\*flere registreringsverdier antas å være lik kvantifiseringsgrense

\*\* Kun en registrering i 2018

Tabell 7. Hoffselva nedenfor samløp med Makrellbekken, stasjon HOF5, vannlokalitetskode: 007-51734

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand
Bunndyr (ASPT)	Biologisk	2001	4,58	Ubenevnt	Dårlig	
		2007	5,02		Dårlig	
		2012	3,84		Svært dårlig	
pH		2014	7,96	Ubenevnt		
		2015	7,95			
		2016	7,96			
		2017	7,96			
		2018**	8,04			
Totalfosfor		2014	52	µg/l	Dårlig	
		2015	53		Dårlig	
		2016	39		Dårlig	
		2017	92		Svært dårlig	
		2018**	30		Moderat	
Totalnitrogen		2014	1,1	mg/l	Dårlig	
		2015	1,1		Dårlig	
		2016	1		Moderat	
		2017	1,5		Dårlig	
		2018**	1,6		Dårlig	
Ammonium (90 persentil)		2014	48	µg/l		
		2015	42			
		2016	41			
		2017	151			
		2018**	77			
Suspendert tørrstoff	Fysisk-kjemisk	2014	16	mg/l		
		2015	13			
		2016	8			
		2017	20			
		2018**	3			
Bly	Fysisk-kjemisk	2007	0,87	µg/l		God
		2009	0,28			God
		2011	0,48			God
		2012	1,21			Moderat
		2016	0,66			God
Nikkel*	Fysisk-kjemisk	2007	0,055	µg/l		God
		2009	1,4			God
		2012	2,2			God
		2016	1,4			God
Kvikksølv*	Fysisk-kjemisk	2007	0,013	µg/l		God
		2009	0,005			God
		2011	0,005			God

		2012	0,01			God
		2016	0,005			God
Kadmium*	Fysisk-kjemisk	2007	0,06	µg/l		God
		2009	0,026			God
		2011	0,025			God
		2012	0,06			God
		2016	0,046			God
Kobber	Fysisk-kjemisk	2007	10	µg/l		Dårlig
		2009	5,0			God
		2011	3,7			God
		2012	8,6			Dårlig
		2016	5,1			God
Krom*	Fysisk-kjemisk	2007	0,046	µg/l		God
		2009	1			God
		2011	1			God
		2012	1,3			God
		2016	0,64			God
Sink*	Fysisk-kjemisk	2007	16,4	µg/l		Dårlig
		2009	10			God
		2011	10			God
		2012	20			God
		2016	8,7			God
Vannføring	Fysisk	2014	270	l/s		
		2015	240			
		2016	214			
		2017	269			
		2018**	73			

\*flere registreringsverdier antas å være lik kvantifiseringsgrense

\*\* Kun en registrering i 2018