



NY VANNFORSYNING OSLO E6 RENTVANNSTUNNEL

Miljørisikovurdering - utslipp av anleggsvann til Alna og Akerselva

01K	Første utkast	21.9.2021	HEM	TFL	SKM
Revisjon	Årsak til utgivelse	Dato	Utarbeidet	Kontrollert	Godkjent
NY VANNFORSYNING OSLO E6 RENTVANNSTUNNEL Miljørisikovurdering – utslipp av anleggsvann til Alna og Akerselva		Sider:	Prosjektnr: NVO E6		
		41	Gradering: ÅPEN		
		Utarbeidet av:	Multiconsult asplan viak 		
 Oslo Vann- og avløpsetaten	Dokumentnummer:		Revisjon:		
	NVO-MA-40-HK-021-0		01K		

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 og Asplan Viak er engasjert av Vann og avløpsetaten for miljøfaglig bistand.

I denne rapporten beskrives en miljørisikovurdering av anleggsvann for utslipp til Alna fra Stubberud og til Akerselva på Bjølsen. Det foreslås grenseverdier for utslipp av anleggsvann og et overvåkningsprogram for anleggsvann og resipient.

Utslippsalternativer

Ved riggområdet på Stubberud er det en 400 mm spillvannsledning og en 1800 mm OV-ledning som går ut i Alna ved Breivoll. VAV har gitt tillatelse til påslipp av 15 L/s til spillvannsledningen, men det kan bli nødvendig å slippe ut større vannmengder enn 15 L/s. Det er derfor behov for også å søke om utslipp til Alna via OV-ledningen.

Ved riggområdet og byggegroppen på Bjølsen er det ikke noen egnet påslippsmulighet til spillvannsledning eller avløp-felles. Byggegroppen på Bjølsen vil ligge i kanten av Akerselva og bl.a. pga. den relativt korte utslippsperioden på ca. 6 mnd., er utslipp til Akerselva vurdert som det beste alternativet.

Risikovurdering

Alna / Stubberud

Kortvarige utslipp av 10 L/s fra tunneldriften på Stubberud er vurdert å medføre liten miljørisiko for Alna. Det er ikke sannsynlig at planlagt utslipp vil redusere tilstandsklassifiseringen. Det bemerkes at elven er i svært dårlig tilstand, med mange belastninger, og at det derfor er viktig å minimere ytterligere belastninger. Prosjektet har allerede redusert utslippsbehovet til Alna gjennom å innhente tillatelse til bruk av spillvannsnett, som vil ta det aller meste av utslippet fra tunnel på Stubberud.

Akerselva / Bjølsen

Det vil være behov for utslipp av en vannmengde på ca. 30 L/s i ca. en uke. I resterende utslippsperiode på ca. 6 mnd. vil behovet være ca. 6 L/s.

Det ventes ikke noen spesielt risikable arbeider som generer sterk forurensning, eller graving i sterkt forurenset masse for å etablere byggegropp. Anleggsarbeidene vil imidlertid generere slam, mineralsk støv, vann med høy pH og trolig noe søl fra maskiner. Det bemerkes også at byggegroppen vil være helt i kanten av Akerselva og at uhellsutslipp el. vil ha kort vei til resipient. Dette gjør at beredskapen mot akutt forurensning må være svært god.

For å begrense belastningen fra utslippene og for å redusere miljørisikoen, anbefales det relativt konservative grenser for utslipp av suspendert stoff, olje og pH. Miljørisikoen fra kortvarige utslipp av vann med de foreslåtte grenseverdiene vil være liten.

Anbefalte grenseverdier

Basert på utførte risikovurderinger foreslås det grenseverdier for rensset drivevann fra tunnel- og anleggsvann fra byggegropp. Grenseverdiene er vist i tabellen under og gjelder for mengdeproporsjonale ukeblandprøver. Det er ikke foreslått noen grense for nitrogenforbindelser, da det ikke finnes noen effektiv renseteknikk som fjerner nitrogen under anleggsarbeider.

Parameter	Resipient	Utslipp til Alna på Stubberud	Utslipp til Akerselva på Bjølsen
		Grenseverdi	Grenseverdi
pH		6-9	6-9
Suspendert stoff (mg/l)		50	100
Oljeforbindelser (mg/l)		5	5
Metaller (Pb, Cd, Cr(tot), Cu, Ni, Zn)		20 x AA-EQS	Ikke grenseverdier - overvåkes
ΣPAH-16 (µg/L)		9,4	Ikke grenseverdier - overvåkes
B(a)p (µg/L)		0,27	Ikke grenseverdier - overvåkes
Totalnitrogen		Ikke grenseverdier - overvåkes	Ikke grenseverdier - overvåkes

VAV har utlyst et overvåkningprogram for resipientene (anskaffelse 132/2020). Overvåkningsprogrammet må ev. 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.....	6
2	Utbyggingsplaner	7
2.1	Generelt.....	7
2.2	Utslippsalternativer	7
3	Vannkvalitet.....	8
3.1	Forurensningskomponenter i anleggsvann.....	8
3.1.1	Nitrogenforbindelser	9
3.1.2	Suspendert stoff	10
3.1.3	Organiske forbindelser	12
3.1.4	Metaller	12
3.1.5	pH	14
3.1.6	Påvirkning av temperatur.....	14
3.2	Lensevann fra riggområdet og byggegrop på Stubberud.....	15
3.3	Lensevann fra riggområdet og byggegrop på Bjølsen.....	16
4	Vannmengder	17
4.1	Arbeider med utslipp på Stubberud.....	17
4.2	Vannmengder.....	18
4.2.1	Vannmengder for konvensjonell driving	18
4.2.2	Vannmengder under driving med TBM.....	19
4.3	Oversikt over utslippsmengder og tidspunkter på Stubberud.....	19
4.4	Oversikt over utslippsmengder og tidspunkter på Bjølsen	19
4.5	Fremdriftsplan og utslippsperioder.....	20
5	Resipientbeskrivelse.....	22
5.1	Alna.....	22
5.1.1	Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt	22
5.1.2	Økologisk tilstand	24
5.1.3	Kjemisk tilstand	25
5.2	Akerselva	25
5.2.1	Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt	25
5.2.2	Økologisk tilstand	28
5.2.3	Kjemisk tilstand	29
6	Miljørisikovurdering av utslipp.....	31
6.1	Generelle betraktninger	31

6.2	Innblandingsfaktorer og beregninger av konsentrasjoner i resipienter	31
6.3	Risikovurdering.....	34
6.3.1	Alna.....	34
6.4	Akerselva	36
6.5	Forslag til grenseverdier for utslipp	37
7	Referanser	39

Vedlegg

Vedlegg 1 – Klassifiserte resultater fra Vannmiljø

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 og Asplan Viak er engasjert av Vann og avløpsetaten for miljøfaglig bistand.

I denne rapporten beskrives en miljørisikovurdering av anleggsvann for utslipp til Alna fra Stubberud og til Akerselva på Bjølsen. Det foreslås grenseverdier for utslipp av anleggsvann og et overvåkningsprogram for anleggsvann og resipient.

For søknad om utslipp av anleggsvann for anleggsfasen vises det til rapport NVO-MA-40-HK-020-0.

2 Utbyggingsplaner

2.1 Generelt

Utbyggingsplanene er beskrevet i kapittel 4 i utslippssøknaden, NVO-MA-40-HK-020-0.

2.2 Utslippsalternativer

Ved riggområdet på Stubberud ligger det en 400 mm spillvannsledning og en 1800 mm OV-ledning som går ut i Alna ved Breivoll. Det er søkt om påslipp til spillvannsledningen, og VAV har gitt tillatelse til påslipp av 15 l/s med anleggsvann i kum nr. 159198 i perioden 1.3.2022-31.1.2027 (saksnr. 21/05612-5).

I perioder med spissbelastning fra anleggsdriften, kan det bli behov for å slippe ut større vannmengder enn 15 L/s, og det vil da være behov for utslipp til Alna via offentlig overvannsledning. VAV har gitt tillatelse til påslipp av inntil 15 L/s til offentlig overvannsnett i kum nr. 159199 perioden 1.3.2022-31.1.2027 i (saksnr. 21/05612-6). Denne overvannsledningen går ut i Alna ved Breivoll.

Ved riggområdet og byggegropen på Bjølsen er det ingen egnet mulighet for påslipp til spillvannsledning, avløp-felles eller overvannsledning. Selve byggegropen vil bli liggende < 5 m fra Akerselva. På grunn av den relativt korte anleggsperioden med lensing av vann i ca. 6 måneder, er utslipp til Akerselva vurdert som det beste alternativet.

3 Vannkvalitet

I denne rapporten er det vurdert to 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 byggegrøper og riggområder. Vannet vil komme fra nedbør og eventuelt tilsig av grunnvann.

3.1 Forurensningskomponenter i anleggsvann

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

Generelt vil tunneldrivevann 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 injiserings skjermen vurderes basert på resultatene. Injiseringshull 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 til innlekkasje ligger gjerne mellom 5-25 l/min pr. 100 m tunnel (2).
- Påboret vann som 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 som blir blandet med produksjonsvann. Stoffkonsentrasjoner i anleggsvannet vil derfor variere med vekslende blandingsforhold mellom vann fra innlekkasjer og produksjonsvann.

Tunneldrivevann vil være påvirket av:

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

Følgende forurensningsparametere er aktuelle:

- Nitrogenforbindelser fra sprengstoff: Totalt nitrogen (tot-N), ammonium (NH₄) og nitrat (NO₃)

- 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 f.eks. nitrogeninnholdet.

3.1.1 Nitrogenforbindelser

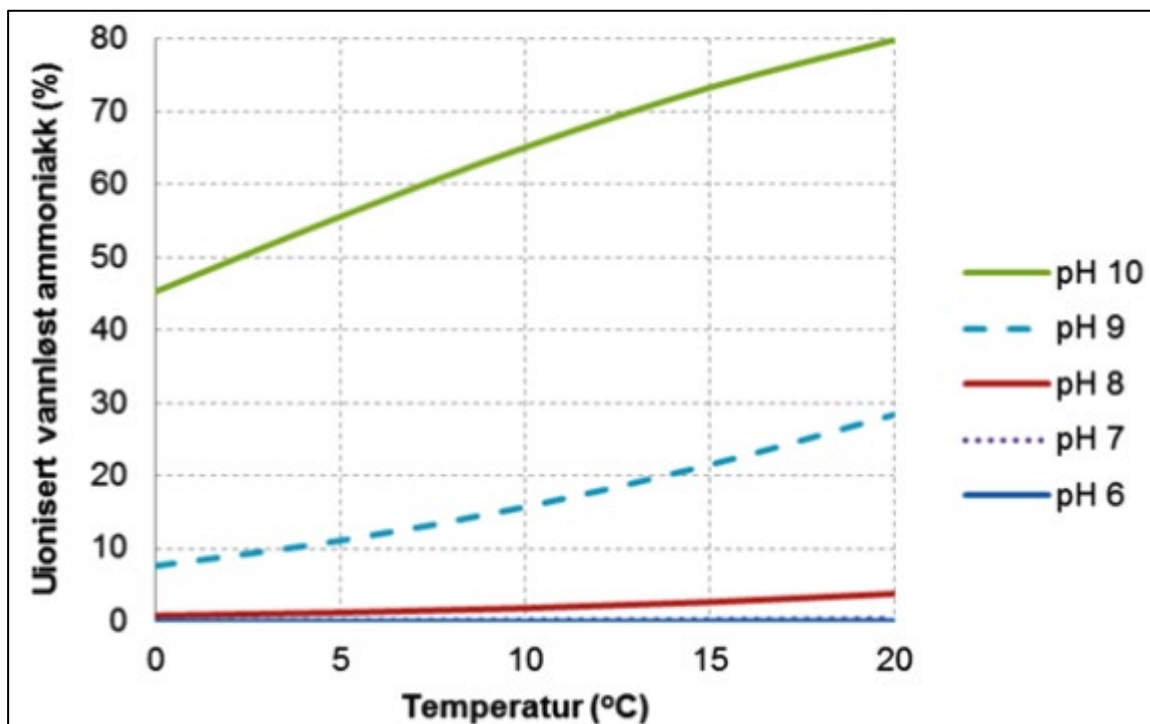
Innholdet av nitrogen avhenger av andelen uomsatt sprengstoff etter detonering. Omsetningsgraden vil avhenge av flere faktorer, bl.a. aktuell bergart, funksjonsfeil på tennere og søl av slurry under ladning. I tunneler antas andelen uomsatt sprengstoff å være mellom 7 og 15 % (2).

Nitrogentilførsel til vannforekomster kan gi eutrofieringseffekter (økt algevekst). Eutrofieringspotensialet fra nitrogen regnes tradisjonelt for å være størst i saltvann, da fosfor 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 på et tidspunkt ila. vekstsesongen (3). Særlig i slike tilfeller kan økt nitrogentilførsel gi økt vekst av alger.

Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % ammonium (NH₄) og 50 % nitrat (NO₃). Akutt toksisitet fra nitrogen avhenger sterkt av pH og temperatur i vannet. Figur 3-1 viser et plott over den relative andelen ammoniakk (NH₃), som funksjon av temperatur og pH. Som vist i plottet, er pH den dominerende parameteren mht. likevekten NH₄⁺ ↔ NH₃, selv om også økende temperatur driver likevekten mot høyre. Salinitet påvirker også likevekten.

Likevektskonstanten (pKa) for NH₄⁺ ↔ NH₃ + H⁺ 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 NH₃. Dersom pH økes til 8 ved 12 °C, vil andelen NH₃ øke ca. 10 ganger, til ca. 2 % (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 NH₃-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 NH₃) (3). Grenseverdiene gjelder for alle vanntyper, men er ikke relevant ved pH <8 og temperatur < 25 °C.

Vanntyper	Parameter	Ref. verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Alle	Fri ammoniakk (NH ₃) (µg/l) 90 persentil	1	5	10	15	25
Alle	Totalt ammonium (NH ₄ ⁺ og NH ₃) (µg/l) 90 persentil	10	30	60	100	160

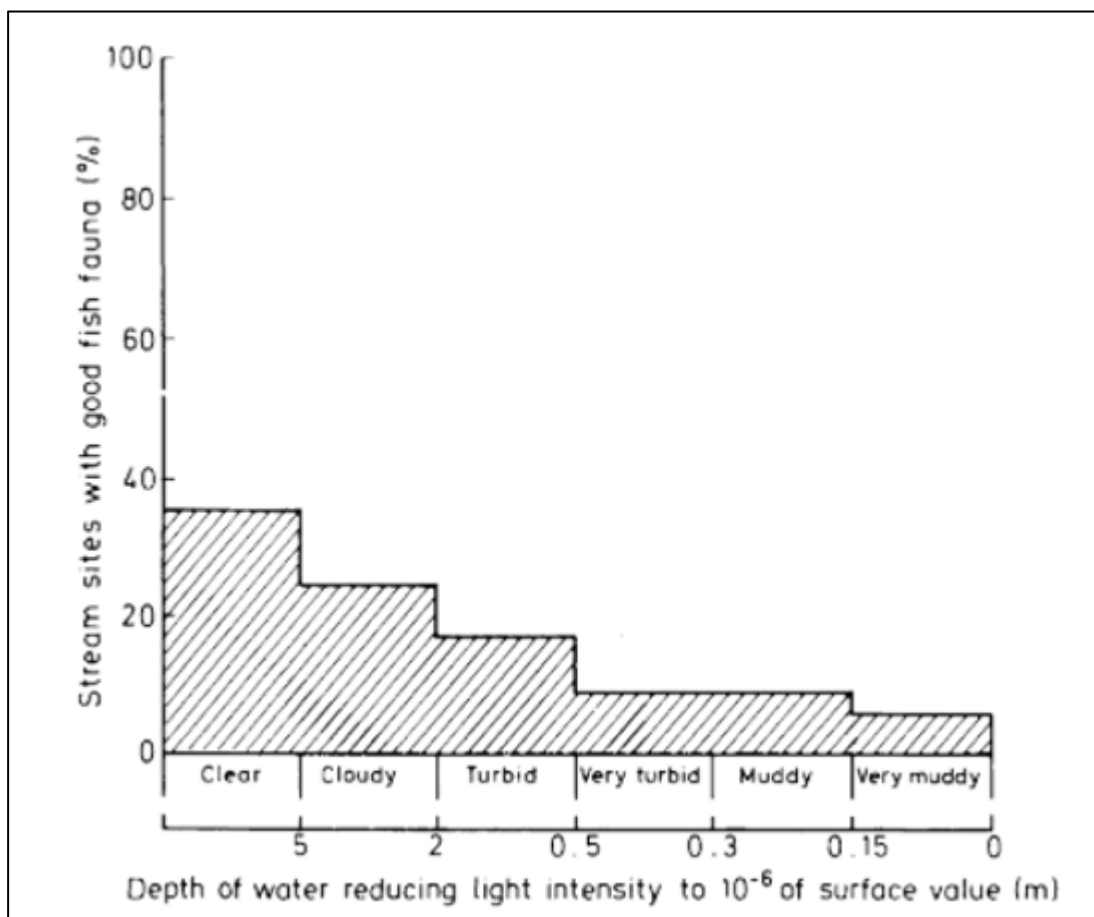
3.1.2 Suspendert stoff

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. Høyt partikkelinnhold kan i seg selv ha flere uheldige effekter på akvatisk biota, men transport av partikkelbundet forurensning er også den dominerende spredningsmekanismen av forurensning i vann.

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 (8).

En annen konsekvens av fine partikler i utslippsvannet, som også kan påvirke fisk, er nedslamming av planter og bunnområder / habitater for bunndyr. Nedslamming 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. partikkelstress).

En mye sitert studie fra Norge er en laboratorietest på virkningen av boreslam 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 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 mekaniske 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 en enda 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 er imidlertid 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 strømninger, 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 C₅-C₁₀ og 1 mg / L for fraksjoner fra C₁₀-C₃₅ (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.

3.1.4 Metaller

Metallinnhold i berggrunn viser store variasjoner mellom forskjellige bergarter. Transport av nedknust stein / partikler er den viktigste spredningsmekanismen for metall. Sedimentasjon av større partikkelmengder 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 har affinitet for biologisk vev. Tilstandsformer av metaller påvirkes 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 og metall som inngår i mineralene. Siden berg har mye høyere metallinnhold per volumenheter enn resipienter, vil vann med mye partikler kunne generere relativt høye metallkonsentrasjoner dersom det sees på totalinnholdet (oppsluttede prøver, inkludert partikler) ved utslippspunkter. Blant annet pga. produksjonen med svært høy varme, vil sementprodukter også kunne ha forhøyede nivåer av seksverdig krom (13). I moderne betongprodukter tilsettes jernsulfat (FeSO_4) for å redusere Cr (VI) til Cr (III).

I dette prosjektet vil det benyttes TBM for driving av rentvannstunnelen. 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 slitasjepartikler 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 rentvannstunnelen som drives med TBM, men det vil være behov for bruk av lignende injeksjonsmasse som erfaringsmessig kan øke innholdet av krom i tunneldrivevannet.

Rentvannstunnelen vil bli boret gjennom kambrosilurske lagrekker. Ekebergforkastningen går gjennom Stubberudområdet, og i gneisen nær forkastningen kan det forekomme linser av svartskifere. Rett vest for Stubberud er det påvist svartskifere over en strekning på ca. 50 m, men det kan ikke utelukkes at det påtreffes svartskifer over en lengre strekning på inntil ca. 600 m.

Svartskifere inneholder ofte forhøyede nivåer av sulfider som ved forvitring danner lettlosløse sulfatmineraler. Sulfatmineraler vil inneholde tungmetaller som før var bundet i sulfider, og sulfatene kan frigjøre store mengder tungmetaller i kontakt med vann. Dersom pH >4 vil typisk jernhydroksider erstatte sulfater. Jernhydroksider er gode "feller" for tungmetaller som bindes i hydroksidmineralene som dannes, det vil da bli mindre utlekking av tungmetaller (14). Under tunnelarbeidene vil det benyttes sement og betongprodukter som gjør at vannet bufres og får høy pH. Tabell 3-3 viser pH og konsentrasjoner av metaller i vann som har vært i kontakt med forvitret og uforvitret alunskifer. Tunnelmassene i rentvannstunnelen vil fjernes ila. 24 timer og vannet som går til utslipp vil derfor kun ha vært i kontakt med uforvitret skifer.

Tabell 3-3. Eksempler på analyser av vann som har vært i kontakt med forvitret og uforvitret alunskifer. Tabell fra veileder M385 – Deponering av syredannende bergarter (15).

Prøve	pH	U (µg/L)	Al (µg/L)	Cr (µg/L)	Cu (µg/L)	Pb (µg/L)
Forvitret alunskifer	2,6	25 200	1 000 000	1 470	17 600	< 30
Uforvitret alunskifer	5,8	3,4	20	0,08	47	0,17
Uforvitret alunskifer	6,2	5,6	934	< 0,9	38	0,52
Uforvitret alunskifer	6,5	2,9	1,4	0,06	3,8	< 0,05
Uforvitret alunskifer	7,5	40	1850	1,8	4,3	1,1

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, må dette baseres på disse grensene samt på 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 (16). Hos akvatiske organismer er det de kroniske effektene fra seksverdig krom som normalt er viktigst. Effektene 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 av de som er naturlig forekommende i aktuell vannforekomst.

Tabell 3-4 viser en oversikt over ventede effekter på fisk ved forskjellige pH-verdier.

Tabell 3-4. 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.

Isolert sett er endring i pH sjelden en sentral problemstilling, da problemer knyttet til pH oftest skyldes 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 forsurening og økning i pH (17). Forsuring er ikke relevant for Alna og Akerselva. 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 (18). 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.

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 (19). 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 og mellomstore resipienter er det rimelig å anta at temperaturen ved utslippspunktet vil bli noe 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 dynamiske systemer, slik som elver, er tilpasset svært varierende og til dels raske vekslinger i temperatur. Eventuelle påvirkninger pga. temperaturendring anses å være: Mulig påvirkning av klekkespunkt for bunndyr og fisk, mulig påvirkning av primærproduksjon og mulig påvirkning av vekstrate hos stasjonær fisk. Avhengig av årstid, vannføring og rådende værforhold i en gitt sesong, kan temperaturpåvirkninger både være gunstige og negative.

3.2 Lensevann fra riggområdet og byggegrop på Stubberud

Rigg- og anleggsområdet har et areal på ca. 27.000 m², og omfatter deler av Stubberudfyllinga som er blitt undersøkt mht. forurensning flere ganger. Det vil anlegges et riggområde i forbindelse med driving av tunnelene (se Figur 3-3).

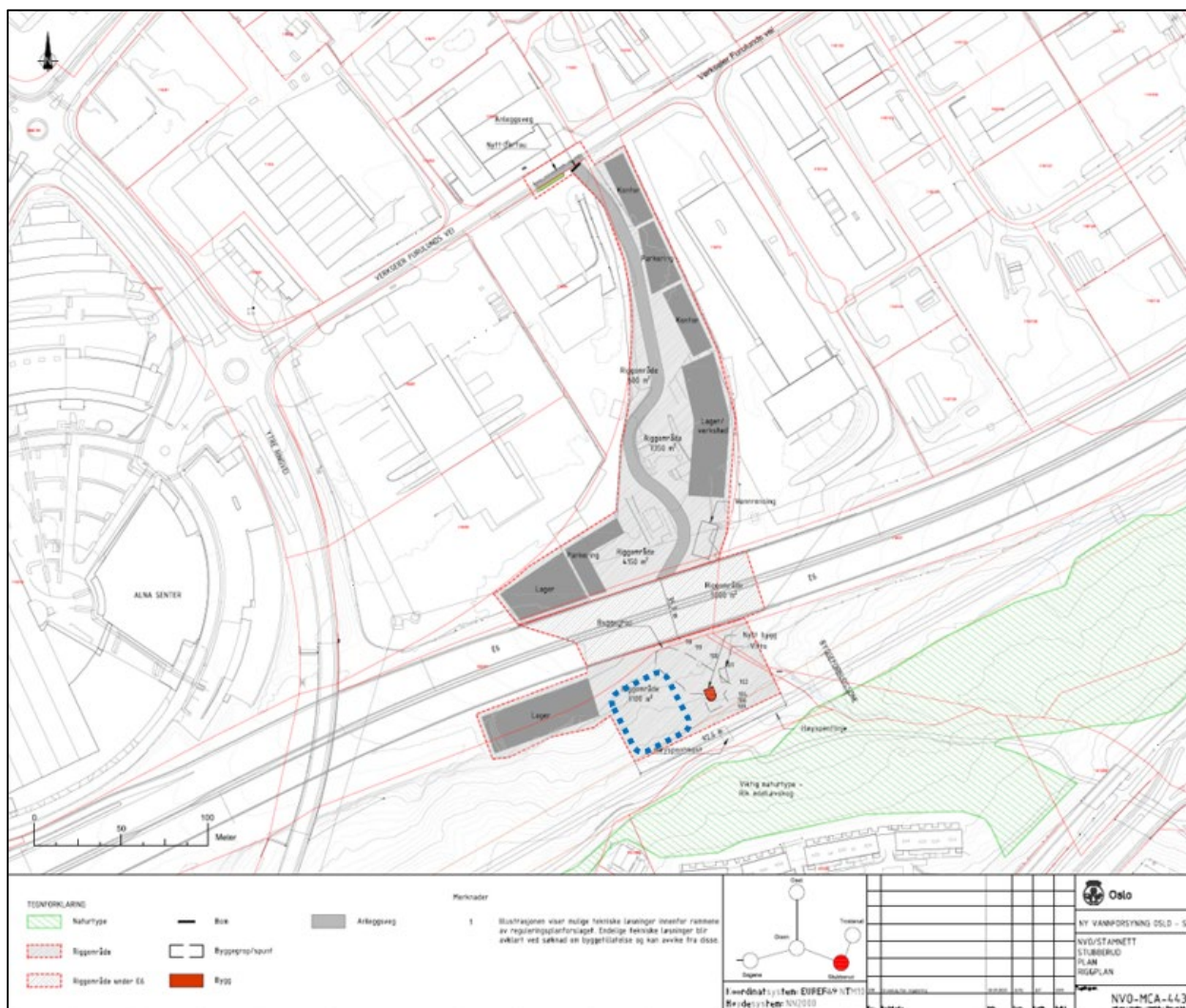
Mesteparten av gravearbeidene skal foregå i forbindelse med tunnelpåhugget sør for E6. Arealet på gravegropen er anslått til ca. 800 m². Det er kjent at det ligger igjen forurenset grunn i nordre del av tiltaksområdet, og de gjenliggende massene er av DMR risikovurdert til å utgjøre akseptabel risiko med dagens arealbruk. I tillegg strekker den nedlagte Stubberudfyllinga over deler av nordre del av riggområdet.

I 2021 utførte Multiconsult supplerende miljøgeologiske grunnundersøkelser for å få oppdatert informasjon om forurensningstilstanden på området, og det er utarbeidet en tiltaksplan iht. forurensningsforskriften kapittel 2 for terrenginngrep i forurenset grunn (20) (21).

Ved byggegropen sør for E6 ble det prøvetatt kun i ett punkt, da det ble påtruffet harde masser og trolig stor stein i et lag på ca. 1 m tykkelse, som gjorde at det ikke kunne skovlbores. Sør for E6 ble det ikke påvist forurensning over normverdier og heller ikke observert avfall, lukt eller andre forhold som skulle tilsi at massene er forurenset.

For områdene nord for E6 er det kun planlagt mindre gravearbeider i forbindelse med traséer for vann, avløp og strømforsyning til riggområdet. I forbindelse med fremføring av vann- og avløp til brakkerigg vil det graves en grøft fra tilkoblingspunkt i Verkseier Furulunds vei. Grøftetraseen vil være ca. 50 – 100 meter avhengig av hvor entreprenøren velger å plassere brakkeriggen.

Eventuell lensing av vann under graving i løsmasser vil gjøres ved påslipp til spillvannsnett, da arbeidene utføres før det vil være aktuelt med utslippsvolum over 15 L/s.



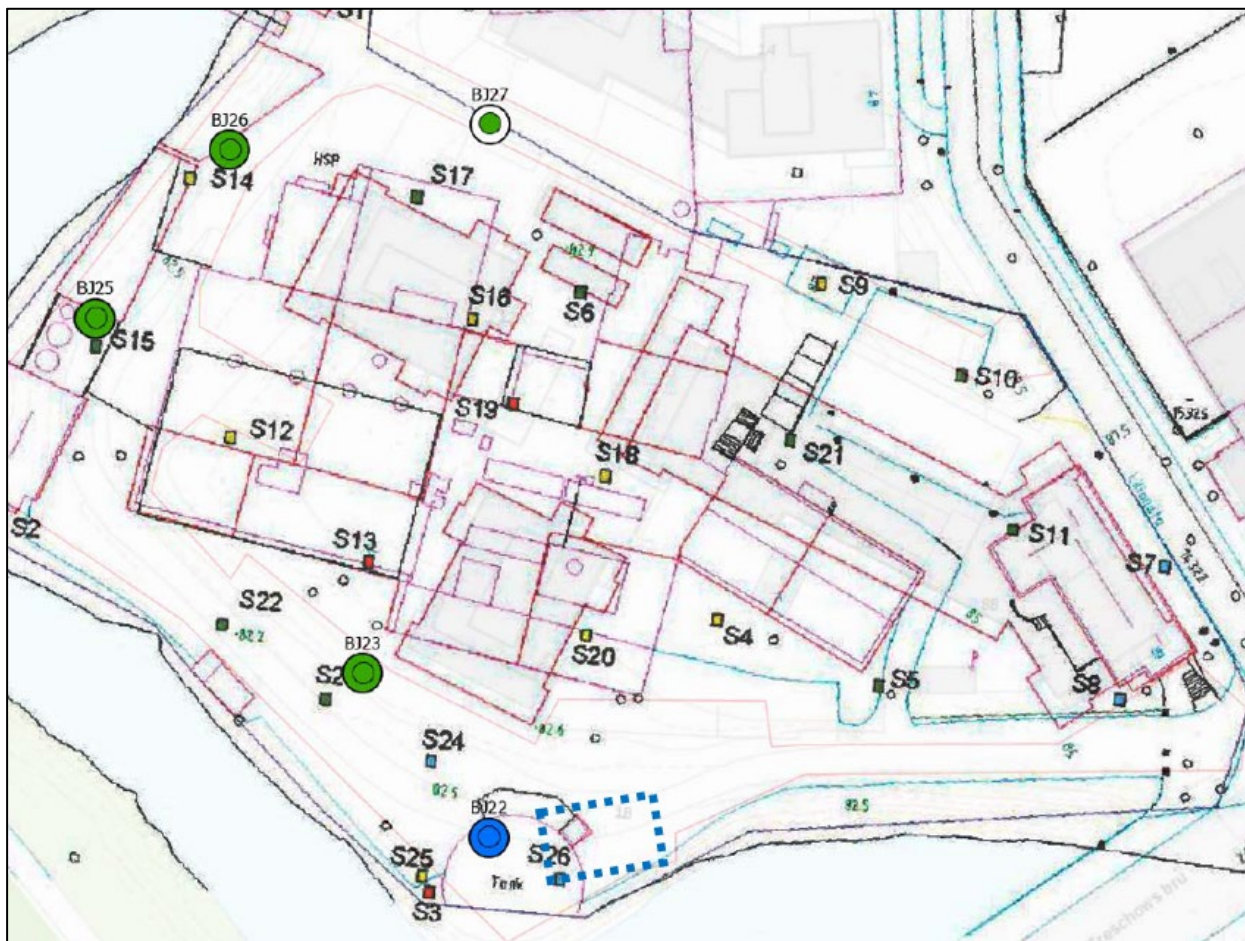
Figur 3-3. Rigg- og anleggsområde på Stubberud. Området er markert med rødstiplet linje, omtrentlig plassering av byggegrop for påhugg er vist med blått. Utsnitt fra tegning NVO-MCA-443-LC-301-0.

3.3 Lensevann fra riggområdet og byggegrop på Bjølsen

Forurensningstilstanden på riggområdet og byggegropen på Bjølsen er tidligere kartlagt av Rambøll ifbm. utbyggingen av fabrikkområdet for Idun i 2012-2013 (22). I 2021 utførte Multiconsult supplerende miljøgeologiske grunnundersøkelser for å få oppdatert informasjon om forurensningstilstanden på området, og det er utarbeidet en tiltaksplan for terrenginngrep i forurenset grunn (23) (24).

De miljøgeologiske undersøkelsene har avdekket innhold av metaller og organiske forbindelser som overskrider Miljødirektoratets normverdier for jord. Det er påvist forurensete masser i tilstandsklasse 2 i flere punkter på det planlagte riggområdet. Figur 3-4 viser en situasjonstegning av kartlagt forurensningsnivå i 2013 og i 2021. Plasseringen av byggegropen er skissert med blått. Som det fremgår av figuren, må prøvepunktene S26 og BJ22 ansees som mest representative for massene i byggegropen, og i disse to punktene er det ikke påvist forurensning.

Det ventes derfor ikke noen nevneverdig påvirkning fra forurenset masse på utslippsvannet på Bjølsen.



Figur 3-4. Sammenligning av forurensningssituasjon påvist i 2013 (Rambøll, firkantede punkter; viser kun situasjon påvist i øvre meter) og 2021 (Multiconsult; runde punkter der innerste sirkel viser forurensningsgrad i øvre meter og den ytre sirkelen viser forurensningsgrad i dypereliggende masser >1 m).

4 Vanntmengder

4.1 Arbeider med utslipp på Stubberud

Arbeider som vil generere vann som slippes ut på Stubberud er :

- Driving med TBM
- Boring og sprenging av tunneler og bergrom
- Sjøktboring inne i fjellet
- Lensing av små vanntmengder fra graving av grøfter el.

Alle tunnelarbeidene utføres fra ett påhugg på riggområdet.

Både ved bruk av TBM og ved konvensjonell driving må det tilføres vann på stoffen for nedkjøling av TBM/borerigg. Estimer av dimensjonerende vanntmengder for dimensjonering av renseanlegg (Q_{dim}) er basert på metoden beskrevet i NFFs tekniske rapport nr. 9 (2).

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.

Deler av riggområdet ligger på Stubberudfyllinga som er undersøkt ved flere anledninger opp gjennom årene. I 2021 utførte Multiconsult en miljøgeologisk grunnundersøkelse og utarbeidet en tiltaksplan for NVOs riggområde (20) (21) Tiltaksplanen er basert på resultater fra henholdsvis 2016, 2018 og 2021. Det ble ikke påvist forurenset masser ved byggegropen som vil bli etablert ved tunnelportalen, sør for E6.

På resterende deler av riggområdet vil terrenginngrep skje i forurenset grunn, men planlagt graving vil være grunn og av lite omfang. Derfor vil det være lite behov for å lense vann. Lensing av små vannmengder fra graving av grøfter el. vil kunne slippes til spillvannsnett iht. påslippskrav i VAVs tillatelse. Lensevann fra grøfter, etc. er derfor ikke inkludert i vurderingen av vann som ønskes sluppet ut til Alna.

4.2 Vannmengder

4.2.1 Vannmengder for konvensjonell driving

Borevann (Q_b): Vann fra tunneldrift. Typisk vannforbruk er estimert til 200-420 l/min pr. rigg. Det er lagt til grunn en driftstid på 9 timer pr. døgn.

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

Påboret vann (Q_p): Tilfeldige vanninntrengninger, hvis man treffer en vannførende del. Noe overkapasitet med tanke på større innlekkasjer/vanninnbrudd av kortere varighet er også lagt til. Påboret vann 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.

I tillegg medregnes vann for spylrensk før sprøytebetong på 300 l/min. Det regnes med driftstid på 12 timer for maksverdi med 3 rigger i drift. I estimatet inkluderes også et tillegg på 1 m³/time for vann som blir med lastebiler inn i anlegget og forbruk til diverse formål.

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

Tabell 4-1. Estimat av dimensjonerende vannmengder av tunnelvann under konvensjonell driving av tunneler, bergrom og haller fra påhugg på Stubberud.

Q _b , Borevann	3-boms rigg	20 m ³ /time	1 stk	180 m ³ /døgn
Q _b , Borevann	4-boms rigg	25 m ³ /time	2 stk	450 m ³ /døgn
Q _b , Borevann	Pallrigg		1 stk	
Q _i , Innlekkasje	Tunneler, 2700m	135 l/min		194 m ³ /døgn
Q _i , Innlekkasje	Haller, 660m	99 l/min		143 m ³ /døgn
Q _p , påboret vann		200 l/min		144 m ³ /døgn
Spylrensk før sprøytebetong		300 l/min		216 m ³ /døgn
Diverse		1 m ³ /time		24 m ³ /døgn
Q_{dim}				1351 m³/døgn

$$Q_{dim} = 56 \text{ m}^3/\text{time} = 16 \text{ l/s}$$

4.2.2 Vannmengder under driving med TBM

Vannforbruk fra TBM vil hovedsakelig være 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 forbruk er vist i Tabell 4-2.

Tabell 4-2. Estimert av dimensjonerende vannmengder for driving med TBM.

Q _b , Borvann	2 bomber	12,6 m ³ /time	302,4 m ³ /døgn
Q _p , påboret vann		200 l/min	288 m ³ /døgn
Tunneldriving			60 m ³ /døgn
Q_{dim}			650,4 m³/døgn

$$Q_{dim} = 27 \text{ m}^3/\text{time} = 8 \text{ l/s}$$

4.3 Oversikt over utslippsmengder og tidspunkter på Stubberud

Det antas at beregningene i kap. 4.2.1 og 4.2.2 gjelder for toppbelastning, og det er derfor ikke nødvendig å legge til lensevann fra arbeider i dagen, da disse arbeidene vil utføres tidligere enn toppbelastningen for tunneldriving vil inntreffe. Tabell 4-4 viser en fremdriftsplan med planlagte utslippsperioder.

Estimatene i de to forutgående kapitlene tilsier en toppbelastning fra tunneldrift på:

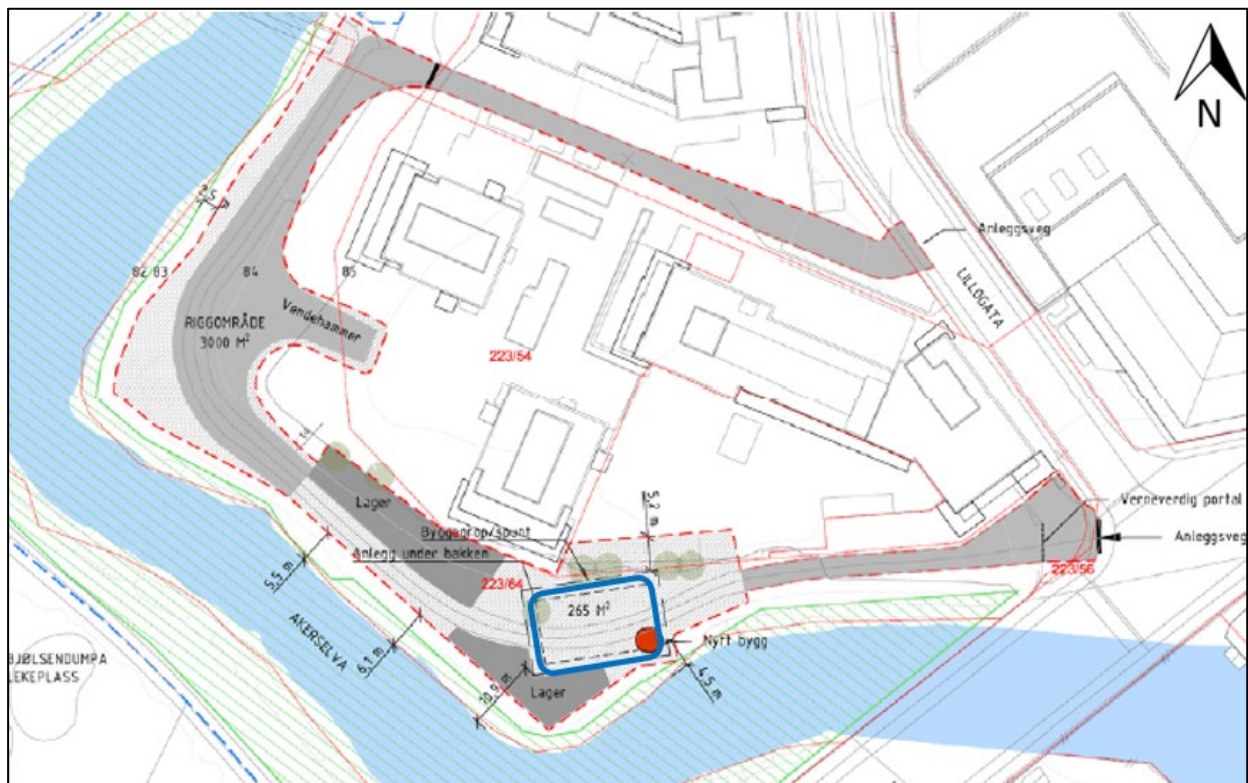
$$16 \text{ l/s} + 8 \text{ l/s} = 24 \text{ l/s}$$

4.4 Oversikt over utslippsmengder og tidspunkter på Bjølsen

Selve gravearbeidene omfatter hovedsakelig byggegrop for sjakt for vannledning og sjakt for fremføring av vann og kabler til rørtunnelen samt vannkum med tilhørende overbygg i dagen. Byggegroppen har et areal på ca. 265 m², som vist i Figur 4-1. Det kan også bli behov for mindre gravearbeider i forbindelse med kabeltraseer, men slike arbeider ventes ikke å generere lensevann. Etablering av midlertidige anleggsveier vil ikke medføre graving. Arbeidsprosesser som medfører behov for lensing av anleggsvann, er oppsummert i Tabell 4-3.

Det vil gjennomgående være lite behov for å lense vann til Akerselva. Spissbelastningen på 25-30 L/s vil vare ca. én uke når pilothullet bores. Pilothullet bores ned til tunnelen under, mens selve sjakten bores ved opprømming, dvs. ved at boret trekkes opp gjennom pilothullet. Når sjakten bores ved opprømming, vil mesteparten av vannet renne ned i tunnelen under og ikke slippes til Akerselva.

Vannet som går til tunnel, vil renne til Stubberud og gå gjennom til rensanlegget hvis det har kapasitet. Alternativt vil vannet samles opp i containere.



Figur 4-1. Planskisse som viser riggområdet på Bjølsen. Plassering av byggegropen er skissert med blått.

Tabell 4-3. Oppsummering av arbeidsprosesser som vil medføre behov for lensing av anleggsvann på Bjølsen.

Arbeidsprosess	Varighet utslipp	Vannmengder (antatt spissbelastning)	Annet
Utgraving av byggegrop, lensing av vann fra åpen byggegrop	6 mnd.	6 l/s	Byggegropp etableres med tett spunt mellom byggegrop og Akerselva. Gravedybde er ca. 5 m og det er behov for å sprengte ut ca. 350 m ³ med berg for å etablere byggegrop. Det forventes ikke graving i forurenset masse.
Boring av sjakt i berg. I ca. én av ukene i perioden bores det pilothull som medfører spissbelastning.	En uke	25-30 L/s	Det bores først et pilothull, og sjakten bores med opprømming. Det vil bli benyttet sement til injisering. Under opprømming vil vannet renne ned i tunnelen under sjakten. Vannkvalitet fra denne typen boring kan være påvirket av noe olje samt slam fra knust stein. Under injisering vil pH vanligvis bli høy.

4.5 Fremdriftsplan og utslippperioder

Det er planlagt oppstart for anleggsarbeidene i prosjektet i første kvartal 2022 med ferdigstilling i løpet av 2027. En overordnet fremdriftsplan med planlagte utslippperioder er vist Tabell 4-4.

Stubberud

Oppstart av utslipp av anleggsvann er anslått til begynnelsen av 2022, og i starten vil utslippet være vann fra konvensjonell sprengning. I denne perioden vil det ikke være spissbelastning på anlegget. Fra starten av mars 2024 til mars 2026 antas det at utslippet vil komme både fra driving

med TBM og fra sprengning. Fra starten av mars 2026 vil det kun være behov for utslipp av tunneldrivevann fra TBM.

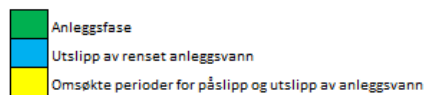
Det anslås at påtreff av forkastningen med syredannende berg vil bli i perioden april 2024 til august 2024.

Bjølsen

Arbeidene som medfører utslipp utføres ila. ca. 6 mnd. i 2026, men oppstartstidspunktet er ikke endelig fastsatt. Utslipp av spissbelastning på 30 L/s til Akerselva vil vare i ca. én uke.

Tabell 4-4. Oversikt over utslippsperioder og utslippspunkter på Stubberud og Bjølsen.

Aktivitet	2022				2023				2024				2025				2026				2027				2028			
	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4	Q1	Q2	Q3	Q4
Varighet E6 Rentvann																												
Stubberud - utslipp til Alna																												
Utslipp fra konvensjonell sprengning av fjellhaller og tunnel til Haugerud																												
Utslipp fra driving med TBM til Huseby																												
Tillatelse til påslipp av anleggsvann til spillvannett VAV på Stubberud																												
Omsøkt utslippsperiode til Alna på Stubberud																												
Bjølsen - utslipp til Akerselva																												
Utgraving av byggegrøp (6 mnd. ila. 2026)																												
Boring av sjakt i berg (opp til 100 dager)																												
Omsøkt utslippsperiode til Akerselva på Bjølsen																												



5 Resipientbeskrivelse

5.1 Alna

5.1.1 Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt

Alna har sitt utspring i Alnsjøen i Lillomarka og renner videre gjennom Ammerud og Grorud. Fra Leirfossen på Grorud deles elva, og hoveddelen går i tunnel til nedsiden av Østre Aker vei ved Brubakkveien i Nylandsparken. Fra Nylandsparken går elva i rør under Alnabruterminalen til Alfaset. I Breivoll / Smalvollområdet meandrerer elva gjennom et nasjonalt viktig naturområde med elveskog- og sumpvegetasjon (25). Videre renner Alna åpnet forbi Bryn og gjennom Svartdalsparken på Etterstad. I Svartdalsparken er det elverørkratt og strandsump, gråoraskeskog og alm-lindeskog av nasjonal verdi. Fra Kværnerbyen er elva lagt i tunnel gjennom fjellet og ut til Kongshavn i Oslofjorden. Figur 5-1 viser et kartutsnitt som viser Alna fra Nylandsparken og ned til fjorden. Riggområdet på Stubberud og planlagt utslippspunkt ved Breivoll er markert.

I Vann-nett (26) er elva delt inn i fire avsnitt med forskjellige vannforekomst ID: Alna fjelltunnel (006-265-R), Alna mellom fjelltunnel og terminalområdet (006-263-R), Alna ved terminalområdet (006-48-R) og Alna opp mot Alnsjøen (006-222-R). Planlagt utslippspunkt til hovedvassdraget vil være ved Breivoll via OV-ledning som løper ut i samløpet mellom Trosterudbekken og Alna, dvs. i den delen av Alna som ligger mellom fjelltunnelen og terminalområdet. Tabell 5-1 viser generell informasjon om vanntypen. Tabell 5-2 viser økologisk og kjemisk tilstand for Alna mellom fjelltunnel og terminalområdet.

I Vann-nett fremgår det at de vannregionsspesifikke stoffene: Arsenikkforbindelser, kobber og sink er i svært dårlig tilstand. Av stoffene som inngår i klassifisering av kjemisk tilstand er det registrert PFOS, fem PAH-forbindelser, bly og kvikksølv i dårlig tilstand. Alna har en rekke påvirkere, der de betydeligste er diffus avrenning fra by/tettsted, spillvannslekkasjer, avrenning fra transport/infrastruktur samt punktutslipp fra søppelfyllinger og industri. Påvirkning fra fysiske endringer er oppgitt med middels grad av påvirkning i Vann-nett.

Vann- og avløpsetaten har målt vannføringen i en stasjon ved Kværnerbyen siden 1980, og elvens middelvannføring er beregnet til 1,24 m³/s (25).

Tabell 5-3 viser de laveste målte vannføringene pr. døgn i perioden 2015-2020. På det minste er det målt vannføring ned til ca. 230 L/s. Vann og avløpsetaten utfører også tiltaksorientert overvåkning i stasjonene Aln1-Aln6 i Alna. Undersøkelsene i disse stasjonene er bl.a. omtalt av Bremnes m.fl. (27) og Thaulow og Persson (28). Figur 5-2 viser et oversiktskart fra Vannmiljø, der stasjonene Aln4-Aln6 er markert.

Tabell 5-1. Generell informasjon om vanntype for vannforekomst Alna mellom fjelltunnel og terminalområdet (006-263-R) (26).

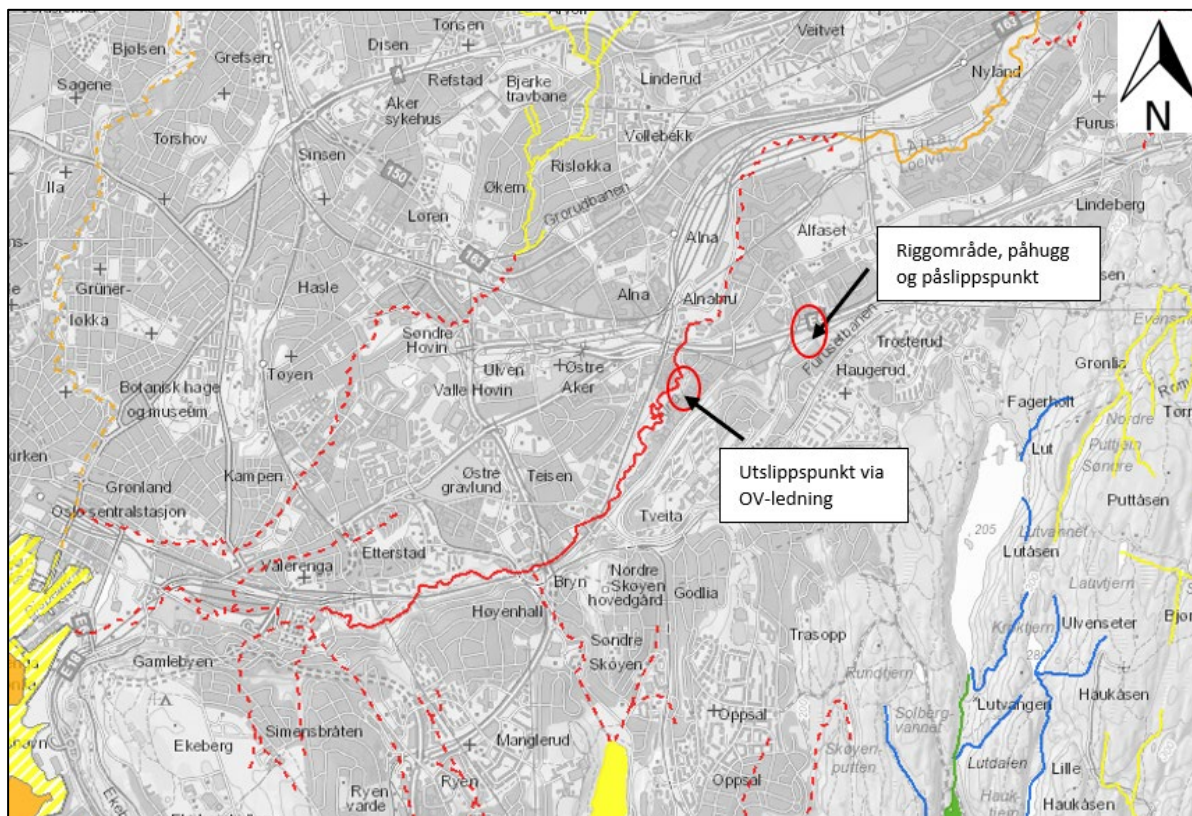
Alna mellom fjelltunnel og terminalområdet	
Vannforekomst-ID	006-263-R
Vannkategori / nasjonal vanntype	Små, kalkrik, klar / R109
Vanntypekode	REL1411
Størrelse	Små (<10 km ²)
Klimasone	Lav
Kalsium	Kalkrik (Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L)
Humus	Klare (<30 mg Pt/L, TOC 2-5 mg/L)
Turbiditet	Klare (STS <10 mg/L)

Tabell 5-2. Økologisk og kjemisk tilstand for Alna mellom fjelltunnel og terminalområdet (vannforekomst 006- 263-R).

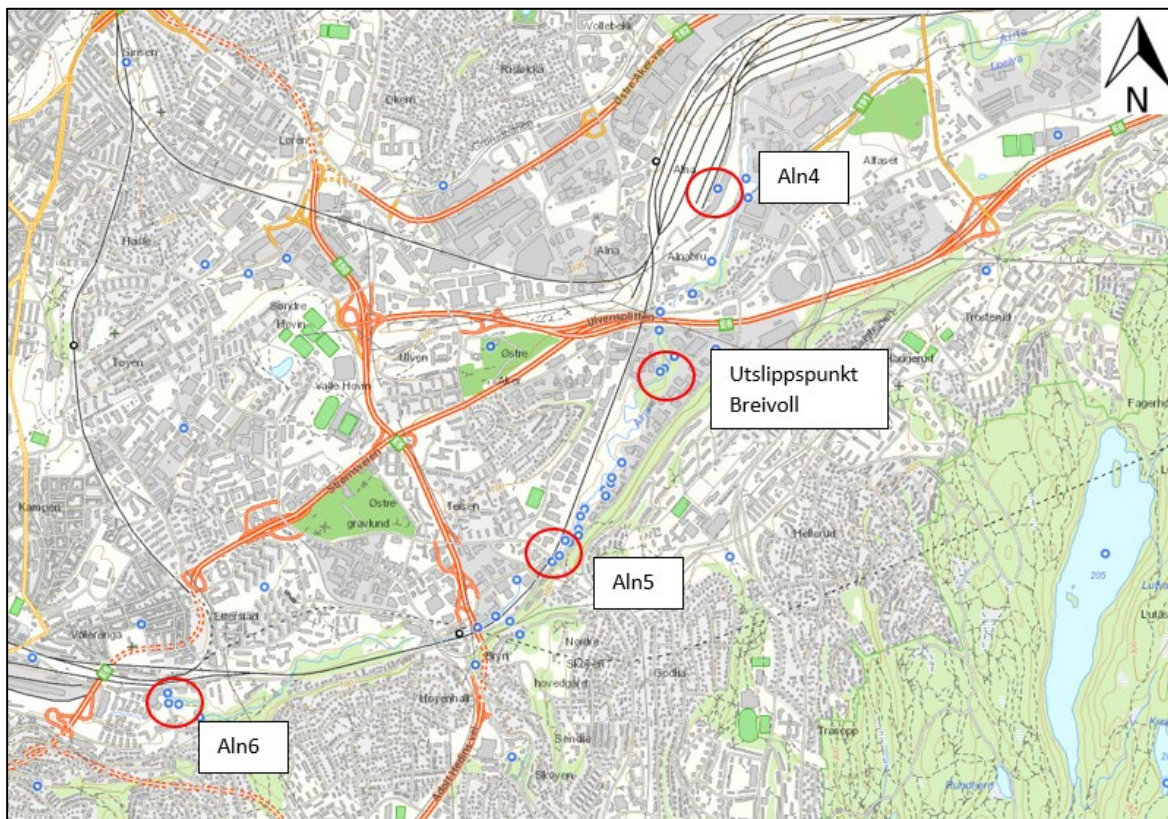
Alna mellom fjelltunnel og terminalområdet	Økologisk tilstand	Kjemisk tilstand	Tot-N	Ammonium	Tot-P	ASPT
	Svært dårlig	Svært dårlig	Svært dårlig (1470 µg/L)	Dårlig (119 µg/L)	Svært dårlig (83 µg/L)	Svært dårlig (3,57)

Tabell 5-3. De laveste målte vannføringene pr. døgn i perioden 2015-2020 i stasjon Alna v/Kvernerbyen (6.78.0) (29).

År	Lavest målte vannføring pr. døgn (m ³ /s)
2015	0,356
2016	0,227
2017	0,317
2018	0,247
2019	0,291
2020	0,287



Figur 5-1. Kartutsnitt som viser Alna fra Nylandsparken og ned til fjorden (kart fra Vann-nett (26)). Fargekoder for klassifisering av tilstand er vist for vassdragene. Som det fremgår, er de forskjellige delene av Alna klassifisert i dårlig og svært dårlig tilstand. Stiplet, rød linje markerer strekninger der vassdragene er lagt i kulvert / tunnel. Riggområdene og planlagt utslippspunkt ved Breivoll er vist med røde sirkler.



Figur 5-2. Kartutsnitt fra Vannmiljø. Plasseringene av overvåkingsstasjonene Aln4-Aln6 er markert

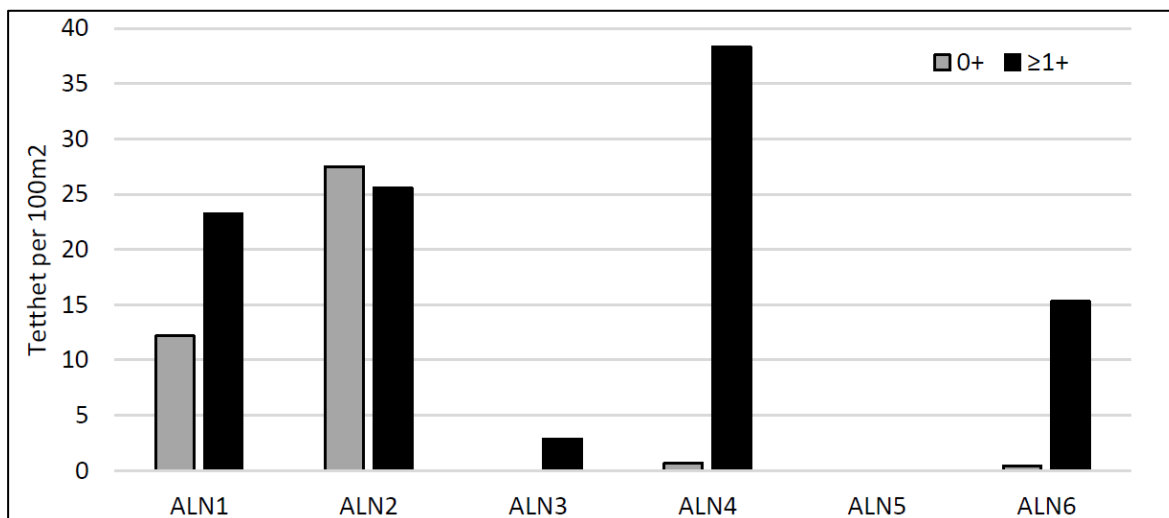
5.1.2 Økologisk tilstand

Ifølge NIVA har cyanobakterier og kiselalger vært overvåket siden 1982 og vist høye nivåer av påvirkninger (25). Resultatene fra undersøkelsen av økologisk tilstand i 2018 (28) viste at tilstanden både for bunndyr og fisk er svært dårlig. Vannkvaliteten nedstrøms Breivoll antas å være for dårlig til at ørret skal kunne gjennomføre hele livssyklusen. Elvemusling fantes tidligere i elven, men den antas nå å være utryddet (30). Som vist i Tabell 5-4, blir økologisk tilstand mht. bunndyr (ASPT) raskt dårligere nedover i vassdraget fra stasjon Aln1 som ligger lengst oppstrøms. Tilstanden i stasjon ALN4-ALN6 er mest relevant mht. utslipp på Breivoll og i alle disse stasjonene var tilstanden svært dårlig i 2017.

Tabell 5-4. Økologisk tilstand for bunndyr i Alna fra 2017. Verdiene viser middelveier for vår- og høstprøver. Fargene samsvarer med økologisk tilstandsklassifisering iht. Vannforskriften. Tabellen er hentet fra Thaulow og Persson (28).

	ALN 1	ALN 2	ALN 3	ALN 4	ALN 5	ALN 6
ASPT – Average Score Per Taxon	6,6	5,6	3,9	3,6	3,6	3,7
EQR – Økologisk tilstand	0,96	0,81	0,56	0,52	0,53	0,54
Normalisert EQR ASPT	0,80	0,49	0,18	0,16	0,17	0,17

I den samme undersøkelsen ble det fanget totalt 170 ørreter i Alna. På stasjon ALN4 ble det fanget 49 ørret, hvorav en enkelt var 0+, og fangsten var dominert av stor fisk. Klassifiseringen av stasjon ALN5 ble satt til «Svært dårlig», da det ikke ble fanget annet enn en abbor. Stasjon ALN6 var dominert av større ørret, og det ble kun registrert en enkel 0+. Stasjonen ble klassifisert som «Dårlig». Figur 5-3 viser tetthetsestimater per 100 m² for ørret i Alna 2017.



Figur 5-3. Tetthetsestimater per 100 m² for ørret i Alna 2017. Figur fra Thaulow og Persson (28).

5.1.3 Kjemisk tilstand

På elvestrekningen nedstrøms Breivoll er det mange kilder til forurensning og den kjemiske tilstanden er som tidligere nevnt svært dårlig. Ifølge NIVA (25) finnes det eldre data fra sediment i området samt data fra 2018. Sedimentene skal ha et av de høyeste nivåene av PCB og dioksinlignende PCB i ferskvann i Norge. I Vannmiljø er det registrert en rekke overvåkningsstasjoner i Alna nedstrøms Breivoll (se Figur 5-2). Utover overvåkningsdata fra kartlegging av miljøgifter i vann, sediment og biologiske parametere, inngår flere av stasjonen i overvåkning av miljøgifter i terrestrisk og urbant miljø (bl.a. miljøgifter i fugleegg, meitemark og luft).

I vedlegg 1 vises er utvalg klassifiserte resultater fra overvåkningsstasjonene ALN4 og ALN5. Resultatene i vedlegg 1 er begrenset til de tre siste overvåkningsrundene i perioden 2012-2017, og klassifiseringen er utført på årsgjennomsnitt av registeringsverdiene.

5.2 Akerselva

5.2.1 Beskrivelse; vanntype og nedbørsfelt

Akerselva har utspring fra Maridalsvannet renner åpen hele veien ned til Oslo S, der den ligger i kulvert omtrent fra Schweigaardsgate til Trelastgata. Elven er delt inn i to vannforekomster, hhv. Akerselva oppstrøms og nedstrøms Nydalsdammen. På oppsiden av Nydalsdammen er økologisk tilstand angitt som god, mens tilstanden på nedsiden er angitt som dårlig. Vanntypen er moderat kalkrik og klar, se Tabell 5-5 for oppsummering av vanntype. Tabell 5-6 viser klassifiseringer fra Vann-nett (26).

Elva er 9,8 kilometer lang og har et fall på 149 meter. Nedbørsfeltet er 272,7 (uten Hovinbekken som kun har nedbørsoverløp til Akerselva ved spor 2 på Oslo S). Elven er regulert og middelvannføringen fra Maridalsvannet er 3,2 m³/s. Ifølge manøvreringsreglementet skal Akerselva ved Maridalsoset ha en vannføring på minst 1,5 m³/s i perioden april–oktober og minst 1,0 m³/s i perioden november–mars. Det er imidlertid en rekke hensyn som avveies for å bestemme vannføringen, og i enkelte perioder er lavvannføringen <1,0 m³/s. For eksempel var gjennomsnittsvannføringen kun 0,8 m³/s i det ekstremt tørre året 1996 (31).

I Vann-nett er det angitt en rekke påvirkere med stor betydning: Dammer, barrierer og sluser, diffus avrenning fra byer/tettsteder, fysisk endring grunnet annen ingeniørvirksomhet, fysisk endring grunnet

infrastruktur (bekkelukking etc.), diffus avrenning fra spillvannsløkke, diffus avrenning og utslipp fra transport/infrastruktur, fysisk endring grunnet forbedring av fiskeaktivitet og hydrologiske endringer grunnet offentlig vannforsyning.

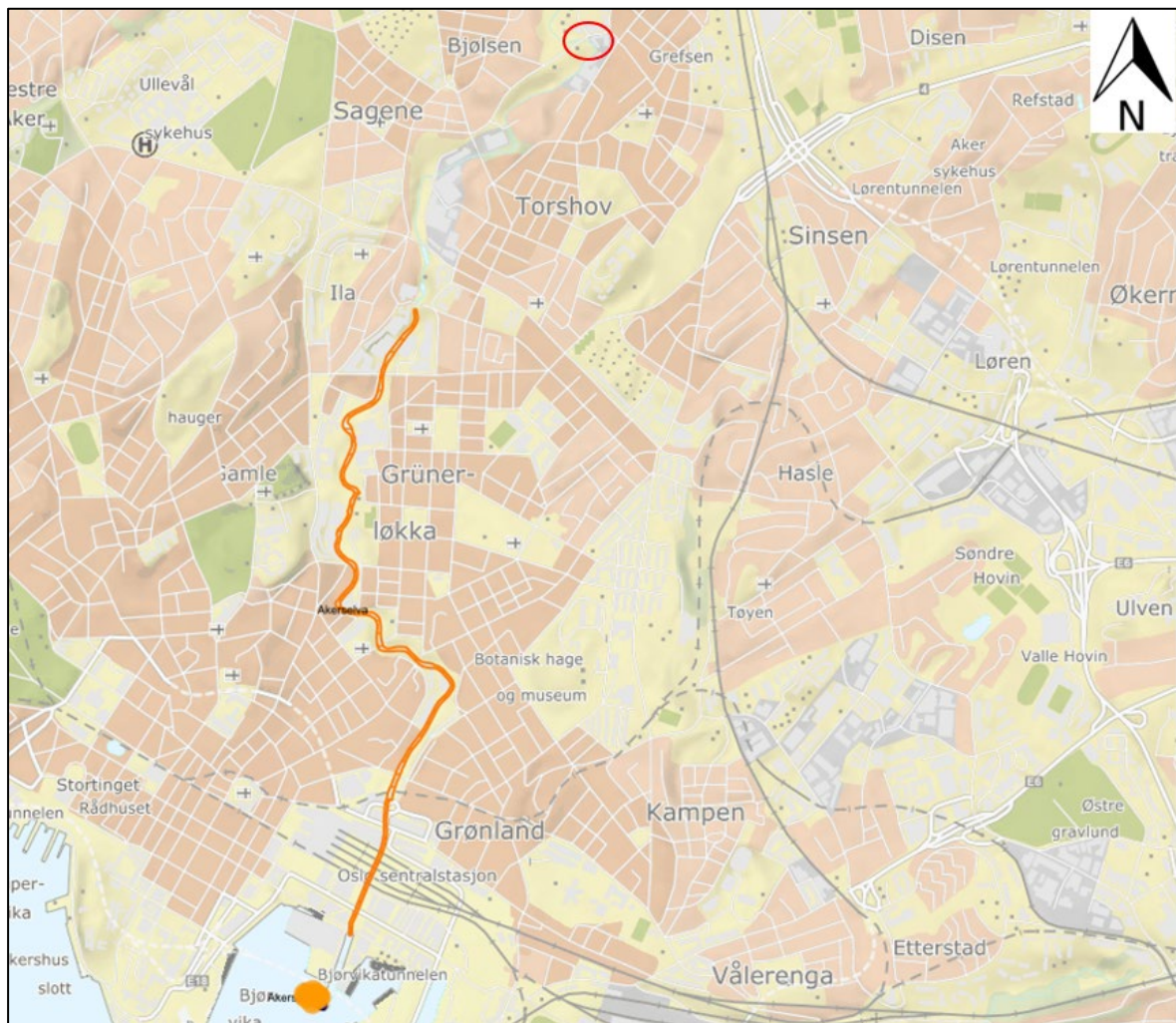
Akerselva ligger som sjøørretvassdrag i kategori 4a - redusert bestand. Som laksevassdrag ligger den i kategori 3a, sårbar bestand - nær tålegrensen. Figur 5-4 viser et kart med anadrom strekning. Figur 5-5 viser et kart med planlagt utslippspunkt på Bjølsen.

Tabell 5-5. Generell informasjon om vanntype for vannforekomst 006-185-R, Akerselva nedstrøms Nydalsdammen (26).

Akerselva nedstrøms Nydalsdammen	
Vannforekomst-ID	006-185-R
Vanntype	Middels
Vanntypekode	REL2311
Nasjonal vanntype	R107
Kalsium	Moderat kalkrik (Ca 4,0-20 mg/L, Alk. 0,2-1 mekv/L)
Humus	Klare (<30 mg Pt/L, TOC 2-5)
Turbiditet	Klare (STS < 10 mg/L, uorganisk andel minst 80 %).

Tabell 5-6. Klassifisering av vannforekomst 006-185-R, Akerselva nedstrøms Nydalsdammen (26).

Akerselva nedstrøms Nydalsdammen	Økologisk tilstand	Gjennomsnittsverdi per takson (ASPT)	Totalnitrogen	Totalfosfor	Kjemisk tilstand
	Dårlig	Moderat (5,2)	Svært god (0,41 mg/L)	Svært god (0,013 mg/L)	God



Figur 5-4. Kart fra Lakseregisteret som viser anadrom strekning i Akerselva. Lakseførende strekning er ca. 3,5 km, fra fjorden til vandringshinderet i fossen ved Beierbrua. Planlagt utslippspunkt på Bjølsen (rød sirkel) ligger ca. 1,7 km oppstrøms anadrom strekning (32).



Figur 5-5. Oversiktskart av Akerselva ved Bjølsen og utslippspunkt (kart fra Vann-nett).

5.2.2 Økologisk tilstand

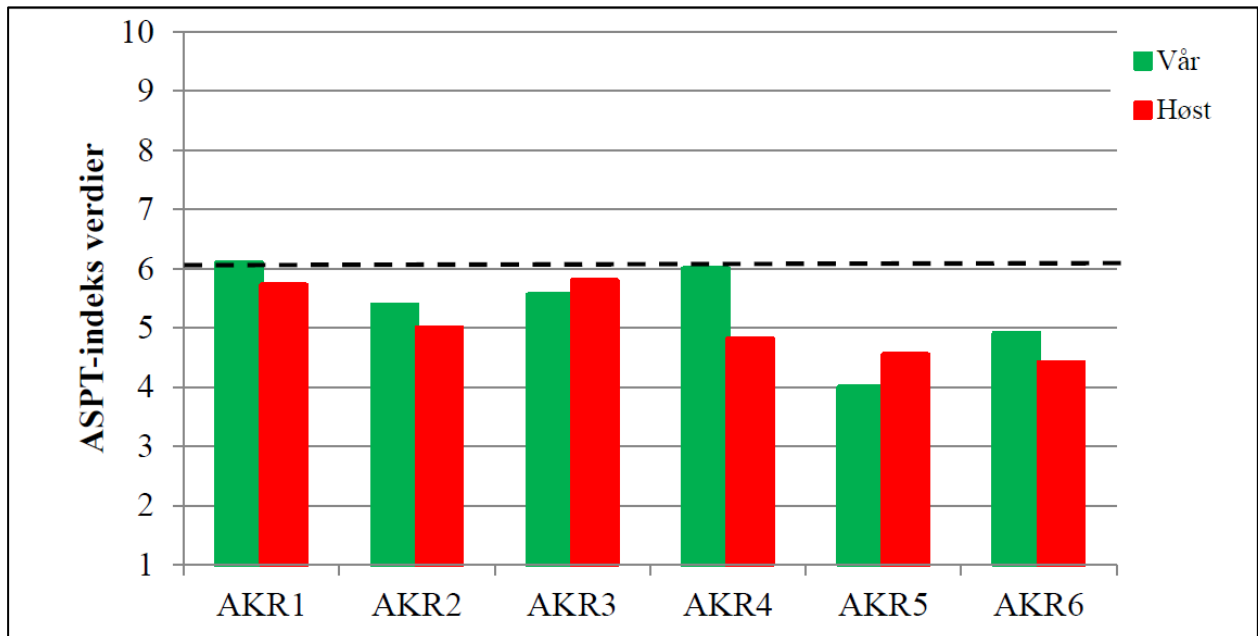
Tabell 5-6 viser klassifiseringen av Akerselva nedstrøms Nydalsdammen. Videre gis det utfyllende kommentarer til enkelte parametere.

I tillegg til at ASPT-indeksen er i moderat tilstand, er det påvist innhold av vannregionsspesifikke stoffer (Bisphenol A, kobber og sink) over god tilstand.

Etter utslippet av 6000 L med natriumhypokloritt 2. mars 2011 var det ventet en kollaps i bunndyrsamfunnet. Allerede høsten 2011 viste undersøkelser imidlertid at flere organismegrupper hadde tatt liten skade av utslippet og/eller viste rask rekolonisering. Undersøkelser utført av Saltveit m.fl. i 2012 (33) viste at bunnfauunaen i Akerselva i 2012 var svært lik sammensetningen av bunnfauunaen før utslippet. Undersøkelser utført av Saltveit m.fl. i 2015 (34) viste i hovedsak ASPT-verdier dårligere enn god økologisk tilstand (Figur 5-6). Generelt ble den økologiske tilstanden i Akerselva vurdert som god til moderat i de øvre deler, moderat-dårlig i de midtre delene (stasjonene AKR3, AKR4) og dårlig nederst.

I 2012 ble det til sammen funnet fem fiskearter ved elektrofiske – laks, ørret, ørekyt, trepigget stingsild og niøye. Sammenlignet med før utslippet ble det ikke registrert store endringer i utbredelse på de faste stasjonene i elven. Fiskeundersøkelser utført i 2015 viste at målet i vanddirektivet for fisk ble oppnådd på anadrom strekning. Basert på fisk ble tilstandsklassen på ikke-anadrom strekning dårlig-svært dårlig, til tross for at det blir satt ut ørret (34).

Det finnes en bestand av elvemusling i Akerselva og tilstedeværelsen skyldes høyst sannsynlig utsetting av ørret infisert med muslinglarver (35). I 2017 hadde elvemuslinger kun blitt funnet på strekningen fra Nydalsdammen og opp til oset i Maridalsvannet. Nedenfor Nydalsdammen er det ikke påvist muslinger, men det er observert en varierende og svak infeksjon med muslinglarver på ørretgjeller langt nedover i byen.

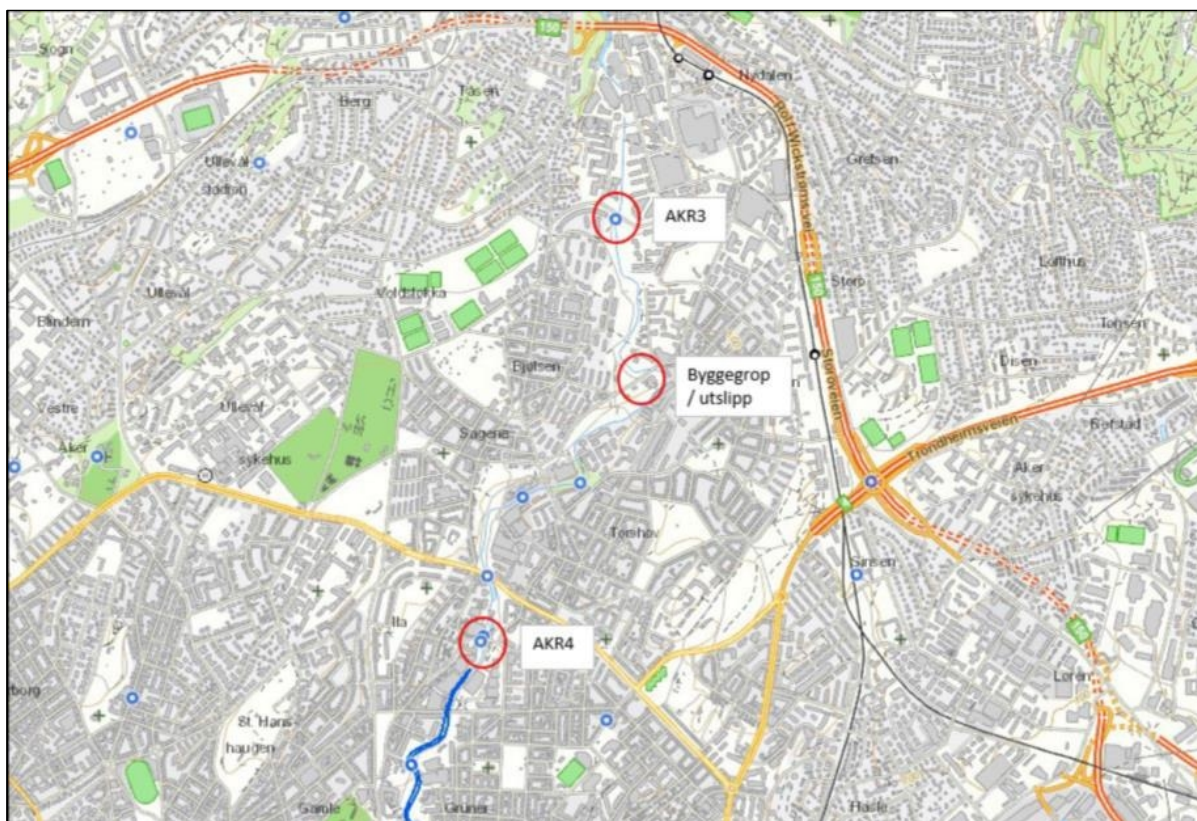


Figur 5-6. Resultater fra bunndyrundersøkelser utført av Saltveit m.fl. i 2015 (34). Grensen mellom god og moderat økologisk tilstand mht. ASPT-indeksen er vist med stiplede linje.

5.2.3 Kjemisk tilstand

I Vann-nett er det registrert data fra 2008 for isomerer av hexabromocyclododecane, PFOS og data fra 2015 for bly, kvikksølv, nikkel og kadmium. Disse parameterne inngår i kjemisk tilstandsklassifisering, og alle er i god tilstand. I Vann-nett (26) oppgis kjemisk tilstand som god, men med anmerkning om lav presisjon i klassifiseringen. Videre oppgir Vann-nett at miljømålet om god kjemisk tilstand vil oppnås, men at det er behov for nye tiltak.

I vedlegg 1 vises er utvalg klassifiserte resultater fra overvåkningsstasjonene AKR3 og AKR4 (se plasseringer i Figur 5-7). Resultatene i vedlegg 1 er begrenset til de to siste overvåkningsrundene i perioden 2012-2015, og klassifiseringen er utført på årsgjennomsnitt av registeringsverdiene. Innholdet av Miljødirektoratets prioriterte metaller og næringsalter er i god tilstand i begge stasjoner.



Figur 5-7. Prøvestasjonene AKR3 og AKR4 i Akerselva. Figur fra Vannmiljø (36).

6 Miljørisikovurdering av utslipp

6.1 Generelle betraktninger

Miljørisiko ved utslipp av vann kan grovt deles inn i risiko for akutte virkninger og risiko for kroniske virkninger. Faren for akutte virkninger vil avhenge av mange faktorer, men en viktig faktor er stoffkonsentrasjoner som oppstår i utslippspunktet eller i resipient. Faren for kroniske virkninger vil oftest være relatert til belastninger som er permanente eller svært langvarige. Kroniske virkninger vil også oppstå dersom det slippes ut stoffer som gir varige endringer av vann- eller sedimentkjemi eller stoffer der lave konsentrasjoner biomagnifiserer og blir problematiske i høyere trofinivåer.

Generelt vil løste faser av stoffer i vann være biotilgjengelige og ha potensial for akutte virkninger på organismer. Utslipp av suspendert stoff og partikkelbundet forurensning vil primært være en spredningsmekanisme, og eventuelt medføre endret sedimentkjemi i områder der partiklene bunnfeller.

For tungmetaller og organiske forbindelser er normalt konsentrasjonene av partikkelbundet forurensning >> konsentrasjoner løst i vannfasen.

6.2 Innblandingsfaktorer og beregninger av konsentrasjoner i resipienter

Ifølge veileder M-46/2013 (utkast) (37) og TA-2724 / 2010 (38) 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 i utslippsvann og resipient vil det derfor dannes en innblandingszone. Det er store variasjoner i fortynningseffekter i forskjellige resipienter og utfra hvordan innblanding skjer.

Beregnete forhold mellom utslippsvann og elvevann for Alna og Akerselva er vist i Tabell 6-1. Det er lagt til grunn en maksimal utslippsmengde på 10 l/s til Alna og 30 L/s til Akerselva. Innblandingsfaktorene på nederste rad i tabellen gjelder ved 100 % innblanding mellom utslippsvann og elvevann.

Tabell 6-1. Innblandingsfaktorer i Alna og Akerselva ved vannføringer; lvf = lavvannsføring, mvf. = middelvannsføring.

Vannføringer i resipient			
Alna lvf (l/s)	Alna mvf (l/s)	Akerselva lvf (l/s)	Akerselva mvf (l/s)
250	1250	1000	3200
Utslipp av 10 l/s			
10	10	30	30
Innblandingsfaktor ved 100 % innblanding			
25	125	33	107

I Tabell 6-2 til Tabell 6-6 vises beregnede konsentrasjoner av suspendert stoff, nitrogenforbindelser og metaller ved utslipp med gitte konsentrasjoner. Det er lagt til grunn utslipp av 50 mg SS/L, 25 og 50 mg tot-N/L og metallinnhold tilsvarende 20 x AA-EQS. Beregningene som er utført har betydelig usikkerhet, da det alltid vil være variasjoner i vannkvalitet og vannmengder, både i elver og utslippsvann. Beregningene er utført på bakgrunn av vannføringer som er beskrevet i kapittel 5.1, 5.2 og Tabell 6-1. Figur 5-2 og Figur 5-7 viser plasseringer av overvåkningsstasjonene som er benyttet for å vurdere

stoffkonsentrasjonene i elvene. Det er benyttet middelerverdier mellom ALN4 og ALN5 i 2017 som bakgrunnskonsentrasjoner i Alna. Det er benyttet middelerverdier mellom AKR3 og AKR4 i 2015 som bakgrunnskonsentrasjoner i Akerselva. Av de prioriterte metallene foreligger det ikke resultater for arsen. Kvikksølv er utelatt fra beregningene, da denne parameteren ikke er relevant mht. utslipp fra anleggsarbeidene. Beregnede konsentrasjoner av metaller i elvene er klassifisert iht. systemet beskrevet i veileder M-608 (39).

Tabell 6-2. Beregning av konsentrasjoner av SS i Alna ved utslipp av 50 og 100 mg/L SS. LVF = lavvannsføring, MVF = middelvannsføring.

Suspendert stoff (SS)				
Utslippsmengde (L/S)	10			
Vannføring i Alna (L/s)	LVF (250)	MVF (1250)	LVF (250)	MVF (1250)
Konsentrasjon av SS i utslipp (mg/L)	50	50	100	100
Konsentrasjon av SS i resipient (mg/L)	8	8	8	8
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding (mg/L)	10	8	12	9

Tabell 6-3. Beregning av konsentrasjoner av nitrogenforbindelser i Alna ved utslipp av 25 og 50 mg/L N. LVF = lavvannsføring, MVF = middelvannsføring.

Nitrogenforbindelser				
Utslippsmengde (L/S)	10			
Vannføring i Alna (L/s)	LVF (250)	MVF (1250)	LVF (250)	MVF (1250)
Konsentrasjon tot-N i utslippsvann (mg/L)	25	25	50	50
Konsentrasjon i nærmeste prøvelokalitet (mg/l)	1,56	1,56	1,56	1,56
Estimat av konsentrasjon tot-N i elven etter 100 % innblanding (mg/l)	2,5	1,7	3,4	1,9
Konsentrasjon (µg/l) av ammoniakk etter 100 % innblanding i rent vann ved pH = 8 og temp. = 12 grader C° (50 % av tot-N foreligger som NH ₄ /NH ₃ og 2 % av likevekten NH ₄ /NH ₃ foreligger som NH ₃)	25	17	34	19
Konsentrasjon av ammoniakk ved 100 % innblanding i rent vann ved pH = 8,5 og temp = 25 grader C (50 % av tot-N foreligger som NH ₄ /NH ₃ og 18 % av likevekten NH ₄ /NH ₃ foreligger som NH ₃)	222	156	308	175

Tabell 6-4. Beregnede konsentrasjoner av prioriterte metaller i Alna ved utslipp av 20 x AA-EQS verdier. LVF = lavvannsføring, MVF = middelvannsføring.

Metaller		
Utslippsmengde (L/s)	10	
Vannføring i Alna (L/s)	LVF (250)	MVF (1250)
Estimert konsentrasjon av bly i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 1,2 µg/L, dvs. 24 µg/L		
Konsentrasjon av bly i resipient (µg/l)	0,49	0,49
Estimat av konsentrasjon bly i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	1,4	0,68
Estimert konsentrasjon av kadmium i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 0,09 µg/L, dvs. 1,8 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	0,025	0,025
Estimat av konsentrasjon kadmium i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	0,09	0,04
Estimert konsentrasjoner av kobber i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 7,8 µg/L, dvs. 156 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	4,1	4,1
Estimat av konsentrasjon kobber i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	9,9	5,3
Estimert konsentrasjoner av krom i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 3,4 µg/L, dvs. 68 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	0,53	0,53
Estimat av konsentrasjon krom i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	3,1	1,1
Estimert konsentrasjoner av nikkel i utslipp er 20 x AA -EQS på 4 µg/L, dvs. 80 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	1,3	1,3
Estimat av konsentrasjon nikkel i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	4,3	1,9
Estimert konsentrasjoner av sink i utslipp er 20 x AA -EQS på 11 µg/L, dvs. 220 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	8,5	8,5
Estimat av konsentrasjon sink i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	17	10

Tabell 6-5. Beregning av konsentrasjoner av SS i Akerselva ved utslipp av 50 og 100 mg/L SS. LVF = lavvannsføring, MVF = middelvannsføring.

Suspendert stoff (SS)				
Utslippsmengde (L/s)	30			
Vannføring i Akerselva (L/s)	LVF (1000)	MVF (3200)	LVF (1000)	MVF (3200)
Konsentrasjon av SS i utslipp (mg/L)	50	50	100	100
Konsentrasjon av SS i resipient (mg/L)	2	2	2	2
Estimat av konsentrasjon i resipient etter utslipp og 100 % innblanding (mg/L)	3	2	5	3

Tabell 6-6. Beregnede konsentrasjoner av prioriterte metaller i Akerselva ved utslipp av 20 x AA-EQS verdier. LVF = lavvannsføring, MVF = middelvannsføring. Resultatene for nikkel, krom og sink er lavere enn laboratoriets kvantifiseringsgrenser. Bakgrunnsverdier for disse metallene er vist i kursiv og er halve kvantifiseringsgrensen.

Metaller		
Utslippsmengde (L/s)	30	
Vannføring i Akerselva (L/s)	LVF (1000)	MVF (3200)
Estimert konsentrasjon av bly i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 1,2 µg/L, dvs. 24 µg/L		
Konsentrasjon av bly i resipient (µg/l)	0,26	0,26
Estimat av konsentrasjon bly i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	0,95	0,48
Estimert konsentrasjon av kadmium i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 0,09 µg/L, dvs. 1,8 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	0,020	0,020
Estimat av konsentrasjon kadmium i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	0,07	0,04
Estimert konsentrasjoner av kobber i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 7,8 µg/L, dvs. 156 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	3,0	3,0
Estimat av konsentrasjon kobber i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	7,5	4,4
Estimert konsentrasjoner av krom i utslippsvann er 20 x AA -EQS på 3,4 µg/L, dvs. 68 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	0,5	0,5
Estimat av konsentrasjon krom i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	2,5	1,1
Estimert konsentrasjoner av nikkel i utslipp er 20 x AA -EQS på 4 µg/L, dvs. 80 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	0,5	0,5
Estimat av konsentrasjon nikkel i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	2,8	1,2
Estimert konsentrasjoner av sink i utslipp er 20 x AA -EQS på 11 µg/L, dvs. 220 µg/L		
Konsentrasjon i resipient (µg/l)	5	5
Estimat av konsentrasjon sink i elven etter 100 % innblanding (µg/l)	11	7,0

6.3 Risikovurdering

6.3.1 Alna

Suspendert stoff

Når det legges en utslippsgrense på 50 mg SS/L til grunn, viser beregningene at partikkelinnholdet øker svært lite etter full innblanding i resipient, anslagsvis fra 8 mg/L til 12 mg/L ved lavvannsføring. Dette tyder på at suspendert stoff ikke gir nevneverdig risiko for akutte eller kroniske virkninger. Utslipp av 10 L/s med 50 mg SS/L vil ikke endre forholdene fra normalsituasjonen i særlig grad. Reduksjon av suspendert stoff må primært gjøres for å begrense spredning av partikkelbundet forurensning.

Nitrogenforbindelser

Beregninger av nitrogenkonsentrasjoner (Tabell 6-3) viser risiko for verdier av tot-N og ammonium over miljøkvalitetsstandarder. Erfaringsmessig vil også anleggsvann kunne få enda høyere konsentrasjoner enn 50 mg tot-N/L, som er den høyeste konsentrasjonen i beregningene.

Perioden med konvensjonell driving og utslipp av nitrogen vil være forholdsvis langvarig (fra andre kvartal 2022 til første kvartal 2026, se Tabell 4-4), men sannsynligvis er det ikke behov for å slippe ut vann fra sprengningsarbeider til Alna når det ikke pågår TBM-driving samtidig.

Samtidig driving med sprengning og TBM antas å pågå fra andre kvartal 2024 til første kvartal 2026. I denne perioden er det risiko for forhøyede nitrogennivåer i Alna hvis det blir spissbelastning på anlegget. Sannsynligheten for at spissbelastningen skal inntreffe er ikke spesielt stor. I spissbelastningen forutsettes det sammenfallende utslipp av påboret vann både fra TBM og sprengning, full drift med tre rigger og TBM samt innlekkasje.

Alna har et nitrogennivå i klasse V (svært dårlig tilstand), og nitrogenutslipp fra Stubberud vil ikke endre tilstandsklassifiseringen av Alna, da tilførslene vil komme i kortvarige perioder. Bunndyrsamfunnet i elven er redusert til forurensningstolerante arter, og det er lite sannsynlig at korte perioder med tilførsel av nitrogen vil påvirke bunndyrfaunaen ytterligere. Risikoen for kroniske virkninger 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 (25 µg NH₃ /L) hvis pH kommer opp mellom 8 og 9 og temperaturen i elven blir høy (opp mot 20 °C). Fiskeundersøkelsene fra 2017 tyder imidlertid på at strekningen nedstrøms utslippspunktet på Breivoll er marginale ørrehabitater med meget lite reproduksjon og årsyngel og lav fisketetthet. Risikoen for at ammoniakk skal gi akutte og kroniske effekter på fiskebestanden i Alna er liten.

Metaller

Tunnelvannet vil i hovedsak være i kontakt med berggrunn med lavt metallinnhold. Nokså tidlig i drivingen med TBM (april-august 2024) vil tunnelen drives gjennom anslagsvis 600 m med svartskifere som vil ha høyere metallinnhold enn øvrig berg. Svartskifrene vil ikke rekke å forvitre, da massene skal tas ut av tunnelen 24 timer. Faren for at løste metallkonsentrasjoner skal bli høye er derfor ikke stor. Som et eksempel, viser metallkonsentrasjonene i Tabell 3-3 at verdiene fra uforvitret alunskifer ligger under AA-EQS for krom, kobber og bly. Under pH-betingelsene i utslippsvannet og i Alna vil heller ikke akutt giftighet fra gjellereaktivt, løst metall utgjøre noen risiko.

Sannsynligvis vil TBM-boring i bløte svartskifere medføre mye nedknust berg som er finpartikulært. Det vil derfor bli transport av partikkelbundet metall med anleggsvannet. Dette metallet vil være lite biotilgjengelig og utslippsmengden til Alna skal begrenses vesentlig gjennom reduksjon av suspendert stoff. Partikler som ikke bunnfeller i renseanlegget, vil være i små fraksjoner og holdes suspendert selv i svært svak strøm. Disse partiklene vil derfor bunnfelle over lange avstander i resipient. Det vurderes som lite sannsynlig at utslippet vil forringe bunnssubstratet i Alna ved at det blir permanent høyere metallnivåer.

I beregningene i Tabell 6-4 er det lagt til grunn grenseverdier på 20 x AA-EQS for metaller. Beregningene tyder på at dette medfører liten miljørisiko. Ved middelvannføring vil elven trolig ha metallkonsentrasjoner i god tilstand etter full innblanding mellom utslippsvann og ellevann. Dersom det skulle bli utslipp på ekstrem lavvannsføring, vil sannsynligvis konsentrasjonene i elven bli over god tilstand, men overskridelsene av AA-EQS ser ut til å bli små. Risikoen fra metaller ved en utslippsgrense på 20 x AA-EQS vurderes som liten.

pH

Alna er svakt basisk (pH ≈ 7,9) og etter pH-justering skal det være mulig å slippe ut vann som ikke avviker alt for mye fra de normale pH-verdiene.

Hensikten med å justere pH er å unngå ekstreme verdier, samt å redusere faren for ammoniakkdannelse. I praksis har det vist seg krevende å holde pH fra drivevann helt stabilt innenfor små intervaller, men isolert sett er risikoen fra pH liten. Akvatisk biota har god toleranse for pH i intervallet 6-9 og dette foreslås som grenseverdier for pH.

Olje og PAH

Erfaringsmessig er det ikke høye konsentrasjoner av olje i rensset drivevann (oftest < 1 mg/l). Reduksjon av partikler i utslippsvannet bidrar også til reduksjon av olje. På lavvann er forholdet mellom planlagt utslippsmengde og vannføringen i elven ca. 1:25. Det foreslås en grenseverdi for olje på 5 x PNEC, dvs. 5 mg olje/L. Utslipp av denne oljekonsentrasjonen vil raskt fortynnes ned til ufarlige verdier, også på lavvannsføring i elven, og risikoen vil være liten.

Forbrenning av drivstoff, sprengstoff og innhold i olje vil gi en liten tilførsel av PAH-forbindelser i drivevannet. Erfaringsmessig er konsentrasjonene av ΣPAH-16 lave (< 1 µg /l) og medfører liten miljørisiko. For å minimere utslipp av PAH foreslås det likevel en grense for sumverdien av de 16 forbindelsene som har tilstandsklasser, samt en maksimal grense for den antatt giftigste forbindelsen benzo(a)pyren. Foreslått grense for ΣPAH-16 (9,4 µg/L) er lik summen av øvre grenseverdier for klasse II (god tilstand). Laboratorienes rapporteringsgrenser for Benzo(a)pyren er lavere enn 10 x AA-EQS, og det foreslås derfor å sette grenseverdien lik MAC-EQS på 0,27 µg/l.

Temperatur

Normalt vil temperaturen både i vann og luft være lav ca. halve året. Aktuelle perioder med utslipp til Alna vil være over ca. to år dvs. når vannet har temperatur mellom ca. 0 og 20 °C. Eventuelle temperaturpåvirkning vil derfor ligge godt innenfor naturlige variasjoner i elven. På grunn av korte utslippsperioder vil ikke biota bli utsatt for langvarig, avvikende temperatur. Miljørisikoen vurderes som liten.

Oppsummering Alna

Prosjektet har allerede redusert behovet for å belaste Alna gjennom å innhente tillatelse til bruk av spillvannnett, som vil ta det aller meste av utslippet fra tunnel på Stubberud. Resterende utslippsbehov er vurdert å medføre liten risiko for Alna ved de foreslåtte utslippsgrensene.

6.4 Akerselva

Det er kun i ca. en uke at det er behov for utslipp av vannmengder opp mot 30 L/s. Resterende 6 mnd. vil utslippsbehovet være ca. 6 L/s. Beregningene i Tabell 6-1, Tabell 6-5 og Tabell 6-6 er nokså konservative, da de er basert på utslipp av et volum på 30 L/s.

Det ventes ikke noen spesielt risikable arbeider som generer sterk forurensning, eller graving i sterkt forurenset masse for å etablere byggegrop.

Det vil bli utført dagsonesprengning av 350 m³ berg for å etablere byggegrop. Dagsonesprengning genererer en andel uomsatt sprengstoff på ca. 1 % (2) som er langt mindre enn ved driving av tunnel.

Grovt anslått benyttes det 0,5 kg sprengstoff med ca. 95 % ammoniumnitrat pr. m³ utsprengt berg, og utfra dette kan det estimeres følgende mengde uomsatt ammoniumnitrat:

$$0,95 \times 0,5 \text{ kg NH}_4\text{NO}_3 / \text{m}^3 \text{ berg} \times 350 \text{ m}^3 \text{ berg} \times 0,01 = 1,66 \text{ kg NH}_4\text{NO}_3$$

Av disse 1,66 kg utgjør nitrogenet i NH₄NO₃ ca. 35 % av molekylvekten. Dette gir en vekt av uomsatt nitrogen på ca. 0,55 kg.

Mye av nitrogenet vil følge steinen som tas ut, mens noe vil gå til Akerselva med lensevann. Mengden nitrogen har uansett ikke potensial til å påvirke tilstanden i elven.

Anleggsarbeidene vil også generere en del slam, mineralsk støv, vann med høy pH og trolig noe søl fra maskiner. Det bemerkes også at byggegropen vil være helt i kanten av Akerselva og at uhellsutslipp el. vil ha kort vei til resipient. Dette gjør at beredskapen mot akutt forurensning må være svært god.

I beregningene i Tabell 6-6 er det lagt til grunn utslipp av vann med konsentrasjoner på 20 x AA-EQS for metaller. Beregningene tyder på at dette medfører liten miljørisiko selv når utslippsmengden er 30 L/s. Det anses derfor ikke å være behov for å fastsette grenseverdier for metaller, bl.a. fordi utslippsmengden i hovedsak vil være ca. fem ganger mindre enn mengden benyttet i estimatet av metallkonsentrasjoner.

For å begrense belastningen fra utslippene og for å redusere miljørisikoen, foreslås det å ha en grense på 100 mg/L for suspendert stoff, 5 mg olje/L og pH mellom 6-9.

Miljørisikoen fra kortvarige utslipp av vann med disse grensene vil være liten.

6.5 Forslag til grenseverdier for utslipp

Basert på utførte risikovurderinger foreslås det grenseverdier for rensset drivevann fra tunnel- og anleggsvann fra byggegrop. En sammenstilling av grenseverdiene er vist i Tabell 6-7. Grenseverdiene gjelder for mengdeproporsjonale ukeblandprøver.

Det er ikke foreslått noen grense for nitrogenforbindelser, da det ikke finnes noen effektiv renseteknikk som fjerner nitrogen i anleggsprosjekter.

Metaller bør analyseres på både oppsluttede (dvs. med partikler) og filtrerte prøver.

Tabell 6-7. Forslag til grenseverdier og parametere som overvåkes for drivevann fra tunnel og anleggsvann fra byggegrop.

Parameter	Resipient	Utslipp til Alna på Stubberud	Utslipp til Akerselva på Bjølsen
		Grenseverdi	Grenseverdi
pH		6-9	6-9
Suspendert stoff (mg/l)		50	100
Oljeforbindelser (mg/l)		5	5
Metaller (Pb, Cd, Cr(tot), Cu, Ni, Zn)		20 x AA-EQS	Ikke grenseverdier - overvåkes
ΣPAH-16 (µg/L)		9,4	Ikke grenseverdier - overvåkes
B(a)p (µg/L)		0,27	Ikke grenseverdier - overvåkes
Totalnitrogen		Ikke grenseverdier - overvåkes	Ikke grenseverdier - overvåkes

VAV har utlyst et overvåkningprogram for resipientene (anskaffelse 132/2020). Overvåkningsprogrammet må ev. detaljeres nærmere iht. krav i utlippstillatelse, samt vurderes på bakgrunn av måleresultatene etter de første overvåkningsrundene. Det forutsettes overvåkning i forkant, under og etter utslippperioder.

7 Referanser

1. **Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk.** *Kort innføring i bruk av TBM.* s.l. : NFF, 2015. Teknisk rapport 17.
2. **Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk,.** *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg.* 2009. Teknisk rapport 09.
3. **Direktoratsgruppen for gjennomføring av vannforskriften.** *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* 2018_rev27.10.20. Veileder 02:2018.
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 (larvikittproduzentene) 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. **Noregs Geotekniske Institutt.** *Identifisering og karakterisering av syredannende bergarter.* s.l. : Miljødirektoratet, 2015. DOK.NR. 20120842-01-R / M310.
15. **Norges Geotekniske Institutt.** *Deponering av syredannende bergarter. Grunnlag for veileder.* s.l. : Miljødirektoratet, 2015. DOK.NR: 20140693-01-R / M-385.
16. **Klima og Forurensningsdirektoratet.** *Utkast til Bakgrunnsdokumentasjon fo utarbeidelse av miljøkvalitetsstandarder og klassifisering av miljøgifter i vann, sediment og biota.* 2012. TA-3001/2012.

17. *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.
18. **Berezina, N.A.** Influence of Ambient pH on Freshwater Invertebrates under Experimental Conditions. *Russian Journal of Ecology.* 2001, Vol. 32, 5, pp. 343-351.
19. **Meteorologisk institutt.** Eklima. [Internett] [Sisert: 1 3 2019.] http://sharki.oslo.dnmi.no/portal/page?_pageid=73,39035,73_39049&_dad=portal&_schema=PORTAL.
20. **Multiconsult.** *E6 Rentvann Stubberud, Datarapport miljøgeologiske grunnundersøkelser.* 2021. NVO-MA-443-HK-010-0.
21. —. *E6 Rentvann Stubberud, Tiltaksplan for graving i forurenset grunn.* 2021. NVO-MA-443-HK-002-0.
22. **Rambøll.** *Supplerende prøvetaking til tiltaksplan for Idun fabrikker, Trinn 2.* 2013. 1100427B, notat nr. 005.
23. **Multiconsult.** *E6 Rentvann, Bjølsen B2, Datarapport Miljøgeologisk grunnundersøkelse.* 2021. NVO-MA-423-HK-010-0.
24. —. *E6 Rentvann, Bjølsen, Tiltaksplan for graving i forurenset grunn.* 2021. NVO-MA-423-HK-001-0.
25. **Nesheim, I., Fosholt Moe, T., Ranneklev, S.B. & Skumlien Furuseth, I.** *Alna – kunnskapssammenstilling og mulighetsstudie.* s.l. : NIVA, 2020. 7529-2020.
26. **Vannportalen.** Vann-Nett. [Internett] [Sisert: 7 9 2021.] <https://www.vann-nett.no/portal/#/mainmap>.
27. **Bremnes, T., Brabrand, Å., Pavels, H. & Saltveit, S. J.** *Tilstand for bunndyr og fisk i Alna og Sognsvannsbekken-Frognerelva i 2013.* s.l. : Naturhistorisk museum, Oslo, 2014. Rapport nr. 33.
28. **Thaulow, J. & Persson, J.** *Vurdering av økologisk tilstand i Osloelvene Bunndyr og fisk i Ljanselva og Alna 2017.* s.l. : NIVA, 2018. 7252-2018.
29. **NVE.** Sildre. [Internett] [Sisert: 25 5 2021.] <https://sildre.nve.no/map?x=264693&y=6648281&zoom=12¶ms=1001&stationId=6.78.0>.
30. **Sandaas, K. og Enerud, J.** *Elvemusling Margaritifera margaritifera i øvre del av Alna og Breisjøbekken.* s.l. : Oslo kommune, 2014.
31. **Miljøforeningen Akerselvas Venner.** Miljøforeningen Akerselvas Venner. [Internett] [Sisert: 9 7 2021.] <https://www.akerselvasvenner.no/lengde-nedborfelt-vannuttak-og-vannforing/>.
32. **Miljødirektoratet.** Lakseregisteret. [Internett] [Sisert: 9 7 2021.] <https://laksekart.fylkesmannen.no/>.
33. **Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T. & Pavels, H.** *Tilstand for bunndyr, fisk, edelkreps og elvemusling i Akerselva etter utslipp av hypokloritt.* 2012. Rapportnr. 22, ISSN nr. 1891-8050, ISBN nr. 978-82-7970-036-4.
34. **Saltveit, S. J., Bremnes, T., Brabrand, Å. & Pavels, H.** *En vurdering av økologisk tilstand i Akerselva og Hovinbekken basert på bunndyr og fisk.* s.l. : UiO Naturhistorisk Museum, 2016. Rapport nr. 50, ISSN nr. 1891-8050, ISBN nr. 978-82-7970-069-2.

35. **Sandaas, K. & Enerud, J.** *Utbredelse og bestandsstatus for Margaritifera margaritifera i Akerselva 2017*. s.l. : Fylkesmannen i Oslo og Akershis, 2017.

36. **Miljødirektoratet.** *Vannmiljø*, <http://vanmiljo.miljodirektoratet.no/>. 2017.

37. —. *Veileder for fastsetting av innblandingssoner*. 2013. M-46/2013.

38. **Klima og Forurensningsdirektoratet.** *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.

39. **Miljødirektoratet.** *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota*. 2016. M608_ rev. 30.10.2020.

Vedlegg 1

Klassifiserte resultater fra Vannmiljø

Tabell 1. Alna oppstrøms utslippspunkt, stasjon ALN-4 , vannlokalitetskode: 006-56471, vanntype R109

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årsgjennomsnitt)	Enhet	Tilstand
Bunndyr (ASPT)	Biologisk	2013	3,1		Svært dårlig
pH	Fysisk-kjemisk	2012	7,9	Ubenevnt	
		2013	7,9		
		2017	7,9		
Totalfosfor	Fysisk-kjemisk	2012	85	µg/l	Svært dårlig
		2013	104		Svært dårlig
		2017	114		Svært dårlig
Totalnitrogen	Fysisk-kjemisk	2012	1,43	mg/l	Svært dårlig
		2013	1,31		Dårlig
		2017	1,56		Svært dårlig
Ammonium* (90 persentil)	Fysisk-kjemisk	2012	151	µg/l	
		2013	101		
		2017	65		
Suspendert tørrstoff**	Fysisk-kjemisk	2012	32	mg/l	Svært dårlig
		2013	8		Dårlig
		2017	7		Dårlig
Turbiditet**	Fysisk-kjemisk	2012	15,3	FNU	Svært dårlig
		2013	3,4		Dårlig
		2017	3,6		Dårlig
TOC**	Fysisk-kjemisk	2012	5,7	mg/l C	
		2013	3,6		
		2017	5,9		
Kalsium	Fysisk-kjemisk	2012	31	mg/l	
		2013	39		
		2017	37		
Bly	Fysisk-kjemisk	2012	1,80	µg/l	Moderat
		2013	0,45		God
		2017	0,39		God
Nikkel	Fysisk-kjemisk	2012	2,6	µg/l	God
		2013	1,0		God
		2017	1,2		God
Kvikksølv	Fysisk-kjemisk	2012	0,0065	µg/l	God
		2013	0,0050		God
		2017	0,0068		God
Kadmium***	Fysisk-kjemisk	2012	0,0432	µg/l	God
		2013	0,0443		God
		2017	0,0188		God
Kobber	Fysisk-kjemisk	2012	10,8	µg/l	Dårlig
		2013	7,5		God
		2017	3,5		God
Krom	Fysisk-kjemisk	2012	2,2	µg/l	God
		2013	1,0		God
		2017	0,5		God
Sink****	Fysisk-kjemisk	2012	27	µg/l	Dårlig
		2013*	0,016		
		2017	7,4		God

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25°C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant

**Klassifisert iht. veileder TA-1468/1997

*** Det er benyttet en hardhet på 90 mg CaCO₃/L som tilsvarer et kalsiuminnhold på 35 mg/l

**** For resultatene fra 2013 antas korrekt benevnelse å være mg/l, men i Vannmiljø er benevnelsen µg/l

Tabell 2. Alna nedstrøms utslippspunkt, stasjon ALN-5, vannlokalitetskode: 006-56472, vanntype R109

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Tilstand
Bunndyr (ASPT)	Biologisk	2013	3,4	Ubenevnt	Svært dårlig
pH	Fysisk-kjemisk	2012	7,7	Ubenevnt	
		2013	7,8		
		2017	7,8		
Totalfosfor	Fysisk-kjemisk	2012	85	µg/l	Svært dårlig
		2013	126		Svært dårlig
		2017	82		Svært dårlig
Totalnitrogen	Fysisk-kjemisk	2012	1,38	mg/l	Dårlig
		2013	1,67		Svært dårlig
		2017	1,56		Svært dårlig
Ammonium* (90 persentil)	Fysisk-kjemisk	2012	200	µg/l	
		2013	313		
		2017	239		
Suspendert tørrstoff**	Fysisk-kjemisk	2012	26	mg/l	Svært dårlig
		2013	22		Svært dårlig
		2017	9		Dårlig
Turbiditet**	Fysisk-kjemisk	2012	13	FNU	Svært dårlig
		2013	5		Dårlig
		2017	4		Dårlig
TOC**	Fysisk-kjemisk	2012	5	mg/l C	Moderat
		2013	4		Moderat
		2017	5		Moderat
Kalsium	Fysisk-kjemisk	2012	34	mg/l	
		2013	39		
		2017	39		
Bly	Fysisk-kjemisk	2012	2,1	µg/l	Moderat
		2013	0,89		God
		2017	0,60		God
Nikkel	Fysisk-kjemisk	2012	1,9	µg/l	God
		2013	1,9		God
		2017	1,3		God
Kvikksølv****	Fysisk-kjemisk	2012	26,9	µg/l	
		2013	0,006		God
		2017	0,005		God
Kadmium	Fysisk-kjemisk	2012	0,006	µg/l	God
		2013	0,069		God
		2017	0,032		God
Kobber	Fysisk-kjemisk	2012	11,3	µg/l	Dårlig
		2013	8,0		Dårlig
		2017	4,6		God
Krom****	Fysisk-kjemisk	2012	0,06	µg/l	
		2013	1,20		God
		2017	0,60		God
Sink*****	Fysisk-kjemisk	2012	24	µg/l	Dårlig
		2013	0,019		
		2017	9,6		God

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25°C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant

**Klassifisert iht. veileder TA-1468/1997

*** Det er benyttet en hardhet på 90 mg CaCO₃/L som tilsvarer et kalsiuminnhold på 35 mg/l

**** Resultatene fra 2012 er høyst sannsynlig feil

**** Svært avvikende årgjennomsnitt i 2012

***** For resultatene fra 2013 antas korrekt benevnelse å være mg/l, men i Vannmiljø er benevnelsen µg/l

Tabell 3. Akerselva nedstrøms Nydalsdammen, oppstrøms utslippspunkt, stasjon AKR-3 , vannlokalitetskode: 006-56463, vanntype R107

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Tilstand
Bunndyr (ASPT)	Biologisk	2013	5,8		Moderat
pH	Fysisk-kjemisk	2012	7,3	Ubenevnt	
		2015	7,2		
Totalfosfor	Fysisk-kjemisk	2012	9	µg/l	Svært god
		2015	8		Svært god
Totalnitrogen	Fysisk-kjemisk	2012	391,000	µg/l	Svært god
		2015	400,000		Svært god
Ammonium* (90 persentil)	Fysisk-kjemisk	2012	15	µg/l	
		2015	15		
Suspendert tørrstoff**	Fysisk-kjemisk	2012	1,8	mg/l	God
		2015	2,0		God
Turbiditet**	Fysisk-kjemisk	2012	1,8	FNU	Moderat
		2015	0,9		God
TOC**	Fysisk-kjemisk	2012	4,6	mg/l C	Moderat
		2015	4,5		Moderat
Kalsium	Fysisk-kjemisk	2012	5	mg/l	
		2015	4		
Bly	Fysisk-kjemisk	2012	0,51	µg/l	God
		2015	0,21		God
Nikkel	Fysisk-kjemisk	2012	<1	µg/l	God
		2015	<1		God
Kvikksølv	Fysisk-kjemisk	2012	0,0056	µg/l	God
		2015	0,0050		God
Kadmium***	Fysisk-kjemisk	2012	0,020	µg/l	God
		2015	0,014		God
Kobber	Fysisk-kjemisk	2012	3,2		God
		2015	3,0		God
Krom	Fysisk-kjemisk	2012	<1	µg/l	God
		2015	<1		God
Sink****	Fysisk-kjemisk	2012	11	µg/l	God
		2015	<10		God

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25°C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant

**Klassifisert iht. veileder TA-1468/1997

*** Det er benyttet en hardhet på < 40 mg CaCO₃/

**** For resultatene fra 2013 antas korrekt benevnelse å være mg/l, men i Vannmiljø er benevnelsen µg/l

Tabell 4. Akerselva nedstrøms Nydalsdammen, oppstrøms utslippspunkt, stasjon AKR-4 , vannlokalitetskode: 006-56464, vanntype R107

Parameter	Type kvalitetselement	Undersøkelses-år	Verdi (årgjennomsnitt)	Enhet	Tilstand
Bunndyr (ASPT)	Biologisk	2013	5,5		Moderat
pH	Fysisk-kjemisk	2012	7,3	Ubenevnt	
		2015	7,2		
Totalfosfor	Fysisk-kjemisk	2012	11	µg/l	Svært god
		2015	9		Svært god
Totalnitrogen	Fysisk-kjemisk	2012	423	mg/l	Svært god
		2015	375		Svært god
Ammonium* (90 persentil)	Fysisk-kjemisk	2012	25	µg/l	
		2015	16		
Suspendert tørrstoff**	Fysisk-kjemisk	2012	1,8	mg/l	God
		2015	2,0		God
Turbiditet**	Fysisk-kjemisk	2012	2,0	FNU	Moderat
		2015	0,9		God
TOC**	Fysisk-kjemisk	2012	4,4	mg/l C	Moderat
		2015	4,6		Moderat
Kalsium	Fysisk-kjemisk	2012	5,8	mg/l	
		2015	4,0		
Bly	Fysisk-kjemisk	2012	0,44	µg/l	God
		2015	0,30		God
Nikkel	Fysisk-kjemisk	2012	1,1	µg/l	God
		2015	<1		God
Kvikksølv	Fysisk-kjemisk	2012	<0,005	µg/l	God
		2015	<0,005		God
Kadmium***	Fysisk-kjemisk	2012	0,0392	µg/l	God
		2015	0,0257		God
Kobber	Fysisk-kjemisk	2012	3,4		God
		2015	3,0		God
Krom	Fysisk-kjemisk	2012	<1	µg/l	God
		2015	<1		God
Sink****	Fysisk-kjemisk	2012	11	µg/l	God
		2015	<10		God

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25°C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant

**Klassifisert iht. veileder TA-1468/1997

*** Det er benyttet en hardhet på < 40 mg CaCO₃/L

**** Laboratoriets rapporteringsgrense er 10 µg/l