

From: Myreng, Henrik[henrik.myreng@multiconsult.no]

Sent: 29.04.2022 09:38:09

To: Postmottak SFOV[sfovpost@statsforvalteren.no]

Cc: Isak Solomon[isak.solomon@bym.oslo.kommune.no]; Joakim

Hjertum[joakim.hjertum@bym.oslo.kommune.no]; Strømme,

Anette[fmoaans@statsforvalteren.no]; Røysland, Silje[silje.roeysland@multiconsult.no]; Fines,

Sunniva Ygre[Sunniva.Fines@multiconsult.no]

Subject: Åsland snødeponi - utslippssøknad

Hei,

sender på vegne av BYM utslippssøknad etter forurensningsloven § 11 for Åsland snødeponi.

Gjerne ta kontakt dersom dere har spørsmål.

Mvh

HENRIK MYRENG

Miljøgeolog / Økotoksikolog | Seksjon Miljøgeologi | Avd. GEO Vann & Miljø Oslo

(+47) 92 41 16 45 | www.multiconsult.no

Multiconsult

RAPPORT

Snødeponi Åsland

OPPDRAKSGIVER

Oslo kommune, Bymiljøetaten

EMNE

Utslippssøknad Åsland snødeponi

DATO / REVISJON: 29. april 2022/00

DOKUMENTKODE: 10242440-RIM-RAP-002



Multiconsult

Denne rapporten er utarbeidet av Multiconsult i egen regi eller på oppdrag fra kunde. Kundens rettigheter til rapporten er regulert i oppdragsavtalen. Hvis kunden i samsvar med oppdragsavtalen gir tredjepart tilgang til rapporten, har ikke tredjepart andre eller større rettigheter enn det han kan utlede fra kunden. Multiconsult har intet ansvar dersom rapporten eller deler av denne brukes til andre formål, på annen måte eller av andre enn det Multiconsult skriftlig har avtalt eller samtykket til. Deler av rapportens innhold er i tillegg beskyttet av opphavsrett. Kopiering, distribusjon, endring, bearbeidelse eller annen bruk av rapporten kan ikke skje uten avtale med Multiconsult eller eventuell annen opphavsrettshaver.

RAPPORT

OPPDRAAG	Snødeponi Åsland	DOKUMENTKODE	10205481-RIM-RAP-002
EMNE	Utslippssøknad	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	Oslo kommune, Bymiljøetaten	OPPDRAAGSLEDER	Henrik Myreng
KONTAKTPERSON	Isak Solomon	UTARBEIDET AV	Henrik Myreng
KOORDINATER	SONE: 32 ØST: 603433 NORD: 6633004	ANSVARLIG ENHET	10101030 Miljøgeologi
GNR./BNR.	176/1		

SAMMENDRAG

Oslo kommune ved Bymiljøetaten, BYM, planlegger en oppgradering av snødeponiet på Åsland i Oslo kommune, inkl. ny renseløsning for håndtering av smeltevann fra snødeponiet. Multiconsult Norge AS er engasjert av Bymiljøetaten (BYM) for miljørådgivning.

På oppdrag fra BYM prosjekterte Multiconsult i 2017-2018 et nytt renseanlegg for smeltevann fra snødeponiet. I tillegg til selve prosjekteringen, omfattet oppdraget gjennomføring av en miljørisikovurdering samt utarbeidelse av en utslippssøknad (Multiconsults rapport 10205481-RIM-RAP-002). Denne utslippssøknaden ble avslått av Statsforvalter med begrunnelse i tåleevnen til resipientene.

Siden forrige søknad ble sendt i 2018, har enkelte av premissene i prosjektet endret seg. BYM har fastsatt følgende premisser for bruken av deponiet:

1. Som i 2018, skal renseanlegget skal oppdateres iht. det som ble prosjektert av Multiconsult i 2018
2. Maksimal snømengde som skal deponeres er ca. 200 000 tilkjørte m³, dvs. ca. 150 000 m³ etter at snøen pakker seg på deponiet
3. Snøen som deponeres på Åsland skal sorteres slik at den kommer fra lite trafikkerte byområder uten bruk av veisalt

Oslo kommune v/ Bymiljøetaten søker med opplysningene gitt i denne rapporten om utslippstillatelse etter forurensningslovens §11.

Risikovurdering

Det er gjennomført en miljørisikovurdering som viser at støy og utslipp til vann er de mest kritiske faktorene. Det er derfor foreslått tiltak som i størst mulig grad skal redusere ulempene snødeponiet påfører omgivelsene.

Rensetiltak

Smeltevannet skal renses før utslipp til resipient. Planlagt renseløsning følger prinsippene fra det eksisterende anlegget bestående av sedimentering etterfulgt av filtrering gjennom sand og adsorbent. Det eksisterende renseanlegget er ikke tilpasset større mengder smeltevann og forurensningene som smeltevannet fører med seg. Ny renseløsning er derfor dimensjonert opp til de mengdene smeltevann som kan forventes.

Utslippspunkt

Utslippspunkt for rensed smeltevann er i Myrerbekken. Dette er en liten bekk som renner videre ut til Myrertjernet som ligger helt sør i Gjersrudvassdraget. Bekken har vært lagt i kunstig løp over Follobanens riggområde, men skal ifbm. Bane NORs tilbakeføringsprosjekt legges i nytt, åpent løp. Bekken vil imidlertid fremdeles gå i rør under Vefaldtomta og renner ut i en pukkfylling ca. 150 m oppstrøms snødeponiets utslippspunkt. I dette utslippspunktet er det også avrenning fra E6 til bekken. Bekken har et lite nedbørfelt og begrenset vannføring og renner ut i Gjersrudtjern etter samløp med Maurtubekken og Stensrubbekken.

Overvåkning

Det er anbefalt et overvåkningsprogram for utslippsvannet og for resipienter.

00	29.4.2022	Snødeponi Åsland. Søknad om utslippstillatelse	Henrik Myreng	Silje Røysland	Henrik Myreng
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Innledning	5
1.1	Søkerens navn og adresse.....	5
1.2	Situasjonsbeskrivelse	5
1.3	Målsetting	6
1.4	Planstatus	6
1.5	Datagrunnlag	7
2	Lokalitetsbeskrivelse.....	8
2.1	Generelt	8
2.2	Grunnforhold	9
2.3	Resipienter.....	9
2.4	Støv	11
2.5	Støy	12
3	Fremtidig drift av snødeponi.....	14
3.1	Snø og smeltevannsmengder.....	14
3.2	Forventet forurensningsnivå og komponenter i smeltevann.....	14
3.3	Oppsummering av miljørisikovurderingen.....	16
4	Planlagt renseanlegg.....	17
4.1	Valg av renseløsning- BAT	17
4.2	Forventet renseseffekt ved planlagt renseløsning	18
4.3	Drift og overvåkning av renseanlegget	19
4.4	Rutiner etter avsluttet smeltesesong	19
5	Forslag til grenseverdier.....	20
6	Overvåkning av utslippsvann	20
6.1	Overvåkning av renseløsning og utslipp	20
6.1.1	Online loggere.....	20
6.1.2	Manuell prøvetaking.....	21
6.2	Overvåkning av resipient	21
6.3	Overvåkning av støy.....	21
7	Referanser	21

Vedlegg:

- A** Rapport 102042440-RIM-RAP-001, Miljørisikovurdering, datert 29. april 2022
- B** Rapport 10205481-RIVA-RAP-001, Mulig renseløsning for avrenning på Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak, datert 5. november 2018
- C** Rapport 10205481-RIVA-RAP-002, Teknisk beskrivelse av nytt renseanlegg, datert 5. november 2018
- D** Notat 10205481-RIVA-NOT-001, Vannmengdeberegninger, datert 3. oktober 2018
- E** Notat 10242440-RIVA-NOT-001, Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi, datert 29. april 2022
- F** Notat 10205481-RIVA-NOT-002, Deponiplate tiltak for utbedring, datert 10. oktober 2018
- G** Oversikt over berørte parter

1 Innledning

Oslo kommune ved Bymiljøetaten, BYM, planlegger en oppgradering av deres snødeponi på Åsland i Oslo kommune. Dette inkluderer ny renseløsning for håndtering av smeltevann fra snødeponiet og setting av dekker. Multiconsult Norge AS er engasjert av Bymiljøetaten (BYM) for miljørådgivning.

På oppdrag fra BYM prosjekterte Multiconsult i 2017-2018 et nytt renselanlegg for smeltevann fra snødeponiet. I tillegg til selve prosjekteringen, omfattet oppdraget gjennomføring av en miljørisikovurdering samt utarbeidelse av en utslippssøknad (Multiconsults rapport 10205481-RIM-RAP-002). Denne utslippssøknaden ble avslått av Statsforvalter med begrunnelse i resipientenes tåleevne.

Siden forrige søknad ble sendt i 2018, har enkelte av prosjektets premisser endret seg. BYM har fastsatt følgende premisser for bruken av deponiet:

Følgende premisser gjelder:

1. Som i 2018 skal renselanlegget skal oppdateres iht. det som ble prosjektert i av Multiconsult i 2018
2. Maksimal snømengde som skal deponeres er ca. 200 000 tilkjørte m³, dvs. ca. 150 000 m³ etter at snøen pakker seg på deponiet
3. Snøen som deponeres på Åsland skal sorteres i forkant av deponering, slik at den kommer fra lite trafikkerte byområder uten bruk av veisalt

Oslo kommune v/ Bymiljøetaten søker med opplysningene gitt i denne rapporten om utslippstillatelse etter forurensningslovens §11.

1.1 Søkerens navn og adresse

Bedriftsinformasjon

Navn	Bymiljøetaten Oslo kommune
Postadresse	Postboks 6532 Etterstad
Kommune og fylke	0606 Oslo
Organisasjonsnr.	996 922 766
Gårds- og bruksnummer	Gnr. 176, bnr 1
NACE-kode og bransje	52.212 - Drift av parkeringsplasser og parkeringshus

Kontaktperson:

Navn	Isak Solomon
Telefon	940 05 865
E-post	postmottak@bym.oslo.kommune.no

Liste over berørte parter finnes i vedlegg G.

1.2 Situasjonsbeskrivelse

Åsland snødeponi har vært Oslo kommunes deponiareal for snø siden 2005. Arealet har vært i større eller mindre bruk siden. Spesielt i de snørike vintrene 2009 – 2011 var det særlig stor bruk av Åsland, og det ble deponert flere hundre tusen kubikk på arealet hvert år. Siden snøsmeltelekteren S/S Terje ble anskaffet, har bruken av Åsland blitt redusert. Dette har også sammenheng med flere snøfattige vintre der etaten ikke hatt deponibehov utover det S/S Terje har klart å håndtere. Vinteren

2017/2018 og de etterfølgende har det likevel vist seg å være behov for Åsland som landdeponi for snø. Det er gjort flere forsøk på å finne andre snødeponier i Oslo, foreløpig uten hell.

Oslo kommune har i dag to muligheter for snødeponering. Landdeponiet på Åsland og snølekterløsingen SnowClean (Terje) fra NCC. Lekteren fungerer som hoveddeponi, men Åsland fungerer som en viktig beredskapsløsning dersom det oppstår driftsstans på lekteren samt som tilleggsdeponi for usaltet snø. Åsland er i tillegg det eneste areal som permanent er regulert til snødeponi. Snølekteren har en gitt timeskapasitet. All snø som kan deponeres andre steder enn på lekteren frigjør derfor viktig deponitilgjengelighet på lekteren. Snølekteren er eneste godkjente deponi for snø som inneholder salt. All snø fra kommunes hovedveinett må deponeres på lekteren.

Snølekteren er anskaffet gjennom en tjenestekontrakt. Denne kontrakten utløper etter neste vinter, og etaten er avhengig av å anskaffe ny deponitjeneste for saltholdig snø. For å maksimere deponiets mottak av saltholdig snø, bør ikke-saltholdig snø deponeres andre steder så langt dette lar seg gjøre.

Bymiljøetaten jobber i dag med en førkommersiell anskaffelse for å utvikle nye måter å håndtere brøytesnø på. Prosjektet heter SMELT - Snøbehandling utført miljøvennlig med energinøytraliserende lagring og teknologi. Målet er at det på sikt vil bidra til flere muligheter for miljøvennlig håndtering og smelting av snø fra trafikkert veiareal. Dette arbeidet vil mest sannsynlig ikke erstatte dagens deponeringsløsninger, men fungere som et tillegg.

1.3 Målsetting

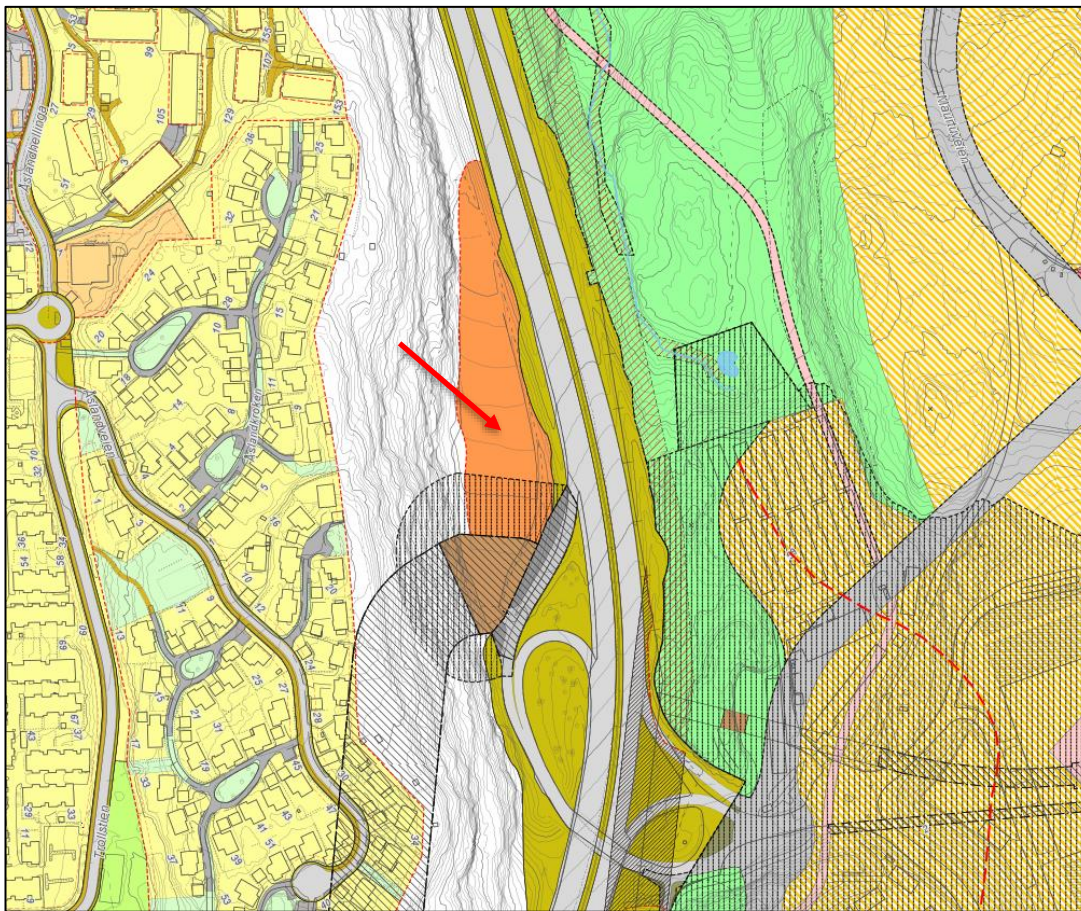
Snødeponiet utformes for å kunne motta snø lite trafikkerte og usaltede veier i Oslo

Målsetningen for snødeponiet på Åsland og i dette prosjektet har vært å prosjektere et snødeponi og renseanlegg for snøsmeltevann som kan tilfredsstille følgende krav:

- Mulighet for å deponere ca. 200 000 m³ med snø tilkjørt snø, dvs. ca. 150 000 m³ etter at snøen pakker seg på deponiet
- Renseanlegget skal være dimensjonert for å tåle fremprovosering av naturlig nedsmelting (opptil 4 x).
- Overholde Statsforvalterens utslippskrav.

1.4 Planstatus

Området er regulert til spesialområde – snødeponi, Oslo kommune Plan- og bygningsetaten sak S-4149 datert 08.06.2005 (Figur 1). Deler av området er også regulert til beredskapsplass med adkomsttunnel for Follobanen, S-4954 datert 14.06.2017. Dette arealet er ikke disponibelt til deponering av snø.



Figur 1. Gjeldende planstatus for Åsland snødeponi. Kilde: Plan- og bygningsetaten i Oslo kommune.

1.5 Datagrunnlag

Informasjonen i denne søknaden bygger i hovedsak på data hentet fra følgende dokumenter og databaser:

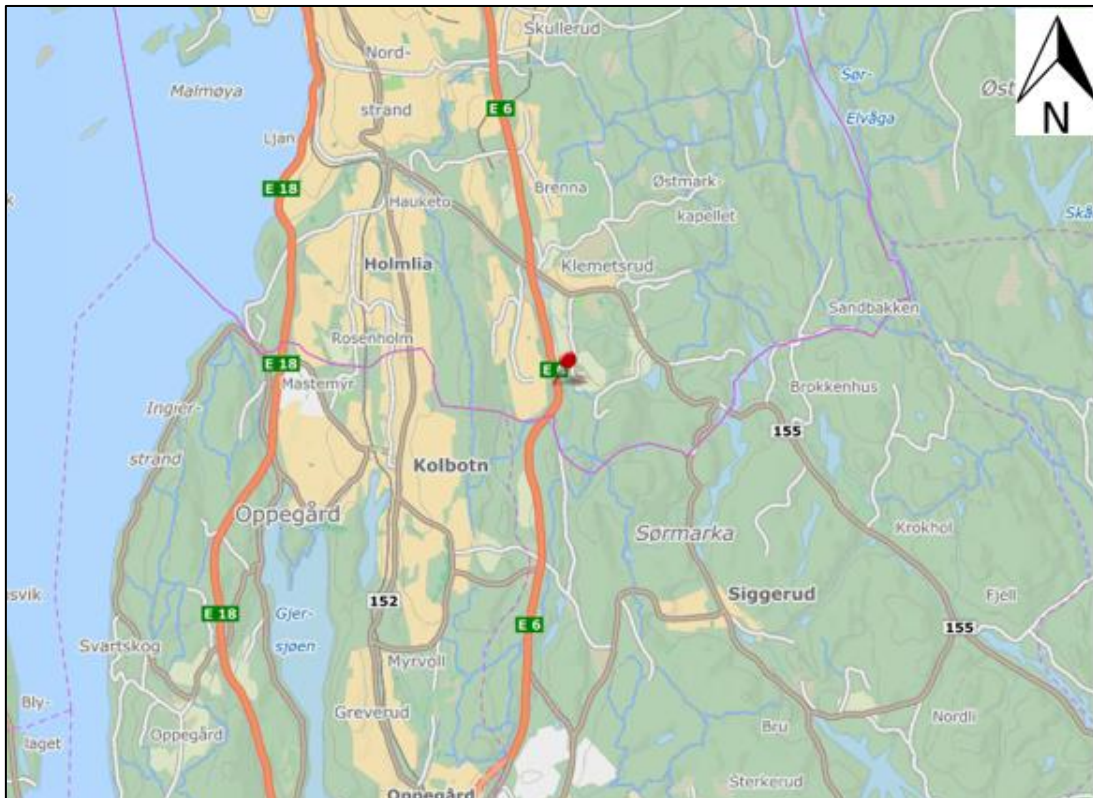
- Multiconsults rapport 10242440-RIM-RAP-001, Miljøriskovurdering Snødeponi Åsland (Vedlegg A) (1)
- Multiconsult rapport 10205481-RIVA-RAP-001, Mulig renseløsning for avrenning på Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak (Vedlegg B) (2)
- Multiconsult rapport 10205481-RIVA-RAP-002, Teknisk beskrivelse av nytt renselanlegg (Vedlegg C) (3)
- Multiconsults notat 10205481-01-RIVA-NOT-001, Vannmengdeberegninger (Vedlegg D) (4)
- Multiconsults notat 10205481-01-RIVA-NOT-002, Tetningstiltak på deponiflata (Vedlegg F) (5)
- Multiconsults notat 10242440-RIVA-NOT-001, Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi (Vedlegg E) (6)

For komplett liste over rapporter og dokumenter som er benyttet, se kapittel 7.

2 Lokalitetsbeskrivelse

2.1 Generelt

Åsland snødeponi ligger ved Klemetsrud i Oslo kommune, ca. 300 m nord for kommunegrensen til Nordre Follo (Figur 2). Rett øst for snødeponiet går E6 i nord-sørlig retning. Cirka 70 m mot vest ligger det et boligområde (med adresser bl.a. Åslandkroken og Åslandveien). Boligområdet ligger på ca. kote 200 m, mens asfaltert område av snødeponiet ligger på ca. kote 156. Ved lagring av større snømengder, strekker deponiet på det meste seg opp mot ca. kote 200 der det er satt opp et gjerde. Figur 3 viser et flyfoto av snødeponiet og nærområdet.



Figur 2. Kartutsnitt som viser lokaliseringen av Åsland snødeponi (kart fra Finn.no)



Figur 3. Flyfoto over deponiområdet på Åsland fra 2019 (kart fra finn.no). Utstrekningen av snøen er markert med rødt.

2.2 Grunnforhold

Grunnforholdene i området skal ifølge NGUs kart bestå av grunnfjell (hovedsakelig varianter av gneis) med et skrint løsmassedekke på deponiområdet. Ifølge kartet ligger E6 på grensen mellom bart fjell (< 50 % løsmassedekke) og marine avsetninger mot øst. Det antas å være fyllmasser under arealet for snødeponiet (Finn Christensen, *Hjellnes Consult, pers. komm.* 2018). På bakgrunn av muntlig informasjon fra Finn Christensen og BYM, antas det at det ligger fyllmasser med alunskifer under nordre deler av deponiet.

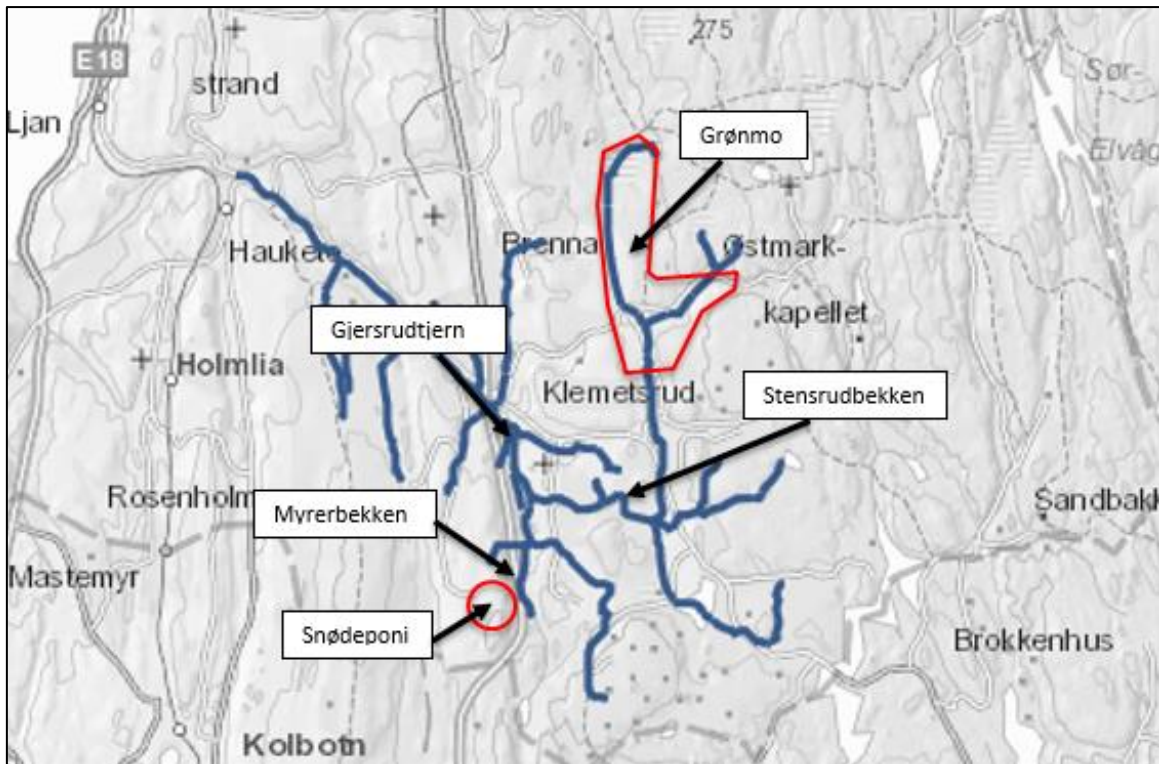
2.3 Resipienter

Nærmeste resipient (primærresipient) er Myrerbekken som renner på østsiden av E6. Myrerbekken inngår i vannforekomst Gjersrubbekken oppstrøms Gjersrudtjern (ID: 006-272-R). Etter samløp med Maurtubekken og Stensrubbekken munner Myrerbekken ut i Gjersrudtjern (sekundærresipient) ca. 1,2 km nedstrøms utslippspunktet.

Økologisk tilstand i Myrerbekken er klassifisert som moderat, og kjemisk tilstand som god i databasen Vann-nett (7). Det skal ikke være påvist fisk i bekken (8). Nasjonal vanntype er angitt som R110 (liten, kalkrik, humøs og klar elv).

Gjersrudtjern inngår i vannforekomst Gjersrubbekken fra og med Gjersrudtjern (ID: 006-275-R). Økologisk tilstand er klassifisert som moderat, og kjemisk tilstand som god i databasen Vann-nett (7). Nasjonal vanntype er angitt som R110 (liten, kalkrik, humøs og klar elv). Pålitelighetsgraden for økologisk tilstand angis som høy, mens for kjemisk tilstand er pålitelighetsgraden angitt som lav. Tilstanden angis som dårlig eller svært dårlig for innhold av totalnitrogen og ammonium samt de vannregionsspesifikke stoffene krom og sink. Det oppgis risiko for at målet om god økologisk tilstand ikke oppnås, og måloppnåelse har utsatt frist av tekniske årsaker.

De viktigste påvirkningene oppgis å være diffus avrenning fra by/tettsted, fra transportsektor, punktutslipp fra søppelfyllinger og introduksjon av fremmede arter. Figur 4 viser et oversiktskart av vassdraget med markering av viktige lokaliteter.



Figur 4. Oversiktskart av Gjersrudvassdraget. Lokaliseringen av snødeponiet er omtrentlig markert med rød sirkel og beliggenheten av Grønmo søppeldeponi er omtrentlig markert med rødt polygon (kart fra Vann-nett).

2.3.1 Myrerbekken

Myrerbekken er en liten bekk med utspring i kildene til Myrertjernet som ligger helt sør i Gjersrudvassdraget. Bekken har vært lagt i kunstig løp over Follobanens riggområde, men skal ifbm. Bane NORs tilbakeføringsprosjekt legges i nytt, åpent løp. Bekken vil imidlertid fremdeles gå i rør under Vefald-tomta og renner ut i en pukkfylling ca. 150 m oppstrøms snødeponiets utslippspunkt. I dette utslippspunktet er det også avrenning fra E6 til bekken. Bekken har et lite nedbørfelt og begrenset vannføring (middelvannføring er ca. 12 L/s) og renner ut i Gjersrudtjern etter samløp med Maurtubekken og Stensrubbekken. Stensrubbekken som renner inn fra sørøst har ca. ti ganger så stor vannføring som Myrerbekken. Vannføringer i Myrerbekken er beregnet i Multiconsults notat 1242440-RIVA-NOT-001 (6) og en sammenstilling er vist i Tabell 1.

Tabell 1. Beregnede vannføringer på tre steder i Myrerbekken og Stensrubbekken. Basert på data fra NVEs verktøy NEVINA.

Nedbørfelt	Middelvannføring (L/s)	Lavvannføring (L/s)	10 % percentil (L/s)
Myrerbekken v/ avløp fra deponiet	12	0,2	500
Bekken etter samløp med Maurtubekken	28	0,5	1200
Ved utløp til Gjersrudtjern, dvs. etter samløp med Stensrubbekken	113	5,5	2100

Det vurderes at bekken har et potensial som gjør at den burde ansees som naturtypelokalitet av typen viktig bekkedrag. Blant annet må det antas at den rødlistede ålen benytter seg av bekken. Ål forekommer ifølge Oslo Fiskeadministrasjon (OFA) i Gjersrudtjern (9).

I forbindelse med Follobaneutbyggingen har NIBIO utført undersøkelser av bl.a. Myrerbekken og Gjersrudtjern de siste årene (10) (11) (12). I 2018 utførte Multiconsult undersøkelser og målinger av vannkjemi, bunndyrsfauna og begroingsalger i bekken (13).

2.3.2 Gjersrudtjern

Gjersrudtjern vil være sekundærresipient og får hovedsakelig sitt tilsig fra Stensrubbekken, men det kommer også noe tilsig fra Myrerbekken og andre bekker fra sør og øst. Utløpet er i nordvest gjennom Gjersrubbekken og videre til Ljanselva.

Vannet er eutroft og grunt, og omgitt av fuktenger og rik strandsumpskog. Vannet huser en rekke fiskearter, blant disse er abbor, mort, gjedde, suter, karuss og ål. Karpe og dvergmalle skal også forekomme. Både breddene som omgir vannet og vannet selv er preget av betydelig vegetasjon. En del rødlistede arter er registrert i tilknytning vannet, men det antas å være potensial for flere sjeldne insektarter enn dem som er registrert (14).

Ifølge utdrag fra fagrapport fra VAV i 2004 (15) er tjernet grunt med en maksimal dybde på 2 m og lite siktedyp pga. alger (0,5-1 m). Data i Vannmiljø tyder på at det stedvis er noe dypere, da det er oppgitt målinger fra 4 meters dybde. NIBIOs undersøkelser indikerer en dybde på minst 3 m. I VAVs fagrapport er tjernet oppgitt å ha helårs sirkulasjon.

Frem til midten av 1980-tallet var tjernet relativt påvirket av sigevann fra Grønmo. Etter 1985 ble sigevannshåndteringen på Grønmo forbedret. I notat utarbeidet av Hjeltnes COWI AS i 2005 (16) vurderes den høye konduktiviteten å skyldes påvirkning fra E6 og snødeponiet på Åsland, men også at en del av dette kan skyldes kloridpåvirkning fra Nedre Raumyrbekk (bekken fra Grønmo) (16).

2.4 Støv

BaneNor har et omfattende måleprogram for overvåking av støv fra anleggsarbeidene med Follobanen. Måleprogrammet omfatter måling av mineralsk støv i 30-dagers intervaller. Et av målepunktene er ved bolig i Åslandveien, ca. 140 meter sørvest for innkjøring til snødeponiet. Resultatene fra støvnedfallsmålingene viser svært lave konsentrasjoner. Gjennomsnittsverdien for de 2 siste årene er 0,39 g/m²/30 dager. Grenseverdien i forurensningsforskriften kapittel 30 er 5 g/m²/30 dager. Det er ikke målt konsentrasjoner over grenseverdien.

Meteorologisk institutt har sammen med Miljødirektoratet utarbeidet en fagbrukertjeneste for luftkvalitet som angir beregnede årsmiddel- og korttidsmiddelkonsentrasjoner for henholdsvis svevestøv (PM₁₀) og nitrogendioksid (NO₂). De beregnede konsentrasjonene gir en indikasjon på hvor det kan forventes høye forurensningsnivåer. Resultatene viser at konsentrasjonene av svevestøv beregnet utenfor bolig i Åslandveien ligger godt under gjeldende grenseverdier som utløser tiltak. Konsentrasjonene ligger også godt under anbefalte grenser gitt av helsemyndighetene, såkalte luftkvalitetskriterier. Boligene i Åslandveien ligger også godt under nedre grense for gul sone i henhold til luftsonekart som er utarbeidet for Oslo kommune.

Omfang

Det foreligger generelt lite erfaringer med produksjon og spredning av støv fra snødeponier. Det er i hovedsak 4 kilder til støv fra slike virksomheter:

- Oppvirvling av støv fra massehåndtering, dvs. fra deponering og graving i forurensete snømasser.

- Oppvirvling av støv og skitt fra veibanen og anleggsområdet.
- Utslipp fra anleggskjøretøy gjennom eksos.
- Gjenværende støv og skitt som blir liggende igjen på bakken etter at snøen har smeltet.

Snømassene som deponeres inneholder ulike typer forurensningskomponenter, bla fra veitrafikk. Mye av forurensningen vil være bundet til partikler og kan således utgjøre et problem hvis de spres til omgivelsene. Etter hvert som snøen smelter vil det stadig oppkonsentreres partikler på overflaten. Snøen vil derimot avgi fuktighet som er med på å binde partiklene å derved redusere faren for støvflukt.

Barrierer og tiltak mot luftforurensning

Deponiområdet ligger i en forsenkning i terrenget i forhold til boligområdet i vest. Dette er gunstig i forhold til evt. støvflukt. I enkelte tilfeller har det vært fylt opp til kvote 200 som er på høyde med boligene. Dette forekommer nokså sjelden og det meste av anleggsarbeidene vil foregå på en lavere kotehøyde.

Et skogbevokst område på ca. 60 meter mellom deponiet og boligene i vest vil kunne fungere som deponiflate for støv. Dette vil bidra til å dempe påvirkning av støv fra aktivitetene i deponiet.

Etter at snøen er smeltet ned, kan støvflukt fra gjenværende løsmasser begrenses ved å fjerne løsmassene.

Snødeponiet vurderes og ikke utgjøre noe vesentlig ulempe for omgivelsene i form av støvflukt. Miljørisikovurderingen inneholder en nærmere redegjørelse for utslipp av støv.

2.5 Støy

Gjeldende reguleringsbestemmelser for området er S-4149 av 08.06.2005 der det står følgende i §6 om støy:

«Driften av deponiet skal tilfredsstillende helseforskriftene for anleggsstøy til Oslo kommune. Dersom støyen i nærliggende boligområder overskrider forskriftskravene, plikter tiltakshaver å tilby støyreduserende tiltak eller å tidsregulere driften. Maksimalt støynivå innendørs i soverom skal ikke overstige 45dBA (kveld, natt), i oppholdsrom døgnekvivalent 30dBA.»

I den midlertidige utslippstillatelsen fra Statsforvalteren, gitt 10.11.2021 (saksnr. 2018/825-4 M-FO) er støybegrensningene vist i Tabell 2 fastsatt. Alle støygrenser skal overholdes innenfor alle driftsdøgn. Støygrensene gjelder all støy fra kommunens virksomhet, inkludert intern transport på virksomhetsområdet samt lossing/lasting av råvarer og produkter. Støy fra midlertidig bygg- og anleggsvirksomhet og fra persontransport av ansatte til og fra virksomhetsområdet er likevel ikke omfattet av grensene.

Tabell 2. Krav til støybegrensning i midlertidig utslippstillatelse fra 11.10.2021.

Mandag-fredag	Kveld mandag-fredag	Lørdag	Søn-/helligdager	Natt	Natt
55 L _{den}	50 L _{evening}	50 L _{den}	50 L _{den}	45 L _{night}	60 L _{AFmax}

L_{den} angir A-veiet gjennomsnittsnivå for døgn (dag-kveld-natt / day-evening-night) med straffetillegg på 5 dB på kveld og 10 dB på natt.

L_{evening} er A-veiet ekvivalentnivå for kveldsperioden kl. 19-23.

L_{night} er A-veiet ekvivalentnivå for 8-timersperioden fra kl. 23- 07.

L_{AFmax}, som er gjennomsnittlig A-veiet maksimalnivå for de 5-10 mest støyende hendelsene i perioden med tidskonstant "Fast" på 125 ms.

Forskrift om begrensning av støy i Oslo kommune (17) definerer kun grenseverdier for bygge- og anleggsvirksomhet og stiller ikke tilsvarende krav til annen langvarig eller permanent virksomhet.

Siden virksomheten med snødeponi er en langvarig/permanent virksomhet som vil pågå over mange år, har Multiconsult anbefalt at grenseverdiene for «øvrige industri» i Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging, T-1442 (18) legges til grunn.

Grenseverdien i T-1442 er basert på godt etablert erfaring og hensyn til helseplage, forstyrrelse av nattesøvn m.m. Videre gir T-1442 grunnlag for etablering og synliggjøring av støysoner, som er en praktisk og god illustrativ metode for å synliggjøre støy ved anlegg.

I Multiconsults utredning av støy fra Åsland snødeponi er det beregnet situasjoner som viser arbeid på snøhaugen i tre forskjellige høyder, og det er brukt lydeffektdata for representative maskiner som trolig vil kunne bli brukt. I støyutredningen har det ikke vært mulig å beregne maksimalnivåer om natten, da det ikke finnes tilgjengelig data om maksimalnivåer fra aktiviteter og utstyr som benyttes.

Beregningene viser at grenseverdiene etter Oslo kommunes støyforskrift overholdes på dag- og kveldstid i samtlige beregnede situasjoner. Det er ikke beregnet maksimalnivåer på natt.

Støyberegninger viser at anbefalte grenseverdiene i T-1442 overskrides for de nærmeste boligene i Åslandveien og Åslandkroken. Det er overskridelser av anbefalte grenser om natten for alle beregnede situasjoner av aktiviteter, se tabell 3. Se 10242440-RIM-RAP-001 for mer informasjon om beregninger og vurderinger.

Tabell 3. Oversikt over antall boliger som får overskridelser i forhold til grenseverdiene i T-1442

Situasjon	Variant	Grenseverdi, T-1442 «øvrige industri»	Antall boliger som får overskridelser	Overskridelse
Håndtering av snømasser på grunnnivå, ca. 150 m høyde.	1	L _{den} ≤ 55 dB	2	2-4 dB
	2	L _{night} ≤ 45 dB	4	1-6 dB
Håndtering av snømasser i høyde 160-170 m.	3	L _{den} ≤ 55 dB	4	2-5 dB
	4	L _{night} ≤ 45 dB	6	1-11 dB
Håndtering av snømasser i høyde 180-190 m.	5	L _{den} ≤ 55 dB	8	1-8 dB
	6	L _{night} ≤ 45 dB	8	2-11 dB
Håndtering av snømasser i høyde 180-190 m. med redusert driftstid på natt	7	L _{den} ≤ 55 dB	7	1-6 dB
	8	L _{night} ≤ 45 dB	7	1-8 dB

Det søkes om tillatelse til å beholde eksisterende støykrav. I denne perioden vil det bli gjennomført et målings- og overvåkningsprogram for å kontrollere faktiske lydnivåer for de nærmeste boligene. Det vil være fokus på støyknivåer nattetid, både maksimalnivåer og ekvivalentnivåer.

For å kunne overholde Retningslinje T-1442 sine anbefalte grenseverdier om natten, må det utredes mulighet for å minimere nattarbeid på snødeponiet på Åsland. Et tiltak kan være å finne andre områder for snødeponi om natten.

Som følge av den midlertidige utslippstillatelsen for snødeponiet i år, er det planlagt allerede denne sesongen å starte overvåkning av støy. Dette kan muligens gi noen sammenlignbare resultater mot det som er beregnet i miljørisikovurderingen. Målet er også å kunne ta erfaringer fra overvåkingen inn mot neste sesong med tanke på type løsning, plassering og fremstilling av data.

3 Fremtidig drift av snødeponi

3.1 Snø og smeltevannsmengder

Den oppgraderte løsningen planlegges for å kunne motta snø fra lite trafikkerte områder uten salting. Modelleringer viser at det er kan være mulig å lagre opptil 220 000 m³ på deponiet. Men omsøkt mengde er 200 000 m³ med tilkjørt snø, noe som vil tilsvare ca. 150 000 m³ på deponiet.

På deponiet vil snøen pakkes slik at gjennomsnittstettheten økes fra ca. 0,65 tonn / m³ til 0,85 tonn / m³. For å smelte ned snømengdene vil smeltehastigheten økes ved å grave og løse opp snøen.

Basert på disse snømengdene og håndteringen er dimensjonerende mengder vann for nytt renseanlegg:

- $Q_{\text{dim middel}} = 10 \text{ L/s}$
- $Q_{\text{dim maks}} = 30 \text{ L/s}$

$Q_{\text{dim middel}}$ er estimert for situasjoner der det fremprovoseres raskere smelting. Ved naturlig smeltehastighet antas det en smeltevannsmengde på 4-7 L/s.

$Q_{\text{dim maks}}$ er estimert for store nedbørsmengder der det også vil renne av vann fra tette flater.

For en mer detaljert beskrivelse av utførte beregninger, vises det til Multiconsults notat 10205481-RIVA-NOT-001 vannmengdeberegninger og notat 10242440-RIVA-NOT-001, Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi (6).

3.2 Forventet forurensningsnivå og komponenter i smeltevann

Deponisnø vil normalt ha svært varierende forurensningsgrad etter hvilke områder / veier den kommer fra.

Vinteren 2019 utførte BYM en kartlegging av snø fra 15 lokaliteter i Oslo. Det ble tatt 30 prøver på to ulike datoer, og prøvene ble analysert for PAH, THC, suspendert stoff (SS) og 20 elementer (inkludert de åtte prioriterte metallene, og hovedioner i vann). Basert på forventet renseeffekt i nytt renseanlegg (se kap. 4.2) er det beregnet utslippskonsentrasjoner, som vist i Tabell 4. Beregningene gjelder resultater fra seks lokaliteter med ÅDT <500, da dette anses som representative prøver iht. kriteriene som er gitt for driften av deponiet. Snøprøvene ble analysert på ufiltrert fraksjon. Resultatene er klassifisert iht. veileder M-608/2016.

Beregninger av utslippskonsentrasjoner av suspendert stoff tyder på at innholdet skal kunne reduseres til lave nivåer som representerer liten miljørisiko. Antatte konsentrasjoner er godt under

utslippsgrensen på 50 mg/L som ble satt i 2021. Beregningene av de organiske forurensningene viser også lave konsentrasjoner som medfører liten miljørisiko.

Når det gjelder gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller, tyder beregningene på at grenseverdien for sink vil være krevende å oppnå, mens gjennomsnittsverdien for de øvrige metallene viser god tilstand i selve utslippsvannet. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjonen av sink trenger en fortykning på ca. 2,5 ganger for å oppnå god tilstand. Dette er ikke urealistisk nedstrøms samløpet med Maurtubekken og Stensrubbekken, da Stensrubbekken vil tilføre ca. 10 ganger så mye vann som middellvannføringen i Myrerbekken, og viste gode verdier for bl.a. sink i resultatene fra 2018 og 2020. Det understrekes likevel at slike beregninger er usikre.

Resultatene fra analyser av mikroplast i 2018 tyder på at eksisterende renseløsning har holdt tilbake mye mikroplast under liten belastning. Faktoren mellom innholdet av plast som ble påvist i snøen og i bekken nedstrøms utslippspunktet var ca. 400:1, og dette er et langt større forhold enn det som var innblandingsforholdet mellom utslippsvannet og bekk.

Kloridkonsentrasjoner ble ikke analysert i BYMs undersøkelse av bysnøen, men er beregnet på grunnlag av natriuminnholdet fra analysene. I beregningen av klorid er det gjort en antagelse om at molkonsentrasjonen av natrium vil være tilnærmet i samme størrelsesorden som klorid. Beregningene tilsier at gjennomsnittlig kloridinnhold vil ligge rundt 300 mg/L. Dette vurderes som et rimelig tall, basert på NIBIOs målinger av klorid; i 2019 målte NIBIO et gjennomsnittsinhold av klorid på 246 mg/L. Kloridinnholdet i snøen som planlegges deponert vil være lavt til å komme fra vei, da snøen tas fra usaltede veier. Resultatene tyder likevel på at det må ventes et saltstøt i starten av smeltesesongen, da det aller meste av kloridet vaskes ut ila. de to-tre første ukene med smelting.

I utførte beregninger er det ikke tatt høyde for noen innblanding/fortynning i Myrerbekken, da denne vil ha perioder med meget liten vannføring samtidig som det smelter snø. Konsentrasjonene i utslippsvannet vil dermed bli noe fortyknet i perioder med normal vannføring og smelting. Totalt må imidlertid effekten av fortykning regnes som svært liten ved utslippspunktet. Etter tilførsel av vann fra Maurtubekken og Stensrubbekken vil konsentrasjonene utjevnes med bakgrunnsverdien i vassdraget.

Tåleevnen for salttilførsel til Gjersrudtjern kan tidligere synes å være nådd eller allerede overskredet, jmf. målinger utført av Cowi i 2015/2016 (19). Tjernet har imidlertid vist seg å fullsirkulere og oksygenvinn ser derfor ikke ut til å være et problem. Omløpstiden av vannet i Gjersrudtjern er beregnet til ca. 11 måneder (8). Dette betyr at salttilførselen fra hver smeltesesong i prinsippet skal skiftes ut og ikke akkumulere over flere sesonger. Summen av all salttilførsel til tjernet har trolig allerede påvirke artssammensetningen.

Da tot-N antas ikke å være minimumsfaktor, samt at utslippene av tot-P i stor grad vil holdes igjen av rensenanlegget, vurderes risikoen for økt eutrofi pga. smeltevannet som relativt liten. Renseeffekten av nitrat og nitritt i oppgradert anlegg er usikker, men ble i prosjekteringen anslått til > 30 %.

Tilstanden for krom og sink er klassifisert som dårlig i vannforekomsten. Basert på forventet renseseffekt av nytt anlegg og bakgrunnsverdien i aktuell snø, vil utslippet av smeltevannet trolig få nokså liten betydning for konsentrasjonene i vannet og utslippet vurderes å medføre akseptabel miljørisiko.

For mer utfyllende informasjon vises det til miljørisikovurderingen i vedlegg A.

Tabell 4. Beregnede konsentrasjoner av Σ PAH-16, olje (C_{10} - C_{40}) og de åtte prioriterte metallene etter sedimentasjon og filtrering. Metallkonsentrasjoner er klassifisert iht. veileder M-608/2016.

Parameter og enhet	Gjennomsnitt boligveier	Maksimalverdi boligveier	Estimert renseseffekter og konsentrasjoner etter rensetrinn						
			Sedimentasjon			Filter (sand og absorberent)			
			Rensing (%)	Gjennomsnittsverdi	Maksimalverdi	Rensing (%)	Gjennomsnittsverdi	Maksimalverdi	
Σ PAH-16	µg/l	0,75	2,4	50	0,38	1,2	50	0,19	0,6
C_{10} - C_{40}	µg/l	312	1040	50	156	520	50	78	260
As	µg/l	0,97	1,9	40	0,58	1,1	50	0,29	0,57
Cd	µg/l	0,07	0,13	50	0,035	0,065	50	0,018	0,033
Cr	µg/l	8,4	20	40	5,0	12	50	2,5	6
Cu	µg/l	24	58	40	14	35	50	7,2	17
Hg	µg/l	0,02	0,02	50	0,01	0,01	50	0,005	0,005
Ni	µg/l	6,2	14	40	3,7	8,4	50	1,9	4,2
Pb	µg/l	4,4	12	70	1,3	3,6	50	0,66	1,8
Zn	µg/l	83	213	40	50	128	50	25	64

3.3 Oppsummering av miljørisikovurderingen

Vedlagte miljørisikovurdering (vedlegg A) redegjør nærmere for hvilke komponenter som slippes ut og hvilken påvirkning disse vil ha på miljøet. Tabell 5 oppsummerer de ulike utslippskomponentene og en kort redegjørelse for antatt miljøpåvirkning.

Tabell 5. Oversikt over ulike utslippskomponenter og hvilken påvirkning disse kan ha på miljøet.

Komponent	Påvirkning
Partikler	Grensen for partikler (suspendert stoff) er meget viktig fordi den også sterkt påvirker utslipp av metaller og organiske forurensninger. Statsforvalteren satte i 2021 en grenseverdi på 50 mg/L for innhold av suspendert stoff. Beregninger av partikkelutslipp indikerer lavere verdier enn dette i normalsituasjoner, og miljørisikoen ved fremtidige utslipp av partikler fra nytt anlegg er vurdert som liten.
Løste metaller	En betydelig andel av metallene vil være partikkelbundet og derved fjernes ved sedimentasjon i det nye renseanlegget. Filtreringstrinnet reduserer andelen løst metall. Det vil likevel være et restutslipp av løste metaller. Konsentrasjonene er gjennomgående lave, men det vil antagelig være perioder med en innblandingssone i Myrerbekken, der EQS-verdier overskrides. De beregnede konsentrasjonene av løst metall ventes ikke utgjøre noen vesentlig negativ effekt på vannforekomsten som helhet.
Olje	Planlagt renseløsning vil erfaringsmessig ha en god effekt på rensing av olje. Oljefraksjoner som er bundet til partikler vil sedimenteres og således bli fjernet i renseanlegget. Restutslippet vil være vannløste fraksjoner. Konsentrasjonene antas derimot å være så lave at disse ikke vil utgjøre en vesentlig negativ effekt på resipienten.
Klorid	Planlagt renseteknikk vil ha svært begrenset effekt på fjerning av klorid fra utslippsvann. Begrunnelsen for planlagt renseløsning som ikke fjerner klorid, er en kombinasjon av kost / nytte vurdering, usikker effektivitet av kloridrensing for denne vanntypen og usikker miljøgevinst, da veiene i området også vil saltes i overskuelig fremtid. Påvirkning av klorid i bekker er mindre problematisk mht. akkumulering enn det er i innsjøer, men høyt kloridinnhold kan gi økologiske / biologiske effekter også i rennende vann. Det er vanskelig å bedømme den biologiske effekten av dette i Myrerbekken der det allerede er

	<p>forurensningstolarante arter, men NIBIOS logging i 2020 viste én-to uker med konsentrasjoner som antagelig er over tåleevnen til enkelte organismer. Videre utover smeltesesongen i 2020 var konsentrasjonene langt lavere. Undersøkelser av Gjersrudtjern tyder på at det fullsirkulerer og ikke har noen permanent saltsjiktning.</p> <p>Kloridkonsentrasjoner minimeres ved å sortere ut og deponere snø fra veier som ikke saltes.</p>
Nitrogen og fosfor	<p>Planlagt renseteknikk vil i noen grad kunne fjerne nitrogen, men effektiviteten er usikker. Det antas at fremtidige utslipp vil medføre en risiko for utslipp av nitrogen. Under rådende pH-betingelser anses risikoen for toksiske nitrogenkonsentrasjoner (i form av ammoniakk) som liten. NIBIO har vurdert at nitrogen ikke er minimumsfaktor for eutrofiering (12). Det er beregnet at renseanlegget vil fjerne > 30 % av nitritt/nitrat konsentrasjonen i smeltevannet (Tabell 6).</p> <p>I motsetning til nitrogen vil fosforinnholdet korrelere sterkt med innhold av suspendert stoff, og reduksjon av partikler vil ha gunstig effekt. Overvåkning av bekken tyder på at fosfor i stor grad blir holdt igjen i renseanlegg, og en oppgradert renseløsning vil sannsynligvis oppnå bedre resultater enn det eksisterende anlegget.</p>
PAH	<p>Planlagt renseløsning vil erfaringsmessig ha en god effekt på rensing av PAH. PAH vil normalt være bundet til partikler som vil sedimenteres i det nye renseanlegget. Utslipp av PAH antas derfor å være lavt og ikke utgjøre noen vesentlig negativ effekt på resipienten.</p>
Mikroplast	<p>Med en ny renseløsning som har bedre sedimentasjonsevne / filtrering av partikler antas det at utslippene av mikroplast vil være små og medføre liten miljørisiko. Renseeffekten er imidlertid noe usikker.</p>
pH	<p>pH ser ikke ut til å være en spesielt problematisk parameter. NIBIOs loggere viser at døgnmiddelverdier ligger i området ca. 7,3-8, med noen få enkeltoverskridelser av pH 8. Resipientene er klassifisert med kalkinnhold > 20 mg Ca / L og skal derfor ha god bufferevne.</p>
Temperatur	<p>NIBIOs temperaturmålinger fra 2020 viser at smeltevannet varmes betydelig opp i sedimentasjonsbassenget, og er opp i ca. 20 °C på midtsommeren. Dette tyder på liten risiko for at bekken får en permanent, lav temperatur gjennom hele sesongen.</p>
Støy	<p>Beregningene viser at grenseverdiene etter Oslo kommunes støyforskrift overholdes på dag- og kveldstid. Samtidig viser beregningene at det vil være overskridelser av grenseverdiene i T-1442 om natten for de nærmeste boligene i Åslandveien og Åslandkroken.</p>
Luftkvalitet	<p>Boligområdet vest for snødeponiet ligger vesentlig høyere enn de viktigste utslippskildene, E6 og anleggsområdet til Follobanen. Generelt er det derfor grunn til å anta at boligområdet vest for snødeponiet ligger utenfor den sektoren som antas å være mest utsatt for luftforurensning, og at risikoen følgelig vurderes som liten. Snødeponiet antas derfor å ha liten eller ingen negativ effekt på bo- og oppholdsarealene nærmest deponiet.</p>

4 Planlagt renseanlegg

4.1 Valg av renseløsning- BAT

Resultater fra snødeponiet viser at det er utslipp av partikler, sink og til dels salt som vil ha størst påvirkning på resipienten. Som følge av store variasjoner i sammensetningen av smeltevannet fra snøen, vil det være teknisk og økonomisk krevende å rense for salt. Det vises for øvrig til vedlegg B og C for nærmere vurderinger og beskrivelser.

Planlagt renseanlegg skal håndtere følgende komponenter:

- Suspendert stoff inkl. mikroplast

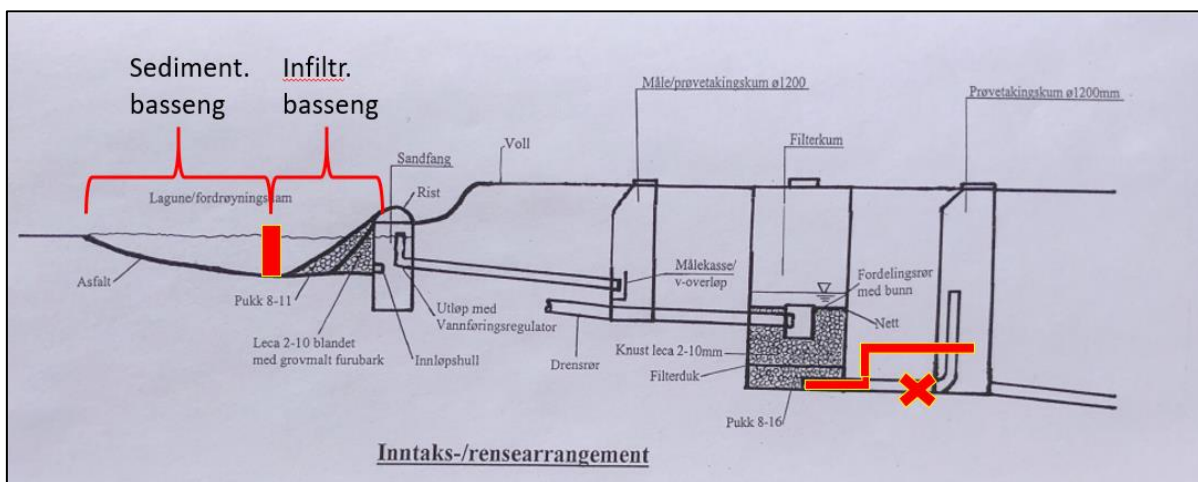
- Partikkelbundet forurensning
- Nitrogen
- Det planlagte anlegget vil også ha et filtreringstrinn som renser løste metaller.

Det er ikke planlagt rensing av salt. Et renseanlegg for klorid innebærer høy kompleksitet, og det vil være stor usikkerhet knyttet til renseseffekten som følge av blant annet variasjoner i sammensetningen av smeltevannet og temperatur.

Det oppgraderte anlegget vil bestå av et sedimentasjonsbasseng for å holde tilbake grove partikler etterfulgt av et filteranlegg bestående av pukk og sand for å holde tilbake partikler som ikke fanges opp i sedimentasjonsbassenget. Til slutt vil vannet renses gjennom et lag med adsorbent, eks. olivin, bark eller filteralite, avhengig av hvilken som gir best ytelse. Denne konfigurasjonen av filterkummen vil kunne fjerne nitrogen gjennom biologiske prosesser selv om lave vanntemperaturer vil redusere biologisk aktivitet. Sedimenteringsbassenget utstyres med overløp som ledes direkte til filterkum, istedenfor via sedimenteringsbasseng før filterkum. Det legges til rette for fjerning av eventuell sporadisk oljeforekomst i fordrøyningsdam. Figur 5 viser en prinsippskisse av sedimentasjonsanlegget.

Renseløsningen vil følge prinsippene fra det eksisterende anlegget. Dagens renseanlegg er derimot ikke tilpasset de store mengdene smeltevann eller den høye forurensningsbelastningen fra deponiet. Det meste av smeltevannet omgår derfor rensebehandlingen. Ny renseløsning dimensjoneres derfor opp til de mengdene snø og smeltevann som forventes.

For detaljert beskrivelse av foreslått renseløsning vises det til vedlagte rapport 10205481-RIVA-RAP-002, Teknisk beskrivelse av nytt renseanlegg.



Figur 5. Skisse av planlagt renseanlegg. Forbedringer av eksisterende løsning er markert med rødt.

4.2 Forventet renseseffekt ved planlagt renseløsning

Kvaliteten på smeltevann fra vei- og byområder vil variere med en rekke faktorer, bl.a. trafikkbelastning, sesong, klima, kumuleringstid. Erfaringsmessig vil innholdet av forurensende stoffer i snøen variere sterkt i løpet av et døgn, og det er vanskelig å forutse hvor mye forurensning det vil være i smeltevannet som føres inn på renseanlegget. Dette gjør det også vanskelig å beskrive den reelle renseseffekten/ytelsen på anlegget. Det samme gjelder for vannmengder i snødeponiet. Modeller som brukes for å beregne mengder av smeltevann mangler noen faktorer og over- eller undervurderer andre. Dette medfører potensielle usikkerheter angående dimensjonering av det nye anlegget og forventet rensesgrad. Det er i Tabell 6 angitt forventet rensesgrad ved planlagt oppgradering av anlegget.

Tabell 6. Forventet rensegrad (tabellen er hentet fra rapport 10205481-RIVA-RAP-001, Mulig renseløsning for avrenning på Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak, se vedlegg B).

Rensetiltak	Element som renses	Rensegrad ved optimale forhold	Referanse
Deponioverflate	Grove partikler Søppel	Avhengig av rugositet og utforming av deponiets overflate.	
Sedimenteringsbasseng	Større partikler samt forurensning bundet til disse partiklene	Partikler > 0,006 mm: > 90% Partikler < 0,006 mm: delvis fanget	Li et al., (2006) Environmental criteria manual City of Austin (2018)
Filterkum	Forurensning bundet til fine partikler sammen med oppløst forurensning Nitrogen Mikroplast	Turbiditet > 95% Oppløst farlige tungmetaller: > 50% Nitrat og nitritt: > 30%	www.biosandfilter.org Monrabel-Martinez et al., (2017) Kim et al., (2003).

4.3 Drift og overvåking av renseanlegget

Deponiets drift vil i hovedsak omfatte sesongmessig ettersyn og drift av så vel deponiplata og renseanlegget. Hyppigheten vil påvirkes av snømengden som deponeres i løpet av sesongen. Dette kapittelet gir en overordnet innføring i hvordan driftsopplegget er tenkt gjennomført. En FDV-prosedyre må utarbeides på grunnlag av endelig valgt løsning og drift. I vedlagt rapport 10205481-RIVA-RAP-002 (Teknisk beskrivelse av nytt renseanlegg) beskrives driften av anlegget nærmere.

Resultatene fra omfattende overvåkingsprogram vil danne grunnlaget for drift av selve renseanlegget. Det vil gjennomføres kontinuerlige målinger før sedimenteringsbassenget og etter filteranlegget av turbiditet, ledningsevne, pH, vanntemperatur og vannhøyde. Det installeres alarm som sendes til operatør når forhåndsdefinerte grenseverdier overskrides.

Det er lagt vekt på å holde et størst mulig volum i sedimenteringsbassenget, samt å kunne optimalisere filterdriften gjennom individuelle styringer av filtrene. Dette vil sikre at filtermassen fungerer optimalt under alle driftsforhold. Det installeres automatisk overvåking av vannivået i sedimentasjonsbassenget. Ved fare for overløp startes alarm som sendes til operatør. Vannstrømmen gjennom filtertankene styres slik at vannmengden i sedimentasjonsbassenget holdes på et optimalt nivå.

4.4 Rutiner etter avsluttet smeltesesong

Etter avsluttet smeltesesong skal deponiplata rengjøres for strøsand, søppel som plast, pølsepapir og kaffekrus og lignende. Det bør brukes støvsugende feiemaskin til sluttfinishen.

Sedimentasjonsbassenget tappes ned gjennom filterinnløpet ved bunnen av bassenget. Slam og strøgrus fjernes med slamsugebil eller graver og bassengets sidevegger og bunnplate spyles rent. Spylevannet ledes til filtrene.

Er det behov for å skifte filtermediet tappes filtrene ned gjennom avløpet. Filtermassen suges ut gjennom mannhullene med slamsugebil og kjøres til godkjent mottak. Tankene etterfylles deretter med nytt filtermedium.

5 Forslag til grenseverdier

Med bakgrunn i utslippspunkt, vannkvalitet i resipientene og utslipp av forurensningsstoffer gis det forslag til grenseverdier i Tabell 7.

Tabell 7. Forslag til grenseverdier for smeltevann.

Parameter	Konsentrasjonsgrense
SS	50 mg/L
pH	6 - 8
THC (olje)	5 mg/L

Utslipp av disse parameterne som det er angitt grenseverdier for vurderes å ikke forringe vannkvaliteten i resipientene nedstrøms deponiet. Rensing av partikler vil i betydelig grad være avgjørende for hvor mye metaller som slippes ut i resipienten, men det vil være restutslipp av løste faser. Det foreslås ingen grenseverdi for løste metaller på nåværende tidspunkt.

Det foreslås at dette revurderes når det er skaffet erfaringer med nytt renseanlegg og når driften er optimalisert.

6 Overvåkning av utslippsvann

Hensikten med foreslått prøvetakingsplan er:

1. Fremskaffedata på vannkvalitet i utslippsvannet fra renseanlegget.
2. Fremskaffe data på renseanleggets effekt.
3. Fremskaffe data på vannmengder som slippes ut av renseanlegget.
4. Overvåke hvordan utslippene påvirker miljøtilstanden og vannkvalitet i resipient.

6.1 Overvåkning av renseløsning og utslipp

For vurdering av anleggets ytelse, må prøvetaking utføres innenfor grensene til anlegget. Dette er viktig for å skille mellom vannkvaliteten som går ut fra renseanlegget og tilførsler fra andre forurensningskilder. Veivann fra E6 går ut i samme utslippspunkt som smeltevann, og Myrerbekken kan ha også flere andre påvirkere enn vei og snødeponi.

Overvåkingsprogrammet som er beskrevet her vil evalueres etter hver driftssesong. Resultatene fra denne evalueringen vil danne grunnlag for evt. justering av prosessene for å optimalisere rensingen. Den vil også gi verdifull informasjon om utslipp av klorid og nitrogen fra denne type anlegg.

6.1.1 Online loggere

Anlegget skal ha kontinuerlig overvåkning med online loggere. Online loggere skal overvåke vannkvalitet ved innløp i sedimentasjonsbassenget og etter filtreringsanlegget. Dette antas å gi gode data på anleggets renseseffekt og kvaliteten på utslippsvannet.

Online loggerne skal måle pH, turbiditet, ledningsevne og vanntemperatur. Det skal også lages et målesystem for vannhøyde (eller vannstrømning med v-overløp, målområde anslagvis 0-60 L/s), slik at vannmengder som går gjennom systemet blir registrert.

Systemet skal ha automatisk alarm som sendes til operatør / driftssjef når forhåndsdefinerte grenser overskrides. Dette vil gi kort responstid ved eventuelle feil i anlegget eller uvanlige hendelser.

6.1.2 Manuell prøvetaking

Ved oppstart av smeltesesong og automatisk logging, må det utføres hyppige, manuelle prøvetakinger og analyser av pH, SS, konduktivitet, natrium og klorid for å kalibrere instrumentet.

Når det er funnet pålitelige korrelasjoner mellom parameterne som logges og konsentrasjoner som blir målt ved kjemiske analyser, foreslås det at manuell prøvetaking utføres en gang i måneden gitt normal drift uten overskridelser av grenseverdier.

Vannprøver skal analyseres for mikroplast, suspendert stoff (SS), tot-N, NH₄, NO₃+NO₂, tot-P, PO₄, ΣPAH-16, THC (C₁₀-C₄₀), klorid, sulfat, natrium, magnesium, kalium, kalsium, og metaller (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Ni, Zn, Al, V, Mn, Fe). Metaller analyseres på både oppsluttede og filtrerte prøver.

Supplerende prøvetakingsrunder må utføres dersom det inntreffer unormale hendelser (store smeltehendelser, intense nedbørshendelser, etc.).

Utover overvåkning er en målsetning med å utføre manuell prøvetaking å finne korrelasjoner mellom:

- Turbiditet og SS
- Ledningsevne og Cl⁻ og Na⁺
- SS og metaller, mikroplast, THC og PAH

6.2 Overvåkning av resipient

Resipient må overvåkes for å følge med på utviklingen mht. de relevante utslippsparameterne samt eventuelle endringer i økologisk tilstand. Det vises til kapittel 8 i miljørisikovurderingen (vedlegg A).

6.3 Overvåkning av støy

Det vil bli gjennomført et målings- og overvåkningsprogram for å kontrollere faktiske lydnivåer for de nærmeste boligene. Det vil være fokus på støynivåer nattetid, både maksimalnivåer og ekvivalentnivåer.

Målestasjonen plasseres i støyutsatte posisjoner og måler samlet utendørs støy fra alle støykilder i området. Dette betyr at all fjern og nær støy blir målt. For å få et svar på hvor mye støy det er fra driften på snødeponiet, må måleresultatet analyseres og vurderes mot aktivitesrapporter fra deponiet.

7 Referanser

1. Multiconsult. *Miljørisikovurdering*. 2022. 10242440-RIM-RAP-001.
2. —. *Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med*. 2018. 10205481-RIVA-RAP-001.
3. —. *Teknisk beskrivelse av renselanlegg*. 2018. 10205481-RIVA-NOT-002.
4. —. *Vannmengdeberegninger*. 2018. 10205481-RIVA-NOT-001.
5. —. *Tetningstiltak på deponiplata*. 2018. 10295481-RIVA-NOT-002.
6. —. *Åsland snødeponi. Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi*. 2022. 10242440-RIVA-NOT-001.

7. **(NVE), Norges Vassdrags- og energidirektorat.** Vann-nett. [Internett] [Sisert: 1 4 2022.] <https://vann-nett.no/portal/#/mainmap>.
8. **SWECO.** *Miljørisikovurdering, Åsland – Follobanen: Oppdatering for 2018.* 2018. UFB-EW-R-00001-1812_02.
9. **(OFA), Osloomarka Fiskeadministrasjon.** Gjersrudtjern. [Internett] [Sisert: 15. August 2018.] <http://www.ofa.no/FiskeiMarka/Visfiskevann/tabid/95/id/1262/Default.aspx>.
10. **NIBIO.** *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2018.* 2019. NIBIO RAPPORT. VOL. 5. NR. 33.
11. —. *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019.* s.l. : NIBIO, 2020. Vol. 6, nr. 17.
12. —. *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2020.* 2021. Rapport Vol 7. Nr. 78.
13. **Multiconsult.** *Snødeponi Åsland - Miljørisikovurdering.* 2018. 10205481-RIM-RAP-001.
14. *Biologiske undersøkelser i Bogstadvann, Gjersrudtjern og Skraperudtjern, Oslo kommune.* **Olsen, K.M. & Reiso, S.** s.l. : Siste Sjanse Notat, Stiftelsen Siste Sjanse, 2005, Vol. 17.
15. **Oslo kommune, Vann- og Avløpsetaten.** *Vannkvaliteten i Gjersrudtjern - Utdrag fra fagrapport 9/2004 - Byvassdragaene, Vannkvalitet og biologi.* s.l. : Oslo kommune, 2004.
16. **Christensen, Finn B.** *Vurdering av miljøtilstanden i bekkene ved Grønmo samt Gjersrudtjernet.* s.l. : Hjellnes COWI AS, 2005. 04709.
17. **Oslo kommune, Sosialdepartementet.** FOR-2015-10-01-1151 Forskrift om begrensning av støy i Oslo kommune (Støyforskriften) . 1974.
18. **Miljødirektoratet.** T-1442 Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging. 2016.
19. **Cowi.** *Undersøkelser av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske undersøkelser 2015/2016.* s.l. : Statens vegvesen, 2017. A070127-nr. 2.

RAPPORT

Snødeponi Åsland

OPPDRAKSGIVER

Oslo kommune, Bymiljøetaten

EMNE

Miljørisikovurdering

DATO / REVISJON: 29. april 2022/00

DOKUMENTKODE: 10242440-RIM-RAP-001



Multiconsult

Denne rapporten er utarbeidet av Multiconsult i egen regi eller på oppdrag fra kunde. Kundens rettigheter til rapporten er regulert i oppdragsavtalen. Hvis kunden i samsvar med oppdragsavtalen gir tredjepart tilgang til rapporten, har ikke tredjepart andre eller større rettigheter enn det han kan utlede fra kunden. Multiconsult har intet ansvar dersom rapporten eller deler av denne brukes til andre formål, på annen måte eller av andre enn det Multiconsult skriftlig har avtalt eller samtykket til. Deler av rapportens innhold er i tillegg beskyttet av opphavsrett. Kopiering, distribusjon, endring, bearbeidelse eller annen bruk av rapporten kan ikke skje uten avtale med Multiconsult eller eventuell annen opphavsrettshaver.

RAPPORT

OPPDRAG	Snødeponi Åsland	DOKUMENTKODE	10242440-RIM-RAP-001
EMNE	Miljørisikovurdering	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAGSGIVER	Oslo kommune, Bymiljøetaten	OPPDRAGSLEDER	Henrik Myreng
KONTAKTPERSON	Isak Solomon	UTARBEIDET AV	Henrik Myreng
KOORDINATER	SONE: 32 ØST: 603433 NORD: 6633004	ANSVARLIG ENHET	10101030 Miljøgeologi
GNR./BNR./SNR.	176 / 1		

Sammendrag

I 2017-2018 utførte Multiconsult et oppdrag der det ble prosjektert et nytt renseanlegg for Åsland snødeponi, utført en miljørisikovurdering og utarbeidet en utslippssøknad. I denne rapporten er det utført en ny miljørisikovurdering. Vurderingen er delvis basert på rapporten fra 2018, men det er inkludert resultater fra relevante undersøkelser i perioden etter 2018.

BYM har også satt noen andre premisser for bruken av deponiet enn det som var tilfellet i 2018.

Følgende premisser gjelder:

1. Som i 2018, skal renseanlegget for deponiet oppdateres iht. renseløsningen som ble prosjektert av Multiconsult i 2018
2. Maksimal snømengde som skal deponeres er ca. 200 000 tilkjørte m³, dvs. ca. 150 000 m³ etter at snøen pakker seg på deponiet
3. Snøen som deponeres på Åsland skal sorteres slik at den kommer fra lite trafikkerte byområder uten bruk av veisalt

Denne rapporten omhandler temaene: Naturmiljø, støv, lokalklima, støy og avrenning til vassdrag. Det gis en vurdering av miljørisikoen fra relevante utslippsparemetere.

Oppsummering av risikovurdering

Støv og lokalklima

I dette tilfellet vil det være begrenset med forurensning av veibanen, da det ikke forekommer frakt eller håndtering av løsmasser. Det antas at mengdene er begrenset og at dette ikke vil utgjøre noe problem i forhold til oppvirvling og sjenanse på omgivelsene. Et skogbevokst område på ca. 60 meter mellom deponiet og boligene i vest vil kunne fungere som deponiflate for støv. Dette vil bidra til å dempe påvirkning av støv fra aktivitetene i deponiet. Boligområdet vest for snødeponiet ligger vesentlig høyere enn de viktigste utslippskildene, E6 og anleggsområdet til Follobanen. Generelt er det derfor grunn til å anta at boligområdet vest for snødeponiet ligger utenfor den sektoren som antas å være mest utsatt for luftforurensning, og at risikoen følgelig vurderes som liten.

Støy

Forutsetninger for driften er ikke endret siden støyberegninger ble utført i november 2018. Det planlegges bruk av samme maskinene, og det søkes om oppfylling opp til samme høyde som ved de forrige beregningene. Det tas også denne gangen høyde for at arbeider ved snødeponiet kan komme til å foregå i nattperioden, i og med at dette er avhengig av når på døgnet det er behov for fjerning av snø.

Beregningsresultater fra beregningene utført i november 2018 er derfor fortsatt gyldige.

Under er sammendraget for støyberegningene utført i 2018, ref. rapport nr. 10205481-RIM-RAP-001, datert 21.11.2018. Funnene fra dette arbeidet er fortsatt gjeldende:

«I vurderingen av støy fra Åsland snødeponi er det beregnet situasjoner som viser arbeid på snøhaugen i tre forskjellige høyder, og det er brukt lydeffektdata for representative maskiner som trolig vil bli brukt.

Beregningene viser at grenseverdiene etter tidligere tillatelse (gjeldende frem til mai 2018), som viser til Oslo kommunes støvforskrift, overholdes på dag og kveld i samtlige beregnede situasjoner. Maksimalnivåer på natt er ikke beregnet.

Forskrift om begrensnig av støy i Oslo kommune definerer kun grenseverdier for bygge- og anleggsvirksomhet. Siden virksomheten med snødeponi er en langvarig/permanent virksomhet som vil pågå over mange år, anbefales i stedet å benytte grenseverdiene for «øvrige industri» i Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging, T-1442.

For samtlige beregnede situasjoner overskrides de anbefalte grenseverdiene i T-1442 for de nærmeste boligene.

Det er i beregningene gjort forsøk med støyskjerming mot boligene, men det viste seg å være vanskelig å få til en god støyskjerming. For å minske støynivåene kan tre prinsipper benyttes; redusere lydeffekten, driftstid og arbeidshøyde.

Det anbefales å se på tiltak for å redusere driftstid og driftsmønster slik at minst mulig arbeid pågår i høyde med boligene om natten. Det anbefales også oppfølging med lydmålinger, eller etablering av et målings- og overvåkningsprogram i perioder med mye aktivitet i deponiet. Dette er spesielt aktuelt for å kunne kartlegge maksimale støynivåer nattetid, og behov for tiltak for nærmeste boliger.»

Utslipp av smeltevann

Beregninger av utslippskonsentrasjoner tyder på lave nivåer av suspendert stoff og organiske forbindelser som medfører liten miljørisiko. Forventende gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller er også gjennomgående lave, men det vil antagelig kreves en fortykning av anslått gjennomsnittsverdi for sink for å oppnå god tilstand mht. gjennomsnittsverdien.

Sett opp mot målsetningene i vannforskriften, vurderes det å være en risiko for perioder med forhøyet sinknivå i Myrerbekken, iallfall på strekningen ned til tilløpsbekkene. På grunn av variasjoner i snø- og smeltevannskvalitet, vær, vannmengder, mm., vurderes det også å være en risiko for overskridelser av MAC-EQS for metaller. Beregningene tyder på at dette er mest aktuelt for krom, kobber og sink.

Oppgraderingen av renseanlegget og sorteringen av snø ser ut til å gi god renseeffekt og medføre en forbedring fra dagens situasjon. Stensrudbekken vil tilføre ca. 10 ganger så mye vann som vannføringen i Myrerbekken og har vist god tilstand mht. både krom, kobber og sink i 2019 og 2020. Miljørisikoen vurderes totalt som relativt liten.

Kloridinnholdet i snøen som planlegges deponert er lavt til å komme fra vei, men det må likevel ventes et saltstøt i starten av smeltesesongen, da det aller meste av kloridet vaskes ut ila. de to-tre første ukene med smelting.

Eutrofipotensialet fra smeltevannet vurderes som relativt lite. Resultater fra overvåkning tyder på at tot-P i stor grad blir hold tilbake i renseanlegg. Renseeffekten av nitrat og nitritt i nytt renseanlegg er usikker, men i prosjekteringen ble det er anslått en renseeffekt på > 30 %. Nitrogen antas ikke å være en minimumsfaktor for algevekst i vannforekomstene.

Overvåkningsprogram for resipienter

Det er gitt et forslag til overvåkningsprogram for Myrerbekken på strekningen ned til Gjersrudtjern, samt av Gjersrudtjern. Programmet er basert på anbefalinger i veileder 02:2018. Det omfatter prøvetaking av biologiske og kjemiske parametere i fires stasjoner i bekken. I Gjersrudtjern foreslås det å utføre månedlig profilering samt vannkjemiske og biologiske undersøkelser i sommerhalvåret (mai-oktober).

00	29.4.2022	Åsland - miljørisikovurdering av snødeponi	H. Myreng / C. Aarnæs / J. R. Sundell	Silje Røysland	Henrik Myreng
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Innledning	7
2	Områdebeskrivelse	7
2.1	Beliggenhet	7
2.2	Definering av influensområde	8
2.3	Grunnforhold	9
2.4	Resipienter og vannkvalitet	10
2.4.1	Myrerbekken - primærresipient	10
2.4.2	Gjersrudtjern - sekundærresipient	11
2.5	Naturmiljø	13
2.6	Andre påvirkere i nærområdet	13
3	Oppbygging og drift av eksisterende renseanlegg	14
3.1	Oppbygging og drift	14
3.2	Eksisterende renseanlegg og drenering	14
4	Oppgradert rensløsning	16
4.1	Rammer for ny løsning	16
4.2	Prinsipper for planlagt rensløsning	16
5	Resultater av gjennomførte undersøkelser i perioden 2009 - 2022	17
5.1	Snø og smeltevann	17
5.1.1	NIBIO 2018	17
5.1.2	NIBIO 2019	19
5.2	Undersøkelser i Myrerbekken	23
5.2.1	Undersøkelse av NIVA i 2009	23
5.2.2	Multiconsult 2018; vannkjemi, bunndyr og begroingsalger	23
5.2.3	NIBIO 2018-2020	28
5.3	Undersøkelser av Gjersrudtjern	30
5.4	Erfaringstall fra forurensningsnivå i bysnø fra Oslo	31
5.4.1	Erfaringstall fra Terje	31
5.4.2	Erfaringstall fra BYMs kartlegging i 2019	32
5.5	Drikkevannsbrønner i Mautuveien 40, 41, 45 og 47	34
5.5.1	NIVA målinger 2009	34
5.5.2	NIBIO, mai 2018	34
6	Risikovurdering	35
6.1	Støv	35
6.1.1	Føringer	35
6.1.2	Luftkvaliteten i dag. Status	36
6.1.3	Vurdering av støvproblematikk knyttet til drift snødeponier	38
6.2	Støy	39
6.2.1	Regelverk	40
6.2.2	Beregningsforutsetninger	42
6.2.3	Grunnlag for beregninger	42
6.2.4	Beregningsresultater	43
6.3	Lokalklima	44
6.4	Utslipp og avrenning av smeltevann	45
6.4.1	Forurensningskomponenter	45
6.4.2	Effektkonsentrasjoner fra forurensningskomponenter	46
6.5	Vurdering av resipientenes tåleevne og risikovurdering	48
6.5.1	Myrerbekken	48
6.5.2	Gjersrudtjern	51
6.5.3	Drikkevannsbrønner	52
6.5.4	Infiltrasjon til grunnen	52
6.6	Oppsummering og konklusjon miljørisikovurdering	53
6.6.1	Støv	53
6.6.2	Støy	54
6.6.3	Lokalklima	54
6.6.4	Utslipp av smeltevann	54
7	Forslag til grenseverdier for utslipp av smeltevann	54
8	Forslag til overvåkningsprogram for resipienter	55
8.1	Foreslått overvåkningsprogram for Myrerbekken ned til Gjersrudtjern	56

8.2	Foreslått overvåkningsprogram for Gjersrudtjern	56
9	Referanser	57

Vedlegg

Vedlegg 1-9 – Støyvurdering, Beregningsresultatene for ulike varianter

Vedlegg 10 – Resultater fra snøprøver fra forskjellige bydeler i 2019 med ÅDT

1 Innledning

I 2017-2018 utførte Multiconsult et oppdrag der det ble prosjektert et nytt renseanlegg for Åsland snødeponi, utført en miljørisikovurdering og utarbeidet en utslippssøknad. I denne rapporten er det utført en ny miljørisikovurdering. Vurderingen er delvis basert på rapporten fra 2018, men det er inkludert resultater fra relevante undersøkelser i perioden etter 2018.

BYM har også satt enkelte andre premisser for bruken av deponiet enn det som var tilfellet da Multiconsult utførte miljørisikovurderingen i 2018.

Følgende premisser gjelder:

1. Som i 2018, skal renseanlegget for deponiet oppdateres iht. det som ble prosjektert av Multiconsult i 2018
2. Maksimal snømengde som skal deponeres er ca. 200 000 tilkjørte m³, dvs. ca. 150 000 m³ etter at snøen pakker seg på deponiet
3. Snøen som deponeres på Åsland skal sorteres slik at den kommer fra lite trafikkerte byområder uten bruk av veisalt

Denne rapporten beskriver temaene: Naturmiljø, støv, lokalklima, støy og avrenning til vassdrag. Det gis en vurdering av miljørisikoen fra relevante utslippsparametere.

Åsland har blitt benyttet som snødeponi siden 2005, og siden 2018 har Statsforvalteren i Oslo og Viken gitt midlertidige utslippstillatelser (1). I disse tillatelsene aksepteres det en mengde snø på 100 000 m³ snø per vintersesong, med maksimalt 60 000 m³ snømengde lagret til enhver tid.

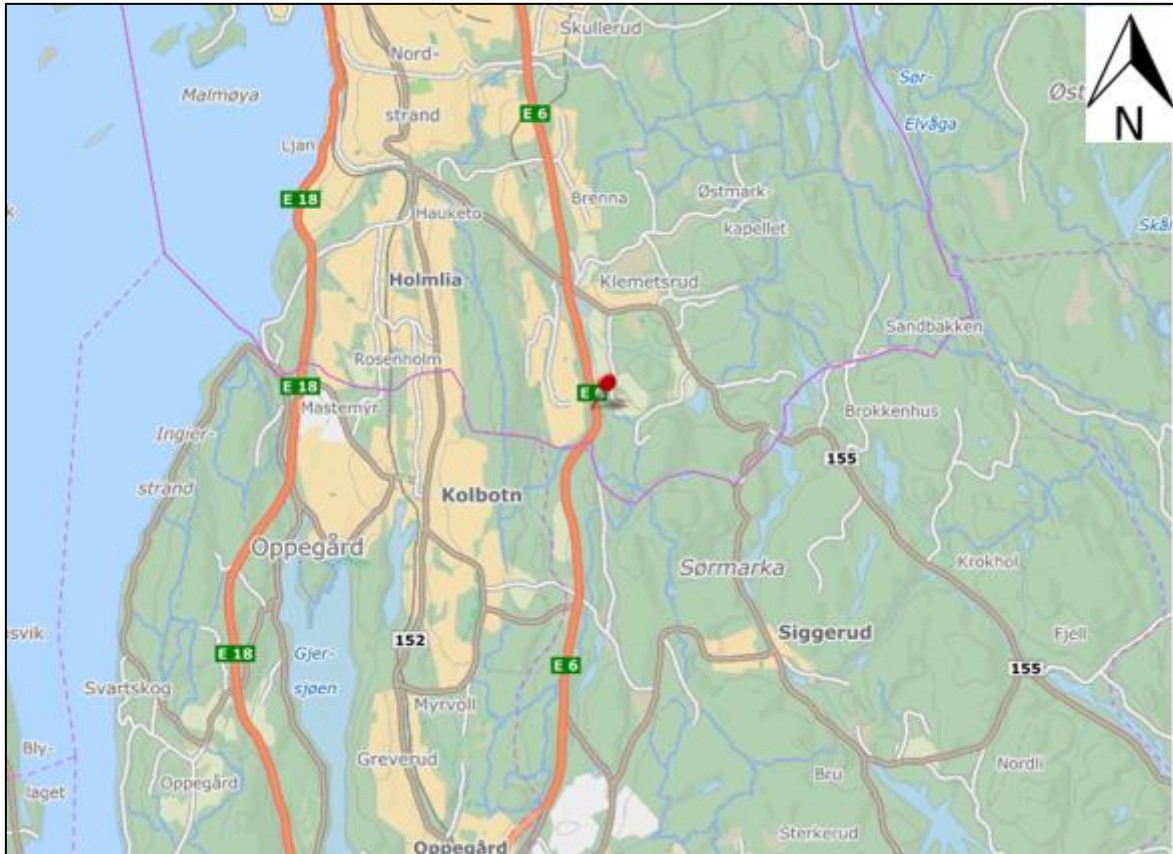
Tillatelsen fra 2021 gjelder vintrene i perioden 2021/2022 – 2023/2024 med vilkår om at Åsland snødeponi skal benyttes som et tilleggsdeponi til snølekteren S/S Terje.

2 Områdebeskrivelse

2.1 Beliggenhet

Åsland snødeponi ligger ved Klemetsrud i Oslo kommune, ca. 300 m nord for kommunegrensen til Ski. Rett øst for snødeponiet går E6 i nord-sørlig retning. Cirka 70 m mot vest ligger det et boligområde (med adresser bl.a. Åslandkroken og Åslandveien). Boligområdet ligger på ca. kote 200 m, mens asfaltert område av snødeponiet ligger på ca. kote 156. Ved lagring av store snømengder strekker deponiet på det meste seg opp til ca. kote 200 der det er satt opp et gjerde.

Figur 2-1 viser et oversiktskart. Figur 2-2 viser et flyfoto av deponiet fra 2019.



Figur 2-1. Kartutsnitt som viser lokaliseringen av Åsland snødeponi (kart fra Finn.no).



Figur 2-2. Flyfoto fra 2019. Utstrekningen av snøen er markert med rødt (kart fra Finn.no).

2.2 Definerings av influensområde

Snødeponiets influensområde defineres som følger:

Avrenning til vassdrag:

1. Primærresipient, Myrerbekken på strekningen ned til Gjersrudtjern
2. Sekundærresipient, Gjersrudtjern

Myrerbekken vil bli utsatt for den første belastningen av utslippsvann og dette vil påvirke vannkvalitet og vannføring. I Gjersrudtjern vil utslippsvannet være innblandet og fortynnet, bl.a. med vann fra Stensrubbekken. Vi avgrensner influensområdet til å omfatte Gjersrudtjern; dersom belastningen på Myrerbekken og Gjersrudtjern er akseptabel, vurderes belastningen videre nedstrøms i vassdraget også å være akseptabel.

Naturmiljø langs / ved vassdrag:

Som for avrenningsproblematikk, vil influensområdet av naturmiljøet langs bekkestrengen strekke seg fra utslippspunktet i Myrerbekken og ned til og med Gjersrudtjern. Influensområdet for dette temaet defineres derfor som for avrenning til vassdrag.

Støy:

Se kapittel 6.2 og vedlegg 1-9 for støysonkart.

Støv:

Influensområdet defineres som påvirkning på nærliggende boligområder (eksempelvis Maurtuveien og Åslandkroken).

2.3 Grunnforhold

Grunnforholdene i området skal ifølge NGUs kart bestå av grunnfjell (hovedsakelig varianter av gneis) med et skrint løsmassedekke på deponiområdet. Ifølge kartet ligger E6 på grensen mellom bart fjell (< 50 % løsmassedekke) og marine avsetninger mot øst. Det antas å være fyllmasser under arealet for snødeponiet (Finn Christensen, *pers. komm.* 2018). På bakgrunn av muntlig informasjon fra Finn Christensen og BYM, antas det at det kan ligge fyllmasser med alunskifer under nordre deler av deponiet. Figur 2-3 viser et utsnitt av NGUs kvartærgeologiske kart.



Figur 2-3. Utsnitt av NGUs kvartærgeologiske kart. Ifølge kartet skal E6 ligge omtrent på grensen mellom marine avsetninger og bart fjell (< 50 % løsmassedekke). Omtrentlig plassering av asfaltert flate i deponiet er markert med rød sirkel.

2.4 Resipienter og vannkvalitet

2.4.1 Myrerbekken - primærresipient

Nærmeste resipient er Myrerbekken som renner på østsiden av E6. Myrerbekken inngår i vannforekomst Gjersrubbekken oppstrøms Gjersrudtjern (ID: 006-272-R). Etter samtløp med Maurtubekken og Stensrubbekken munner Myrerbekken ut i Gjersrudtjern (sekundærresipient) ca. 1,2 km nedstrøms utslippspunktet.

Økologisk tilstand i Myrerbekken er klassifisert som moderat, og kjemisk tilstand som god i databasen Vann-nett (2). Av parameterne som inngår i økologisk tilstandsklassifisering er ASPT-indeks og totalfosfor (tot-P) i moderat tilstand og totalnitrogen (tot-N) i dårlig tilstand. De vannregionsspesifikke stoffene krom og sink er angitt i dårlig tilstand. Det skal ikke være påvist fisk i bekken (3). Nasjonal vanntype er angitt som R110 (liten, kalkrik, humøs og klar elv). Det oppgis risiko for at målet om god økologisk tilstand ikke oppnås, og måloppnåelse har utsatt frist av tekniske årsaker.

Bekken er liten med utspring i kildene til Myrertjernet som ligger helt sør i Gjersrudvassdraget. Den har vært lagt i kunstig løp over Follobanens riggområde, men skal ifbm. Bane NORs tilbakeføringsprosjekt legges i nytt, åpent løp. Bekken vil imidlertid fremdeles gå i rør under Vefaldtomta og renner ut i en pukkfylling ca. 150 m oppstrøms snødeponiets utslippspunkt. I dette utslippspunktet er det også avrenning fra E6 til bekken. Bekken har et lite nedbørfelt og begrenset vannføring (middelvannføring er ca. 12 L/s) og renner ut i Gjersrudtjern etter samtløp med

Maurtubekken og Stensrubbekken. Stensrubbekken som renner inn fra sørøst har ca. ti ganger så stor vannføring som Myrerbekken. Vannføringer i Myrerbekken er vurdert i Multiconsults notat 1242440-RIVA-NOT-001 (Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi (4)) og en sammenstilling er vist i Tabell 2-1.

Tabell 2-1. Beregnede vannføringer på tre steder i Myrerbekken og Stensrubbekken. Basert på data fra NVEs verktøy NEVINA.

Nedbørfelt	Middelvannføring (L/s)	Lavvannføring (L/s)	10 % percentil (L/s)
Myrerbekken v/ avløp fra deponiet	12	0,2	500
Bekken etter samløp med Maurtubekken	28	0,5	1200
Ved utløp til Gjersrudtjern, dvs. etter samløp med Stensrubbekken	113	5,5	2100

Det vurderes at bekken har et potensial som naturtypelokalitet av typen viktig bekkedrag. Bekken kan fylle viktige økologiske funksjoner for bunndyr, vanntilknyttet vegetasjon, amfibier, fisk og vilt. Blant annet må det antas at den rødlistede ålen benytter seg av bekken. Ål forekommer ifølge Oslo Fiskeadministrasjon (OFA) i Gjersrudtjern (5).

De senere år (2018-2020) har NIBIO utført undersøkelser og målinger av vannkjemi og bunndyrsfauna i forbindelse med utbyggingen av Follobanen (6) (7) (8). Tidligere er det utført undersøkelser av bl.a. Multiconsult i 2018 (9) og Bioforsk i 2011 (10). Resultatene fra undersøkelser av resipienter og smeltevann omtales nærmere i kapittel 5.1-5.5.

2.4.2 Gjersrudtjern - sekundærresipient

Gjersrudtjern vil være sekundærresipient og får hovedsakelig sitt tilsig fra Stensrubbekken, men det kommer også noe tilsig fra Myrerbekken og andre bekker fra sør og øst. Utløpet er i nordvest gjennom Gjersrubbekken og videre til Ljanselva.

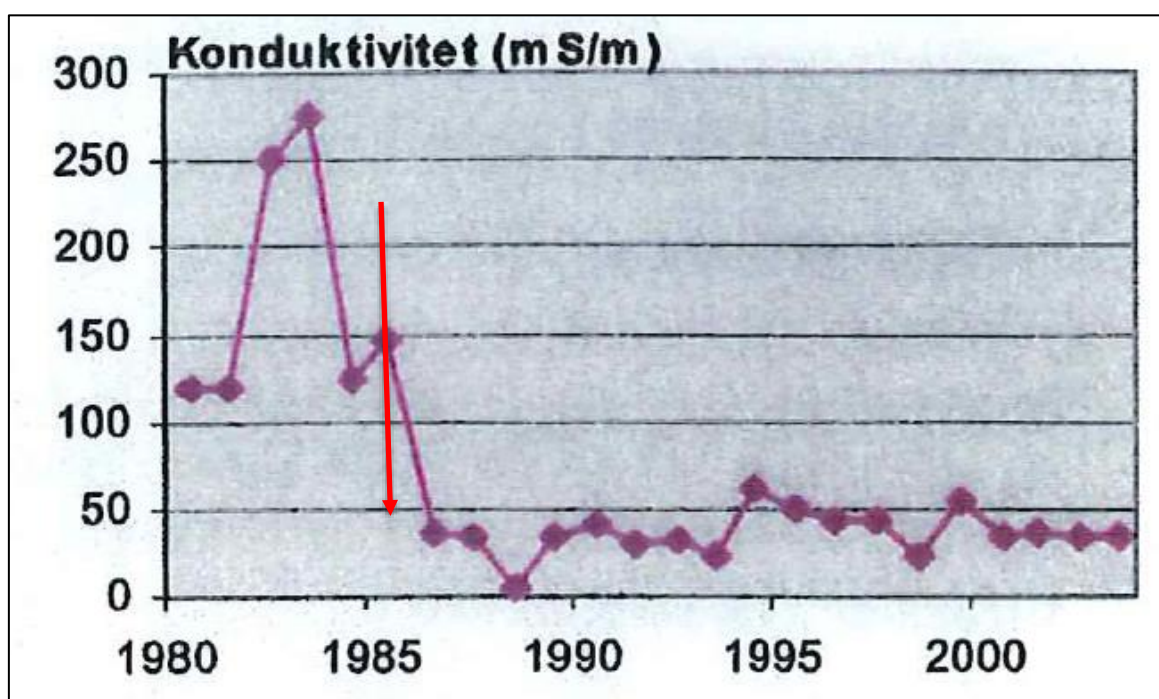
Gjersrudtjern inngår i vannforekomst Gjersrubbekken fra og med Gjersrudtjern (ID: 006-275-R). Økologisk tilstand er klassifisert som moderat, og kjemisk tilstand som god i databasen Vann-nett (2). Nasjonal vanntype er angitt som R110 (liten, kalkrik, humøs og klar elv). Pålitelighetsgraden for økologisk tilstand angis som høy, mens for kjemisk tilstand er pålitelighetsgraden angitt som lav. Tilstanden angis som dårlig eller svært dårlig for innhold av totalnitrogen og ammonium samt de vannregionsspesifikke stoffene krom og sink. Innholdet av tot-P er i moderat tilstand. Det oppgis risiko for at målet om god økologisk tilstand ikke oppnås, og måloppnåelse har utsatt frist av tekniske årsaker.

Vannet er eutroft og grunt, og omgitt av fuktenger og rik strandsumpskog. Vannet huser en rekke fiskearter, blant disse er abbor, mort, gjedde, suter, karuss og ål. Karpe og dvergmalle skal også forekomme. Både breddene som omgir vannet og vannet selv er preget av betydelig vegetasjon. En del rødlistede arter er registrert i tilknytning vannet, men det antas å være potensial for flere sjeldne insektarter enn dem som er registrert (11). Våtmarksområdene rundt Gjersrudtjern er i en gjengroingsfase fra et tidligere mer åpent kulturlandskap, noe som kan utgjøre en trussel for artsmangfoldet. Slike områder er også blant naturformene som forventes å være utsatt for den type påvirkning avrenning fra snødeponiet forventes å kunne medføre. Dette skyldes at slike naturformer gjerne huser vannlevende insekter og fuktbevende planter som er sårbare for saltpåvirkning.

Ifølge utdrag fra fagrapport fra VAV i 2004 (12) er tjernet grunt med en maksimal dybde på 2 m og lite siktedyp pga. alger (0,5-1 m). Data i Vannmiljø tyder på at det stedvis er noe dypere, da det er oppgitt målinger fra 4 meters dybde. NIBIOs undersøkelser indikerer en dybde på minst 3 m. I VAVs fagrapport er tjernet oppgitt å ha helårs sirkulasjon.

Frem til midten av 1980-tallet var tjernet relativt påvirket av sigevann fra Grønmo. Etter 1985 ble sigevannshåndteringen på Grønmo forbedret. I notat utarbeidet av Hjøllnes COWI AS i 2005 (13) vurderes den høye konduktiviteten å skyldes påvirkning fra E6 og snødeponiet på Åsland, men også at en del av dette kan skyldes kloridpåvirkning fra Nedre Raumyrbekk (bekken fra Grønmo) (13).

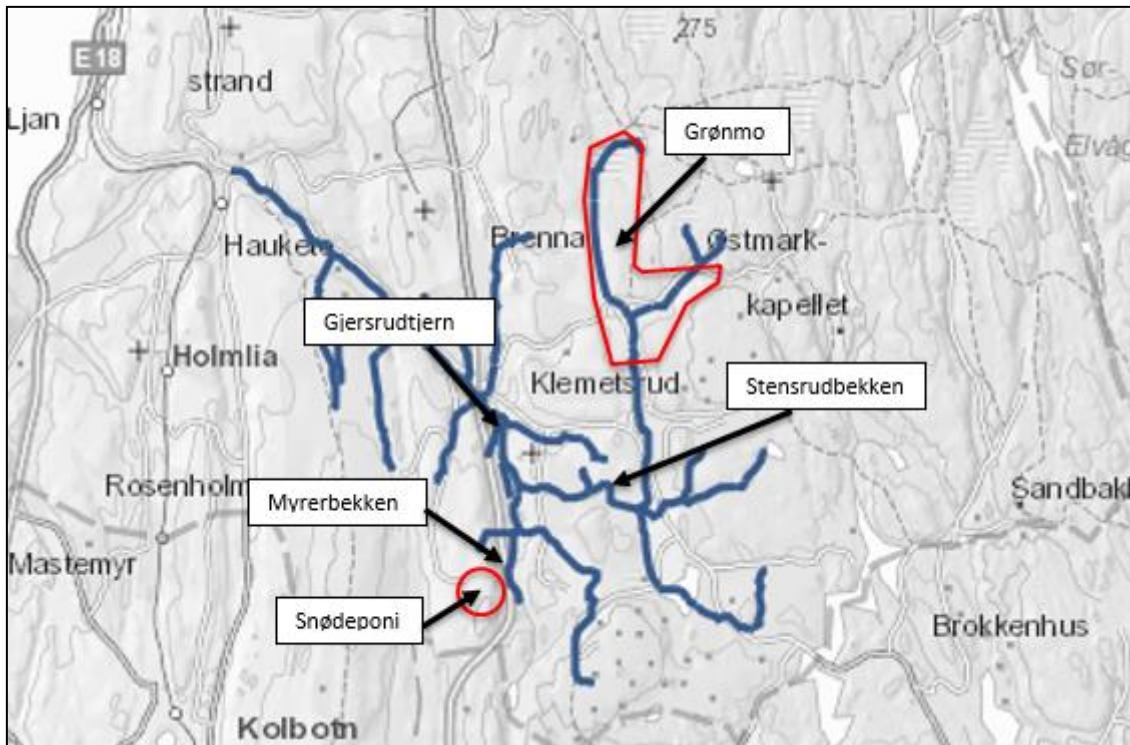
Senere undersøkelser utført av NIVA i 2012 (14) viste en tydelig kjemisk sjiktning med oksygenvinn helt mot bunnen. Det ble målt en stor kloridgradient der innholdet i overflatevannet var 12 og 37 mg Cl / l i september og november. På samme tidspunkt var kloridinnholdet i bunnvannet hhv. ca. 700 og 200 mg/l). Ved bunnen gikk oksygenkonsentrasjonen ned mot 0. På grunnlag av resultatene konkluderte NIVA med at det hadde ikke foregått en fullsirkulasjon i vannet denne sesongen. Fra målinger av metaller skilte kobber seg ut med verdier fra tilstandsklasse 2-5 iht. den gangens gjeldende klassifiseringssystem (SFT-veileder 97:04). Figur 2-4 viser utviklingen i konduktivitet, et indirekte mål på saltinnhold, i perioden 1980 – 2004 (12).



Figur 2-4. Utvikling i konduktivitet (13) i Gjørsrudtjern fra 1980-2004. Rød pil markerer ca. tidspunkt da sigevann fra Grønmo ble ført inn på kommunalt ledningsnett.

De siste undersøkelsene utført av COWI i 2015/2016 (15) og NIBIO i 2018-2020 (6) (7) (8) har vist at tjernet fremdeles fullsirkulerer og at saltsjiktning dermed ikke er en veldig aktuell problemstilling.

De viktigste påvirkere oppgis å være diffus avrenning fra by/tettsted, fra transportsektor, punktutslipp fra søppelfyllinger og introduksjon av fremmede arter. Figur 2-5 viser et oversiktskart av vassdraget med markering av viktige lokaliteter. Resultatene fra undersøkelser av Gjørsrudtjern omtales nærmere i kapittel 6.5.2.



Figur 2-5. Oversiktskart av Gjersrudvassdraget. Lokaliseringen av snødeponiet er omtrentlig markert med rød sirkel og beliggenheten av Grønmo søppeldeponi er omtrentlig markert med rødt polygon (kart fra Vann-nett).

2.5 Naturmiljø

I offentlige databaser er det registrert forekomster av verdifulle naturtyper og rødlistearter i antatt influensområde. Hvorvidt disse påvirkes, avhenger av type forurensing og konsentrasjon/fortynning nedover i vassdraget. Avrenning fra snødeponiet forventes i hovedsak å kunne påvirke de lokalitetene Myrerbekken renner gjennom og har avløp til. I tillegg kan naturmiljøet påvirkes av støv, støv og lokalklima.

Ved befaring 26. juni 2018 ble bekken befart av biolog fra Multiconsult fra Langbråten og opp til snødeponiets avløp til bekken. Dette området er i dag registrert som naturtypelokalitet gråorheggeskog. Det er Multiconsults oppfatning at bekken har et potensial som gjør at den burde vurderes som naturtypelokalitet av typen viktig bekkedrag. Blant annet ble det under befaring observert amfibier i bekken, og bekken antas å kunne fylle viktige økologiske funksjoner for bunndyr, vanntilknyttet vegetasjon, amfibier, fisk og vilt.

Selve Gjersrudvassdraget inngår i Osломarkvassdragene som er varig vernet mot vannkraftutbygging gjennom verneplan I (1973). Dette gir føringer definert gjennom forskrift om rikspolitiske retningslinjer for vernede vassdrag (1994). Av denne forskriften fremgår det at «inngrep som er til skade for pedagogiske verdier, friluftslivsverdier, herunder fiske og framkommelighet i og langs vannstrengen, eller opplevelsesverdier, bør unngås» i «Vassdragsbelte i og ved byer og tettsteder, som har eller kan få stor betydning for friluftsliv». For en mer detaljert beskrivelse av registreringer vises det til Multiconsults rapport 10205481-RIM-RAP-001 (9).

2.6 Andre påvirkere i nærområdet

Generelt er Gjersrudvassdraget påvirket av landbruk, muligens lekkasjer i avløpsnett, veiavrenning og bekker fra Grønmoområdet.

Gjersrudtjern har to hovedtilførsler av vann, Stensrubbekken i sør og Brennabekken i nord. Begge disse bekkene har sidebekker som renner gjennom det gamle deponiområdet på Grønmo (f.eks.

Raudmyrbekken, Libekken og Sørlibekken). Fra Grønmoområdet antas det at vannet blir noe påvirket av klorid og nitrogen (13). Det kan heller ikke utelukkes en viss tilførsel av metaller. I 2003 ble det anlagt golfbane for Grønmo golfklubb på den eldste delen av søppelfyllingen, og i dag er det også en gjenbruksstasjon på Grønmo.

Frem til 2012 var Åsland pukkverk i drift, og lå ca. 150 nord for Myrertjern. Pukkverk vil normalt slippe ut partikler og nitrogen. I 2012 ble pukkverksdriften flyttet til Assurdalen, ca. 4 km sørover, og denne påvirkeren er derfor ikke lenger aktuell. De siste årene har det vært utslipp fra anleggsarbeider på Follobanen til både Myrerbekken og Maurtubekken, som er en tilløpsbekk til Myrerbekken.

E6 ligger oppstrøms Myrerbekken / Gjersrudvassdraget i en avstand på ca. 50 - 350 m på strekningen fra Myrertjernet i sør til Gjersrudtjern i nord. Strekningen er ca. 2 km lang. På grunn av topografien antas det at veivannet drenerer mot øst, til Myrerbekken, og kamerainspeksjon i 2018 viste at vannet fra snødeponiet og E6 drenerer til Myrerbekken i samme betongrør. Veivann vil i praksis tilføre de samme forurensningsparametere som smeltevann fra snødeponier (bl.a. salt og tungmetaller). Kart over ledninger fra Statens veivesen viser at veivann fra en strekningen på ca. 300 m dreneres til utløpet i Myrerbekken.

3 Oppbygging og drift av eksisterende renseanlegg

3.1 Oppbygging og drift

Eksisterende renseanlegg er oppbygd på følgende måte: Smeltevann drenerer gjennom et nettinggjerd som fanger opp løst søppel som følger vannet. Deretter går vannet gjennom to filtervoller som er bygd opp med bark i kjernen og grov pukk rundt. Vannet går videre til et sedimenteringsbasseng, med kum fylt med Leca som renser vannet. Dette bassenget har et overløp med utløp som kan plugges. Etter lecakummen renner vannet videre i et lukket rørsystem som ender ut i en sidebekk til Gjersrudbekken. Denne renner videre mot Gjersrudtjern og ut i Ljansbekken.

Deponiet har fra blitt driftet ved bl.a. å grave i snøen for å påskynde smeltingen. Bymiljøetatens undersøkelser har vist at graving i snøen har medført en overbelastning av eksisterende renseløsning og at mye slam / partikler slippes ut under / etter graving.

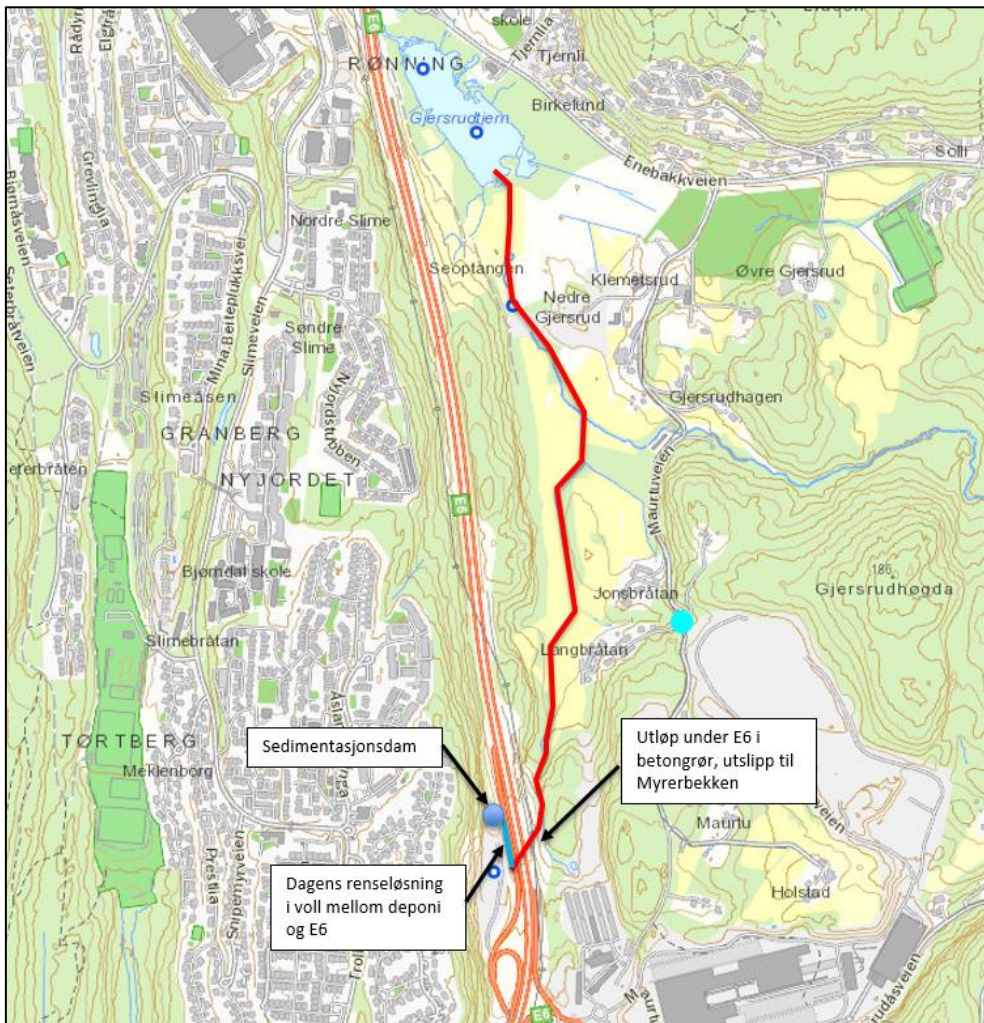
I 2021 ga Statsforvalteren tillatelse til å deponere 100 000 m³ snø ila. sesongen, men med en begrensning på 60 000 m³ som kunne ligge på deponiet til enhver tid (1).

3.2 Eksisterende renseanlegg og drenering

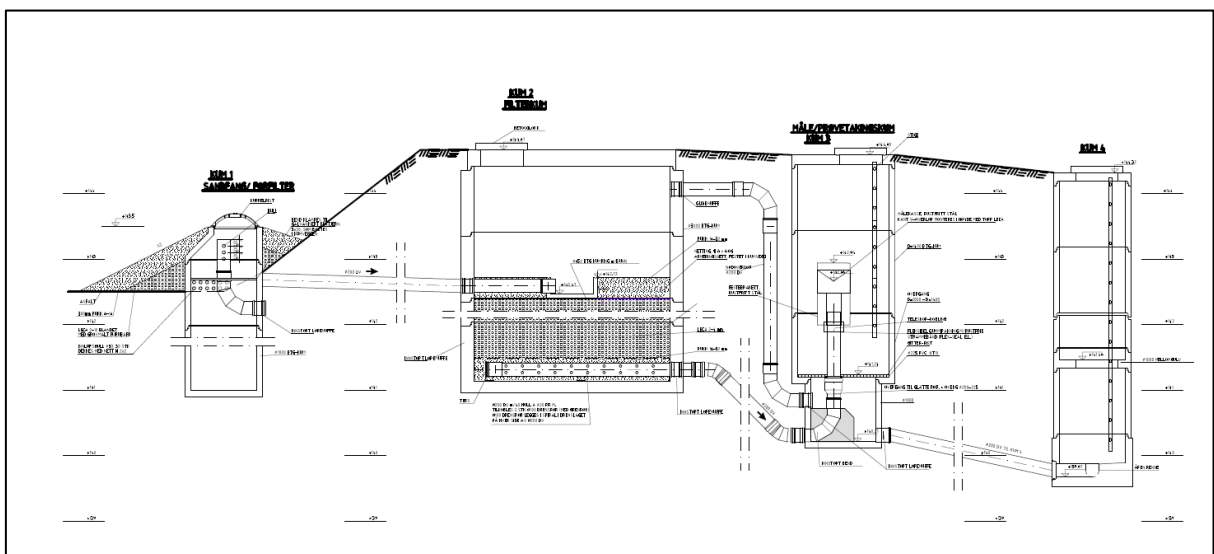
Ved dagens deponiløsning dreneres smeltevann først til en sedimentasjonsdam på ca. 400 m² nord på området, og deretter gjennom en renseløsning mot sør. Vannet går gjennom renseanlegget som ligger i vollen mellom E6 og deponiet og renner i betongrør under E6 til utslipp i Myrerbekken. Fra E6 faller terrenget bratt ca. 25 m nedover til bekleleiet. Betongrøret drenerer også veivann fra E6, dette ble verifisert ved kamerainspeksjon 23. august 2018, og i vedlegg 10 vises en tegning av overvannsdrenering fra veien (tegning fra SVV). Det er ikke klart hvor stort volum veivann som drenerer sammen med smeltevannet. Myrerbekken renner videre til Gjersrudtjern, ca. 1,2 km nedstrøms utslippspunktet fra deponiet. Figur 3-1 viser en enkel skissering av dreneringen av smeltevann til utslippspunkt. Figur 3-2 viser en skisse av dagens renseløsning.

Eksisterende renseanlegg er oppbygd på følgende måte: Først nettinggjerd som fanger opp løst søppel som følger med smeltevannet. Deretter går vannet gjennom to filtervoller som er bygd opp med bark i kjernen og grov pukk rundt. Vannet går videre til et sedimenteringsbasseng, med kum fylt

med Leca som renses vannet. Dette bassenget har et overløp med utløp som kan plugges. Etter lecakummen renner vannet videre i et lukket rørsystem med utløp i Myrerbekken.



Figur 3-1. Enkel skisse av dagens drenering (kartutsnitt fra Vannmiljø (16)).



Figur 3-2. Skisse av eksisterende renseløsning, med drenering fra høyre mot venstre. Først går smeltevannet gjennom et sandfang / forfilter før et går gjennom et filter med pukk, netting og leca. Videre går vannet til en måle/prøvetakingskum før det renner gjennom siste kum og ut i betongrøret til Myrerbekken.

4 Oppgradert renseløsning

4.1 Rammer for ny løsning

Bymiljøetaten har stilt følgende rammer for nytt renseanlegg:

1. Det skal ha kapasitet til deponering av totalt 200 000 m³ snø, dvs. ca. 150 000 m³ etter at snøen blir pakket noe sammen under lagring på deponiet.
2. Det må være dimensjonert for å tåle fremprovosering av naturlig smeltehastighet (smeltehastigheten økes ved å grave i snøen).
3. Renseløsning må kunne rense ut partikler og tungmetaller, slik at det tilfredsstillers utslippskrav.

Ved fremtidig løsning skal deponiet kunne ta imot snø fra lite trafikkerte og usaltede veier i Oslo

Dimensjonerende mengder vann for nytt anlegg er:

$$Q_{\text{dim middel}} = 7-10 \text{ L/s}$$

$$Q_{\text{dim maks}} = 30 \text{ L/s}$$

$Q_{\text{dim middel}}$ er estimert for situasjoner der det fremprovoseres raskere smelting. Ved naturlig smeltehastighet antas det en smeltevannsmengde på 4-7 L/s.

$Q_{\text{dim maks}}$ er estimert for mer ekstreme hendelser der det også vil renne av vann fra tette flater.

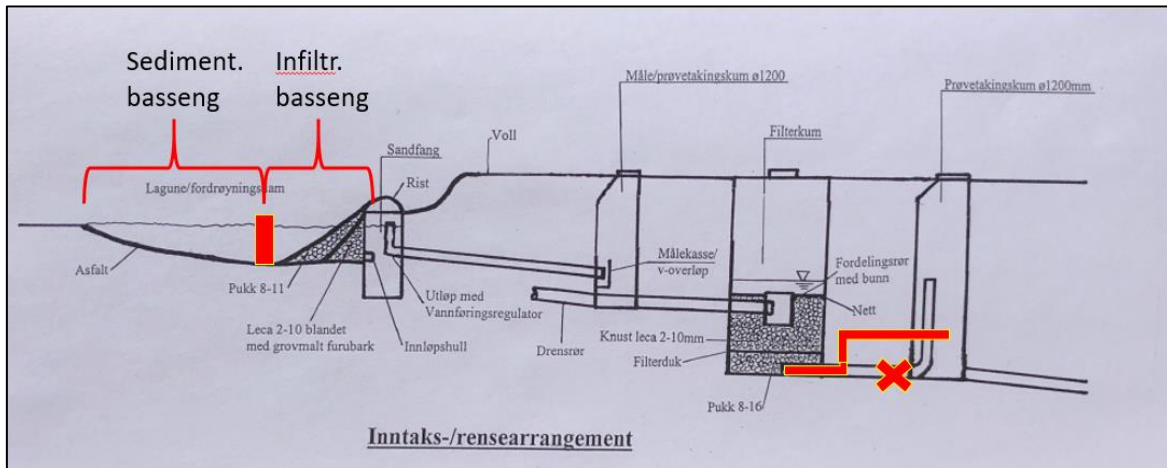
For en mer detaljert beskrivelse av utførte beregninger, vises det til Multiconsults notat 10205481-RIVA-NOT-001 (17).

I forbindelse med utbyggingen av Follobanen er det anlagt en nødstasjon på den søndre delen av området for snødeponiet. Multiconsult er tidligere informert om at Follobanen skal besørge egen overvannshåndtering på deponiområdet, og håndtering av dette overvannet inngår ikke i rammene for renseløsningen.

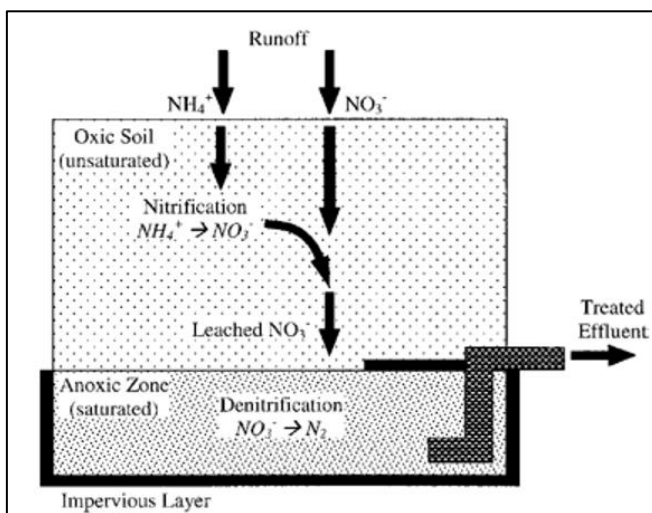
4.2 Prinsipp for planlagt renseløsning

Planlagt renseløsning følger samme prinsipper som var prosjektert i det eksisterende anlegget. Flere forbedringer er imidlertid inkludert i prinsippetegning av planlagt løsning (Figur 4-1):

1. Oppdeling av eksisterende fordrøyningsdam i et sedimenteringsbasseng for å fordrøye mulige maksimale innstrømninger samt å holde tilbake de grove partiklene sammen med søppel, etc.
2. Utstrømningen vil renne videre til et infiltrasjonsbasseng for å fjerne den største andelen av de suspenderte partiklene. Pukk og grus på toppen vil beskytte underlag bestående av to lag; sand eller liknende som overlager olivin eller en annen adsorbent med høy affinitet for metaller. Vann som bli infiltrert samt vann som overløper vil inngå i et sandfang som gir ekstra sedimentasjon og fordrøyning.
3. Ved store vannmengder ($Q_{\text{dim maks}}$) som overbelaster renseløsningen, planlegges det å lede vann i overløp til eksisterende anlegg (gammel løsning). Derfor vil overløpet gå gjennom en viss renseprosess før det når resipienten. Den gamle filterkummen kan omjusteres med anoksisk sone basert på Figur 4-2. Aktuelle adsorbenter vil være: olivin, bark eller filtralite, avhengig av hvilken som gir best ytelse. Denne konfigurasjonen av filterkummen vil kunne fjerne noe nitrogen gjennom biologiske prosesser, men graden av nitrogenrensning er usikker.



Figur 4-1. Anbefalt prinsipp for nytt anlegg, basert på det eksisterende. Forbedringer fra tidligere anlegg er markert med rødt.



Figur 4-2. Utforming av anoksisk sone (Kilde: Kim et al., 2003 (18)).

For en mer detaljert beskrivelse av planlagt renseløsning, vises det til Multiconsults notat 10205481-RIM-RAP-002 (19).

5 Resultater av gjennomførte undersøkelser i perioden 2009 - 2022

5.1 Snø og smeltevann

5.1.1 NIBIO 2018

Våren 2018 ble det av NIBO gjennomførte prøvetaking av snø og smeltevann, ved bruk av loggere utplassert i smeltevann, samt stikkprøvetaking av snø og smeltevann. Det ble gjennomført målinger mht. turbiditet, konduktivitet, pH, innhold av salt, tungmetaller og PAH. Tabell 5-1 og Tabell 5-2 viser resultater fra analysene. Overvåkingen er nærmere beskrevet i NIBIOs rapport Avrenning fra Åsland snødeponi (20).

Prøvene merket Snø (fra 15. mars), ÅSL 20.03.18, ÅSL 22.03.18 og ASL-N 07.05.18 er prøver av avrenningsvann fra betongrør. Det påpekes at andelen veivann i disse resultatene ikke er kjent, og at

tallene derfor ikke representerer smeltevannet korrekt. Prøvene merket SNØD-N1 og SNØD-N2 er prøver av smeltevann fra snø på deponiet.

Resultatene for tot-P og tot-N i tabell 5 er klassifisert iht. nasjonal vanntype R110. Resultater for metaller (tabell 6) som det er fastsatt klassegrenser for, er klassifisert iht. klassifiseringsveileder 02:2018 (21). Det er ikke utført klassifisering for enkelte PAH-forbindelser, men i prøvene fra 15. og 20. mars er det påvist enkeltforbindelser (f.eks. pyren) i tilstandsklasse V.

Det understrekes at klassifiseringssystemene ikke er beregnet på utslippsvann, men det er likevel utført klassifisering for å synliggjøre nivåene i smeltevannet opp mot hva som er akseptable årsmiddelverdier i vannforekomsten.

Tabell 5-1. Resultater for parametere som karakteriserer generell vannkjemi.

Prøve-ID	Parameter								
	pH	SS (mg/l)	Ca (mg/l)	TOC (mg/l)	tot-P (mg/l)	tot-N (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	Klorid (mg/l)	Kond. (mS/m)
Snø (15.03.18)	7,6	230	110	17	0,28	1,8	0,37	4580	1430
ÅSL 20.03.18	7,6	1100	40	150	1,4	5,6	0,43	1390	358
ÅSL 22.03.18	7,2	72	35	13	0,20	5,4	1,6	3750	1190
ASL-N 07.05.18	7,4	<2	28	2,8	0,031	0,27	22	181	80,3
SNØD-N1 15.03.18)	8,2	1300	13	7,0	1,9	2,1	0,41	604	192
SNØD-N2 15.03.18)	7,3	790	10	6,1	1,1	2,5	0,51	593	192

Tabell 5-2. Resultater for et utvalg metaller, olje og ΣPAH-16.

Prøve-ID	Metaller, olje og PAH (µg/l)										
	As	Cd*	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	C ₅ -C ₃₅	PAH-16
Snø (15.03.18)	0,45	1,1	0,75	13	<0,002	58	0,069	46	59	1100	0,86
ÅSL 20.03.18	0,36	0,16	0,64	21	<0,002	13	0,014	52	33	5000	5,20
ÅSL 22.03.18	0,18	0,16	0,22	9,9	<0,002	2,4	0,011	47	13	630	0,49
ASL-N 07.05.18	0,14	0,61	<0,050	5,7	0,007	37	0,075	28	41	nd	nd
SNØD-N1 (15.03.18)	0,13	0,005	0,11	5,3	<0,002	0,45	<0,01	1,6	170	2200	2,5
SNØD-N2 (15.03.18)	0,12	0,01	0,11	3,6	<0,002	0,57	0,025	3,9	62	1100	1,2

*Ved klassifisering av Cd er det benyttet verdier på ca. 50-100 mg CaCO₃ / L. Vannet oppgis som kalkrikt i Vann-nett, dvs. > 20 mg Ca / L.

Resultater fra automatiske loggere våren 2018

Våren og sommeren 2018 overvåket NIBIO utslippspunktet til Myrerbekken fra 20. mars. Et bilde av målestasjonen er vist i Figur 5-1. Måleren overvåker vannet som slippes ut. Parametere som er blitt overvåket er også angitt i Figur 4-1.

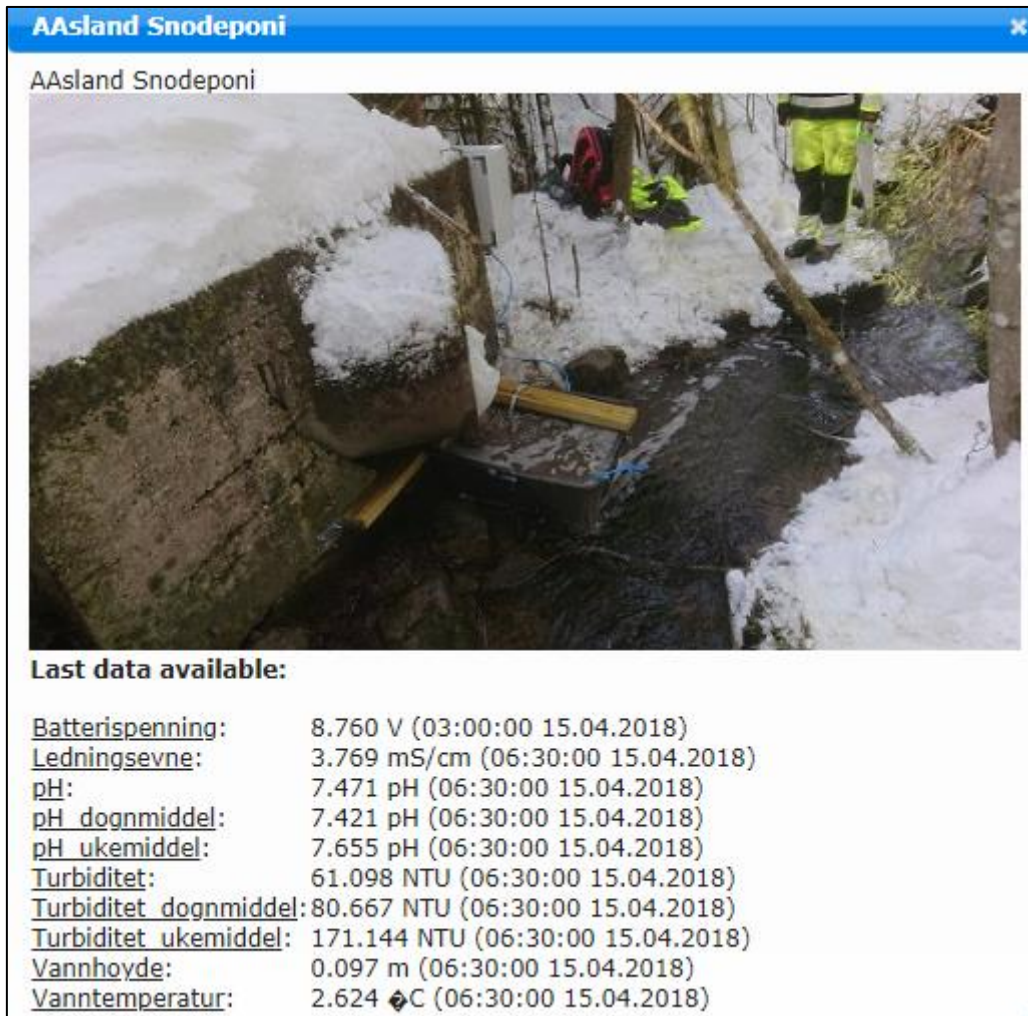
Videre gis en kort vurdering av resultatene fra overvåkingen:

I overvåkingsperioden varierer døgnmiddelverdier for pH mellom ca. 7,3 og 9,3. Helt i oppstarten av målingene ble pH målt til over 9, mens døgnmiddel for resten av perioden lå mellom ca. 7,3 og 8.

Turbiditeten varierte mye gjennom måleperioden. I starten av perioden ble det registrert verdier av døgnmiddel på flere hundre NTU. Fra ca. midten av april til andre uken i juni lå nivået gjennomgående lavere, med de fleste verdier godt under 100 NTU. I midten og slutten av juni måles det høye verdier på over 100 NTU. De direkte turbiditetsmålingene (ikke døgnmiddel) viste en regelmessig svingning der høye topper kom på ettermiddagene.

Ifølge værstatistikk fra målestasjonen på Ås / NMBU (Yr.no) falt det ikke regn i området i slutten av juni og starten av juli, da det ble målt meget høye verdier. Dette indikerer at variasjonen i turbiditet i stor grad skyldtes smelting og ikke avrenning fra flater.

Konduktivitetmålingene viste en tydelig trend, der det ble målt høye verdier opp mot 10-15 mS/cm i starten av smelteperioden med gradvis avtagende verdier. Fra ca. midten av mai lå måleverdiene i all hovedsak under 0,5 mS/cm.



Figur 5-1. Bilde av målestasjonen ved utslippspunkt for smeltevann i Myrerbekken. Bildet er videreformidlet fra NIBIO.

5.1.2 NIBIO 2019

I 2019 utførte NIBIO overvåkinger av utslippsvannet (22). Det ble gjort automatisk logging av vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet, samt utført målinger av vannmengder og temperatur. Målingene ble gjort i utløpskummen fra renseanlegget og er dermed representative for smeltevannet.

Figur 5-2 viser resultater av vannmengder som ble logget i målekummen. Det ble registrert maksimalt ca. 3,7 L/s med vann i målekummen. NIBIO diskuterer tap av smeltevann fra deponiet til kummen. Det må antas at en ukjent andel smeltevann tapes pga. utett dekke, sublimasjon og fordampning i sedimentasjonsbassenget.

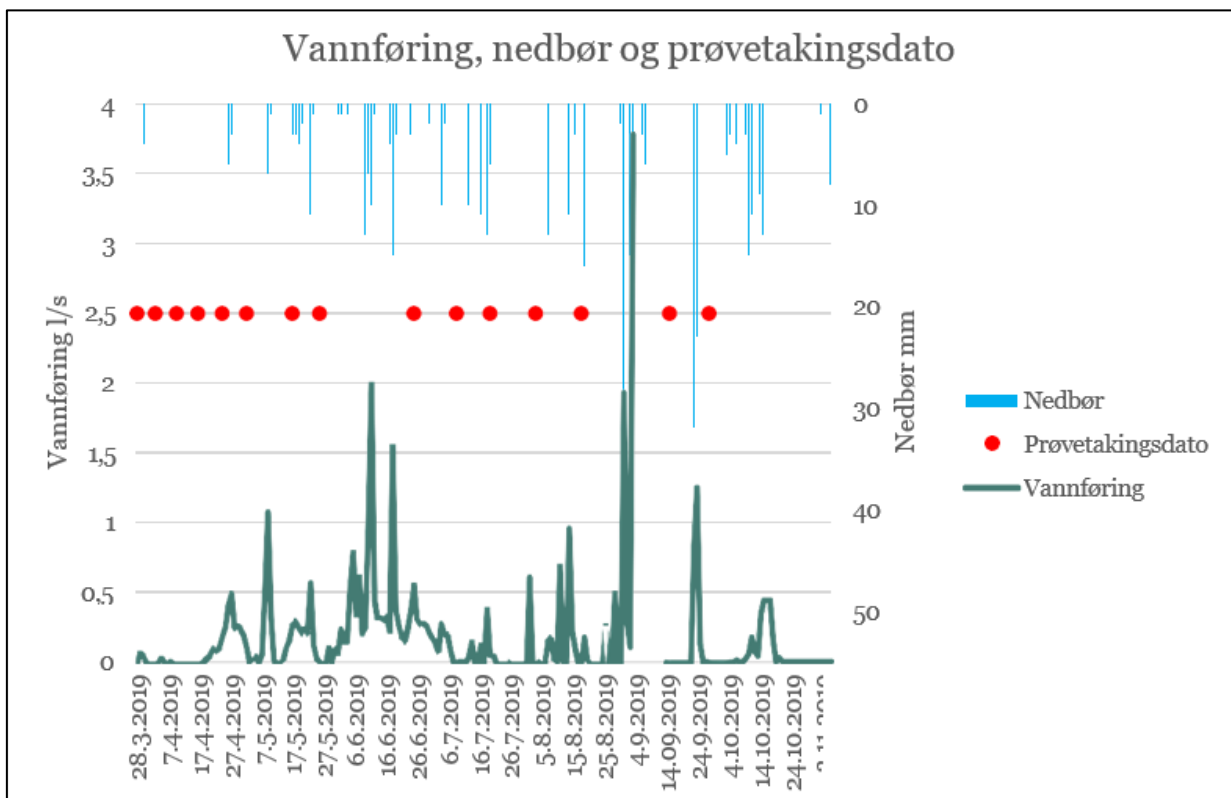
Figur 5-3 viser resultater av temperatur som ble logget i målekummen. Som kurven viser, ble det registrert en vanntemperatur opp mot 20 °C midtsommers, og dette tyder på at smeltevannet rekker å varme seg betydelig opp i sedimentasjonsdammen.

Figur 5-4 viser resultater fra analyser av suspendert stoff. Konsentrasjonene ligger lavt gjennom hele måleperioden. Den høyeste konsentrasjonene som ble målt var på 21 mg/L.

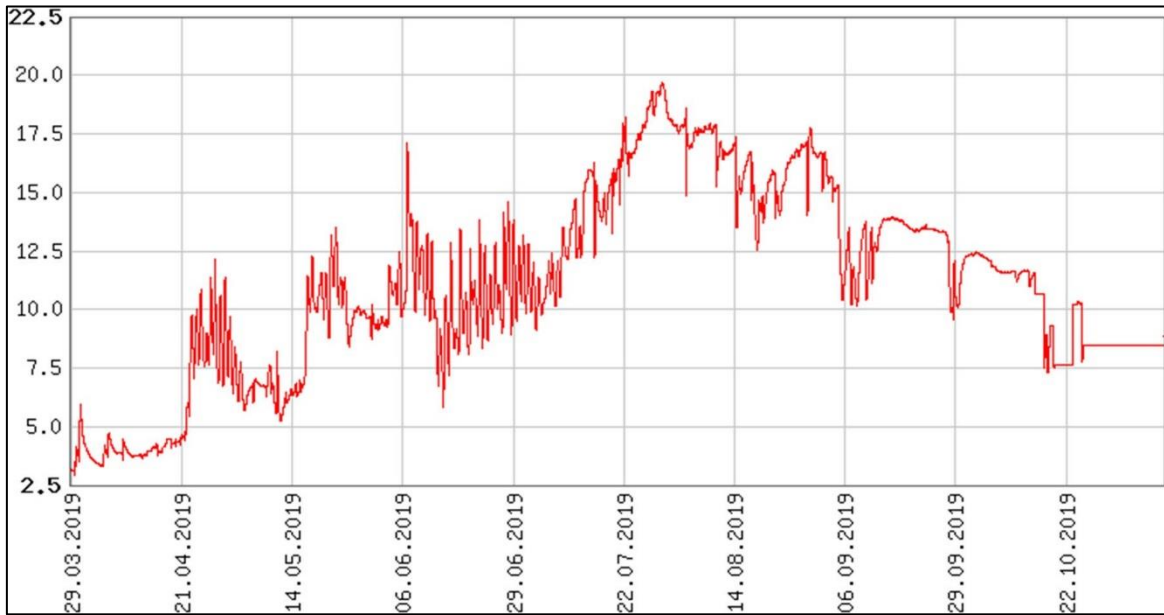
Figur 5-5 viser resultater fra analyser av klorid og konduktivitet. Dette avrenningsmønsteret er blitt observert tidligere; det aller meste av kloridet vaskes ut ila. de første par-tre ukene med smelting. Den første uken ble det registrert en kloridkonsentrasjon på ca. 2500 mg/L, men med en raskt avtagende trend. Etter den tredje uken med smelting lå konsentrasjonene jevnt over lavt.

Tabell 5-3 viser gjennomsnittsverdier for fysisk-kjemiske parametere og hovedioner i smeltevannet. De aller fleste parameterne ligger lavt: pH har en gjennomsnittsverdi på 7,2 og suspendert stoff på 6,2 mg/L. Gjennomsnittet for klorid er på 246 mg/L, men gjennomsnittet gir ikke noe spesielt godt bilde av klorid pga. avrenningsmønsteret.

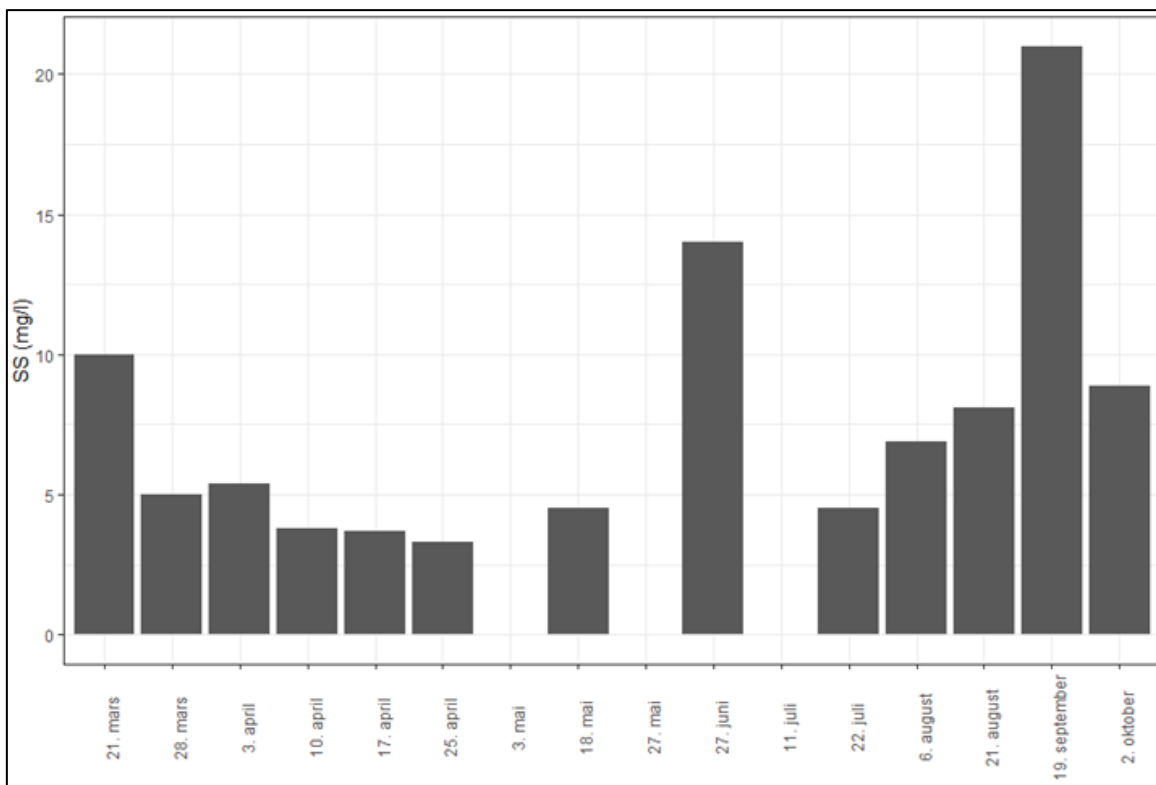
Tabell 5-4 viser gjennomsnittsverdier for metaller og næringsalter i smeltevann. Resultatene viser at tot-N var i god tilstand iht. veileder M-608/2016 (23) mens tot-P var i moderat tilstand. Av metallene viste arsen, nikkel og sink overskridelser av god tilstand (hhv. i tilstandsklasse III for arsen og nikkel og tilstandsklasse IV for sink).



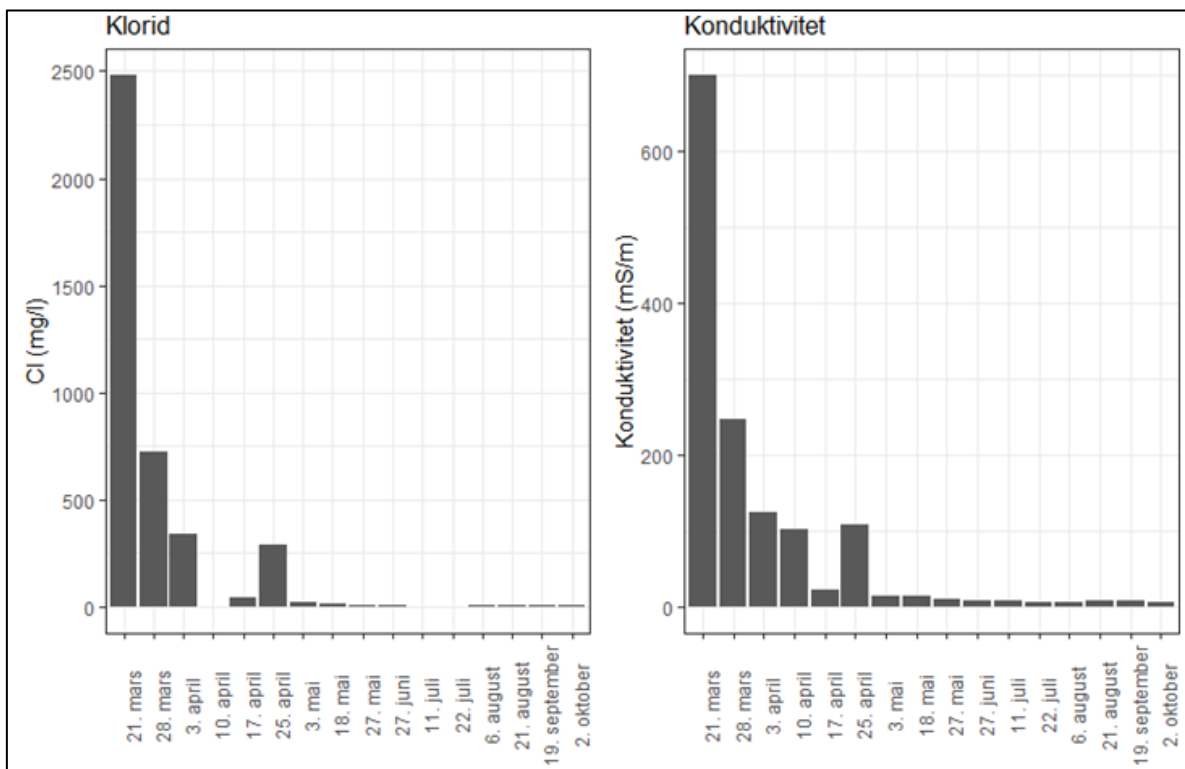
Figur 5-2. Oversikt over vannmengder og som ble logget i målekummen. Nedbør i nærområdet og prøvetakingsdatoer i smeltesesongen 2020. Figuren er hentet fra NIBIOs rapport (22).



Figur 5-3. Målinger av vanntemperatur i smeltevannet i perioden 29. mars – 22. oktober 2019. Figuren er hentet fra NIBIOs rapport (22).



Figur 5-4. Resultater fra analyser av suspendert stoff i smeltesesongen 2019. Figuren er hentet fra NIBIOs rapport (22).



Figur 5-5. Resultater fra analyser av klorid og konduktivitet i smeltesesongen 2019. Figuren er hentet fra NIBIOs rapport (22).

Tabell 5-3. Gjennomsnittsverdier for fysisk-kjemiske parametere og hovedioner i smeltevann i 2019. Tabellen er hentet fra NIBIOs rapport (22).

Parameter	Enhet	Gjennomsnitt*	Parameter	Enhet	Gjennomsnitt*
Fargetall	mg Pt/l	26,9	Natrium (Na)	mg/l	5,3**
pH		7,2	Klorid (Cl)	mg/l	246,1
Konduktivitet	mS/m	86,7	Magnesium (Mg)	mg/l	1,5
Suspendert stoff	mg/L	6,2	Mangan (Mn)	µg/l	19,0
Turbiditet	FNU	14,3	Kalium (K)	mg/l	2,7
Total organisk karbon	mg/l	5,3	Jern (Fe)	µg/l	45,1
Kalsium (Ca)	mg/l	10,3	Sulfat (SO ₄)	mg/l	5,9

*VED VERDIER UNDER DETEKSJONSGRENSEN ER RESULTATET SATT TIL HALVPARTEN AV KVANTIFIKASJONSGRENSEN ** De første 8 analysene mangler natrium.

Tabell 5-4. Gjennomsnittsverdier for metaller og næringsstoffer i smeltevann i 2019. Tabellen er hentet fra NIBIOs rapport (22).

Parameter	Enhet	Gjennomsnitt*	Parameter	Enhet	Gjennomsnitt*
Arsen (As)	µg/l	1,1	Total Fosfor	µg/l	86,6
Bly (Pb)	µg/l	0,1	Fosfat (PO ₄ -P)	µg/l	41,8
Nikkel (Ni)	µg/l	9,7	Total Nitrogen	µg/l	556
Sink (Zn)	µg/l	42,4	Nitrat (NO ₃ -N)	µg/l	233,2
Kadmium	µg/l	0,01	Ammonium (NH ₄ -	µg/l	30,1
Kobber (Cu)	µg/l	3,7			
Krom (Cr)	µg/l	0,3			
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,002			
Aluminium (Al)	µg/l	49,8			
Antimon (Sb)	µg/l	0,6			
Sum PAH(16) EPA					
*VED VERDIER UNDER KVANTIFIKASJONGRENSEN ER RESULTATET SATT TIL HALVPARTEN AV KVANTIFIKASJONGRENSEN					

5.2 Undersøkelser i Myrerbekken

5.2.1 Undersøkelse av NIVA i 2009

I 2009 undersøkte NIVA avrenning fra renseanlegg samt vannkvalitet i bekker og drikkevannsbrønner i Mautuveien (24). Undersøkelsen omfattet kartlegging av veirelatert forurensning i drikkevannsbrønner, Myrerbekken og deponisnø.

Undersøkelsene viste høye nivåer av salt i prøver fra Myrerbekken nedstrøms deponiet, og konsentrasjonene var langt høyere enn i oppstrøms referansestasjon. Utover våren avtok saltinnholdet i nedstrøms stasjon, mens det var en liten økning i referansestasjonen.

For de fleste metallene ble det observert forholdsvis høye konsentrasjoner ved nedstrøms stasjon. Forskjellen mellom oppstrøms og nedstrøms stasjoner viste at det var et betydelig bidrag av metaller mellom disse prøvestedene, selv om det også ble registrert nivåer tilsvarende sterkt forurenset vann på referansestasjonen. Med unntak av krom, var konsentrasjonene i referanseprøvene alltid lavere enn i nedstrøms stasjon.

NIVA konkluderte med at det meste av tilførte metaller sannsynligvis kom fra snøen og at mye tydet på at løste faser (dvs. ikke partikkelbundet) utgjorde en betydelig del av totalkonsentrasjonene for kadmium, kobber, nikkel og sink.

Innholdet av organiske forbindelser (THC, PAH, PCB, HCB og andre klororganiske forbindelser) var lave både i referansestasjonen og i nedstrøms stasjon. NIVA konkluderte med at det ikke ble tilført vesentlige mengder av organiske miljøgifter og olje fra deponiet til bekken.

5.2.2 Multiconsult 2018; vannkjemi, bunndyr og begroingsalger

Vannkjemi

Multiconsult utførte prøvetaking vår, sommer og høst i 2018. Det er tatt vannprøver opp og nedstrøms utslippspunktet fra snødeponiet til Myrerbekken og fra en referansestasjon i Stensrudbekken. Det er også tatt en blandprøve fra fem transekter av snøen som lå i deponiet. Snøprøven ble tatt med et isbor i dybder på ca. 0,2-0,7 m inn / ned i snøen. Snøprøvene ble tatt i en

unormalt lang og varm periode, med fortsatt pågående snøsmelting. Terreng var ellers meget tørt og det antas at vannet som rant fra betongrøret til bekken i all hovedsak var smeltevann.

Utslippsmengden ble ikke målt, men den ble vurdert å være omkring en liter i sekundet. Figur 5-7 til Figur 5-9 viser vannføringen i Myrerbekken på prøvetakingstidspunkter i juni, juli og september.

Ved prøvetaking i september var snøen smeltet ned og resultatene fra bekken representerer derfor vannkvaliteten uten tilførsel av smeltevann. Under prøvetakingen 21. september var det kraftig regnvær og stigende vannstand. Innholdet av suspendert stoff økte nedover i bekken, fra hhv. 17 og 9,6 mg/L i Gjersrud 1 og 2 til 210 mg/L i Gjersrud 3. Feltobservasjonene tydet på at Myrerbekken er utsatt for stor partikkeltilførsel på strekningen fra Gjersrud 2 til Gjersrud 3.

I Tabell 5-5 og Tabell 5-6 vises et utvalg av analyseparametere fra kjemiske analyser, og i Tabell 5-7 vises resultater fra spektrofotometriske analyser av mikroplast. I Tabell 5-8 vises resultater fra analyser av parametere knyttet til påvirkning fra alunskifer. Figur 5-6 viser et oversiktskart med markering av prøvestasjoner.

Klassifiseringer er utført iht. veileder M608/2016 (23) og 02:2018 (21) for vanntype R110.

Tabell 5-5. Resultater for parametere som karakteriserer generell vannkemi.

Prøve-ID	Parameter						
	pH	SS (mg/L)	TOC (mg/L)	tot-P (mg/L)	tot-N (mg/L)	Klorid (mg/L)	Kond. (mS/m)
Gjersrud 1 (oppstrøms) 26.6.18	8,0	6,0	9,3	0,024	3,8	480	209
Gjersrud 2 (nedstrøms) 26.6.18	8,0	12	11	0,028	3,9	450	194
Gjersrud 2 (nedstrøms) 10.9.18	7,7	14	4,4	0,016	4,7	220	111
Stensrudbekken (referanse) 10.9.18	7,4	16	20	0,075	1,9	19	19,7

Tabell 5-6. Resultater for et utvalg metaller, olje, ΣPAH-16 og ΣPCB-7.

Prøve-ID	Metaller, olje PAH og PCB (µg/L)											
	As	Cd*	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Al	C ₅ -C ₃₅	PAH-16	PCB-7
Gjersrud 1 (oppstrøms) 26.6.18	0,82	0,022	1,9	1,6	<0,002	1,3	<0,01	0,81	5,9	nd	nd	nd
Gjersrud 1 (oppstrøms) 21.9.18	0,41	0,027	1,2	1,9	<0,002	0,95	<0,001	2,3	ia	ia	ia	ia
Gjersrud 2 (nedstrøms) 26.6.18	0,79	0,048	1,6	1,9	<0,002	2,2	0,011	1,7	7,7	nd	nd	nd
Gjersrud 2 (nedstrøms) 10.9.18	0,63	0,027	2,0	2,1	0,004	1,1	0,015	2,1	3,2	nd	nd	nd
Gjersrud 2 (nedstrøms) 21.9.18	0,41	0,036	1,2	1,9	<0,002	1,0	0,013	1,9	ia	ia	ia	ia
Gjersrud 3 (nedstrøms) 21.9.18	0,37	0,034	0,58	3,1	<0,002	2,5	0,061	1,4	ia	ia	ia	ia
Stensrudbekken (referanse) 10.9.18	0,35	0,021	1,5	4,8	0,004	2,4	0,48	6,1	140	nd	nd	nd
Stensrudbekken (referanse) 21.9.18	0,24	0,011	0,40	2,5	<0,002	1,3	0,13	2,8	ia	ia	ia	ia

*Ved klassifisering av Cd er det benyttet verdier på ca. 50-100 mg CaCO₃ / L. Vannet i vassdraget oppgis som kalkrikt i Vann-nett, dvs. > 20 mg Ca / L og dermed > 50 mg CaCO₃.

nd = konsentrasjon lavere enn analysemetodens deteksjonsgrense

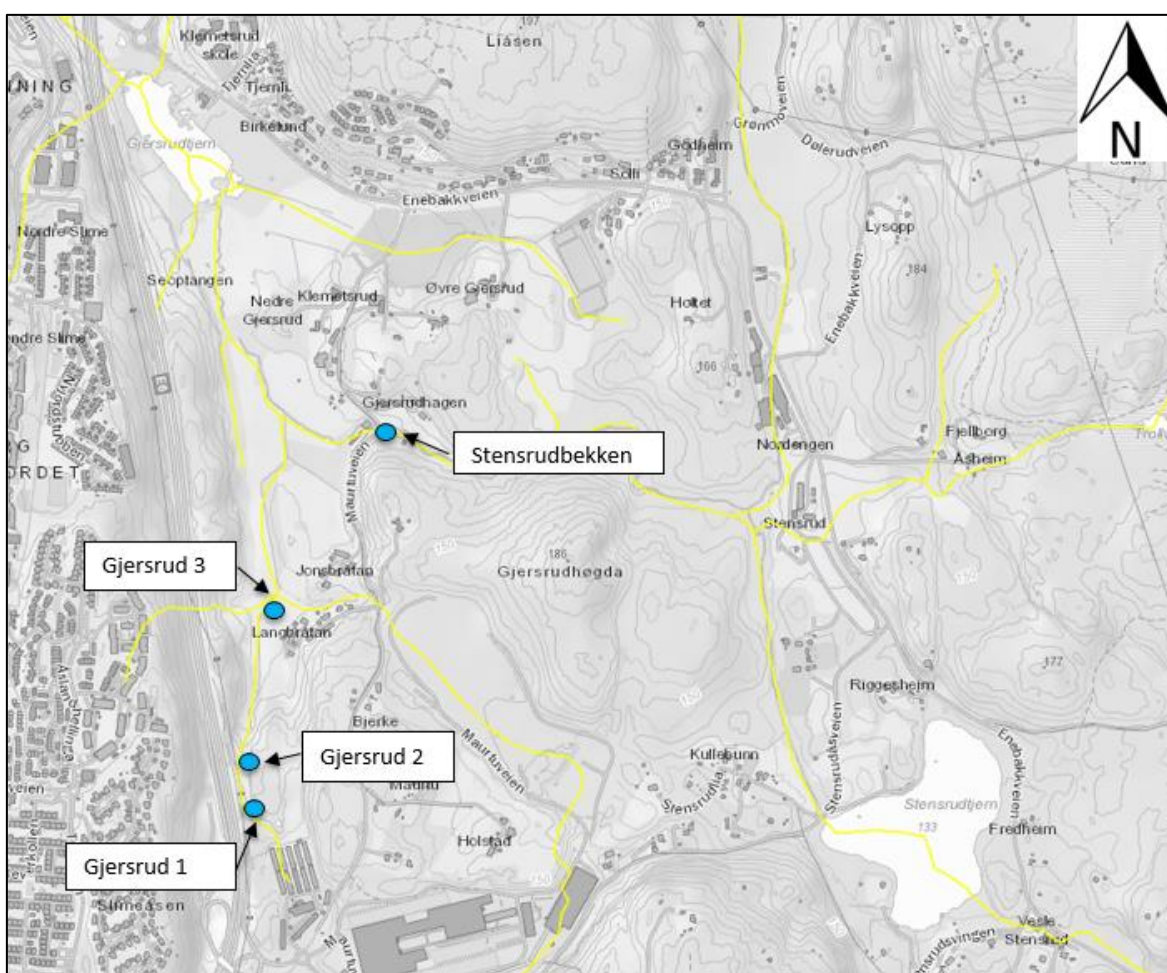
ia = ikke analysert

Tabell 5-7. Resultater fra spektrofotometriske analyser av mikroplast.

Prøve-ID	Mikroplast (antall partikler / L)
Snøprøve 2.7.18	1620
Gjersrud 1 (oppstrøms) 2.7.18	0
Gjersrud 2 (nedstrøms) 2.7.18	4

Tabell 5-8. Resultater for molybden, uran, strontium, arsen, vanadium og sulfat. Metaller er analysert på filtrerte prøver.

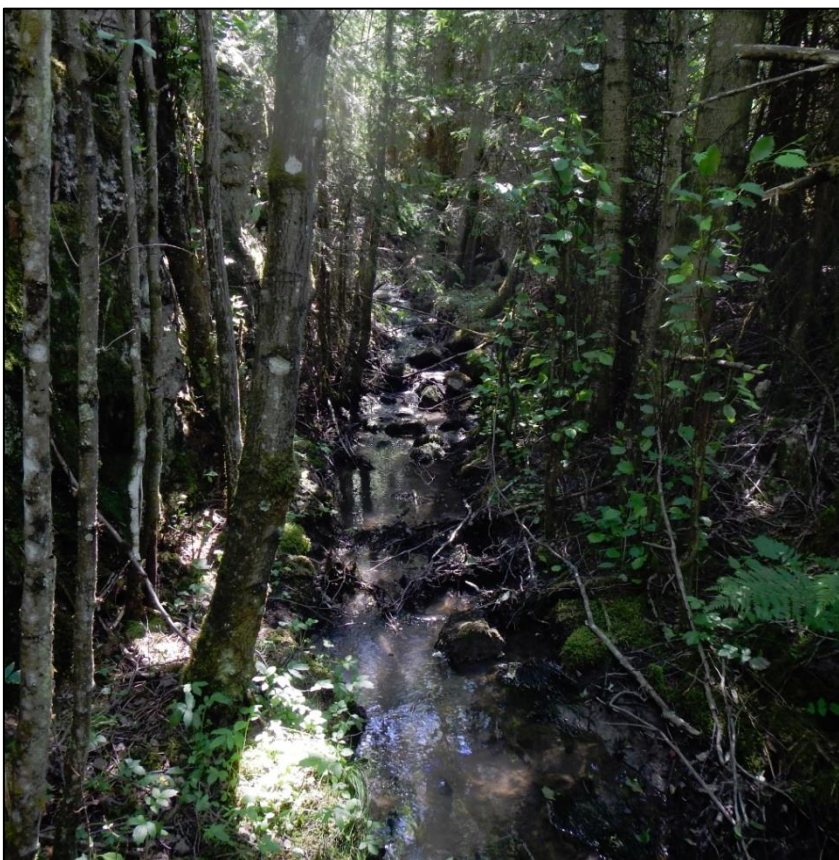
Prøve-ID	Metaller og sulfat, parametere knyttet til avrenning fra alunskifer					
	Mo (µg/L)	U (µg/L)	Sr (µg/L)	As (µg/L)	V (µg/L)	SO4 (mg/L)
Gjersrud 1 (nedstrøms) 21.9.18	24	17	460	0,41	1,1	118
Gjersrud 2 (nedstrøms) 10.9.18	31	20	370	0,63	2,0	117
Gjersrud 2 (nedstrøms) 21.9.18	23	15	450	0,41	0,97	109
Gjersrud 3 (nedstrøms) 21.9.18	28	17	270	0,37	0,98	110
Stensrubbekken (referanse) 10.9.18	1,5	0,48	82	0,35	2,1	33,5
Stensrubbekken (referanse) 21.9.18	1,2	0,28	71	0,24	0,28	15,4



Figur 5-6. Oversiktskart med markering av prøvepunkter fra Multiconsults prøvetakinger i 2018. Snøprøven fra deponiområdet er ikke inkludert.



Figur 5-7. Bilde av utslippspunkt og -mengde til Myrerbekken 26. juni 2018.



Figur 5-8. Vannføring i Myrerbekken 26. juni 2018. Bildet viser en strekning rett oppstrøms utslippspunkt. Som bildet viser, var vannet blakket oppstrøms utslippspunktet fra snødeponiet.



Figur 5-9. Vannføring ved Gjersrud 2, 21. september 2018.

Bunndyr og begroingsalger

Bunndyrundersøkelsene ble gjennomført etter sparkemetoden på alle fire stasjoner. Begroingsalger ble innsamlet etter standard metodikk for prøvetaking i rennende vann med børsting av substrat. Analyser ble foretatt hos Pelagia Nature & Environment AB i Sverige og indekser ble beregnet iht. Veileder 02:2018 (21).

Klassifiseringsrelevante data for stasjon 1-4 er vist i Tabell 5-9. De innsamlede prøvene av begroingsalger inneholdt alle for få organismer til å kunne beregne de ønskede indeksene. Datakvaliteten når det gjelder bunndyr ble ansett som tilstrekkelig god til å beregne eutrofieringsindeksen ASPT, som er den aktuelle parameteren her.

For bunndyr er alle indekser beregnet, med unntak av forsuringindeks 2 for stasjon 4 som ikke lot seg beregne på grunn av manglende tilstedeværelse av relevante indekstaxa. Forsuringindeksene er i liten grad relevante her, da vanntypen i vannforekomsten er satt til kalkrik og humøs. Dette gjør at man ikke forventer forsuringproblematikk og disse indeksene er derfor ikke tillagt noen vekt. Eutrofieringsindeksen indikerer moderate forhold ved de to øverste stasjonene i Myrerbekken (stasjon 1 og 2) og dårlige forhold ved stasjon 3. Stasjonen i Stensrubbekken har en indeksverdi tilsvarende god økologisk status.

Tabell 5-9. Klassifiseringsrelevante data for stasjon 1-4. Fargekode indikerer økologisk tilstandsklasse for den aktuelle parameteren. Fargede tall indikerer at kravene til indeksen ikke er oppfylt, farget bakgrunn indikerer indeks uten svakheter knyttet til datagrunnlaget. Stasjonsnavn angitt i parentes referer til markeringer i Figur 5-6.

Stasjon	Begroing		Bunndyr				Økologisk tilstand
	PIT	AIP	FI-indeks1	FI-indeks2	RAMI	ASPT	
1 (Gjersrud 1)	-	-	1	1,22	3,37	5,38	Moderat
2 (Gjersrud 2)	-	-	1	1,5	3,49	5,43	Moderat
3 (Gjersrud 3)	-	-	1	1,5	4,57	4,86	Dårlig
4 (Stensrudbekken)	-	-	0,5	-	5,36	6,25	God

5.2.3 NIBIO 2018-2020

I forbindelse med utbyggingen av Follobanen har NIBIO utført prøvetaking i Gjersrudvassdraget i 2018, 2019 og 2020 (6) (7) (8). Undersøkelsene har omfattet vannkjemiske analyser av metaller, organiske forurensninger, hovedioner og næringssalter samt automatisk logging av fysisk-kjemiske parametere.

Videre gjengis hovedresultater fra undersøkelser av Myrerbekken og nedstrøms bekker i 2020 i Tabell 5-10 til Tabell 5-15. Stasjon 61 i Myrerbekken ligger mellom utslippspunkt fra snødeponiet og samløpet med Myrerbekken.

Resultatene i Tabell 5-10 viser at gjennomsnittlig pH i Myrerbekken var forholdsvis høy (8,2) med en maksimalverdi på 9. Turbiditeten var også vesentlig høyere i Maurtubekken (173 NTU) enn i Myrerbekken (82 NTU). Dette er i god overensstemmelse med feltobservasjonene Multiconsult og Sweco (3) gjorde i 2018, som tilsa at Myrerbekken tilføres mye partikler nedover mot Maurtubekken og på strekningen videre nedover i bekken.

Analysene av pH (Tabell 5-11) viser 0,2 enhet lavere gjennomsnitt enn fra loggingen og et gjennomsnittlig innhold av suspendert stoff på 4,4 mg/L med en maksimalmåling på 21 mg/L. Gjennomsnittsinholdet av tot-N var i moderat tilstand og tot-P var i god tilstand (Tabell 5-12). Av metallene viste arsen og nikkel gjennomsnittsinhold så vidt over god tilstand (Tabell 5-13) mens kobber og sink viste maksimalverdier i svært dårlig tilstand (Tabell 5-14). Det ble også påvist nikkel i dårlig tilstand.

Gjennomsnittsverdiene i oppstrøms stasjon (61 opp) viser tilsvarende nivå av arsen som i nedstrøms stasjon og noe høyere verdi av sink. I denne stasjonen er det også påvist maksimalverdier av kobber i svært dårlig tilstand og sink i dårlig tilstand, men maksimalverdiene var jevnt over lavere enn i nedstrøms stasjon.

Bunndyrprøvene viste moderat tilstand i Myrerbekken i 2020. I 2018 ble det påvist dårlig tilstand om høsten. Dette kan muligens ha sammenheng med den særdeles tørre sommeren dette året. Vårprøven i 2019 viste imidlertid god tilstand. Ellers var det en tilstandsending fra dårlig til moderat ved samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken. Det ble også funnet flere EPT-arter¹ i vårprøvene i 2020 enn i 2019.

¹ EPT-arter = Betegnelse på arter i tre ordner med verdifulle bunndyr; Ephemeroptera (døgnfluer), Plecoptera (steinfluer) og Trichoptera (vårfluer).

Tabell 5-10. Minimums-, maksimums- og gjennomsnittsverdier som ble målt ved automatisk logging i Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrubbekken (67) i 2020. Tabell er modifisert fra NIBIOs rapport (8).

Stasjons-ID	pH			Ledningsevne (mS/cm)			Temperatur (°C)			Turbiditet (NTU)		
	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt
61	7,16	9,03	8,2	0,15	3,01	1,06	2,85	16,3	7	0,03	1070	82
62	6,4	9,75	7,6	0,036	3,27	1,72	3,02	15,61	7,73	3,26	1070	173,3
67	7,1	8,2	7,8	0,01	2,07	0,63	0,2	18,3	7	5,8	996	50,97

Tabell 5-11. Minimums-, maksimums- og gjennomsnittsverdier fra analyser av vannprøver fra Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrubbekken (67) i 2020. Tabell er modifisert fra NIBIOs rapport (8).

Stasjons-ID	Kond (mS/m)			pH			SO4 (mg/L)			SS (mg/L)		
	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min	Maks	Snitt	Min
61	139	106,3	57,3	8,2	8,0	7,8	140	91,7	63,0	21,0	4,4	2,0
62	273	174,2	83,0	8,1	7,9	7,6	540	356	170,0	25,0	7,5	2,0
67	154	63,9	22,4	8,3	7,7	7,4	260	80,4	29,0	59,0	8,3	2,0

Tabell 5-12. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av næringsstoffer i 2020 i Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrubbekken (67) i 2020. Tabell er modifisert fra NIBIOs rapport (8).

Stasjons-ID	NH4-N+ NH3-N	Nitrat-N (NO3-N)	Total nitrogen	Fosfat-P	Total fosfor
	µg/L	mg/L	mg/L	µg/L	L
61	13,04	0,90	1,10	5,29	22,96
62	42,96	2,09	2,46	5,29	32,67
67	60,19	0,66	1,07	8,04	37,29

Tabell 5-13. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av metaller i Myrerbekken (61), Maurtubekken (62) og Stensrubbekken i 2020 (67). Tabell er modifisert fra NIBIOs rapport (8).

Stasjons-ID	As	Cd*	Cr**	Cr(VI)	Cu	Hg	Ni	Pb	U	Zn
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
61	0,52	0,103	1,25	0,61	4,68	0,002	4,44	0,37	17,80	5,98
62	0,59	0,196	1,17	0,41	5,72	0,002	6,88	0,48	72,06	10,3
67	0,33	0,056	1,37	0,41	2,70	0,003	2,24	0,39	12,83	5,69
61 Opp	0,51	0,040	1,00	0,40	2,43	0,003	1,97	0,43	1,03	9,26
62 Opp	0,53	0,052	1,25	0,40	0,99	0,008	0,78	2,30	0,14	14,7

* Ved klassifisering av Cd er det benyttet verdier på ca. 50-100 mg CaCO₃ / L. Vannet i vassdraget oppgis som kalkrikt i Vann-nett, dvs. > 20 mg Ca/L og dermed > 50 mg CaCO₃.

**Klassifisering er basert på grenseverdiene i M-608, som er utarbeidet mht. giftigheten fra krom(VI), men grenseverdiene blir også benyttet til å klassifisere krom(tot).

Tabell 5-14. Maksimale konsentrasjoner av metaller i Myrerbekken, Maurtubekken og Stensrubbekken i 2020. Tabell er modifisert fra NIBIOs rapport (8).

Stasjons-ID	As	Cd*	Cr**	Cr(VI)	Cu	Hg	Ni	Pb	U	Zn
	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
61	4,37	1,02	2,00	1,84	54,6	0,004	47,20	5,24	108	66,70
62	5,53	1,07	2,00	0,56	57,5	0,005	40,80	4,82	359	71,90
67	0,45	0,17	6,00	0,58	3,6	0,01	4,15	0,75	46	9,69
61 Opp	2,73	0,26	1,00	0,40	16,3	0,005	12,00	2,73	6,66	58,80
62 Opp	0,75	0,07	2,00	0,40	2,3	0,01	1,41	2,89	0,18	17,20

* Ved klassifisering av Cd er det benyttet verdier på ca. 50-100 mg CaCO₃ / L. Vannet i vassdraget oppgis som kalkrikt i Vann-nett, dvs. > 20 mg Ca/L og dermed > 50 mg CaCO₃.

**Klassifisering er basert på grenseverdiene i M-608, som er utarbeidet mht. giftigheten fra krom(VI), men grenseverdiene blir også benyttet til å klassifisere krom(tot).

Tabell 5-15. Resultater fra bunndyrundersøkelser i Myrerbekken (61) og i samløpet mellom Myrerbekken og Maurtubekken (61+62). Tabell er modifisert fra NIBIOs rapport (8).

Stasjon / parameter		2018		2019		2020	
		Vår	Høst	Vår	Høst	Vår	Høst
61	ASPT	5,27	5,08	6,00	5,87	5,73	5,93
	EPT	7	8	9	11	12	10
61+62	ASPT	4,56	5,56	5,08	5,25	5,40	5,62
	EPT	4	9	6	11	13	9

5.3 Undersøkelser av Gjersrudtjern

De senere år er Gjersrudtjern undersøkt av COWI i 2015/2016 (15) og av NIBIO i forbindelse med utbyggingen av Follobanen (6) (7) (8). Undersøkelsene har omfattet kartlegging av innhold av oksygenforhold, saltinnhold, næringsalter og plankton.

COWI konkluderte med at tjernet hadde fullsirkulert på undersøkelsestidspunktet som var etter høstsirkulasjonen i 2015. Det var ikke tegn til oksygenvinn i bunnvannet. Det ble likevel påvist en saltgradient i tillegg til høy konduktivitet i vannmassene. Kloridinnholdet var på 58 mg/L i prøven av overflatelaget og 68 mg/L i prøven av bunnvannet. Innholdet av tot-P var i moderat tilstand i prøven fra overflatelaget og god tilstand i bunnvannet. Det ble påvist høye nivåer av kobber i både overflatelaget og bunnvann, tilsvarende tilstandsklasse IV og V. I tillegg ble det påvist sink i bunnvannet i tilstandsklasse IV. Øvrige metaller var i tilstandsklasse I.

I 2020 vurderte NIBIO Tilstanden i Gjersrudtjern som moderat basert på resultatene for planteplankton. Det ble analysert for total biomasse, PTI-indeks, Cyano_{max}, klorofyll a, tot-P og tot-N i perioden mai-oktober. Det ble også gjort littorale og pelagiske håvtrekk etter zooplankton vår sommer og høst.

Den gjennomsnittlige biomassen av planteplankton i perioden mai til oktober viste så høy verdi at biomassen ga den laveste nEQR-verdien. Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av klorofyll a tilsvarte en nEQR-verdi på 0,44, noe som så vidt er innenfor tilstandsklassen moderat.

Artssammensetningen i Gjersrudtjern var i liten grad dominert av arter som er typisk for næringsrike innsjøer, og artssammensetningen (PTI-indeks) ble vurdert som god. Dette resulterte i at planteplankton totalt fikk en nEQR-verdi på 0,48 som tilsvarer moderat tilstand.

Den gjennomsnittlige konsentrasjonen av tot-P var 33 µg/L som gir moderat tilstand. Den gjennomsnittlige verdien av tot-N var 860 µg/L som gir moderat tilstand. NIBIO vurderte at nitrogen trolig ikke var noen begrensende faktor for algevekst, og nitrogen ble derfor ikke inkludert i den endelige tilstandsklassifiseringen.

Den gjennomsnittlige biomassen av planteplankton var høyere i 2020 enn i 2018 og 2019. Dette viser en motsatt trend sammenlignet med målingene av tot-N og tot-P som har viste en nedgang sammenlignet med tidligere år. Den endelige økologiske tilstanden i Gjersrudtjern i 2020 ble vurdert som relativ lik tilstanden i 2019 (moderat), men NIBIO uttrykte bekymring for den høye biomasse av planteplankton.

Av småkreps (hoppekreps og vannlopper) var det størst forekomst av vannlopper i littoralprøvene, og mest hoppekreps i de pelagiske prøvene. Det ble observert en relativt høy artsdiversitet av småkreps i Gjersrudtjern. I 2018, 2019 og 2020 ble det funnet hhv. 36, 42 og 44 arter i tjernet. Småkrepssamfunnet består av relativt små arter, som i perioder ikke klarer å beite ned tilstrekkelig planteplankton.

5.4 Erfaringstall fra forurensningsnivå i bysnø fra Oslo

5.4.1 Erfaringstall fra Terje

I løpet av en fire år lang prøveperiode med drift av NCCs snøsmelteanlegg på båten Terje, ble det utført en rekke målinger av forurensninger i snø fra Oslo (25). Det ble behandlet 73 000 m³ med snø i seks ukers drift. Innholdet av forurensningskomponenter ble vurdert som sammenfallende med verdiene målt i tidligere driftssesonger, men resultatene viste store variasjoner. Totale utslippsmengder fra smeltevann var størst for kobber, sink og suspendert stoff. Tabell 5-16 viser konsentrasjoner, gjennomsnitt og standardavvik i ukesblandprøver av smeltet snø i uke 4-9 i 2014. Tabell 5-17 viser resultater fra storekstrasjon av grus som ble dekantert ut av snøprøvene. Selv om det vil være store variasjoner, vurderes tallene fra disse prøvene å gi et realistisk bilde på forurensningsgraden i nokså forurenset snø fra Oslo.

Tabell 5-16. Konsentrasjoner, gjennomsnitt og standardavvik i ukesblandprøver av smeltet snø behandlet på Terje i uke 4-9 2014 (25).

Parameter		Konsentrasjon ukesblandprøve snø						Gj.snitt	SD
		Uke 4	Uke 5	Uke 6	Uke 7	Uke 8	Uke 9		
Fraksjon >C10-C12	µg/l	2,5	6,2	2,5	2,5	2,5	2,5	3,1	1,4
Fraksjon >C12-C16	µg/l	7,9	8,1	72,9	12,8	2,5	2,5	17,8	24,9
Fraksjon >C16-C35	µg/l	125	73	4000	1090	1990	75	1226	1424
Fraksjon >C35-C40	µg/l	17	15	726	199	797	22	296	336
Fraksjon >C10-C40	µg/l	153	103	4800	1300	2790	102	1541	1747
As (Arsen)	µg/l	13,6	10,2	8,76	2,78	4,03	4,01	7,23	3,92
Cd (Kadmium)	µg/l	1,14	1,03	0,863	0,229	0,273	0,544	0,68	0,35
Cr (Krom)	µg/l	170	145	100	28,9	38,3	56,2	89,7	53,3
Cu (Kobber)	µg/l	348	576	322	101	95,7	115	260	175
Hg (Kvikksølv)	µg/l	0,0876	0,122	0,196	0,01	0,0433	0,0412	0,083	0,062
Ni (Nikkel)	µg/l	129	99,7	70	21,3	30,2	43	66	39
Pb (Bly)	µg/l	75,5	95,6	89,7	25,3	25,5	45,4	59,5	28,9
Zn (Sink)	µg/l	1040	1510	1250	362	448	503	852	438
Suspendert stoff	mg/l	2640	2630	1540	648	826	973	1543	819
Sum PAH-16	µg/l	2,36	5,18	0,696	0,224	0,231	1,83	1,75	1,73

Tabell 5-17. Resultater fra storekstrasjon av grus som ble dekantert ut av snøprøvene (25).

Parameter		Prøve 1 Uke 4	Prøve 2 Uke 8	Gjennomsnitt
Sum PCB-7	mg/kg	0	0	
Sum PAH-16	mg/kg	0	0	
Fraksjon >C10-C12	mg/kg	10	10	10
Fraksjon >C12-C16	mg/kg	10	10	10
Fraksjon >C16-C35	mg/kg	494	110	302
Fraksjon >C35-C40	mg/kg	253	29	141
As (Arsen)	mg/kg	1,9	0,005	0,9525
Cd (Kadmium)	mg/kg	0,05	0,003	0,0265
Cr (Krom)	mg/kg	21	0,01	10,505
Cu (Kobber)	mg/kg	21	0,091	10,5455
Hg (Kvikksølv)	mg/kg	0,05	0,0010	0,0255
Ni (Nikkel)	mg/kg	17	0,0010	8,5
Pb (Bly)	mg/kg	1,7	0,01	0,855
Zn (Sink)	mg/kg	32	0,05	16,025

5.4.2 Erfaringstall fra BYMs kartlegging i 2019

Vinteren 2019 analyserte BYM 30 snøprøver fra 15 ulike steder i Oslo. Prøvene ble tatt ved to ulike datoer, og analysert for PAH, THC, suspendert stoff og 20 elementer (inkludert de åtte prioriterte metallene, og hovedioner i vann). Figur 5-10 viser et oversiktskart av prøvetakingslokalitetene. Vedlegg 10 viser analyseresultater sortert etter ÅDT for de forskjellige prøvetakingslokalitetene.

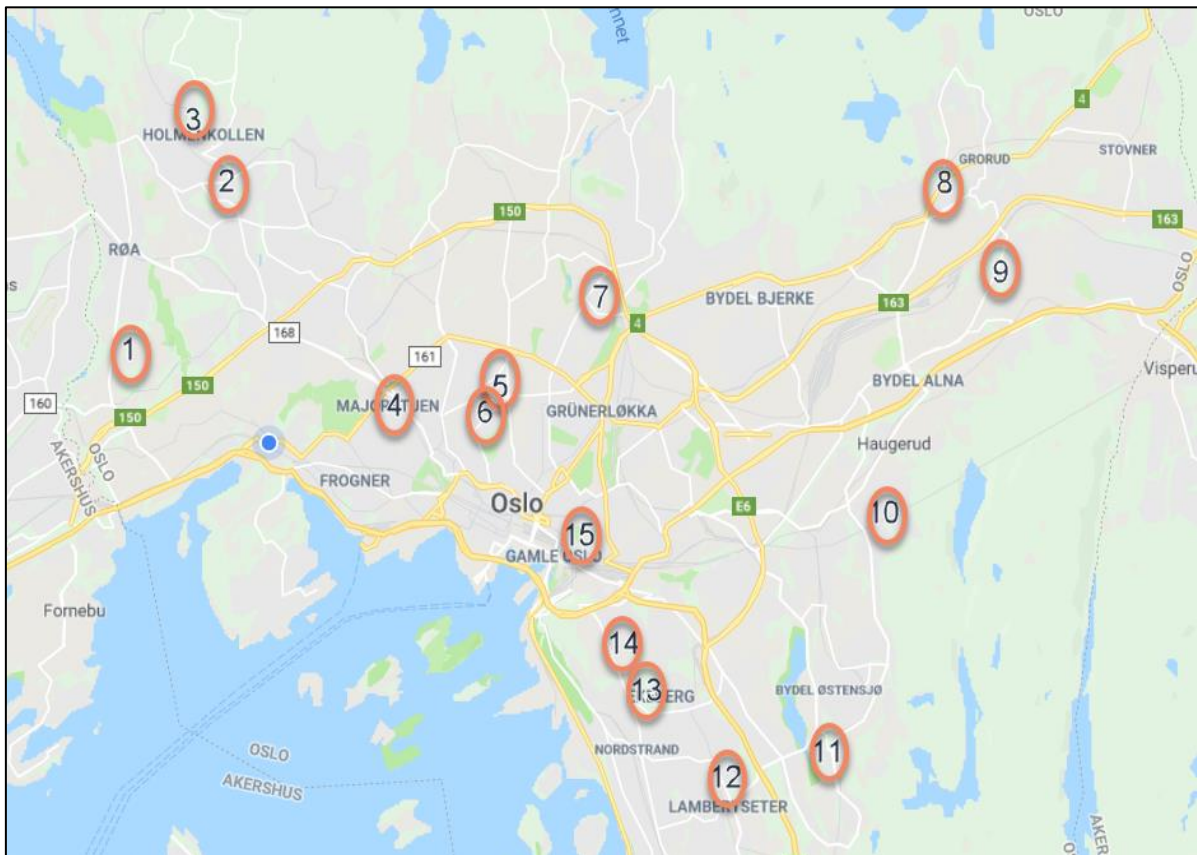
Tabell 5-18 viser gjennomsnitt- og maksimalverdier for lokalitetene 1, 3, 9, 11, 12 og 15 fra BYMs kartlegging. Dette er veier med ÅDT < 500 som ikke saltes, og snøprøvene fra disse veiene ansees som representative for snøen som planlegges deponert på Åsland i fremtiden. Klassifisering av resultatene er utført iht. veileder M-608/2016 (23).

Det ble ikke analysert for klorid i undersøkelsen, men for natrium. Kloridkonsentrasjoner er derfor beregnet. I beregningen er det forutsatt at molkonsetrasjonen av natrium i prøvene vil være tilnærmet i samme størrelsesorden som klorid (dvs. et molforhold på 1:1). Natrium (Na⁺) har molar masse på 11 g/mol og klorid (Cl⁻) på 35 g/mol, dvs. at det er ca. 3 x så høyt innhold av klorid som natrium på vektbasis når NaCl løses i vann.

I gjennomsnittsberegningene er det benyttet verdier lik kvantifiseringsgrenser der resultatene er lavere enn disse. Metaller ble analysert på oppsluttet prøve, dvs. med partikler. I henhold til vannforskriften vedlegg VIII, pkt. E gjelder miljøkvalitets-standardene (AA-EQS og MAC-EQS²) for biotilgjengelig fraksjon, dvs. analyse etter filtrering på 0,45 µm. Veileder 02:2018 åpner for klassifisering av metaller på både oppsluttet og filtrert prøve. Klassifiseringen i Tabell 5-18 må derfor antas å gi noe høye tilstandsklasser ettersom partikkelinnholdet også er såpass høyt. Tabellen viser også hvor stor renseseffekt som kreves for at utslippsvannet skal oppnå god tilstand (AA-EQS) og overholde maksimal tillatt verdi (MAC-EQS). Resultatene tyder på at renseseffekt er størst for krom, kobber og sink. Resultatene viser også at sortering av bysnøen har en stor effekt på

² AA-EQS = annual average environmental quality standard. Dette er den grenseverdien som aritmetisk årgjennomsnitt i en vannforekomst må overholde for å være i god tilstand. MAC-EQS er den maksimale verdien fra enkeltprøver som må overholdes for at vannforekomsten skal klassifiseres i god tilstand.

forurensningsgraden, da resultatene for denne snøen er langt lavere enn det som ble målt i snøen på Terje.



Figur 5-10. Prøvetakingslokaliteter for snø i Oslo, fra BYMs undersøkelse vinteren 2019.

Tabell 5-18. Resultater fra BYMs kartlegging av snø fra forskjellige lokaliteter i Oslo i 2019. Resultatene i tabellen representerer snø fra usaltede veier med ÅDT <500, da disse lokalitetene ansees som representative for snøen som planlegges deponert på Åsland. Klassifisering er utført iht. veileder M-608.

Paramter	Enhet	Gjennomsnitt boligveier	Maksimalverdi boligveier	Grense tilstandsklasse II (AA-EQS)	Grense tilstandsklasse III (MAC-EQS)	Renseeffekt på AA-EQS for å oppnå god tilstand (%)	Renseeffekt på MAC-EQS for å oppnå god tilstand (%)
Sum PAH-16	µg/L	0,75	2,4	-	-	-	-
Fraksjon C ₁₀ -C ₄₀	µg/L	312	1040	-	-	-	-
Fe (Jern)	mg/L	6,66	18	-	-	-	-
Mg (Magnesium)	mg/L	3,36	12	-	-	-	-
Na (Natrium)	mg/L	102,93	567	-	-	-	-
Al (Aluminium)	µg/L	4720,42	11000	-	-	-	-
As (Arsen)	µg/L	0,97	1,9	0,5	8,5	48	-340
Cd (Kadmium)	µg/L	0,07	0,13	0,09	0,9	-28	-620
Co (Kobolt)	µg/L	3,5	9,0	-	-	-	-
Cr (Krom)*	µg/L	8,4	20	3,4	3,4	60	83
Cu (Kobber)	µg/L	24	58	7,8	7,8	68	87
Hg (Kvikksølv)	µg/L	0,02	0,02	0,047	0,07	-135	-250
Ni (Nikkel)	µg/L	6,2	14	4	34	35	-139
Pb (Bly)	µg/L	4,4	12	1,2	14	72	-16
Zn (Sink)	µg/L	83	213	11	11	87	95
Suspendert stoff	mg/L	169	390	-	-	-	-
Klorid beregn.	mg/L	309	1701	-	-	-	-

5.5 Drikkevannsbrønner i Mautuveien 40, 41, 45 og 47

5.5.1 NIVA målinger 2009

NIVA utførte en overvåkning av brønner i Mautuveien 40, 41 og 45 og av Myrerbekken våren 2009 (26). Adressene i Mautuveien ligger ved Langbråten, ca. 300 m nedstrøms utslippspunkt fra snødeponiet til Myrerbekken.

Kloridkonsentrasjonene i drikkevannet fra brønnene lå på mellom 12 og 20 mg/L. I Mautuveien 45 og 47 ble det registrert en svak økning fra ca. 15 til 20 mg Cl / L ila. våren. Av metaller ble det registrert relativt høye konsentrasjoner av kobber i vannet fra Mautuveien 45 med maksimalverdi på ca. 200 µg/L. Det ble antatt at dette skyldtes kobberrør. Verdiene for bly og sink var hhv. lave og innenfor normale nivåer i grunnvann. Det ble ikke påvist PAH, PCB eller olje i brønnvannet.

5.5.2 NIBIO, mai 2018

Prøvene fra 30. mai 2018 er tatt av NIBIO og resultatene er vist i Tabell 5-19 og Tabell 5-20.

Alle prøvene viste innhold av koliforme bakterier og *E. Coli* på < 1 MPN/100 mL. De viste ingen deteksjon av ΣPAH-4 og summen av totale hydrokarboner fra C₁₀-C₄₀ (THC, C₁₀-C₄₀). Resultatene for koliforme bakterier, *E. Coli* og THC er ikke vist i tabellene.

I vannmiljø (12) er det registrert resultater fra myndighetspålagt overvåkning av brønnene i 2010-2011. Kloridmålingene i 2010-2011 lå i intervallet 19,6 – 28,2 mg Cl / L (se Figur 5-11).

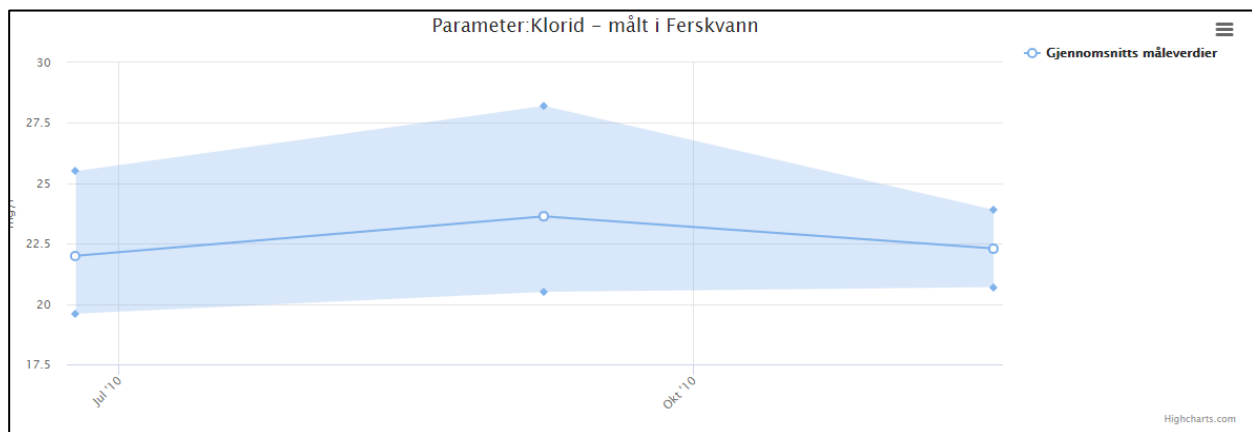
Det er ikke funnet nyere målinger av vannet i brønnene enn 2018. Resultatene fra 2018 tyder ikke på at saltinnholdet i brønnene har økt siden NIVAs målinger i 2009.

Tabell 5-19. Resultater fra prøver av grunnvann / drikkevann fra Maurtuveien 40, 41, 45 og 47 fra 2018.

Prøve-ID	Parameter									
	pH	TOC (mg/L)	P-tot (mg/L)	NH4 + NH3 (mg/L)	Nitrat-N (mg/L)	Nitritt-N (mg/L)	Klorid (mg/L)	Fluorid (mg/L)	Sulfat (mg/L)	Kond. (mS/m)
Maurtuvn. 40 (30.5.)	8,0	0,80	<0,050	<0,026	0,720	0,0031	8,44	0,238	14,1	30,9
Maurtuvn. 41 (30.5.)	8,2	<0,5	<0,050	<0,026	<0,060	<0,0020	17,0	0,429	10,0	34,6
Maurtuvn. 45 (30.5.)	7,1	-	<0,050	<0,026	0,92	<0,0020	14,4	0,251	11,2	23,9
Maurtuvn. 47 (30.5.)	7,1	-	<0,050	<0,026	0,668	<0,0020	14,9	0,217	10,6	26,1

Tabell 5-20. Resultater fra metallanalyser av grunnvann / drikkevann fra Maurtuveien 40, 41, 45 og 47 fra 2018.

Prøve-ID	Metaller (µg/L)											
	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Al	Fe	Mn	Sb	Na
Maurtuvn. 40 (30.5.)	0,0559	0,168	<0,01	0,00588	<0,002	0,438	0,575	0,00196	0,00168	0,0556	0,0364	9,87
Maurtuvn. 41 (30.5.)	<0,05	0,00675	0,021	0,00220	<0,002	0,116	0,265	0,00462	<0,001	0,00868	0,0120	24,0
Maurtuvn. 45 (30.5.)	0,0879	0,0107	0,0502	0,0737	<0,002	0,319	1,84	0,0324	0,0503	<0,001	0,0229	8,52
Maurtuvn. 47 (30.5.)	<0,05	0,00925	0,0147	0,0177	<0,002	0,101	0,672	0,0033	0,0225	<0,001	0,014	7,86



Figur 5-11. Gjennomsnittskonsentrasjoner av klorid i brønner i Maurtuveien 41, 45 og 47. Overvåkingen ble utført i juli og oktober 2010. Figuren er hentet fra Vannmiljø (27).

6 Risikovurdering

6.1 Støv

6.1.1 Føringer

Det foreligger flere sett med grenseverdier med ulikt ambisjonsnivå. Forurensningsforskriften kapittel 7 setter juridisk bindende krav til utendørs luftkvalitet. Formålet med forskriften er å fremme menneskers helse og trivsel ved å sette minimumskrav til luftkvaliteten på all utendørs luft.

Miljøverndepartementet vedtok i 2012 en retningslinje som gir statlige anbefalinger om hvordan luftkvalitet bør håndteres av kommunene i arealplanleggingen, T-1520/2012. Formålet med retningslinjen er å sikre og legge til rette for en langsiktig arealplanlegging som forebygger og reduserer lokale luftforurensningsproblemer. Retningslinjen kommer til anvendelse bl.a. ved etablering eller utvidelse av bebyggelse med bruksformål som er følsom for luftforurensning. Den

kommer også til anvendelser der tiltaket i seg selv kan medvirke til vesentlig økning i luftforurensningen. Med vesentlig økning menes i dette tilfellet en økning på 20% i forhold til eksisterende forurensningsnivå.

Retningslinje T-1520/2012 inneholder også anbefalinger om hvordan luftkvalitet skal hensyntas i anleggsfasen. Det skal blant annet gjøres en vurdering av omfanget på støvgenererende aktiviteter og lokalisering av byggeplass og transportveger i forhold til nærhet til følsomt arealbruk. Det foreligger lite kunnskap om faktiske konsentrasjonsnivåer fra bygg- og anleggsvirksomhet, men som en veiledning bør timemiddel-konsentrasjonen av PM₁₀ maksimalt ikke overstige 200 µg/m³ på lokaliteter der folk bor eller oppholder seg.

Oslo kommune har i gjeldende kommuneplan lagt føringer for hensyn til lokal luftkvalitet. Temakart luftsoner T2 og T3, skal være retningsgivende for plan- og byggesaksbehandlingen (28). Luftsonekartet er tatt inn i kommuneplanen som et temakart og ikke gitt noen juridisk binding. Luftsonekartet er tatt inn som temakart for å kunne fungere som aktsomhetskart og tydeliggjøring av utfordringer knyttet til luftforurensning i Oslo. Der det viser seg at luftkvaliteten er kritisk skal tiltakshaver i en tidlig planfase vurdere hvilke avbøtende tiltak som bør gjennomføres.

6.1.2 Luftkvaliteten i dag. Status

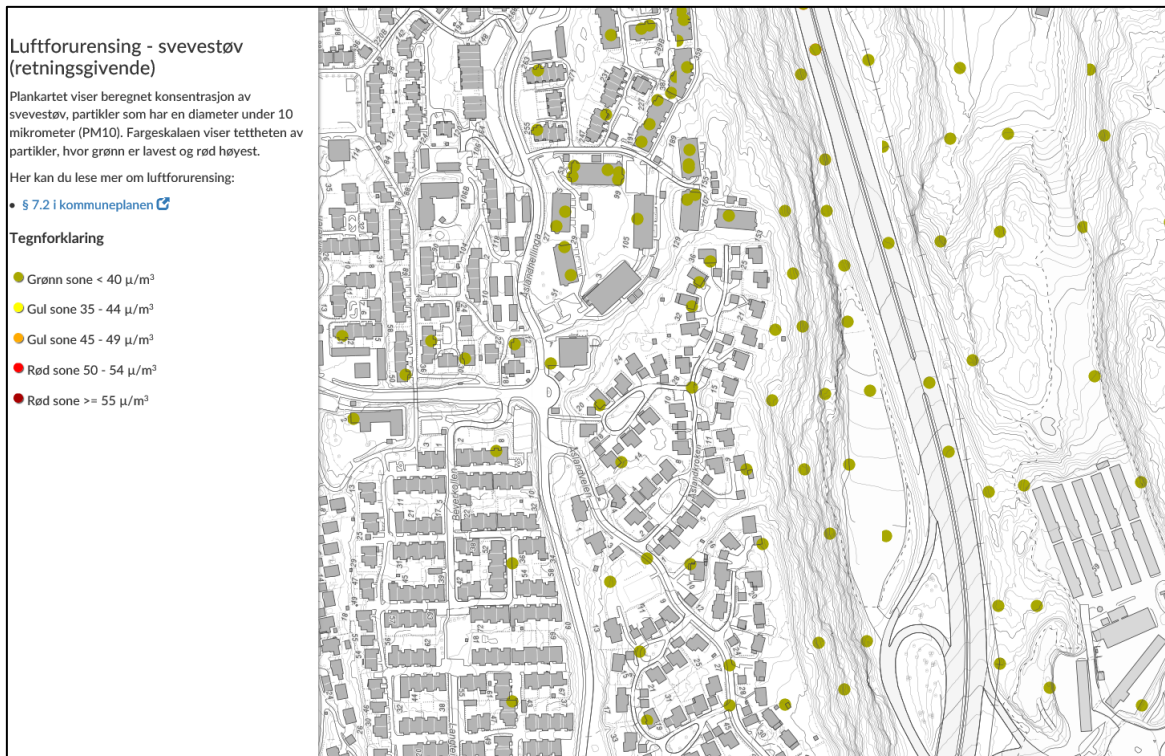
BaneNor har et omfattende måleprogram for overvåking av støv fra anleggsarbeidene med Follobanen. Måleprogrammet omfatter måling av mineralsk støv i 30-dagers intervaller. Et av målepunktene er ved bolig i Åslandveien, ca. 140 meter sørvest for innkjøring til snødeponiet. Resultatene fra støvnedfallsmålingene viser svært lave konsentrasjoner. Gjennomsnittsverdien for de 2 siste årene er 0,39 g/m²/30 dager. Grenseverdien i forurensningsforskriften kapittel 30 er 5 g/m²/30 dager. Det er ikke målt konsentrasjoner over grenseverdien.

Meteorologisk institutt har sammen med Miljødirektoratet utarbeidet en fagbrukertjeneste for luftkvalitet som angir beregnede årsmiddel- og korttidsmiddelkonsentrasjoner for henholdsvis svevestøv (PM₁₀) og nitrogendioksid (NO₂). De beregnede konsentrasjonene gir en indikasjon på hvor det kan forventes høye forurensningsnivåer. Tabell 6-1 oppsummerer konsentrasjonene av henholdsvis svevestøv og nitrogendioksid beregnet utenfor nærmeste bolig sammenlignet med gjeldende grenseverdier. Som det fremgår av tabellen ligger konsentrasjonene av henholdsvis svevestøv og nitrogendioksid godt under grenseverdiene som utløser krav til tiltak. Konsentrasjonene ligger også under grenseverdiene som er anbefalt av helsemyndighetene, også kalt luftkvalitetskriteriene.

Luftsonekart

Luftsonekart (Figur 6-1 og Figur 6-2) er utarbeidet for å vurdere luftkvaliteten i henhold til grenseverdiene for gul og rød sone i veileder T-1520. Den er ment som en første indikasjon på hvor man har gule og røde soner. Luftsonekartet er basert på konsentrasjoner av svevestøv og nitrogendioksid.

Luftsonekart for Oslo kommune (Figur 6-2) viser at de nærmeste boligene i Åslandveien ligger under nedre grense for gul sone. Selve snødeponiet ligger innenfor gul sone.



Figur 6-1. Luftsonekart som viser svevestøvkonsentrasjoner. Kilde: Oslo kommune, temakart kommuneplanen (28).



Figur 6-2. Korttidsmiddelkonsentrasjonen, dvs. 31. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon, av svevestøv beregnet som PM₁₀. Kilde: Miljødirektoratets Fagbrukertjeneste.

Tabell 6-1. Tabell med oversikt over konsentrasjoner av svevestøv (PM_{10}) og nitrogendioksid (NO_2) beregnet utenfor nærmeste bolig til snødeponiet sammenlignet med grenseverdiene i forurensningsforskriften og luftkvalitetskriteriene til Folkehelse

Komponent	Høyeste konsentrasjon innenfor planområdet	Grenseverdi for tiltak forurensningsforskriften	Luftkvalitetskriteriene
Svevestøv PM_{10} (årsmiddel)	10,0	25	20
Svevestøv PM_{10} (korttidsmiddel)	19,6	50	30
Nitrogendioksid (NO_2) (årsmiddel)	17,3	40	30
Nitrogendioksid (NO_2) (korttidsmiddel)	94,5	200	100

6.1.3 Vurdering av støvproblematikk knyttet til drift snødeponier

Det foreligger generelt lite erfaringer med produksjon og spredning av støv fra snødeponier. Det er i hovedsak 4 kilder til støv fra slike virksomheter:

- Oppvirvling av støv fra massehåndtering, dvs. fra deponering og graving i forurensete snømasser.
- Oppvirvling av støv og skitt fra veibanen og anleggsområdet.
- Utslipp fra anleggskjøretøy gjennom eksos.
- Gjenværende støv og skitt som blir liggende igjen på bakken etter at snøen har smeltet.

Snømassene som deponeres inneholder ulike typer forurensningskomponenter, bla fra veitrafikk. Mye av forurensningen vil være bundet til partikler og kan således utgjøre et problem hvis de spres til omgivelsene. Etter hvert som snøen smelter vil det stadig oppkonsentreres partikler på overflaten. Snøen vil derimot avgi fuktighet som er med på å binde partiklene å derved redusere faren for støvflukt.

Generelt vil mye anleggstrafikk med tunge kjøretøy kunne medføre oppvirvling av støv som har samlet seg i veibanen. Dette gjelder spesielt på områder hvor det ikke er asfalterte flater og/eller det graves eller håndteres løsmasser. I dette tilfellet vil det være begrenset med forurensning av veibanen, da det ikke forekommer frakt eller håndtering av løsmasser. Ved langvarige, tørre perioder vil det allikevel kunne avsettes noe støv og skitt på anleggsområdet fra håndtering av forurensete snømasser. Det antas at mengdene er begrenset og at dette ikke vil utgjøre noe problem i forhold til oppvirvling og sjenanse på omgivelsene.

Langvarige utslipp av eksos fra anleggsmaskiner og anleggskjøretøy kan påvirke den lokale luftkvaliteten. Dette gjelder spesielt i tettbebygde strøk hvor anleggsarbeidene foregår tett opp til bebyggelse eller annen følsom arealbruk. Det finnes tilgjengelig teknologi som reduserer utslipp fra anleggsmaskiner og -kjøretøy til et minimum, eks. Stage 5 (maskiner) og Euro 6 (kjøretøy). Utslipp fra anleggsmaskiner reguleres gjennom EU-direktiver hvor det er stegvise (Stage) krav til utslipp som er sammenlignbart med Euro krav for veigående kjøretøy. En anleggsmaskin med stage IIIA-krav kan for eksempel slippe ut nesten 9 ganger så mye partikler per time som en dieselbil med Euro 3-krav og 18 ganger så mye som en Euro 4-dieselbil (forutsatt samme motorstørrelse).

Erfaringsmessig varierer omfanget på bruken anleggskjøretøy og anleggsmaskiner mye. I perioder med mye snøfall er det kontinuerlig tilkjøring av snø fra hele Oslo. På det meste kan det tippes 4 lastebillass samtidig. Samtidig vil det være full drift på gravemaskiner og dumpere. Med ventende

biler på tomgang kan dette i sum bidra til utslipp av partikler som kan påvirke den lokale luftkvaliteten.

Barrierer og tiltak mot luftforurensning

Deponiområdet ligger i en forsenkning i terrenget i forhold til boligområdet i vest. Dette er gunstig i forhold til evt. støvflukt. I enkelte tilfeller har det vært fyllt opp til kvote 200 som er på høyde med boligene. Dette forekommer nokså sjelden og det meste av anleggsarbeidene vil foregå på en lavere kote høyde.

Et skogbevokst område på ca. 60 meter mellom deponiet og boligene i vest vil kunne fungere som deponiflate for støv. Dette vil bidra til å dempe påvirkning av støv fra aktivitetene i deponiet.

Etter at snøen er smeltet ned, kan støvflukt fra gjenværende løsmasser begrenses ved å fjerne løsmassene.

6.2 Støy

Området ligger rett vest for E6 og ligger i rød støysone for veitrafikkstøy. Nærmeste boligområde ligger ca. 70 meter vest for deponiområdet. Boligområdet ligger i dag i gul- og rød støysone for veitrafikkstøy, se Figur 6-3. Boligområdet ligger på ca. kote 190-200, mens asfaltert område av snødeponiet ligger på ca. kote 150. Ved lagring av store snømengder bygges deponiet på det meste opp til ca. kote 190, og støvende arbeid vil derfor kunne foregå i tilnærmet samme høyde som de nærliggende boligene med adresser i Åslandveien og Åslandkroken. Det meste av tiden vil høyden på snøhaugen være lavere.



Figur 6-3. Støysonekart som viser rød og gul støysone for støy fra veitrafikk. Kilde: Oslo kommune planinnsyn.

6.2.1 Regelverk

Gjeldende reguleringsbestemmelser for området er S-4149 av 8.6.2005 der det står følgende i § 6 om støy:

«Driften av deponiet skal tilfredsstillende helseforskriftene for anleggsstøy til Oslo kommune. Dersom støyen i nærliggende boligområder overskrider forskriftskravene, plikter tiltakshaver å tilby støyreducerende tiltak eller å tidsregulere driften. Maksimalt støynivå innendørs i soverom skal ikke overstige 45dBA (kveld, natt), i oppholdsrom døgnekvivalent 30dBA.»

Det er angitt i tillatelsen fra Fylkesmannen i Akershus (31.1.2018) at virksomhetens bidrag til utendørs støy ved omkringliggende boliger, sykehus, pleieinstitusjoner, fritidsboliger, utdanningsinstitusjoner og barnehager ikke skal overskride grensene satt i forskrift om begrenning av støy i Oslo kommune, Oslo. Videre er det angitt at eventuelle klager eller overskridelser på støy skal loggføres, og forebyggende tiltak iverksettes.

Forskrift om begrenning av støy i Oslo kommune (29) definerer kun grenseverdier for bygge- og anleggsvirksomhet. Siden virksomheten med snødeponi er en langvarig/permanent virksomhet som vil pågå over mange år, anbefales i stedet grenseverdiene for «øvrige industri» i Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging, T-1442 (30).

Grenseverdien i T-1442 er basert på godt etablert erfaring og hensyn til helseplage, forstyrrelse av nattesøvn m.m. Videre gir T-1442 grunnlag for etablering og synliggjøring av støysoner, som er en praktisk og god illustrativ metode for å synliggjøre støy ved anlegg. Vi anbefaler å benytte metodikken og grenseverdiene for «øvrige industri» i T-1442 i denne saken.

Beregningsresultater og vurderinger gitt i dette kapittelet sammenliknes med de anbefalte grenseverdiene i T-1442 (30).

Forskrift om begrenning av støy i Oslo kommune

Forskriften (29) har som formål å beskytte mot støy som kan medføre fare for helseskade. Slik støy kalles i forskriften for helseskadelig støy. Som helseskade regnes:

- Fysiologiske forstyrrelser, f.eks. alvorlige søvnforstyrrelser
- Psykiske forstyrrelser, f.eks. ødelagt trivsel i arbeidssituasjon eller hvileperioder eller andre psykiske lidelser.
- Organskade, f.eks. hørseltap eller andre somatiske lidelser

Forskriften gir bestemmelser for både nyetablering og driftsendringer for støyende virksomheter, og den gir konkrete grenseverdier for bygge- og anleggsvirksomhet. Om driftsendringer sier forskriften:

§ 9 Beregning av økning i støy ved driftsendring o.l.

Før det foretas etablering, driftsendring eller utvidelse av bedrift, garasjeanlegg, bensinstasjon, pukkverk, flyplass eller annen stedfast virksomhet som medfører støy for omkringboende og andre, skal eieren foreta en beregning av hvorvidt dette vil medføre økning av støyen. Kommunen kan kreve at beregningen blir forelagt det.

Viser beregningen at etableringen, driftsendringen eller utvidelsen vil medføre en økning av støyen for omkringboende og andre, plikter eieren eller den som er ansvarlig for virksomheten på eget initiativ å forelegge planene for kommunen som kan pålegge vedkommende å utarbeide forslag til tiltak som vil redusere støyen til et nivå som ikke antas å ville medføre fare for helseskade eller som kommunen etter omstendighetene likevel finner å kunne godta, og å gjennomføre disse tiltak før den nye eller utvidede virksomhet blir satt i gang, jf. § 5.

Videre har forskriften en bestemmelse om stille periode. Denne bestemmelse gjelder kun grenseverdiene for bygge- og anleggsvirksomhet:

§ 15. Stille perioder

I boligområder skal det være en «stille periode» i tidsrommet kl. 23.00-01.00. I denne periode skal all støyende bygge- og anleggsvirksomhet innstille.

Slik tillatelsen fra Fylkesmannen er formulert, er det uklart hvordan forskriften om begrensning av støy i Oslo kommune skal tolkes i denne saken. Snødeponiet er en stedfast virksomhet og ikke tilsvarende anleggsvirksomhet som har en begrenset varighet.

Bymiljøetaten må også vurdere om det er praktisk mulig å ha stille perioder mellom kl. 23.00 og 01.00, slik det er krav om i forskriften.

Klima- og miljødepartementets retningslinje T-1442

Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging, T-1442 (30), skal legges til grunn ved arealplanlegging og behandling av enkeltsaker etter plan- og bygningsloven i kommunene og berørte statlige etater. Den gjelder både ved planlegging av ny støyende virksomhet og for arealbruk i støysoner rundt eksisterende virksomhet.

Tabell 6-2 angir kriterier for inndeling av gul og rød støysone for industristøy iht. T-1442 kapittel 2.2.1.

Tabell 6-2. Kriterier for soneinndeling. Alle tall i dB, innfallende lydtryknivå (frittfelt) i 4 meters høyde.

Støykilde	Gul sone			Rød sone		
	Utendørs støynivå	Utendørs støynivå, lørdager og søndager/helligdager	Utendørs støynivå i nattperioden kl. 23-07	Utendørs støynivå	Utendørs støynivå, lørdager og søndager/helligdager	Utendørs støynivå i nattperioden kl. 23-07
Øvrig industri	Uten impulslyd: L _{den} 55 dB Levening 50 dB Med impulslyd: L _{den} 50 dB Levening 45 dB	Uten impulslyd: Lørdag: L _{den} 50 dB Søndag: L _{den} 45 dB Med impulslyd: Lørdag: L _{den} 45 dB Søndag: L _{den} 40 dB	L _{night} 45 dB L _{AFmax} 60 dB	Uten impulslyd: L _{den} 65 dB Levening 60 dB Med impulslyd: L _{den} 60 dB Levening 55 dB	Uten impulslyd: Lørdag: L _{den} 60 dB Søndag: L _{den} 55 dB Med impulslyd: Lørdag: L _{den} 55 dB Søndag: L _{den} 50 dB	L _{night} 55 dB L _{AFmax} 80 dB

For kategorien øvrig industri skal ekvivalentnivåene (L_{den}, L_{evening}, L_{night}) beregnes som døgnmiddelverdier (verste døgn). Området for deponering av snømasser anses gå inn under kategorien «øvrig industri» uten impulslyd.

Krav til maksimalt støynivå i nattperioden gjelder der det er mer enn 10 hendelser per natt. Beregning av maksimalstøynivåer kan unnlates dersom ekvivalent støynivå åpenbart er bestemmende for støysonenes utbredelse.

Tabell 6-3 viser en sammenligning av de forskjellige grenseverdiene som er omtalt i kapitlene over.

Tabell 6-3. Sammenligning av regelverk. Alle tall i A-veid lydtryknivå i dB.

Regelverk	Utendørs			Innendørs	
	Dag (07.00-19.00)	Kveld (19.00-23.00)	Natt (23.00-07.00)	Hele døgnet	Kveld/Natt (19.00-07.00)
Gjeldende reguleringsbestemmelser, S-4149	L _{P,A,T} 70 dB	L _{P,A,T} 65 dB	L _{AFmax} 60 dB	L _{P,A,T} 30 dB	L _{AFmax} 45 dB

L_{den}: A-veiet ekvivalent støynivå for dag-kveld-natt (day-evening-night) med 5 dB / 10 dB ekstra tillegg på kveld / natt. Tidspunktene for de ulike periodene er dag: 07-19, kveld: 19-23, natt: 23-07.

Forskrift om begrensning av støy i Oslo kommune: Grenser for tillatt støy fra bygge- og anleggsvirksomhet i Oslo, Vinter (16/9-15/5)	$L_{p,A,T}$ 70 dB	$L_{p,A,T}$ 65 dB	L_{AFmax} 60 dB	-	-
T-1442, tabell 3 «øvrige industri» uten impulslyd	L_{den} 55 dB*	$L_{evening}$ 50 dB	L_{night} 45 dB L_{AFmax} 60 dB	-	-

*I tillegg er det skjerpelse med 5 dB på søn- og helligdager.

6.2.2 Beregningsforutsetninger

Beregningene er utført ved hjelp av programmet Cadna/A versjon 2018 og er basert på Nordisk beregningsmetode for henholdsvis veitrafikkstøy (31) og industristøy (32). Beregningene er utført med utgangspunkt i oppgitt trafikkmengde, anleggsvirksomhet, lydeffektdata, tider for arbeidet og topografiske forhold.

Digital terrengmodell er benyttet. Det er benyttet markabsorpsjon = 0 («hard mark») for veier og andre områder med hard mark. For øvrig terreng/snø er det benyttet markabsorpsjon = 1,0 («myk mark»).

Beregningene av støysonekart er foretatt i 4 meters høyde. Det beregnes i et rutenett med 2 meter mellom beregningspunktene. Det er benyttet 2. ordens refleksjoner. Beregningene er inklusive fasaderefleksjonsbidrag fra alle bygninger unntatt egen fasade for de beregnede fasadepunktene.

6.2.3 Grunnlag for beregninger

De dominerende støykildene ved snødeponiet antas å være maskinene som håndterer snøen, samt støy i forbindelse med dumping av snømasser fra lastebiler.

Det er beregnet ulike situasjoner, som vist i tabell 6-4. Det er beregnet situasjoner som viser arbeid på snøhaugen i tre forskjellige høyder, og det er brukt lydeffektdata for representative «støysvake» maskiner som trolig vil kunne bli brukt. Bymiljøetaten ved Joakim Hjertum har oppgitt at det i anbudskontrakten er stilt krav om å bruke de minst støyende maskinene på markedet. Type maskiner og lydeffekt for beregningene er angitt i tabell 6-5. Det er i tillegg beregnet en situasjon, i største høyde, med redusert driftstid for å synliggjøre effekten av redusert drift om natten. Veitrafikkstøy fra E6 er beregnet med dagens trafikkvolum.

Tabell 6-4. Beregnede situasjoner. Variant henviser til respektive støysonekart gitt i vedlegg 1-9.

Situasjon	Variant	
	L_{den}	L_{night}
Håndtering av snømasser på grunnivå, ca. 150 m høyde.	1	2
Håndtering av snømasser i høyde 160-170 m.	3	4
Håndtering av snømasser i høyde 180-190 m.	5	6
Håndtering av snømasser i høyde 180-190 m. med stillegående utstyr.	7	8
Støy fra veitrafikk på E6, dagens situasjon (ÅDT for år 2017).	9	-

Bymiljøetaten ved Tom Ausen oppga i 2018 at følgende maskiner vil bli brukt i arbeidet med snødeponi på Åsland: To gravemaskiner, to bulldosere og fire lastebiler som står og venter eller aktivt dumper snø. Det vil også kunne bli brukt hjullastere og snøfres ved arbeider på grunnivå.

Bymiljøetaten har informert Multiconsult om at det ikke er endrede planer mht. dette.

I variant 1-6 er det beregnet for det „mest støyende døgnet“, og det er forutsatt kontinuerlig drift av snøhåndteringsmaskiner og lastebiler hele døgnet. Det er opplyst at det under kraftige snøfall jobbes

hele natten. I variant 7-8 er det forutsatt kontinuerlig drift for dag (kl. 07-19) og kveld (kl. 19-23) men med redusert drift (totalt 240 minutter) på natten (kl. 23-07).

Videre er det opplyst at når snøen har nådd en viss høyde, vil kun én gravemaskin og én doser bli brukt. Beregnede lydnivå, som vist i vedlagte figurer, inkluderer ikke sporadiske impulskilder, som for eksempel slamring med bakluker på lastebilene eller annen dunking (eksempelvis «skufferisting») i forbindelse med håndteringen av snømassene.

Tabell 6-5 viser lydeffektdata som er brukt i beregningene:

Tabell 6-5. Benyttet lydeffektdata.

Type utstyr	Antall	Type kilde	L _{w,A}	Kildedata
Gravemaskin CAT 320 FL	2 st. (Variant 1-2) 1 st. (Variant 3-8)	Arealkilder	99 dB	PON-CAT
Doser D6K2	2 st. (Variant 1-2) 1 st. (Variant 3-8)	Arealkilder	109 dB	PON-CAT
Lastebil dumping	4 st. (Variant 1-8)	Punktkilder	94 dB	Multiconsult erfaringsdata
Gravemaskin CAT 320 FL	1 st. (Variant 7-8)	Arealkilder	99 dB	PON-CAT
Doser D6K2	1 st. (Variant 7-8)	Arealkilder	109 dB	PON-CAT

6.2.4 Beregningsresultater

Beregningsresultatene for de ulike variantene 1-9 er vist i vedlegg 1-9. Beregningsresultatene i vedleggene er vurdert etter T-1442, og vist som gule og røde støysoner, jfr. tabell 6-2.

Beregningene viser at grenseverdiene etter Oslo kommunes støyforskrift overholdes på dag- og kveldstid i samtlige beregnede situasjoner. Det er ikke beregnet maksimalnivåer på natt.

For samtlige beregnede situasjoner overskrides anbefalte grenseverdiene etter «øvrige industri» i T-1442 for de nærmeste boligene. Beregnede lydnivå overskrider grenseverdiene i T-1442 ($L_{den} \leq 55$ dB) med inntil 8 dB for variant 1, 3 og 5. Beregnede lydnivå om natten overskrider grenseverdiene i T-1442 ($L_{night} \leq 45$ dB) med inntil 11 dB for variant 2,4 og 6. Se tabell 6-6 for oversikt over antall boliger som får overskridelser.

Det vil i tillegg bli overskridelser i henhold til T-1442 på søn- og helligdager, samt på kveldstid ($L_{evening} \leq 50$ dB), jfr. tabell 6-2.

Tabell 6-6. Oversikt over antall boliger som får overskridelser i forhold til grenseverdiene i T-1442.

Situasjon	Variant	Grenseverdi, T-1442 «øvrige industri»	Antall boliger som får overskridelser	Overskridelse
Håndtering av snømasser på grunnnivå, ca. 150 m høyde.	1	$L_{den} \leq 55$ dB	2	2-4 dB
	2	$L_{night} \leq 45$ dB	4	1-6 dB
Håndtering av snømasser i høyde 160-170 m.	3	$L_{den} \leq 55$ dB	4	2-5 dB
	4	$L_{night} \leq 45$ dB	6	1-11 dB
Håndtering av snømasser i høyde 180-190 m.	5	$L_{den} \leq 55$ dB	8	1-8 dB
	6	$L_{night} \leq 45$ dB	8	2-11 dB

Håndtering av snømasser i høyde 180-190 m. med redusert driftstid på natt	7	$L_{den} \leq 55 \text{ dB}$	7	1-6 dB
	8	$L_{night} \leq 45 \text{ dB}$	7	1-8 dB

Det er i beregningene gjort forsøk med støyskjerming mot boligene, men det viste seg være vanskelig å få til en god støyskjerming. En 3,5 meter høy støyskjerm plassert i eiendomsgrensen til de nærmeste boligene vil ha god effekt for boligene med adresse Åslandkroken 9, 11 og 13, mens effekten er liten til moderat for boligene med adresse Åslandveien 18, Åslandkroken 15, 17, 19 og 21.

Ved å halvere driftstiden på natten, slik det er gjort i variant 7 og 8, vil lydnivået kunne reduseres med 3 dB.

Innendørs lydnivåer

Reguleringsbestemmelsene angir krav om at maksimalt støynivå innendørs i soverom ikke skal overstige 45dBA (kveld, natt) og at støynivå i oppholdsrom ikke skal overstige døgnekvivalent 30dBA. Med normale fasadekonstruksjoner forventes innendørs støynivåer overholdes hvis grenseverdiene for utendørs støy i T-1442 overholdes.

Maksimalt støynivå på nattetid

Multiconsult har ikke hatt tilstrekkelig grunnlag til å kunne beregne maksimale støynivåer, dvs. støy fra hendelser som slamring med luker i forbindelse med snødumping fra lastebil, eller risting av skuffe (for å få ut snøen) og andre støyende hendelser som kan oppstå ved håndteringen av snømassene. Disse typer støykilder vil kunne være dimensjonerende for støysonenes utbredelse hvis de overstiger maksimalnivåkravet på nattetid, og det må stilles krav som begrenser denne typen hendelser, særlig om natten. Det anbefales å erstatte bruk av pipende ryggealarmer med blinkende varsellys eller liknende.

Det anbefales også oppfølging med lydmålinger, eller etablering av et målings- og overvåkningsprogram i perioder med mye aktivitet i deponiet, for å kunne kartlegge nærmere behov for tiltak for nærmeste boliger.

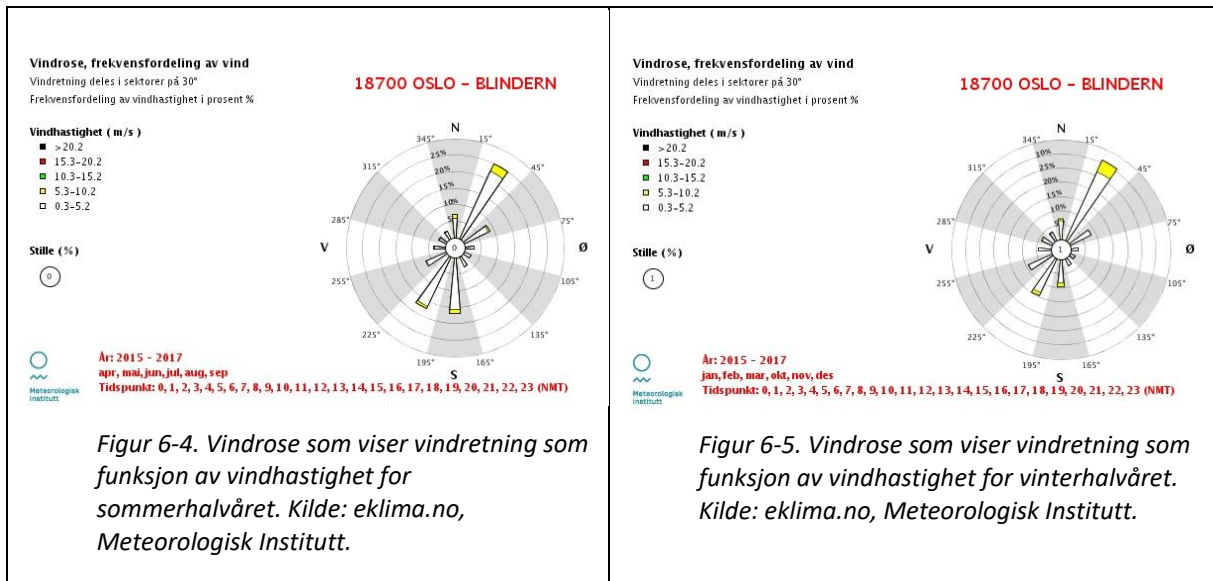
Det anbefales også å se på tiltak for å redusere driftstid og driftsmønster slik at minst mulig arbeid pågår i høyde med boligene om natten.

6.3 Lokalklima

I vurderingen av lokalklima er det sett på hvordan vindretning og vindhastighet kan påvirke spredning av partikler. Statistiske vinddata fra Blindern (Meteorologisk institutt) viser at dominerende vindretning vinterstid er fra nordøst, jf. Figur 6-5. Sommerstid vil dominerende vindretning fordele seg mellom nordøst og sørvest, jf. Figur 6-4. Lokalklima som måles på Blindern er ikke nødvendigvis representativt for Åsland. Trendene med hensyn til dominerende vindretning antas derimot å være representativt. Bakkenære utslipp i området rundt Åsland vil derfor følge luftstrømmene i syd-nordgående retning. Med utgangspunkt i vinddataene fra Blindern er det svært liten andel av vinden som kommer fra øst. Boligområdene vest for snødeponiet ligger således gunstig til med hensyn til påvirkning fra utslippkildene i øst.

I Norge er luftforurensningen høyest om vinteren. Årsaken til dette er først og fremst høyere utslipp av forurensende stoffer, bl.a. fra veitrafikk, vedfyring mv. Perioder med kald, stabil luft med lite vind kan medføre opphopning av forurensning nær bakken. Boligområdet vest for snødeponiet ligger vesentlig høyere enn de viktigste utslippkildene, E6 og anleggsområdet til Follobanen. Generelt er

det derfor grunn til å anta at boligområdet vest for snødeponiet ligger utenfor den sektoren som antas å være mest utsatt for luftforurensning.



6.4 Utslipp og avrenning av smeltevann

6.4.1 Forurensningskomponenter

Suspendert stoff

Turbiditeten varierer erfaringsmessig mye i smeltevannet. Urenset smeltevannet vil transportere betydelig mengder suspendert stoff, ev. med adsorbent forurensning. Gjennomsnittsverdien i smeltevannet fra aktuell snø er ca. 170 mg/L og maksimalverdien som ble målt var ca. 310 mg/L.

Organisk forurensning

Resultat fra tidligere gjennomførte undersøkelser og overvåking tyder på at smeltevannet tilfører lave-moderate konsentrasjoner av PAH og THC til Myrerbekken. Gjennomsnittsverdien i smeltevannet fra aktuell snø viser et innhold av THC på 0,3 mg/L og en gjennomsnittsverdi for ΣPAH-16 på 0,75 µg/L. Maksimalverdien som ble målt var ca. 1 mg THC/L og 2,4 µg PAH/L.

PCB var ikke inkludert i analysene av aktuell snø. I Multiconsults undersøkelse i 2018 ble det ikke detektert PCB i prøvene som ble analysert for dette. Det forventes svært lave konsentrasjoner av PCB.

Mikroplast

Under liten belastning på eksisterende anlegg i 2018, viser måleresultater at det slippes ut lite mikroplast, men det foreligger ikke data på utslipp under stor smelting og vannføring, eller når det har blitt sluppet ut mye slam / partikler. Det ble målt ca. 1600 partikler/L i snøprøven. I Myrerbekken ble det ikke påvist mikroplast i oppstrøms stasjon, mens det ble påvist 4 partikler/L nedstrøms utslippspunktet.

Metaller

For metallene tyder resultatene fra aktuell snø på at smeltevannet har potensial til å tilføre forhøyde nivåer av de fleste prioriterte metallene til utslippspunktet. Kadmium viste lave resultater i prøvene

fra 2019, og i 2018 var to av tre resultater for kadmium i snøprøver i god tilstand. Metallkonsentrasjoner kan reduseres vesentlig ved å senke innholdet av suspendert stoff.

Klorid

Kloridkonsentrasjonene som ble beregnet basert på BYMs prøvetaking er usikker, men indikerer at det må påregnes noe klorid i aktuell snø, selv om den tas fra usaltede veier. Den beregnede gjennomsnittskonsentrasjon er ca. 300 mg/L. Dette er et usikkert tall, men gjennomsnittet NIBIO målte for klorid i smeltevannet i 2019 var 246 mg/L. Det antas derfor at realistiske kloridkonsentrasjoner ligger et sted mellom 200-300 mg/L.

I 2018 ble det for øvrig påvist ca. 8 ganger så høyt kloridinnhold i utslippsvannet som i smeltevannet fra snø fra samme dato. Dette indikerer at veivann bidrar med en vesentlig andelen av saltet som tilføres Myrerbekken fra betongrøret.

Nitrogen og fosfor

Totalnitrogen og totalfosfor var ikke inkludert i analysene av aktuell snø. Erfaringsmessig kan det påvises forhøyede konsentrasjoner i smeltevann. I 2019 viste imidlertid smeltevannet god tilstand mht. tot-N og moderat tilstand mht. tot-P (Tabell 5-4). Myrerbekken har hatt perioder med svært høye nitrogenverdier, men det har også vært andre utslipp av nitrogenholdig vann til bekken de siste årene. I 2020 målte NIBIO en gjennomsnittsverdi av tot-N i moderat tilstand og i god tilstand for tot-P.

Temperatur

Loggingen av temperatur i 2019 viste at smeltevannet varmes betraktelig opp i sedimentasjonsdammen. Utslippsvannet antas derfor ikke å gi noen vesentlig nedkjøling av bekken.

6.4.2 Effektkonsentrasjoner fra forurensningskomponenter

Salt

Statens Vegvesen har som en del av sitt Salt SMART prosjekt for å redusere saltbruken sett på miljøpåvirkningen av salt og aktuelle biologisk nedbrytbare kjemikalier og tålegrenser for salt (33). Ved en litteraturstudie gjennomført av Bioforsk så man blant annet på hvilke effekter avisningskjemikalier hadde på jord, grunnvann, overflatevann, flora og fauna (34).

Effekter på jord

Undersøkelser av effekter av natriumklorid på jord har ifølge litteraturstudien vist at man gi endringer av jordstruktur og mineralinnhold, økt potensial for kolloid transport og mobilisering av tungmetaller, reduksjon i hydraulisk ledningsevne i jord og endringer mot mer salttolerante mikrofauna.

Vegetasjon langs vei

Undersøkelser gjennomført av Statens vegvesen viser at direkte saltsprut ved salting gir misfarging av nåler og bladverk, og etter hvert nekrose i de misfargede delene. Direkte saltsprut gir som regel ensidig skade hos større individer, mens små individer kan drepes fullstendig. Det kan være store variasjoner mellom ulike arter og individer på salttoleranse, og på sikt kan langvarig salteksponering gi endring av opprinnelig artssammensetning.

Fauna

Veistøv fra sju norske byer ble analysert kjemisk og fysisk, og en rekke økotoksikologiske tester som involverer meitemark, spretthaler, bakterier og planter ble utført på veistøvet (35). En av

hovedkonklusjonene fra forsøkene var at det ikke var mulig å tilskrive observerte effekter på noen/enkelte forurensninger, men at forurensningene skyldes en kombinasjon av påvirkning fra mange forurensninger. Testene viste imidlertid en tendens til at testblandinger med et kloridinnhold større 60 mg/kg (+ andre forurensninger) medførte betydelig hemming av salatspiring, og reproduksjon og overlevelse hos meitemark og spretthaler, og at salt var den eneste kjemiske faktoren i veistøvet som kunne korreleres noenlunde til biologisk vekst. Det er usikkert hvor tålegrensen for mikrofauna går i jord, men undersøkelser gjennomført i Canada indikerer at følsomme bakterier langs vei blir moderat hemmet ved konsentrasjoner av NaCl på 150 mg/kg, og spretthaler ved konsentrasjoner på 430 mg/kg (36). NaCl kan også ha en direkte (toksisk) og indirekte effekt (ved at jordstrukturer og vegetasjon endres) på viltlevende pattedyr og fugler.

Grunnvann

Tilførsler av NaCl til grunnvann kan påvirke oksygenforhold i grunnvannet, dets korroderende egenskaper samt egnethet som drikkevann.

Overflatevann

Vannkvalitet

Innsjøer i Norge som er tilstrekkelig påvirket av veisalt har utviklet saltgradienter. I bunnvannet til saltpåvirkede innsjøer fører oksygenvinn til høyere konsentrasjoner av jern og mangan i vannfasen, og kan gi økte konsentrasjoner av tungmetaller og basekationer i overflatevann. Saltere bunnvann vil også gi redusert sirkulasjon av innsjøen.

Tilførsler av NaCl til jord vil også ved å gi høyere ionestyrke gi redusert løselighet av humusstoffer, og på den måten gi dårligere buffersystemer samt endre innsjøens lys- og temperaturforhold.

Flora og fauna

Økotoksikologiske tester har vist ulik følsomhet for NaCl med dødelige effekter på 1000 mg/kg hos vannbille. Med konsentrasjoner ned til 180 mg/l har man også se redusert mengde røde blodlegemer hos yngel hos regnbueørret, noe som antyder at man hos akvatiske dyr og planter kan få fysiologiske effekter ved langt lavere konsentrasjoner enn de som forårsaker død. Generelt virker det som om at det skal relativt høye konsentrasjoner til over tid for at dosen skal være dødelig. De fleste ferskvannsfisker virker å ha relativt høy tålegrense, mens plankton og makroinvertberater ser ut til å være mer følsomme, med effekter på artssammensetning ved kloridkonsentrasjoner som overstiger 23-30 mg/l (37). Andre organismer som påvirkes negativt av kloridkonsentrasjoner inkluderer amfibier og vannplanter. Over tid ser økte kloridkonsentrasjoner i bekker ut til å gi redusert artssammensetning (38).

Partikkelinnhold/suspendert stoff og tungmetaller

De fleste miljøgifter vil i vann i hovedsak forekomme bundet til partikler, og ikke løst i vann, noe som igjen betyr at et høyt innhold av partikler i vannsøylen, kan utgjøre en stor risiko for spredning av miljøgifter.

I tillegg til spredning av partikkelbundet forurensning, vil økt innhold av partikler i resipienten gi redusert sikt og potensielt redusert fotosyntese. Partikler i vannsøylen vil også kunne virke irriterende på slimhinner og gjeller hos vannlevende dyr, gi nedslamming av bunnsstrat og planter. I en studie utført av Hessen (39) ble vannlopper (*Daphnia*) eksponert for borestøv. Unge individer viste dødelighet ved konsentrasjoner mellom 10-100 mg/L. Voksne vannlopper viste ikke økt dødelighet ved 100 mg/L, men fikk økt egenvekt pga. partikkelopptak. Det oppsto ikke mekaniske skader ved konsentrasjoner på 250 mg/L.

Den europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC angir at mellom 80-400 mg SS/l naturlig erodert materiale (Tabell 6-7) kan ha betydelig effekt på avkastningen fra innlandsfiske (40). Dette er også en kjent effekt i norske, brepåvirkede vassdrag og sjøer.

Tabell 6-7. EIFACs retningsgivende verdier for hvilke effekter ulike konsentrasjoner av partikler i form av naturlig erodert materiale kan ha på fisket (40).

Suspendert stoff(mg/l)	Effekter på fisket
< 25 mg/l	Ingen skadelig effekt
25-80 mg/l	Godt til middels godt fiske. Noe redusert avkastning
80-400 mg/l	Betydelig redusert fiske
> 400 mg/l	Meget dårlig fiske, sterkt redusert avkastning

Nitrogen og fosfor

Forhøyde konsentrasjoner av nitrogen i vann vil kunne gi eutrofiering i ferskvann og saltvann ved langvarige utslipp. I ferskvann vil næringssaltet fosfor normalt være begrensende faktor for eutrofiering. Ved høy pH (>8) kan deler av nitrogenet foreligge som giftig ammoniakk (NH₃). For vannlevende organismer er det på bakgrunn av laboratorietester blitt fastsatt en konsentrasjon der man ikke forventer negative effekter (PNEC-verdi) for ammoniakk (NH₃) på 0,4 g/l. I veileder 02:2018 er det satt en grense for fri ammoniakk på 1 µg/L(90-percentil). For at ammonium skal være giftig eller kunne påføre organismer negative effekter, må konsentrasjonen av ammoniakk i vannfasen være høyere enn dette. Miljøeffekten av ammoniakk er akutt giftighet, hvilket betyr at fisken som utsettes for høye konsentrasjoner vil dø umiddelbart. Ammoniakk har ingen langtidsvirkninger, og effekten i et vassdrag vil være av kortsiktig karakter som betyr at man kan få et par svake årsklasser av fisken.

6.5 Vurdering av resipientenes tåleevne og risikovurdering

6.5.1 Myrerbekken

Myrerbekken har liten middelvannføring (anslagsvis 12 L/s). I en normalsituasjon der det går ca. 10 L/s gjennom renseanlegget vil dermed Myrerbekken bli sterkt påvirket av kvaliteten på utslippsvannet. I perioder med lavvannføring og mye smelting vil bekken domineres av smeltevann. Økningen av snøvolumet vil ikke medføre en økning i overflatearealet på snøhaugen. Sannsynligvis vil smeltevannsmengden være større (faktor 1,7 (4)) ved deponering av 150 000 m³ vs. 60 000 m³, og det vil bli en lengre smeltesesong. Det er derfor anslått at Myrerbekken får økte vannmengdesammenlignet med dagens situasjon, pga. større snømengde, tetting av dekket på deponiet samt plastring i overgangen mellom deponisnø og bergveggen. Det virker ikke som om avrenning fra snødeponiet vil ha vesentlig påvirkning på vannføringen i bekkeområdet ved en eventuell flomsituasjon.

Isolert sett vil trolig en jevnere, og større sommervannføring være gunstig for biota i bekken. Det er fordelaktig at smeltevannet ikke er for kjølig, noe målingen av temperatur i utslippsvannet i 2019 tyder på vil være tilfellet.

Siden vannforekomsten i dag er klassifisert med moderat økologisk tilstand, er det behov for å bedre tilstanden. Myrerbekken påvirkes fra flere forurensningskilder, og må derfor regnes som sårbar for belastning.

Basert på forventet renseeffekt i nytt renseanlegg (Tabell 6-8) er det beregnet utslippskonsentrasjoner, som vist i Tabell 6-9 og Tabell 6-11. Beregningene gjelder resultater fra seks

lokaliteter med ÅDT <500, da dette anses som representative prøver iht. kriteriene som er gitt for driften av deponiet. Snøprøvene ble analysert på ufiltrert fraksjon. Resultatene er klassifisert iht. veileder M-608/2016.

Beregningen av partikkelinnholdet er forholdsvis grovt, og det ligger også en usikkerhet i effektiviteten til anlegget. Dette gjelder særlig i startfasen, før det er skaffet erfaring med anlegget og driften er optimalisert. Blant annet er kornfordelingen av partiklene ikke kjent, og det er derfor gjort et skjønnsmessig anslag på 50:50 fordeling mellom fraksjoner over og under 0,006 mm. Videre er det lagt inn 10 % fjerning av fraksjonene <0,006 mm i sedimentasjonsdammen, der forventet renseseffekt ikke er tallfestet. Dette er gjort fordi en andel partikler vil ligge rett under 0,006 mm-fraksjonen, og noe av denne andelen vil trolig fjernes. Det er heller ikke klart at absolutt all turbiditet skyldes partikler, slik at 95 % reduksjon av partikkelinnhold i filtreringstrinnet kan være noe overestimert.

Beregningene tyder likevel på at innholdet av suspendert stoff skal kunne reduseres til lave nivåer som representerer liten miljørisiko.

Beregningene av de organiske forurensningene og metallkonsentrasjoner er vist i Tabell 6-11. Det er usikkert hvor stor andel av metallene som foreligger i løst fase. I SVVs rapport Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging (41) gis det estimater av partikkelbundet andel av tot-P, sink, bly og kobber (Tabell 6-10). Disse tallene er benyttet i beregninger, og for øvrige metaller er det satt en løst andel på 60 % for metaller med liten partikkelaffinitet og 50 % for dem med større partikkelaffinitet.

Beregningene av de organiske forurensningene tyder på lave konsentrasjoner som medfører liten miljørisiko.

Målinger av nitrogen og fosforinnhold i smeltevann og bekk tyder på at mye fosfor blir holdt igjen i rensenanlegget. Bekken var i god tilstand mht. gjennomsnittskonsentrasjon av tot-P i både 2018, 2019 og 2020. Dersom NIBIOs måling av tot-P i smeltevann fra 2019 (86,6 µg/L) legges til grunn ved en renseseffekt på 70 %, vil utslippet oppnå god tilstand mht. tot-P. Nitrogenkonsentrasjonene har variert, og viste svært høye nivåer i smeltevann i 2018 og god tilstand i 2019. Ved de aktuelle pH-verdiene og temperaturer er ikke ammoniakkforgiftning en sentral problemstilling. Renseseffekten av nitrat og nitritt i oppgradert anlegg er usikker, men er anslått til > 30 %. Ettersom tot-N antagelig ikke er en minimumsfaktor for eutrofiering, vurderes risikoen fra nitrogen i smeltevannet som liten.

Når det gjelder gjennomsnittskonsentrasjoner av metaller, tyder beregningene på at grenseverdien for sink vil være krevende å oppnå, mens gjennomsnittsverdien for de øvrige metallene viser god tilstand i selve utslippsvannet. Beregnet gjennomsnittskonsentrasjonen av sink trenger en fortykning på ca. 2,5 ganger for å oppnå god tilstand. Dette er ikke urealistisk nedstrøms samløpet med Maurtubekken og Stensrubbekken, da Stensrubbekken tilføre ca. 10 ganger så mye vann som middellvannføringen i Myrerbekken.

Resultatene fra analyser av mikroplast i 2018 tyder også på at eksisterende renseløsning har holdt tilbake mye mikroplast under lav vannbelastning. Faktoren mellom innholdet av plast i snøen og i bekken nedstrøms utslippspunktet var ca. 400:1, og dette er langt større enn det som var innblandingsforholdet mellom utslippsvannet og bekk (som utfra feltobservasjoner ble vurdert i størrelsesorden 1:5).

Påvirkning av klorid i bekker er mindre problematisk mht. akkumulering enn det er i innsjøer, men høyt kloridinnhold kan gi økologiske / biologiske effekter også i rennende vann. Det er vanskelig å bedømme den biologiske effekten av forventede kloridnivåer i Myrerbekken der det allerede er forurensningstolerante arter, men NIBIOs logging i 2020 viste én-to uker med konsentrasjoner som antagelig er over tåleevnen til enkelte organismer. Videre utover smeltesesongen i 2020 var konsentrasjonene langt lavere.

Kloridinnholdet i snøen som planlegges deponert vil være forholdsvis lavt da den vil komme fra usaltede veier, men det må likevel ventes et saltstøt i starten av smeltesesongen, da det aller meste av kloridet vaskes ut ilt. de to-tre første ukene med smelting.

I beregningene av konsentrasjoner er det ikke tatt høyde for noen innblanding/fortynning i Myrerbekken, da denne vil ha perioder med meget liten vannføring samtidig som det smelter snø. Konsentrasjonene i utslippsvannet vil imidlertid bli noe fortynnet i perioder med normal vannføring og normal smelting. Totalt må imidlertid effekten av fortynning regnes som liten ved utslippspunktet.

Etter tilførsel av vann fra Maurtubekken og Stensrubbekken vil konsentrasjonene utjevnes med bakgrunnsverdien i vassdraget.

Sett opp mot målsetningene i vannforskriften, vurderes det å være en risiko for perioder med forhøyet sinknivå i Myrerbekken, iallfall på strekningen ned til tilløpsbekkene. På grunn av variasjoner i snø- og smeltevannskvalitet, vær, vannmengder, mm., vurderes det også å være en risiko for overskridelser av MAC-EQS. Beregningene tyder på at dette er mest aktuelt for krom, kobber og sink. Tidligere er det imidlertid også påvist forholdsvis høye verdier av arsen og nikkel i prøver av smeltevann.

Oppgraderingen av renseanlegget og sorteringen av snø ser ut til å gi god renseseffekt og medføre en forbedring fra dagens situasjon. Stensrubbekken vil tilføre ca. 10 ganger så mye vann som vannføringen i Myrerbekken og Stensrubbekken har vist god tilstand mht. både krom, kobber og sink i både 2019 og 2020 (7) (8). Miljørisikoen vurderes totalt som relativt lav.

Tabell 6-8. Forventet rensesgrad (tabellen er hentet fra Multiconsults notat Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak, rapport 10205481-RIVA-RAP-001 (42).

	Elementer som skal fjernes	Rensesgrad med optimale betingelser	Referanse
Deponiets overflate	Grove partikler Søppel	Avhengig av rugositet og utforming av deponiets overflate.	
Sedimenteringsbasseng	Større partikler samt forurensing bundet til disse partiklene	Partikler > 0,006 mm: > 90 % Partikler < 0,006 mm: delvis fanget	Li et al., (2006) Environmental criteria manual City of Austin (2018)
Filteranlegg	Forurensing bundet til fine partikler sammen med oppløst forurensing. Nitrogen	Turbiditet > 95 % Oppløst farlige tungmetaller > 50 % Nitrat og nitritt > 30 %	www.biosandfilter.org Monrabal-Martinez et al., (2017) Kim et al., (2003)

Tabell 6-9. Beregninger av partikkelinnhold i utslippsvann, basert på resultater fra BYMs prøvetaking i 2019 og forventet renseseffekt.

Dimensjonert for optimal rensing ved 10 L/s					
Fraksjon	Renseeffekt (%)	Gjennomsnittskonsentrasjon (mg/L)	Maksimalkonsentrasjon (mg/L)	Anslått gjennomsnittskonsentrasjon etter rensing (mg/L)	Anslått maksimalkonsentrasjon etter rensing (mg/L)
Sedimentasjonsbasseng					
Partikler >0,006 mm	90	169	390	94	215
Fine partikler <0,006 mm	Delvis fanget, ikke tallfestet, anslått 10 %			85	194
Filtrering (sand og adsorbent)					
Turbiditet	95	85	194	4	11

Tabell 6-10. Vanlige størrelsesordner for partikulært bundet stoff for utvalgte forurensninger i overvann fra vei. Tabell fra SVVs rapport (41).

Stoff	Partikkelbundet (%)
Fosfor	60 - 80
Tungmetaller:	
- sink (Zn)	40 - 50
- bly (Pb)	70 - 80
- kobber (Cu)	40 - 50

Tabell 6-11 Estimerte konsentrasjoner av Σ PAH-16, olje (C_{10} - C_{40}) de åtte prioriterte metallene etter filtrering. Metallkonsentrasjoner er klassifisert iht. veileder M-608/2016. Det understrekes at slike beregninger er usikre.

Parameter og enhet	Gjennomsnitt boligveier	Maksimalverdi boligveier	Estimert renseseffekter og konsentrasjoner etter rensetrinn					
			Sedimentasjon			Filter (sand og adsorbent)		
			Rensing (%)	Gjennomsnittsverdi	Maksimalverdi	Rensing (%)	Gjennomsnittsverdi	Maksimalverdi
Σ PAH-16 $\mu\text{g/l}$	0,75	2,4	50	0,38	1,2	50	0,19	0,6
C_{10} - C_{40} $\mu\text{g/l}$	312	1040	50	156	520	50	78	260
As $\mu\text{g/l}$	0,97	1,9	40	0,58	1,1	50	0,29	0,57
Cd $\mu\text{g/l}$	0,07	0,13	50	0,035	0,065	50	0,018	0,033
Cr $\mu\text{g/l}$	8,4	20	40	5,0	12	50	2,5	6
Cu $\mu\text{g/l}$	24	58	40	14	35	50	7,2	17
Hg $\mu\text{g/l}$	0,02	0,02	50	0,01	0,01	50	0,005	0,005
Ni $\mu\text{g/l}$	6,2	14	40	3,7	8,4	50	1,9	4,2
Pb $\mu\text{g/l}$	4,4	12	70	1,3	3,6	50	0,66	1,8
Zn $\mu\text{g/l}$	83	213	40	50	128	50	25	64

6.5.2 Gjersrudtjern

Norske innsjøer har typisk kloridkonsentrasjoner på 1-10 mg / L. Kystnære vann og innsjøer under marin grense har et noe naturlig høyere innhold av klorid pga. sjøsalter i nedbør og tilførsel fra leire, men det er sjelden høyere konsentrasjoner enn 30 mg Cl/L.

Tåleevnen for salttilførsel til Gjersrudtjern kan tidligere synes å være nådd eller allerede overskredet, jmf. målinger utført av NIVA i 2012 og COWI i 2015/2016. Tjernet har imidlertid vist seg å fullsirkulere selv om kloridnivået er høyt, og oksygensvinn ser ikke ut til å være et problem. Omløpstiden av vannet i Gjersrudtjern er beregnet til ca. 11 måneder (3). Dette betyr at salttilførselen fra hver smeltesesong i prinsippet skiftes ut og ikke akkumulere over flere sesonger. Summen av all salttilførsel til tjernet har sannsynligvis påvirket artssammensetningen, og dette vi antagelig være tilfellet så lenge det benyttes store mengder veisalt hver vinter.

Da tot-N sannsynligvis ikke er en minimumsfaktor for eutrofi, samt at utslippene av tot-P i stor grad vil bli holdt igjen av renseanlegget, vurderes risikoen for økt eutrofi pga. smeltevannet som relativt liten.

Tilstanden for krom og sink er klassifisert som dårlig i vannforekomsten. Basert på forventet renseseffekt av nytt anlegg og bakgrunnsverdien i aktuell snø, vil utslippet av smeltevannet trolig få nokså liten betydning for konsentrasjonene i vannet og utslippet fra snødeponiet vurderes å medføre akseptabel miljørisiko.

6.5.3 Drikkevannsbrønner

Tåleevnen til drikkevannet avhenger av de hydrogeologiske forholdene i området. Videre er krav til vannkvalitet styrt av grensene i drikkevannsforskriften. Drikkevannsbrønnene er blitt overvåket fra ca. 2005. Under overvåkingene har det vært mulighet for negativ påvirkning fra vei og snødeponi. De siste resultater Multiconsult har sett er fra 2018, og tydet på at tåleevnen ikke var overskredet. Det var heller ikke noen tydelig trend mht. økende kloridnivåer. På grunn av dette vurderes risikoen for negativ påvirkning av grunnvannet fra snødeponiet som liten.

6.5.4 Infiltrasjon til grunnen

Infiltrasjon

På grunnlag av feltobservasjoner antas det å være en mulighet for at smeltevann kan infiltrere til grunnen. Asfaltdekket på deponiområdet synes å være slitt, og med enkelte sprekker. Langs skjøt mot bergveggen i vest er det også et lite areal der vann kan infiltrere. Det er ukjent i hvilken grad vann faktisk infiltrerer, men det anbefales at det for fremtidig drift utføres utbedringer som reduserer infiltrasjonsmulighetene. For vurderinger av utbedring vises det til Multiconsults notat 10205481-RIVA-NOT-002 (19).

Multiconsult er ikke kjent med at det er utført noen grunnundersøkelse som viser forurensningstilstanden til fyllmasser på deponiområdet, men det er fremkommet opplysninger om at det kan vær deponert alunskifer på området. Opplysningene eller omfanget av en slik deponering er ikke verifisert, men ettersom utfyllingen på området ble foretatt for mange år siden, antatt før alunskifer ble definert som forurenset grunn (iht. forurensningsforskriftens kap. 2), er det det ikke usannsynlig at det kan finnes alunskifer eller andre typer svartskifer i fyllmassene. Dette kan også sees i sammenheng med deponering av alunskifer i et område litt lenger syd, på Taraldrud, hvor det i mange år har vært problemer med sur og metallholdig avrenning fra deponert alunskifer.

Forurensningsproblemer knyttet til alunskifer skyldes innhold av svovel i form av ustabile sulfider samt relativt høye konsentrasjoner av flere tungmetaller.

Alunskifer kan også være kilde til utlekking av tungmetaller uten at det foregår syredannelse og omfattende kjemisk forvitring av skiferen. Dette er bl. a vist ved laboratorieforsøk i forbindelse med bruk av utsprengt alunskifer til fyllmasse for veiprosjektet for riksvei 4 i Gran kommune, og omtalt i sluttrapporten fra Statens vegvesen (43). Både laboratorieforsøkene og overvåking av bekker i

området viste at vann i kontakt med alunskifer inneholdt til dels høye konsentrasjoner av en rekke elementer, tungmetaller som uran, nikkel, molybden og sink, samt strontium og barium.

Økte konsentrasjoner av metaller som uran, molybden og strontium i bekker eller grunnvann kan derfor være en indikasjon på at vannet er påvirket av fyllmasser med alunskifer. Mineralogien i de vanligste bergartene i lokalområdet og generelt i berggrunnen syd for Oslo, gneis og amfibolitt vil bare kunne avgi svært lave konsentrasjoner av disse grunnstoffene.

Det forventes ikke at smeltevann fra snø vil tilføre nevneverdige mengder uran, molybden eller strontium. Problemstillingen er knyttet til ev. økt infiltrasjon av smeltevann som kommer i kontakt med fyllmasser.

Vannprøvene som ble tatt i Myrerbekken i 2018 er sammenlignet med bekken fra Stensrudvann (som må anses å være en god referanse for lokale geokjemiske forhold). Resultatene viste at vannet fra prøvepunktene Gjersrud 1, 2 og 3 (i Myrerbekken) hadde nokså lik sammensetning og at innholdet av uran, molybden og strontium var klart høyere enn Stensrubbekken. Det er ikke sannsynlig at dette skyldes masser på snødeponiet, da det er påvist økt utlekking av uran fra masseoppfyllingen på Åsland (8).

Det er ikke sikkert at de målte konsentrasjonene i Myrerbekken innebærer noen miljørisiko, ettersom vann med innhold av molybden og uran ikke uten videre kan karakteriseres som miljøfarlig.

Økt utlekking fra ev. alunskifer i en tiltaksperiode er en potensiell risiko. Det bemerkes at gravearbeider vil være omfattet av forurensingsforskriftens kapittel 2, og ved mistanke om gravearbeider i forurenset grunn stilles det bl.a. krav til kartlegging samt tiltaksplan med risikovurdering og avbøtende tiltak for arbeidet med forurenset grunn.

Etablering av nytt, tett dekke for oppsamling av vann fra smeltet snø vil kunne hindre utvasking fra fyllmassene. Virkningen vil avhenge av hvor alunskiferen er lokalisert, men med mindre den ligger slik til at den eksponeres for vann som kommer inn via den bratte fjellsiden, kan dette være et tilstrekkelig tiltak. For å vurdere dette nærmere bør det utføres en miljøgeologisk undersøkelse av massene under deponiområdet. Om det ikke er planlagt å grave opp det gamle dekket, bør det likevel undersøkes langs foten av fjellet for å finne ut om massene her eller selve berget er lekkasjevei for smeltevann. I så fall bør det planlegges tetningsløsninger slik at alt smeltevann kan bli ledet til renseanlegget som skal etableres.

Betydning for oppgradering av renseløsning

Mottatt informasjon og prøvetakingen viser at det er sannsynlig at fyllmassene under snødeponiområdet inneholder alunskifer. Hvis massene må graves opp og alunskifer utgjør en betydelig andel, betyr det at massene må leveres til godkjent mottak for syredannende, forurenset masse. Type mottak og deponeringskostnader vil avhenge av forureningsgrad og potensial for syredannelse fra massene. Uansett vil dette trolig bety meromkostninger for prosjektet.

6.6 Oppsummering og konklusjon miljørisikovurdering

6.6.1 Støv

I dette tilfellet vil det være begrenset med forurensning av veibanen, da det ikke forekommer frakt eller håndtering av løsmasser. Ved langvarige, tørre perioder vil det allikevel kunne avsettes noe støv og skitt på anleggsområdet fra håndtering av forurensete snømasser. Det antas at mengdene er begrenset og at dette ikke vil utgjøre noe problem i forhold til oppvirvling og sjenanse på omgivelsene.

Et skogbevokst område på ca. 60 meter mellom deponiet og boligene i vest vil kunne fungere som deponiflate for støv. Dette vil bidra til å dempe påvirkning av støv fra aktivitetene i deponiet.

6.6.2 Støy

I vurderingen av støy fra Åsland snødeponi er det beregnet situasjoner som viser arbeid på snøhaugen i tre forskjellige høyder, og det er brukt lydeffektdata for representative maskiner som trolig vil kunne bli brukt. Det er beregnet for det „mest støyende døgnet“ i henhold til støyretningslinjen T-1442, og det er forutsatt kontinuerlig drift av snøhåndteringsmaskiner og lastebiler hele døgnet. For samtlige beregnede situasjoner overskrides anbefalte grenseverdiene i T-1442 for de nærmeste boligene i Åslandveien og Åslandkroken.

For en situasjon med arbeid i høyde med kote 180-190, vil støy fra snødeponiet om natten være dominerende i forhold til veitrafikkstøy og støypåvirkningen vil ramme et større område når arbeidet kommer opp i disse høydene. For nattperioden er det gjennomsnittlige lydnivået fra snødeponiet inntil 10 dB høyere enn lydnivåene fra E6.

Det er vanskelig å få til en god skjerming av støyen. For å minske støynivåene kan tre prinsipper benyttes; redusere lydeffekten, driftstid og arbeidshøyde.

Ved å legge til grunn lavere lydeffekt på maskinene, vil lydnivået kunne reduseres betydelig (ca. 5 dB). Dette ville være spesielt gunstig for scenariet med arbeid rundt kote 180-190. Det anbefales også å se på tiltak for å redusere driftstid og driftsmønster slik at minst mulig arbeid pågår i høyde med boligene om natten. Det anbefales også oppfølging med lydmålinger eller etablering av et målings- og overvåkningsprogram i perioder med mye aktivitet i deponiet. Dette er spesielt aktuelt for å kunne kartlegge maksimale støynivåer nattetid og behov for tiltak for nærmeste boliger.

6.6.3 Lokalklima

Boligområdet vest for snødeponiet ligger vesentlig høyere enn de viktigste utslippskildene, E6 og anleggsområdet til Follobanen. Generelt er det derfor grunn til å anta at boligområdet vest for snødeponiet ligger utenfor den sektoren som antas å være mest utsatt for luftforurensning, og at risikoen følgelig vurderes som liten.

6.6.4 Utslipp av smeltevann

Kloridinnholdet i snøen som planlegges deponert er forholdsvis lavt til å komme fra vei, men det må likevel ventes et saltstøt i starten av smeltesesongen, da det aller meste av kloridet vaskes ut ilt. de to-tre første ukene med smelting.

Beregninger av utslippkonsentrasjoner tyder på lave nivåer av suspendert stoff og organiske forbindelser som medfører liten miljørisiko. Forventende metallkonsentrasjoner er gjennomgående også lave, men det kreves fortykning av anslått gjennomsnittsverdi for sink for å oppnå god tilstand. På grunn av variasjoner i utslippet, er det en risiko for at MAC-EQS verdier vil bli overskredet.

Eutrofiopotensialet fra smeltevannet vurderes som lite. Resultater fra overvåkning tyder på at tot-P i stor grad blir hold tilbake i renseanlegg.

7 Forslag til grenseverdier for utslipp av smeltevann

Det gis en vurdering av paramtere og behov/mulighet for å fastsette grenseverdier:

1. pH

pH ser ikke ut til å være en spesielt problematisk parameter. Statsforvalteren har tidligere stilt krav om pH 6-8, og dette vurderes som et fornuftig pH-intervall som det bør være realistisk å overholde.

2. Klorid

Ideelt burde kloridutslipp til vassdraget reduseres ned mot naturlige nivåer, men i tillegg til snødeponiet er det også påvirket av salttilførsel fra E6 og Rv 155. Det er ikke satt grenseverdi for klorid, da det i praksis er meget krevende og kostbart å rense salt (NaCl). Et eventuelt renseanlegg for klorid vil også ha en usikker effektivitet.

Kloridnivåer på deponiet minimeres ved å sortere snø.

3. Nitrogen og fosfor

Nitrogenproblematikk er noe tilsvarende som for klorid, da nitrogen ikke lar seg fjerne effektivt fra vann uten kostbar og avansert renseteknikk. Renseeffekten av nitrat og nitritt i oppgradert renseanlegg er usikker, men er anslått til > 30 % i prosjekteringen. Det forventes mao. en viss reduksjon av nitrogenutslipp med planlagt renseløsning.

Analysene av smeltevann og snø viser til dels høyt innhold av totalfosfor (tilstandsklasse V). I motsetning til nitrogen vil fosforinnholdet korrelere sterkt med innhold av suspendert stoff, og reduksjon av partikler vil ha gunstig effekt. Prøvene fra Myrerbekken i 2018 og 2020 viste at innholdet av totalfosfor på lå helt i tilstandsklasse II.

4. Suspendert stoff

Statsforvalteren satte i 2021 en grenseverdi på 50 mg/L for SS. Siden et nytt renseanlegg trolig skal benyttes over lang tid, snøvolumet vil øke og utslippene da kan bli sesongvise, anbefales det å beholde denne grenseverdien 50 mg/L. Grensen for suspendert stoff er meget viktig fordi den også i stor grad påvirker utslipp av metaller og organiske forurensninger.

5. Metaller

Det foreslås å overvåke metaller, men ikke fastsette grenseverdier. Det foreslås å revurdere dette når det er skaffet erfaringer med nytt renseanlegg og driften er optimalisert.

6. THC og PAH

Som for metaller, reduseres disse parameterne ved sedimentasjon, men det vil være små utslipp av vannløste fraksjoner. Ved utslipp til sårbare resipienter anbefales 5 mg THC/L som en maksimalverdi, og et oppgradert renseanlegg som renser sortert snø forventes å oppnå konsentrasjoner godt under dette.

Utslipp av PAH-forbindelser må holdes lavest mulig gjennom lavt partikkelutslipp.

8 Forslag til overvåkningsprogram for resipienter

Det er gitt et forslag til overvåkningsprogram for Myrerbekken på strekningen ned til Gjersrudtjern, samt av Gjersrudtjern. Programmet er basert på anbefalinger i veileder 02:2018. Det omfatter prøvetaking av biologiske og kjemiske parametere i fire stasjoner i bekken samt automatisk logging. I Gjersrudtjern foreslås det å utføre månedlig profilering samt vannkjemiske og biologiske undersøkelser i sommerhalvåret (mai-oktober).

8.1 Foreslått overvåkningsprogram for Myrerbekken ned til Gjersrudtjern

Forslag til plassering av prøvetakingsstasjoner er vist i Tabell 8-1. Forslag til analyseparametere og frekvens er vist i Tabell 8-2.

Det forutsettes at undersøkelsene utføres av personer med relevant kompetanse og etter metodikken beskrevet i veileder 02:2018.

Utslippsvannet fra snødeponiet vil bli logget i målekum før utslipp. Det anbefales også å videreføre den automatiske loggingen som NIBIO har utført i stasjon 61 i Myrerbekken, dvs. logging av vannhøyde, vanntemperatur, ledningsevne, pH og turbiditet. Dersom det blir behov for ekstra vurderingsgrunnlag mht. logging, kan det vurderes å sette opp en logger oppstrøms utslippspunktet i Myrerbekken, men det er mulig vannmengdene kan være for små til å oppnå relevante resultater.

Det anbefales å starte prøvetakingen måneden før smelting starter samt å avslutte etter ferdig nedsmelting.

Tabell 8-1. Foreslått plassering av prøvetakingsstasjoner i Myrerbekken på strekningen ned til Gjersrudtjern.

Stasjonsnr.	Plassering	Kommentar
1	Oppstrøms utslippspunkt	Mellom bekkeutløp i pukkfylling og betongrør fra snødeponi og E6
2	Nedstrøms utslippspunkt	Det er hensiktsmessig å beholde NIBIOs stasjon 61, da denne er blitt overvåket i flere år.
3	Nedstrøms samløp med Myrerbekken	Hensikten er bl.a. å følge utviklingen i vannkvalitet etter tilsig fra de andre bekkestrengene i denne delen av vannforekomsten.
4	Nedstrøms samløp med Stensrubbekken	

Tabell 8-2. Foreslåtte overvåkningsparametere og prøvetakingsfrekvens.

	Foreslåtte overvåkningsparametere og prøvetakingsfrekvens						
	Metaller*	Hovedioner	Fysisk-kjemiske parametere	Organiske forurensninger	Næringssalter	Biologiske parametere	
	As, Cd, Cr, Cu, Hg, Pb, Ni, Zn, Al, Mn, V, U	Na, K, Mg, Ca, SO ₄ , Cl, Fe,	pH, suspendert stoff, turbiditet, totalt organisk karbon (TOC), konduktivitet	ΣPAH-16, THC (C ₅ -C ₄₀), mikroplast	Tot-P, PO ₄ , tot-N, NH ₄ , NO ₃ +NO ₂	Bunndyr	Begroingsalger, heterotrof begroing dersom det observeres
Frekvens	Månedlig i smeltesesongen					Vår og høst	Sensommer/høst

* Det anbefales å analysere metaller på både filtrert (0,45 µm) og ufiltrert prøve.

8.2 Foreslått overvåkningsprogram for Gjersrudtjern

Det foreslås å videreføre de biologiske undersøkelsene som er utført av NIBIO i 2018-2020.

Dette medfører månedlig innsamling av vannprøver og planteplankton fra mai-oktober. Zooplankton samles inn littoralt og pelagisk vår, sommer og høst.

Det anbefales også å utføre profilering, minimum fra mai-oktober for å følge med på saltgradient og O₂-metning i tjernet. Det er fordelaktig også å inkludere en runde etter høst sirkulasjonen samt rett før isløsning, da O₂-nivået i bunnvannet skal forventes å være på det laveste på sen vinteren.

Vannprøvene analyseres for næringssalter og metallene angitt i Tabell 8-2. I henhold til veileder 02:2018 kan metaller analyseres på filtrert eller ufiltrert fraksjon, men i utgangspunktet anbefales

det å analysere på biotilgjengelig fraksjon (dvs. etter filtrering på 0,45 µm). Dersom det logges høy turbiditet underprøvetakingen, anbefales det å analysere på både filtrert og ufiltrert prøve.

Det forutsettes at undersøkelsene utføres av personer med relevant kompetanse og etter metodikken beskrevet i veileder 02:2018.

9 Referanser

1. **Statsforvalteren i Oslo og Viken.** *Midlertidig tillatelse etter forurensingsloven til deponering av overskuddssnø på Åsland vinteren 2021/2022, Oslo kommune.* 2021. Ref. 2021/25299.
2. **(NVE), Norges Vassdrags- og energidirektorat.** Vann-nett. [Internett] [Sisert: 1 4 2022.] <https://vann-nett.no/portal/#/mainmap>.
3. **SWECO.** *Miljørisikovurdering, Åsland – Follobanen: Oppdatering for 2018.* 2018. UFB-EW-R-00001-1812_02.
4. **Multiconsult.** *Åsland snødeponi. Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi.* 2022. 10242440-RIVA-NOT-001.
5. **(OFA), Osломarka Fiskeadministrasjon.** Gjersrudtjern. [Internett] [Sisert: 15. August 2018.] <http://www.ofa.no/FiskeiMarka/Visfiskevann/tabid/95/id/1262/Default.aspx>.
6. **NIBIO.** *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2018.* 2019. NIBIO RAPPORT. VOL. 5. NR. 33.
7. —. *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2019.* s.l. : NIBIO, 2020. Vol. 6, nr. 17.
8. —. *Utbygging av Follobanen. Overvåking av vannkvalitet. Årsrapport 2020.* 2021. Rapport Vol 7. Nr. 78.
9. **Multiconsult.** *Snødeponi Åsland - Miljørisikovurdering.* 2018. 10205481-RIM-RAP-001.
10. **Haaland, S. & Gjømlestad, L.J.** *Bunndyrundersøkelse i Gjersrudtjernbekken, Oslo.* s.l. : Bioforsk, 2011. Vol. 6 (16).
11. *Biologiske undersøkelser i Bogstadvann, Gjersrudtjern og Skraperudtjern, Oslo kommune.* **Olsen, K.M. & Reiso, S.** s.l. : Siste Sjanse Notat, Stiftelsen Siste Sjanse, 2005, Vol. 17.
12. **Oslo kommune, Vann- og Avløpsetaten.** *Vannkvaliteten i Gjersrudtjern - Utdrag fra fagrapport 9/2004 - Byvassdragaene, Vannkvalitet og biologi.* s.l. : Oslo kommune, 2004.
13. **Christensen, Finn B.** *Vurdering av miljøtilstanden i bekkene ved Grønmo samt Gjersrudtjernet.* s.l. : Hjøllnes COWI AS, 2005. 04709.
14. **Bækken, T. & Åstebøl, S.,O.** *Overvåking av vannkvalitet og vurdering av tiltak for vann langs E6 i Oslo, Oppegård, Ås og Ski.* s.l. : NIVA COWI, 2012. LNR. 6314-2012.
15. **Cowi.** *Undersøkelser av vegnære innsjøer i Norge. Vannkjemiske undersøkelser 2015/2016.* s.l. : Statens vegvesen, 2017. A070127-nr. 2.
16. **Miljødirektoratet.** Vannmiljø. [Internett] 1 3 2022. [Sisert: 5 4 2022.] <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>.
17. **Multiconsult.** *Vannmengdeberegninger.* 2018. 10205481-RIVA-NOT-001.
18. **Kim, H., Seagren, E.A. & Davies, A.P.** Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. . *Water Environment Research.* 2003, Vol. 4, pp. 355-367.
19. **Multiconsult.** *Teknisk beskrivelse av renseanlegget.* 2018. 10205481-RIVA-RAP-002.
20. **NIBIO.** *Avrenning fra Åsland Snødeponi.* 2018. VOL. 4, NR. 127.
21. **02:2018., Vannportalen.** *Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.* 2018.
22. **NIBIO.** *Åsland snødeponi. Overvåking av vannkvalitet gjennom smelteperioden 2019.* s.l. : NIBIO, 2020. VOL. 6 NR. 28.
23. **Miljødirektoratet.** *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.* 2016. M608_ rev. 30.10.2020.
24. **NIVA.** *Avrenning fra snødeponiet ved Åsland. Overvåking av forurensninger tilført renseanlegg, bekker og drikkevanns-brønner i 2009.* 2009. L.Nr. 5896-2009.
25. **AS, Hjøllnes Consult.** *NCCs Snøsmelteanlegg. Tredje driftssesong: Januar 2014-februar 2014.* s.l. : NCC, 2014. 1-2014.
26. **Bækken, T.** *Avrenning fra snødeponiet ved Åsland.* s.l. : NIVA, 2007. LNR5173-2007.
27. **Miljødirektoratet.** Vannmiljø, <http://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>. 2017.
28. **Oslo kommune.** Luftforurensning. [Internett] [Sisert: 5 4 2022.] <https://experience.arcgis.com/experience/a3bc7ea0544048c282f0ac0bcca9f002>.
29. **Oslo kommune, Sosialdepartementet.** FOR-2015-10-01-1151 Forskrift om begrensning av støy i Oslo kommune (Støyforskriften) . 1974.
30. **Miljødirektoratet.** T-1442 Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging. 2016.
31. **TemaNord.** Road traffic noise: Nordic prediction method. s.l. : Nordic Council of Ministers, 1996.

32. **(DTU), The Danish Academy of Technical Sciences.** Environmental noise from industrial plants - General prediction method. *Report no. 32.* 1982.
33. **Statens vegvesen.** *Sluttrapport for etatsprogrammet Salt SMART.* s.l. : Statens vegvesen, 2012.
34. **Statens Vegvesen.** *Miljøkonsekvenser ved salting av veger- en litteraturgjennomgang.* 2008.
35. **Bioforsk.** *Kjemisk og økotoksiologisk karakterisering av veistøv. Jordforsk-rapport 84/99.* 1999.
36. **Environment Canada.** *Canadian Environmental Protection Act 1999. Priority substances list assessment report-road salt.* . 2001.
37. **NIVA.** *Tålegrenser for planktonalger i innsjøer. Statistiske analyser og laboratorietester av planktonalger og salt.* 20.10.2010.
38. *30-years trends in water quality of Hudson river tributaries, base don macroinvertebrate data.* **Novak, M. og Bode, R.** s.l. : Hudson River Environmental Society. p12.
39. *Uorganiske partikler i vann ; effekter på fisk og dyreplankton.* **Hessen, D & Andresen, S.** s.l. : NIVA, 1992. O-89179.
40. **Norsk Forening for fjellsprenningsteknikk.** *Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09.* 2009.
41. **Statens vegvesen.** *Vannbeskyttelse i vegplanlegging og vegbygging.* 2014. SVV rapport 295.
42. **Multiconsult.** *Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med.* 2018. 10205481-RIVA-RAP-001.
43. **Statens vegvesen.** *Rv.4 på Gran, nyttiggjøring av svartskifer. Sluttrapport og erfaringar.* 2018. Nr.333.

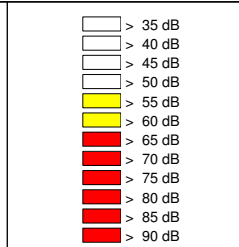
Vedlegg 1-9

Støysonkart



**Lydnivå Lden i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
 Rutenett: 2 x 2 m
 Beregningshøyde: 4.0 m
 (over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

Variant: 1

Åsland snødeponi

**Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 150**

**Lden,
V1**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



**Lydnivå Ln i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
 Rutenett: 2 x 2 m
 Beregningshøyde: 4.0 m
 (over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

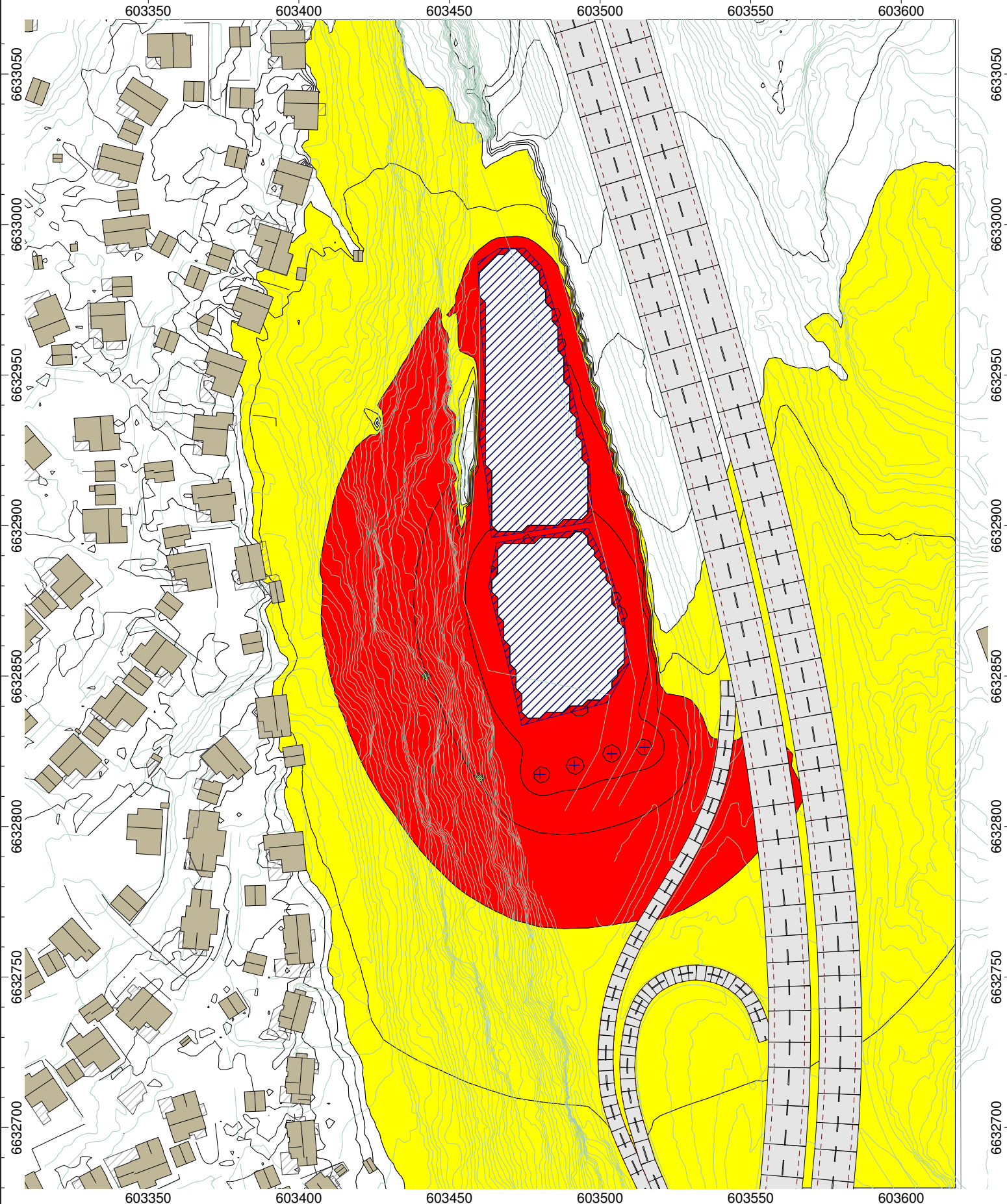
Variant: 2

Åsland snødeponi

**Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 150**

**Ln_{night},
V2**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



**Lydnivå Lden i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
 Rutenett: 2 x 2 m
 Beregningshøyde: 4.0 m
 (over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

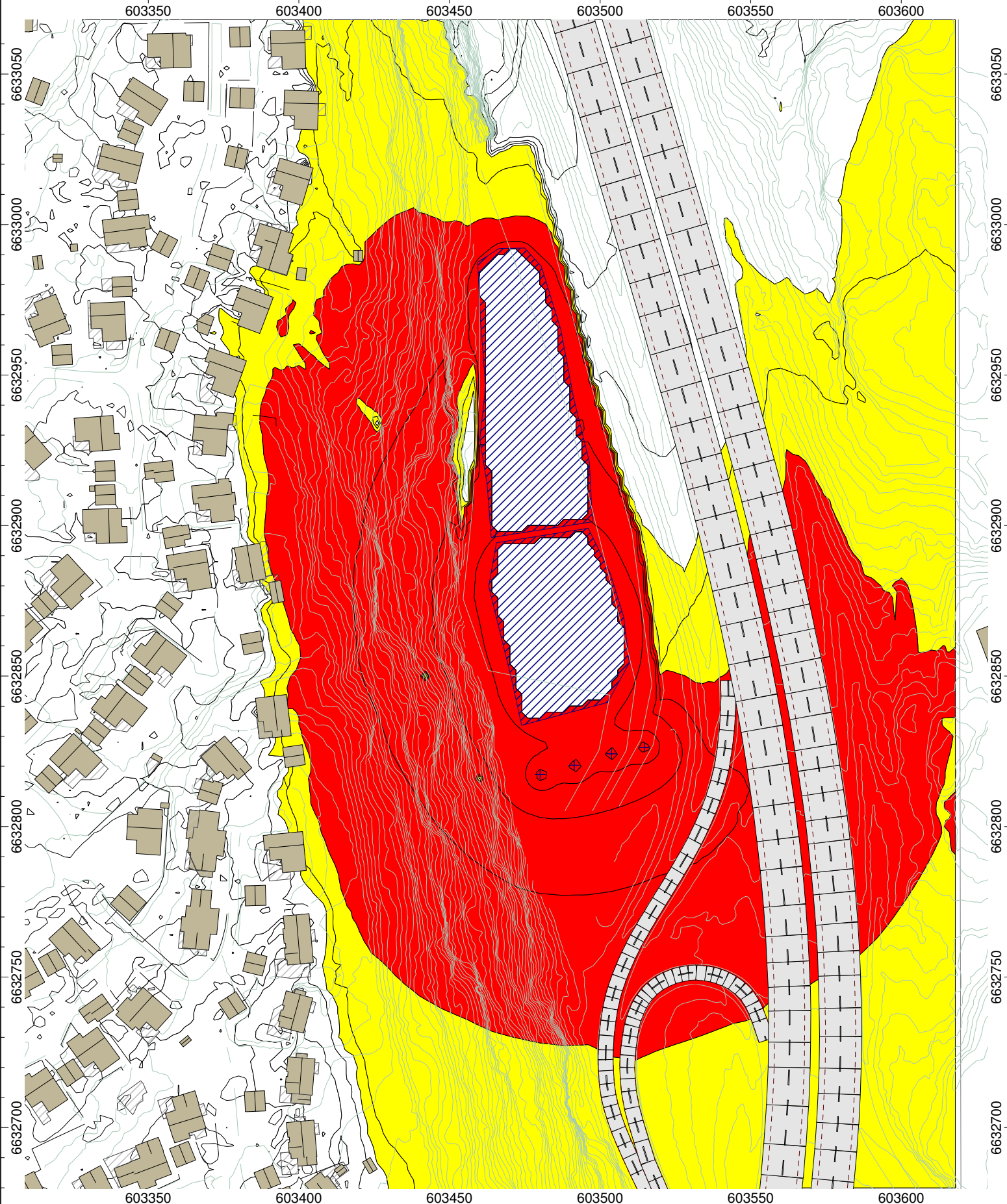
Variant: V3

Åsland snødeponi

**Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 160-170**

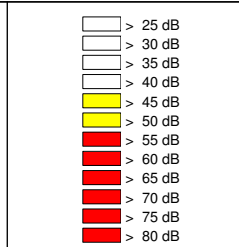
**Lden,
V3**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



**Lydnivå Ln i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
 Rutenett: 2 x 2 m
 Beregningshøyde: 4.0 m
 (over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

Variant: 4

Åsland snødeponi

**Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 160-170**

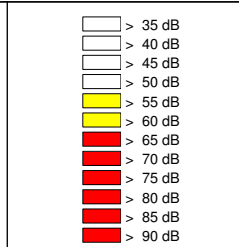
**Ln_{night},
V4**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



**Lydnivå Lden i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
Rutenett: 2 x 2 m
Beregningshøyde: 4.0 m
(over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

Variant: 5

Åsland snødeponi

**Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 180-190**

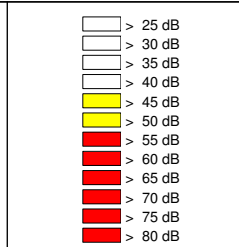
**Lden,
V5**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



Lydnivå Ln i dB,
4.0 meter over terreng

Antall refleksjoner: 2
Rutenett: 2 x 2 m
Beregningshøyde: 4.0 m
(over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

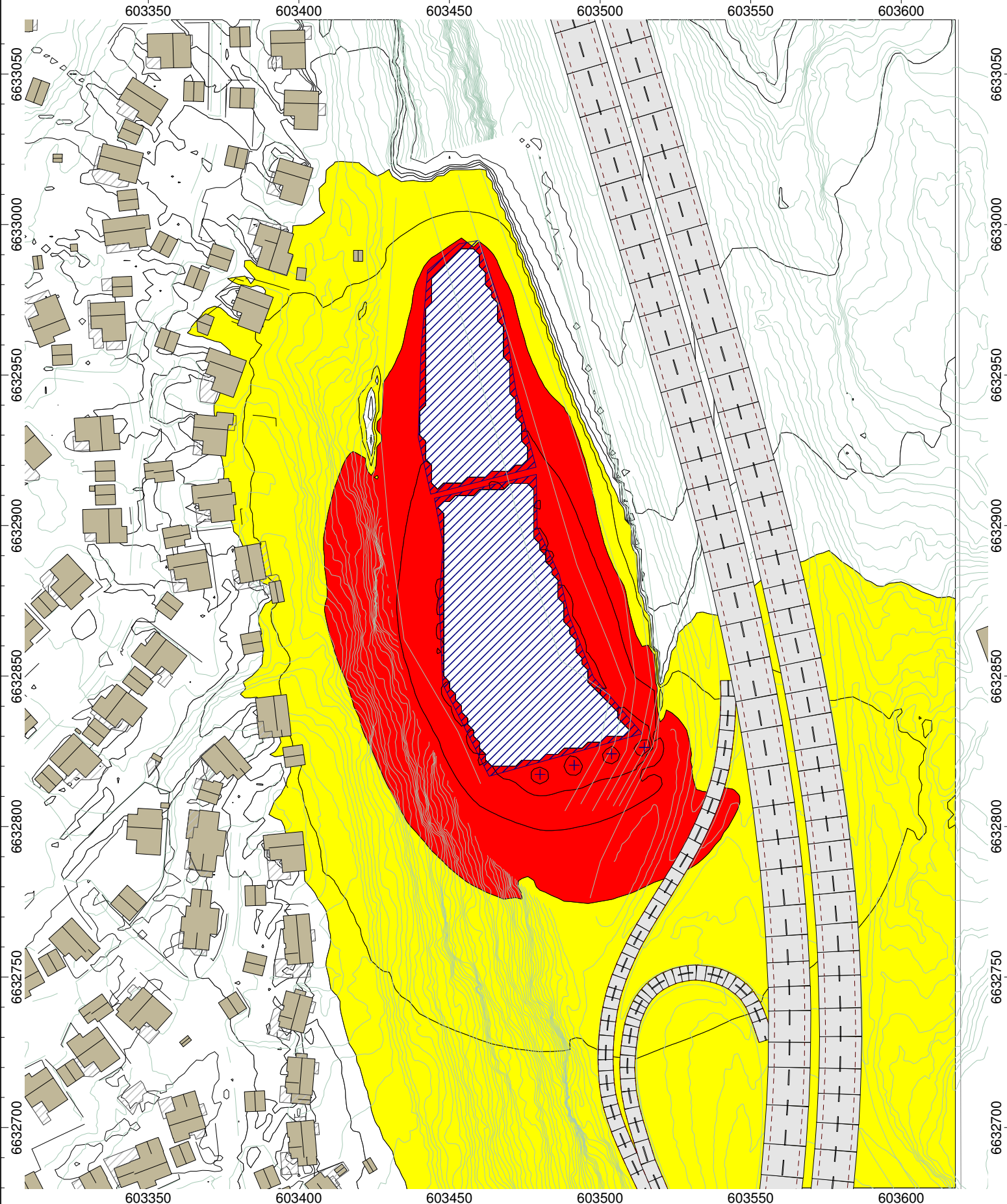
Variant: 6

Åsland snødeponi

Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 180-190

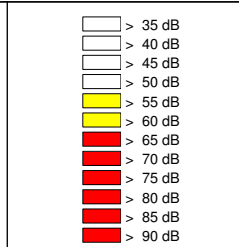
**Lnight,
V6**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



**Lydnivå Lden i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
 Rutenett: 2 x 2 m
 Beregningshøyde: 4.0 m
 (over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

Variant: 7

Åsland snødeponi

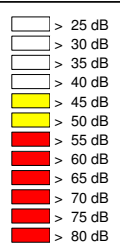
**Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 180-190
Redusert drift kl. 23-07**

**Lden,
V7**



Lydnivå Ln i dB,
4.0 meter over terreng

Antall refleksjoner: 2
Rutenett: 2 x 2 m
Beregningshøyde: 4.0 m
(over terreng)



Oslo, 12.11.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

Variant: 8

Åsland snødeponi

Håndtering av snømasser i
høyde rundt kote ca. 180-190
Redusert drift kl. 23-07

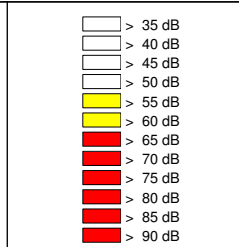
**Lnight,
V8**

Filnavn: Åsland Snødeponi_rev01.cna



**Lydnivå Lden i dB,
4.0 meter over terreng**

Antall refleksjoner: 2
 Rutenett: 2 x 2 m
 Beregningshøyde: 4.0 m
 (over terreng)



Oslo, 03.09.18
(Erik Arvidsson)

Multiconsult

Variant: 9

Åsland snødeponi

Veitrafikkstøy

**Lden,
V9**

Filnavn: Åsland Snødeponi.cna

Vedlegg 10

Resultater fra BYMs prøvetaking i 2019 med ÅDT

NOTAT

OPPDRAAG	Snødeponi Åsland	DOKUMENTKODE	102424400-RIVA-NOT-001
EMNE	Hydrologiske vurderinger av resipienter fra snødeponi	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	Bymiljøetaten	OPPDRAAGSLEDER	Henrik Myreng
KONTAKTPERSON	Isak Solomon	UTARBEIDET AV	Sunniva Fines
KOORDINATER	SONE: 32 ØST: 603433 NORD: 6633004	ANSVARLIG ENHET	10101030 Miljøgeologi
GNR./BNR./SNR.	176/1		

SAMMENDRAG

Dette notatet redegjør for hydrologiske endringer i bekkedragene nedstrøms Åsland snødeponi ved en maksimal kapasitet på 200 000 m³ tilkjørt snø. Vurderingene i notatet baserer seg i hovedsak på teoretiske estimater som det er store usikkerheter knyttet til.

Avrenningen fra Åsland snødeponi vil ifølge utførte beregninger øke vannstrømmen i nedstrøms bekkedrag vesentlig ved lavvannsavrenning og før Myrerbekken og Maurtubekken går i samløp med Stensrubbekken, vil det også føre til en teoretisk betydelig økning av normalavrenningen. Estimater for avrenningen fra deponiet viser at det er grunn til å anta at en økning av deponert snøvolum vil kunne gi en betydelig økning av avrenningen fra deponiet, særlig i sommermånedene.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	INNLEDNING	2
2	BELIGGENHET OG BEKKEFØRINGER I OMRÅDET	3
3	VANNMENGDER FRA SNØDEPONIET	4
3.1	ESTIMERT FREMTIDIG AVRENNING FRA DEPONIET	4
3.1.1	ENDRINGER I SMELTERATE SOM FØLGE AV ØKT DEPONERT VOLUM	6
3.2	MÅLT VANNFØRING I PRØVEKUM NEDSTRØMS SNØDEPONI (2019)	8
4	VANNFØRING I BEKKEN.....	9
4.1	MYRERBEKKEN: VANNFØRINGER FRA NEVINA	10
4.2	MYRERBEKKEN OG MAURTUBEKKE I SAMLØP: VANNFØRINGER FRA NEVINA.....	10
4.3	UTLØP GJERSRUDTJERN: VANNFØRINGER FRA NEVINA	10
4.4	VANNFØRING FRA HYDRODYNAMISK MODELL.....	11
5	ESTIMERT HYDRAULISK PÅVIRKNING I BEKKELØP	11
5.1	MYRERBEKKEN	11
5.2	MYRERBEKKEN OG MAURTUBEKKE I SAMLØP	12
5.3	UTLØP GJERSRUDTJERN	12
6	KONKLUSJON	13
7	KILDER	14

00	29.04.2022	Hydrologisk vurdering av resipienter fra snødeponi	Sunniva Fines	Jean-Pierre Bramslev	Henrik Myreng
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

1 INNLEDNING

Bymiljøetaten søkte i 2018 Fylkesmannen i Oslo og Viken om tillatelse for deponering og håndtering av 220 000 m³ snø per år på deponiet i perioden 2019-2021 ved Åsland snødeponi. Det ble da innvilget deponering av inntil 100 000 m³ snø totalt for hver sesong, hvor det kun ble gitt tillatelse til at det lå lagret 60 000 m³ snø til enhver tid.

I forbindelse med ny søknad til Fylkesmannen i Oslo og Viken for deponering og lagring av snømengder opp til 200 000 m³ har Multiconsult blitt engasjert for å redegjøre for de miljømessige og hydrologiske konsekvensene av dette. Denne rapporten redegjør for hydrologiske endringer bekkedragene som mottar vann fra Åsland snødeponi ved oppdimensjonering.

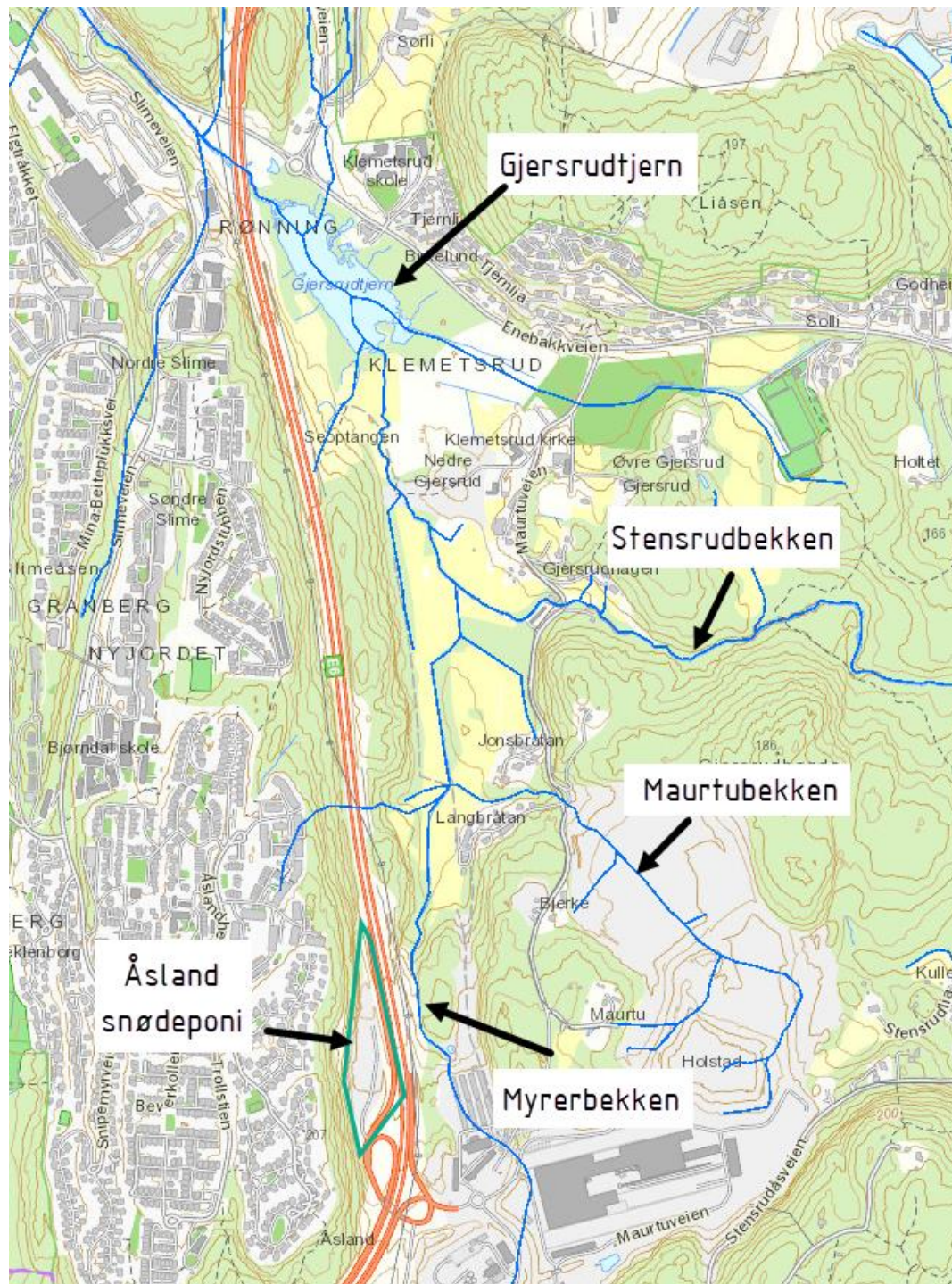
I 2018 prosjekterte Multiconsult en ny renseløsning for smeltevann fra Åsland snødeponi i Oslo kommune. Etablering av nytt renseanlegg vil medføre en økning av kapasiteten på deponiet fra 60 000 m³ til 200 000 m³. Siden det nye sedimenteringsbassenget som skal etableres vil beslaglegge mer areal enn det eksisterende, vil en oppgradering av deponiet også medføre at deponiplata for snø blir ca. 200 m² mindre enn dagens deponiplate.

Multiconsult estimerte i 2018 smeltevannmengdene fra Åsland snødeponi i forbindelse med dimensjoneringen av nytt renseanlegg skulle kunne håndtere et totalt deponert snøvolum på 200 000 m³ (10205481-RIVA-NOT-001). Det er knyttet store usikkerheter til flere faktorer som inngår i disse beregningene. Det foreligger heller ikke gode data på faktisk vannføring ut av deponiet. Evaporasjon/sublimasjon (fordampning) er ikke hensyntatt i beregningene.

I 2021 utarbeidet Multiconsult en overvannsmodell for området i forbindelse med tilbakeføringen av BaneNOR sitt anleggsområde på Åsland (BaneNOR, 2021). Resultatene fra dette arbeidet og beregninger gjort ved uttrekk fra NEVINA er benyttet som grunnlag for å vurdere vannføringen i bekkedragene nedstrøms deponiet.

2 BELIGGENHET OG BEKKEFØRINGER I OMRÅDET

Åsland snødeponi ligger plassert på Åsland, rett ved siden av E6. Avrenningen fra snødeponiet ledes først til et renseanlegg på deponitomta og deretter igjennom en kulvert under E6 som leder vannet ut til Myrerbekken. Det er grunn til å anta at avrenning fra E6 også ledes igjennom denne kulverten og blander seg med vannet fra deponiet før det ender opp i bekken. Myrerbekken går deretter i samløp med Maurtubekken og senere med Stensrubbekken før den renner ut i Gjersrudtjern (se Figur 2-1).



Figur 2-1: Åsland snødeponi og bekkeføringer i området (kilde: NVE:NEVINA.no).

3 VANNMENGDER FRA SNØDEPONIET

I forbindelse med dimensjonering av det nye renseanlegget på Åsland snødeponi utførte Multiconsult i 2018 en vurdering av smeltevannsmengder fra deponiet. Disse beregningene ble redigert for i notat 10205481-RIVA-NOT-001 *Vannmengdeberegninger*. Vurderingene av tilførte vannmengder baserer seg hovedsakelig på dette arbeidet.

Det søkes om tillatelse til deponering av 200 000 m³ *tilkjørt* snø. Når snøen ankommer deponiet vil den fises opp og komprimeres. Det er lagt til grunn en antatt gjennomsnittlig tetthet på snøen etter deponering på 850 kg/m³. Dette medfører at det totale deponerte volumet reduseres til 150 000 m³.

3.1 ESTIMERT FREMTIDIG AVRENNING FRA DEPONIET

Daggradsmodellen benyttes ofte for å beregne snøsmeltningens bidrag til flomhendelser i Norge og antas å gi relativt representative smeltevannsmengder for sommersesongen. Ved daggradsmodellen beregnes smelteintensiteten ved:

$$Q = S \cdot \text{areal}$$

hvor:

S = snøsmelting [mm/døgn]

S beregnes ved:

$$S = C_s \cdot T_L$$

C_s = daggradskonstant [mm/°C·døgn]

T_L = estimert lufttemperatur [°C]

Daggradsfaktoren C_s angir smeltemengden per døgn når estimert lufttemperatur T_L er høyere enn 0°C. I NVEs rapport «*Retningslinjer for flomberegninger*» vises det til erfaringstall for C_s ved ulike forhold (se Tabell 3-1).

Tabell 3-1: Erfaringstall for daggradskonstanten, utarbeidet av NVE

	Tett skog	Noe skog	Snaufjell	Isbre
Perioder uten nedbør	1,5	2	2,5	3,5
Perioder med nedbør	3	4	5	7

Ifølge BYM vil den deponerte snøen fra Åsland ha relativt høy tetthet. I notat 10205481-RIVA-NOT-001 *Vannmengdeberegninger* ble det derfor antatt at forholdene på deponiet ville være mest lik forholdene for en isbre. Samtidig vil den deponerte snøen vil imidlertid inneholde forurensninger og salt. Forurensninger gir mindre refleksjon, noe som medfører at snøen vil ta opp mer energi fra solen. Salt vil i tillegg senke frysepunktet til snøen. Videre er solforholdene på Åsland snødeponi slik at snødeponiet står mye i skyggen. Det knytter seg derfor store usikkerheter til estimatene for daggradsfaktoren, men i beregningene er det gjort en skjønnsmessig vurdering som oppgis i Tabell 3-2.

Tabell 3-2: Skjønnsmessig vurderte daggradskonstanter for Åsland snødeponi (hentet fra 10205481-RIVA-NOT-001 Vannmengdeberegninger)

	Middel	Maks*
Perioder uten nedbør	4	10
Perioder med nedbør	8	12

Tabell 3-3 viser beregnet smelteintensitet fra Åsland snødeponi ved en gjennomsnittlig estimert lufttemperatur på 12,3°C under nedsmeltningsperioden og et maksimalt månedsgjennomsnitt for lufttemperatur på 16,3°C (verdier for 2018). Snødekt areal satt lik arealet til den nye deponiplata ved oppgradering av renseanlegget som er 6500 m². Det er imidlertid svært vanskelig å anslå hva som vil være det faktiske overflatearealet på den deponerte snøen. På begynnelsen av smeltesesongen vil den trolig være vesentlig større enn dette og på slutten av sesongen vil den være mindre. C_s er satt til hhv. 4 og 10 mm/°C·døgn.

Tabell 3-3: Estimert smelteintensitet gitt som gjennomsnittsverdier og maksimal avrenning uten nedbør (10205481-RIVA-NOT-001 Vannmengdeberegninger).

	Middel uten nedbør Cs = 4	Maks uten nedbør Cs = 10
Gj.snitt [l/s]	3,7	9,3
Maks [l/s]	4,9	12,3

Smelteintensiteten for den varmeste dagen i 2018 ble beregnet timesvis. Verdier for den varmeste timen vises i Tabell 3-4.

Tabell 3-4: Beregnet smelteintensitet for varmest time (kl 1600-1700) 27.juli 2018 (10205481-RIVA-NOT-001 Vannmengdeberegninger).

Temperatur [°C]	34,4
S [l/s], Cs = 10	25,9

Det er store usikkerheter knyttet til antall smeltedager, estimerte gradsfaktorer og snøtettheten til snøen på deponiet. I tillegg vil trolig snødekt areal på deponiet variere. Siden daggradskonstanten C_s og lufttemperaturen T_L vil være omtrent lik uavhengig av mengden snø som deponeres på Åsland, vil det være variasjonen i overflatearealet til den deponerte snøen som i teorien vil være avgjørende for beregnet smeltevannsrate.

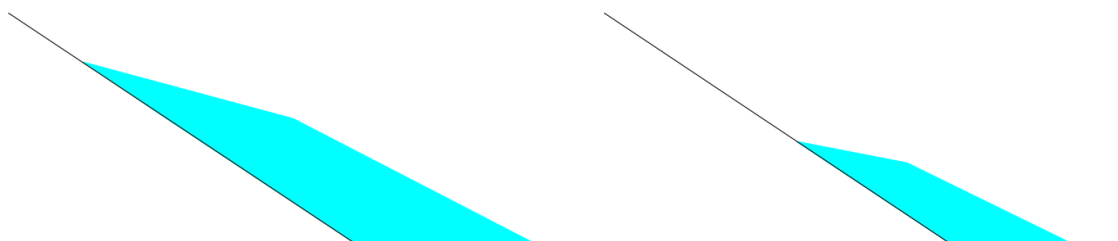
I notat 10205481-RIVA-NOT-001 *Vannmengdeberegninger* er det også gjort en vurdering av hva som vil være maksimal smeltevannsrate om Bymiljøetaten forserer smelting ved å bearbeide snøen. I notatet ble det lagt til grunn at dette primært vil være ønskelig i perioder med gjennomsnittlig eller lavere smelteintensitet. Estimert for maks fremprovosert smeltevannsrate er derfor beregnet til 4-7,5 l/s = 30 l/s. Det påpekes samtidig at vannmengden vil være for stor til at det vil være realistisk å håndtere i et renseanlegg, og at avløpet må gå i overløp i slike tilfeller.

Det vurderes som lite sannsynlig at Bymiljøetaten i realiteten vil fremprovosere en høyere smelterate enn hva renseanlegget er dimensjonert for. Samtidig er maks smelterate for 27.juli 2018 i samme størrelsesorden som den beregnede fremprovoserte smelteraten. Det vurderes derfor dithen at det er en teoretisk mulighet for at smelteraten kan komme opp mot 30 l/s på svært varme dager i et begrenset tidsrom.

3.1.1 ENDRINGER I SMELTERATE SOM FØLGE AV ØKT DEPONERT VOLUM

Oppgradering til nytt renseanlegg på Åsland vil medføre en utvidelse av sedimenteringsbassenget, i tillegg vil det beslaglegges arealer til beredskap for Follobanen. Det fremtidige deponiarealet vil derfor *reduseres* sammenlignet med dagens deponiareal, selv om den tilkjørte snømengden vil øke. Det fremtidige deponiarealet vil være ca 6 500 m², ca 200 m² mindre enn dagens deponiplate (10205481-RIVA-RAP-002). Det er ikke en lineær sammenheng mellom volum (V) og overflateareal (OA) og generelt vil ratioen OA/V synke med økende volum. Ratioen vil videre være avhengig av form. En reduksjon av areal av deponiplata vil medføre at man må bygge mer i høyden ved deponering av store vannmengder, som vil føre til noe reduksjon av overflatearealet til den deponerte snøen.

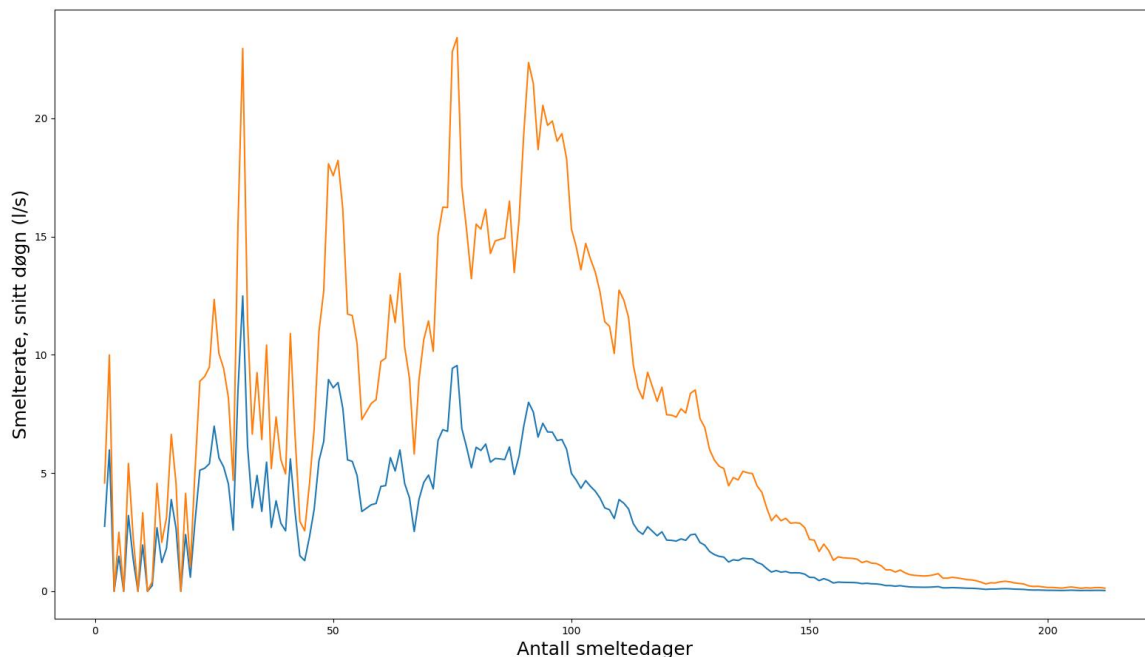
Avrenningen vil ved beregninger med daggradsmodellen øke lineært med overflatevolumet. For å kunne estimere økningen i avrenning ved en økning av deponert snømengde er det benyttet en svært forenklet matematisk modell. I beregningene er det forutsatt at deponiplata har et areal på 6 500 m² og at skråningen ved deponiplata har en gjennomsnittlig helning på 1/1,5. Det er foretatt en skjematisk opptegning av de to ulike maksimale snøvolumene hvor det antas at de har tilnærmet lik form. Et estimat av overflatearealet for de to skjematisk opptegnede snøhaugene gir at en økning i deponert volum fra 60 000 m³ til 150 000 m³ (økning med faktor 2,5) vil gi en økning i overflatearealet med faktor 1,7. Dermed vil man kunne anta at avrenningen vil være omtrent 1,7 ganger høyere ved et deponert volum på 150 000 m³ enn det ville vært ved et deponert volum på 60 000 m³.



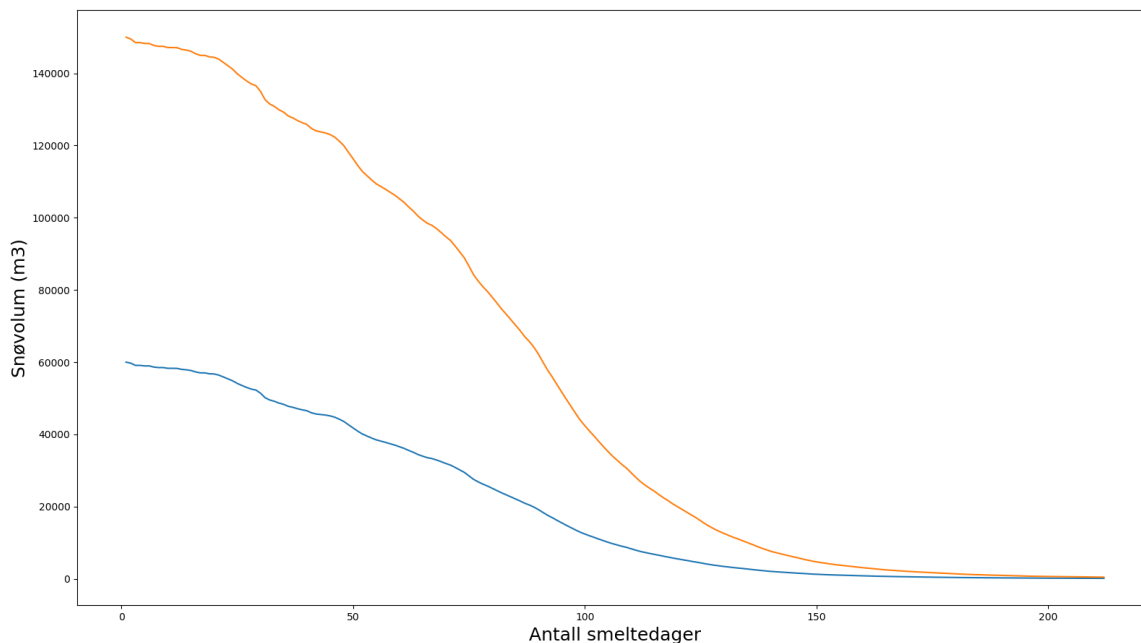
Figur 3-1: Estimert tverrsnittl for snøhaug med volum på 150 000 m³ (til venstre) og for snøhaug med volum på 60 000 m³ (til venstre).

Videre er det antatt OA/V ratio vil øke lineært med reduksjon av volumet. Middeltemperaturer per døgn for perioden 1.mars – 30.september 2021 er lastet ned fra klimaservicesenter.no og benyttet for beregninger med daggradsmodellen. Resultatene fra modellen er vist som estimert gjennomsnittlig smelterate per døgn i Figur 3-2 og som estimert snøvolum på deponiet i Figur 3-3. Det bør understrekes at det er store usikkerheter knyttet til estimatene. I Figur 3-2 ser man at man ifølge beregningene ville hatt en kraftig økning i avrenningen i sommermånedene som følge av at man vil ha et større snødekt areal på deponiet når temperaturene blir høye.

Hydrologisk vurdering av resipienter fra snødeponi



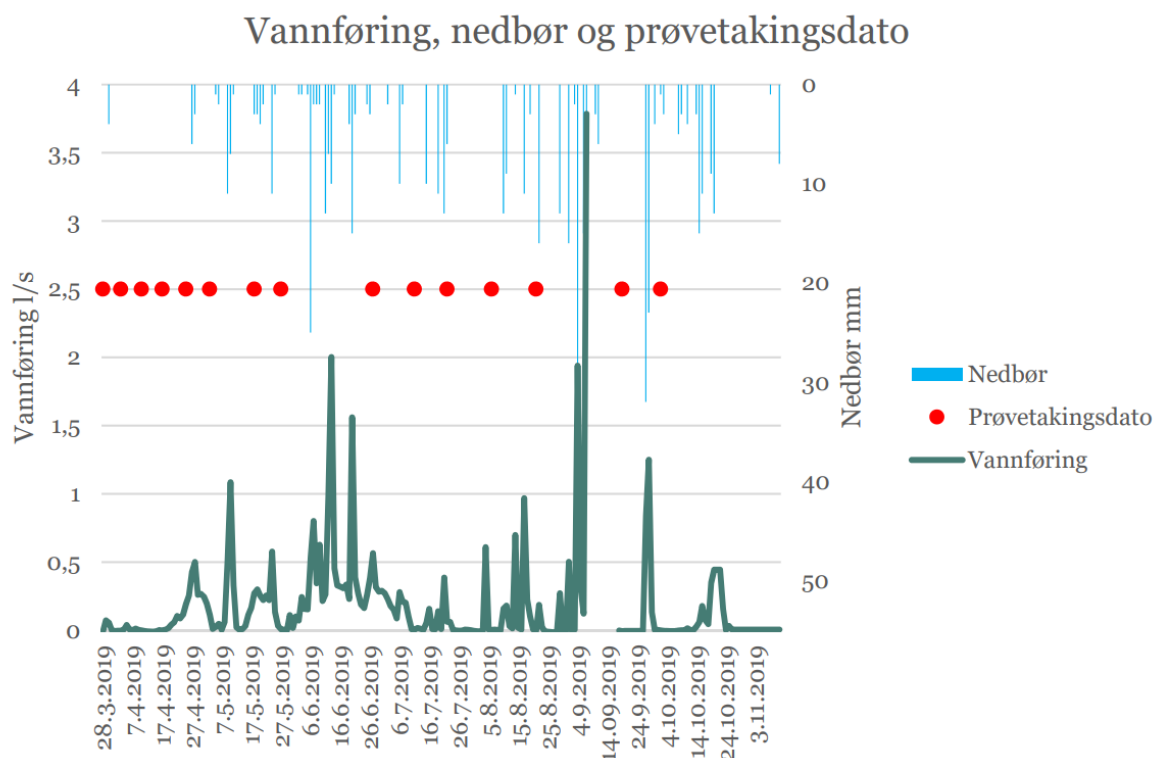
Figur 3-2: Estimert gjennomsnittlig smelterate per døgn (l/s) for tidsrommet 1.mars 2021 – 30.september 2021 ved en daggradskonstant på 10 mm/°C-døgn. Oransje linje viser estimert smelterate ved et deponert volum 1. mars på 150 000 m³, blå linje viser estimert smelterate ved et deponert volum 1. mars på 60 000 m³.



Figur 3-3: Estimert reduksjon av snømengden (m³) for tidsrommet 1.mars 2021 – 30.september 2021 ved en daggradskonstant på 10 mm/°C-døgn. Oransje linje viser estimert utvikling av snøvolum ved et deponert volum 1. mars på 150 000 m³, blå linje viser estimert utvikling av snøvolumet ved et deponert volum 1. mars på 60 000 m³.

3.2 MÅLT VANNFØRING I PRØVEKUM NEDSTRØMS SNØDEPONI (2019)

Figur 3-4 viser nedbør og vannføring fra Åsland snødeponi for 2019 målt av NIBIO i forbindelse med overvåkning av avrenningen fra deponiet (NIBIO, 2020). Tabell 3-5 viser middeltemperatur og middel nedbør fra høsten 2017 til høsten 2019. Nedbøren for vintersesongen i 2018/2019 var høyere enn den som ble målt for vintersesongen 2017/2018, mens sommeren 2019 var kaldere enn sommeren 2018. Det er derfor grunn til å anta at det ble deponert større mengder snø på Åsland i 2019 enn i 2018. Samtidig kan man anta at den gjennomsnittlige smelteintensiteten trolig var noe lavere i 2019 enn i 2018. Den målte maksimale vannføringen i prøveekumen i løpet av smeltesesongen 2019 ligger på ca. 3,8 l/s og ble målt i forbindelse med kraftig nedbør. Foruten denne hendelsen er det ikke målt avrenning over 2 l/s i prøveekumen. Dette antyder at de teoretiske estimatene i kapittel 3.1 bør anses som konservative estimater.



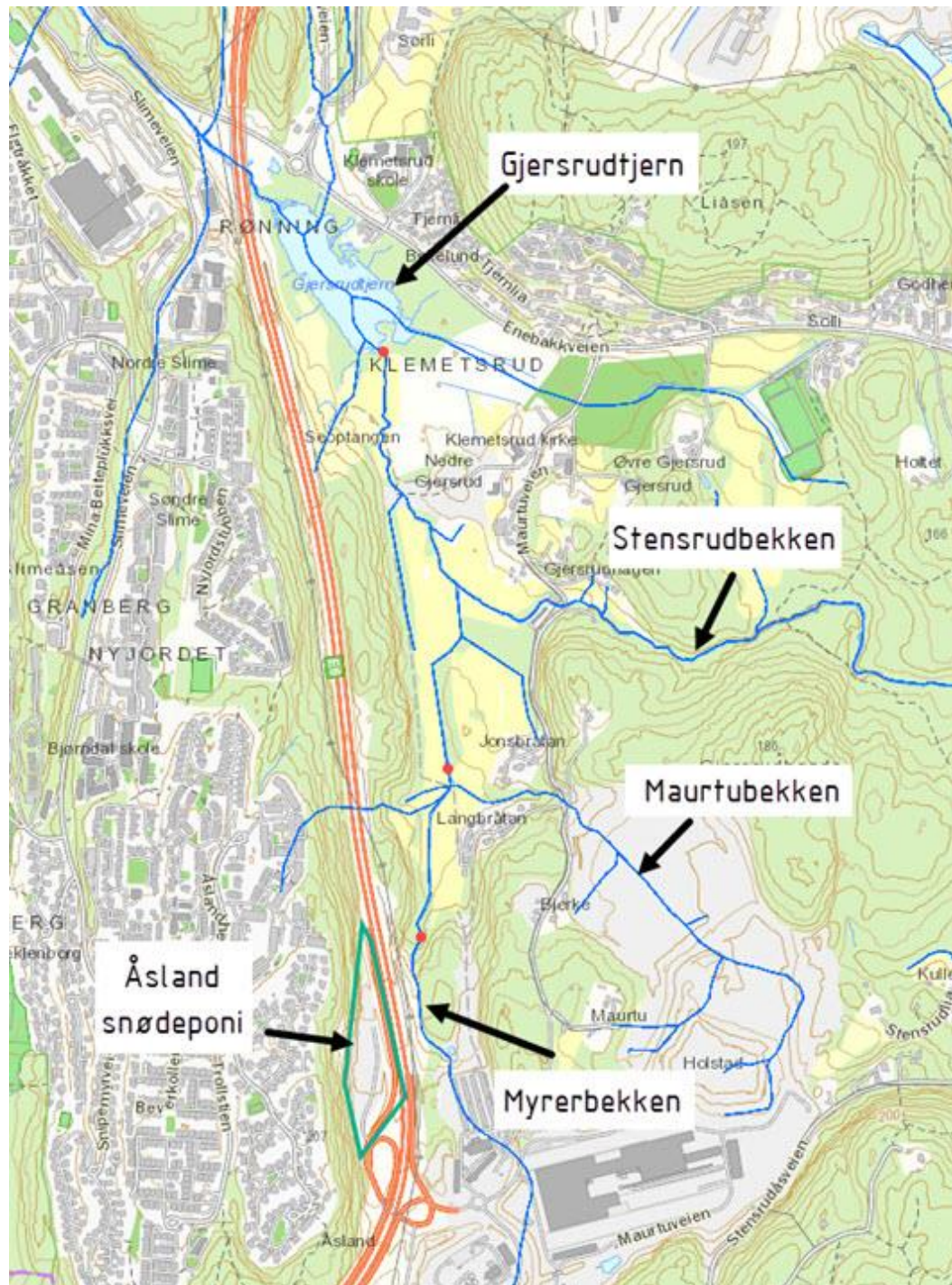
Figur 3-4: Målt nedbør og vannføring i prøvetakingskum nedstrøms Åsland snødeponi fra mars 2019 til november 2019 (NIBIO, 2020).

Tabell 3-5: Registrert nedbør og middeltemperatur ved Ås meteorologiske stasjon, 2017-2019 (klimaservicesenter.no)

Navn	Stasjon	Tid (norsk normaltid)	Nedbør (årstid)	Middeltemperatur (årstid)
Ås	SN17850	12.2017	210.4	-3
Ås	SN17850	03.2018	87.7	5.6
Ås	SN17850	06.2018	170.6	17.7
Ås	SN17850	09.2018	307.1	7.3
Ås	SN17850	12.2018	207.8	-1.9
Ås	SN17850	03.2019	214.1	6.4
Ås	SN17850	06.2019	279.7	15.9
Ås	SN17850	09.2019	446	5.4

4 VANNFØRING I BEKKEN

For vurderinger av vannføring i omliggende bekkeløp ble det hentet ut vannføringsdata fra NEVINA og fra en hydrodynamisk modell (MIKE-21) fra 2021 som Multiconsult tidligere har utarbeidet i forbindelse med tilbakeføringen av BaneNOR sitt anleggsområde på Åsland (BaneNOR, 2021). Beregnet vannføring ble avlest i tre punkter; rett nedstrøms kulverten som leder vann fra deponiet til Myrerbekken, ett rett nedstrøms punktet hvor Myrerbekken og Maurtubekken møtes og rett oppstrøms utløpet til Gjersrudtjern, hvor Myrerbekken, Maurtubekken og Stensrubbekken går i samløp (se Figur 4-1).



Figur 4-1: Punkter for avlesning av vannføringsdata vises med røde prikker.

Hydrologisk vurdering av resipienter fra snødeponi

4.1 MYRERBEKKEN: VANNFØRINGER FRA NEVINA

NEVINA: Uttrekk av vannføringsindekser. Klimafaktor er satt lik 0%. Punkt for avlesning satt nedstrøms kulverten som leder vann fra deponiet og E6 ut i bekken.

Tabell 4-1: Beregnet vannføring fra Nevina for Myrerbekken.

5-persentil sommer [l/s]	0,21
Avrenning 1961-90 (QN) [l/s]	11,5
Q10 NIFS [l/s]	500
Q200 NIFS [l/s]	1 000

4.2 MYRERBEKKEN OG MAURTUBEKKEN I SAMLØP: VANNFØRINGER FRA NEVINA

NEVINA: Uttrekk av vannføringsindekser. Klimafaktor er satt lik 0%. Punkt for avlesning satt rett nedstrøms samløp mellom Myrerbekken og Maurtubekken.

Tabell 4-2: Beregnet vannføring fra Nevina for Myrerbekken og Maurtubekken i samløp.

5-persentil sommer [l/s]	0,51
Avrenning 1961-90 (QN) [l/s]	27,7
Q10 NIFS [l/s]	1 200
Q200 NIFS [l/s]	2 300

4.3 UTLØP GJERSRUDTJERN: VANNFØRINGER FRA NEVINA

NEVINA: Uttrekk av vannføringsindekser. Klimafaktor er satt lik 0%. Punkt for avlesning satt rett oppstrøms utløp til Gjersrudtjern.

Tabell 4-3: Beregnet vannføring fra Nevina for utløp til Gjersrudtjern.

5-persentil sommer [l/s]	2,72
Avrenning 1961-90 (QN) [l/s]	112,8
Q10 NIFS [l/s]	2 100
Q200 NIFS [l/s]	3 400

Hydrologisk vurdering av resipienter fra snødeponi

4.4 VANNFØRING FRA HYDRODYNAMISK MODELL

Maksimal 200 år vannføring beregnet i hydrodynamisk modell i Mike for tilbakeføring av BaneNOR sitt anleggsområde på Åsland (se Tabell 4-4).

Tabell 4-4: Beregnet vannføring og vannstand etter tilbakeføring av bekkene ved Åsland (BaneNOR).

Q200	
	Maks vannføring [l/s]
Myrerbekken	595
Myrerbekken og Maurtubekken i samløp	3 160
Utløp til Gjersrudtjern	3310

5 ESTIMERT HYDRAULISK PÅVIRKNING I BEKKELØP

5.1 MYRERBEKKEN

Tabell 5-1 viser estimert påvirkning på vannføring i Myrerbekken ved ulike avrenningsscenarioer. Om sommeren kan vannføringen i Myrerbekken ifølge NEVINA komme ned mot 0,21 l/s. Ved estimert normalavrenning fra snødeponiet vil dette føre til en økning i vannføringen i Myrerbekken på mellom 3300 og 4800 %. Det er sannsynlig at maks avrenning fra snødeponiet vil forekomme i perioder med lav vannføring i bekken. Om 5-persentil sommeravrenning forekommer samtidig som maks estimert avrenning fra snødeponiet (30 l/s) vil dette føre til en økning av vannføringen i Myrerbekken på 14 000 %.

Ved normalavrenning i Myrerbekken og middel avrenning fra snødeponiet vil vannføringen i bekken øke med mellom 60-90 %.

Det virker ikke som om at avrenning fra snødeponiet vil ha vesentlig påvirkning på vannføringen i bekkedraget ved en eventuell flomsituasjon.

Tabell 5-1: Estimert påvirkning av vannføring i Myrerbekken for avrenning fra Åsland snødeponi.

Scenario	Vannføring i bekk uten smeltevann	Estimerte smeltevannsmengder tilført fra fra Åsland snødeponi	Total vannføring i bekken	Prosent økning
5-persentil sommeravrenning i bekk og middel avrenning fra snødeponi	0,21 l/s	7-10 l/s	7,2-10,2l/s	3300-4800 %
5-persentil sommeravrenning i bekk og maks avrenning fra snødeponi (worst case scenario)	0,21 l/s	30 l/s	30,2 l/s	14 000 %
QN i Myrerbekken og middel avrenning fra snødeponi (normalsituasjon)	11,5 l/s	7-10 l/s	18,5-21,5 l/s	60-90 %
Q10 og maks avrenning fra snødeponi	500 l/s	30 l/s	530 l/s	6 %
Q200 og maks avrenning fra snødeponi	595 – 1 000 l/s	30 l/s	625 – 1 030 l/s	3-5 %

5.2 MYRERBEKKEN OG MAURTUBEKKEN I SAMLØP

Tabell 5-2 viser estimert påvirkning på vannføring i Myrerbekken og Maurtubekken i samløp ved ulike avrenningsscenarioer. Om sommeren vil vannføringen i dette punktet ifølge NEVINA kunne komme ned mot 0,51 l/s. Ved estimert normalavrenning fra snødeponiet vil dette føre til en økning i vannføringen i Myrerbekken på mellom 1400 og 2000 %. Om den laveste vannføringen i bekken opptrer samtidig som maks avrenning fra snødeponiet vil dette føre til en økning av vannføringen på 5 900 %.

Ved normalavrenning i punktet og middel avrenning fra snødeponiet vil vannføringen i bekken øke med mellom 25-35 %.

Det virker ikke som om at avrenning fra snødeponiet vil ha vesentlig påvirkning på vannføringen i bekkedraget ved en eventuell flomsituasjon.

Tabell 5-2: Estimert påvirkning av vannføring i Myrerbekken og Maurtubekken i samløp for avrenning fra Åsland snødeponi.

Scenario	Vannføring i bekk uten smeltevann	Estimerte smeltevannsmengder tilført fra Åsland snødeponi	Total vannføring i bekken	Prosent økning
5-persentil sommeravrenning i bekk og middel avrenning fra snødeponi	0,51 l/s	7-10 l/s	7,5-10,5 l/s	1400-2000 %
5-persentil sommeravrenning i bekk og maks avrenning fra snødeponi (worst case scenario)	0,51 l/s	30 l/s	30,51 l/s	5 900 %
QN i Myrerbekken og middel avrenning fra snødeponi (normalsituasjon)	27,7 l/s	7-10 l/s	34,7-37,7 l/s	25-35 %
Q10 og maks avrenning fra snødeponi	1 200 l/s	30 l/s	1 230 l/s	2,5 %
Q200 og maks avrenning fra snødeponi	2 300 – 3 160 l/s	30 l/s	2 330 -3 190 l/s	0,9-1,3 %

5.3 UTLØP GJERSRUDTJERN

Tabell 5-3 viser estimert påvirkning på vannføring ved utløpet til Gjersrudtjern ved ulike avrenningsscenarioer. Om sommeren vil vannføringen i dette punktet ifølge NEVINA kunne komme ned mot 5,44 l/s. Ved estimert normalavrenning fra snødeponiet vil dette føre til en økning i vannføringen i Myrerbekken på mellom 130 og 185 %. Om den laveste vannføringen i bekken opptrer samtidig som maks avrenning fra snødeponiet vil dette føre til en økning av vannføringen på 550 %.

Ved normalavrenning i punktet og middel avrenning fra snødeponiet vil vannføringen i bekken øke med mellom 6-9 %.

Det virker ikke som om avrenning fra snødeponiet vil ha vesentlig påvirkning på vannføringen i bekkedraget ved en eventuell flomsituasjon.

Tabell 5-3: Estimert påvirkning av vannføring i utløpet til Gjersrudtjern for avrenning fra Åsland snødeponi.

Scenario	Vannføring i bekk uten smeltevann	Estimerte smeltevannsmengder tilført fra Åsland snødeponi	Total vannføring i bekken	Prosent økning
5-persentil sommeravrenning i bekk og middel avrenning fra snødeponi	5,44 l/s	7-10 l/s	12,4-15,4 l/s	130-185 %
5-persentil sommeravrenning i bekk og maks avrenning fra snødeponi (worst case scenario)	5,44 l/s	30 l/s	35,4 l/s	550 %
QN i Myrerbekken og middel avrenning fra snødeponi (normalsituasjon)	112,8l/s	7-10 l/s	119,8-122,8 l/s	6-9 %
Q10 og maks avrenning fra snødeponi	2 100 l/s	30 l/s	2 130 l/s	1,4 %
Q200 og maks avrenning fra snødeponi	3 310 - 3 400 l/s	30 l/s	3 340 - 3 430 l/s	0,9 %

6 KONKLUSJON

Tilførsel av smeltevann fra Åsland snødeponi kan ha betydelig påvirkning på vannføringen i Myrerbekken ved lav vannføring og normalvannføring. Ved normal avrenning i bekkeområdet vil vannstrømmen omtrent utelukkende bestå av smeltevann fra snødeponiet. Årsaken til dette er at vannføringen i dette bekkeområdet vanligvis er svært lav. Det er kun i flomsituasjoner at det renner vesentlige mengder vann i bekken. Det samme vil gjelde for lav vannføring i Myrerbekken og Maurtubekken i samløp, men her er økningen i vannmengde ved normalavrenning vesentlig lavere. Ved lav vannføring ved utløpet til Gjersrudtjern vil smeltevann fra snødeponiet også kunne føre til en kraftig økning i vannføringen, men økningen i vannføring vil være svært lav under normalavrenning.

Årsaken til den estimerte kraftige økningen i vannføring i bekkeområdet forårsaket av smeltevann er at den estimerte lavvannføringen er svært lav. Estimeringen av lavvannføring fra NEVINA er teoretisk og observasjoner i marken tyder på at den reelle lavvannføringen om sommeren er trolig høyere enn dette estimatet. Det vurderes også som usannsynlig at maks avrenning fra snødeponiet (30 l/s) vil forekomme jevnlig – og varigheten på vannføring i en slik størrelsesorden ut av snødeponiet vil trolig være svært kortvarig.

Avrenning fra snødeponiet ser ikke ut til å ville ha vesentlig påvirkning på vannføringen i bekkeområdene under flom.

Det er knyttet store usikkerheter til beregningene av smeltevannsmengder fra deponiet, men det er grunn til å anta at man vil kunne få en betydelig økt avrenning fra deponiet, særlig i sommermånedene. Dette skyldes at deponiet vil ha et større snødekt areal når temperaturene stiger.

7 KILDER

Fylkesmannen i Oslo og Viken, *Midlertidig tillatelse etter forurensningsloven til deponering av overskuddssnø på Åsland vintrene 2019-2021, Oslo kommune, 20.05.2019.*

10205481-RIVA-NOT-001 *Vannmengdeberegninger*, Multiconsult notat, 03.10.2018

NVE, *Retningslinjer for flomberegninger*

NVE, *Smelteintensitet og gradsdagfaktorer*, nr. 86, 2017

10205481-RIVA-RAP-002 *Teknisk beskrivelse av nytt renseanlegg*, Multiconsult rapport, 05.11.2018

NIBIO, 2020. *Åsland snødeponi. Overvåkning av vannkvalitet gjennom smelteperioden 2019*. NIBIO Rapport, Vol. 6, Nr 28, 2020.

Klimaservicesenter.no

BaneNOR (2021), *Follobaneprosjektet, Tilbakeføring Åsland. Temarapport hydrologi, hydrogeologi og VA*. REV 03B. Dokumentnummer: UFB-31-A-73104.

NEVINA.no

NOTAT

OPPDRAAG	Åsland snødeponi	DOKUMENTKODE	10205481-RIVA-NOT-002
EMNE	Tetningstiltak på deponiplata	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	Oslo kommune, Bymiljøetaten	OPPDRAAGSLEDER	Rolf Aase
KONTAKTPERSON	Brede Fagerheim Gilhuus	SAKSBEHANDLER	Olav Solbjør
KOPI		ANSVARLIG ENHET	10106022 Seksjon VA Ryen

SAMMENDRAG

Notatet vurderer mulige løsninger for å øke tettheten av deponiplata og konsekvenser i form av kostnader, men den tar ikke stilling til nødvendig tetthet sett fra et forurensingssynspunkt.

Dagens plate har sår og svakheter langs bergveggen som gir mulighet for diffus spredning av smeltevann til grunnen. Betydningen av dette må vurderes ut fra en helhetlig krav til rensetiltak. Det er sannsynlig at lekkasjevann går ganske direkte til avløpskultverten via drensledningen som ligger mellom deponiet og E18 og som har felles utløp med smeltevann til bekken.

Det er vurdert og kostnadsestimert tiltak på to nivåer. Dette er:

Alternativ 1

Pålegging av nytt slitelag av ett lag kvalitetsasfalt på eksisterende asfaltdekke etter forutgående flikking og klebing. Kostnadene beløper seg til 1 MNOK.

Alternativ 2

Som alternativ 1, men med et lag Topeka eller likeverdig før pålegging av nytt slitelag. Kostnadene tredobles til 3,1 MNOK.

Beløpene for begge alternativene er eksklusive usikkerhet, rigg/drift og mva.

0	10.10.2018	Til godkjenning	OLS	OLS	ROA
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

1 Innledning

Dette notatet inneholder en tilstandsbeskrivelse av dagens asfaltdekke og skisserer behov for mulige tiltak for levetidsforlengelse og for tetning for oppsamling av en større del av smeltevannet.

2 Dagens tilstand

Oppbyggingen av deponidekket er kort beskrevet i skisseprosjekt fra HC. Oppbyggingen er foreslått å omfatte:

- Underlag av planert sprengstein
- Dekke av 4 cm asfalt

Observasjoner indikerer at det er valgt en enkel og rimelig oppbygging om lag i tråd med skisseprosjektet. Bymiljøetaten har ikke «som bygget tegninger» eller andre opplysninger som indikerer noe annet.

Tilstanden av deponiplaten er illustrert på etterfølgende foto.



Øvre del av plata med sår som gir mulighet for smeltevannsl lekkasje og mekaniske skader i dekket.



Langs bergfoten er asfalten avsluttet et stykke fra berget, men åpning for tap av smeltevann til grunnen.



Vannets avløpsretning indikerer at dagens plate har helningsgradient rettet nordover men noe diagonalt i østlig retning.





Fotoene over viser området ved utjevnings-/sedimenteringsdammen lengst mot nord. Til venstre inn mot E18 ligger utløpskummene med pukfilter foran, og trolig bark under slik tegningen viser.

Basert på befaring til området kan dekket kort beskrives på følgende måte:

- Et relativt tynt asfaltdekke av ordinær asfaltkvalitet.
- Dekket har sår og skader (erosjon) fra klimapåkjenning.
- Dekket har noen mekaniske skader fra maskinbruken under drift som ikke synes å være gjennomgående.
- Det er ikke synlige tegn til setningsskader og grunnen er derfor trolig stabil.
- Asfaltdekket er jevnt over avsluttet i noe avstand fra bergfoten mot vest.
- Deponiflaten er avsluttet med en høy kantstein langs randen mot E6.

Tilstanden av platen indikerer en enkelt oppbygget asfaltdekke trolig om lag som beskrevet i skisseprosjektet. Klimatiske påkjenninger og driften har påført platen hull og sår slik det vises på fotoene foran. Berggrunnen er oppgitt å være tett, men spalten mellom berget og asfalten samt sår og lignende medfører sannsynlig en ikke ubetydelig diffust tap av smeltevann mot grunnen.

3 Målsetting og funksjonskrav for platen

En oppgradert deponiplate bør være så tett at lekkasjevann til grunnen ikke har vesentlig negativ effekt på den totale rensegraden. En helt tett plate er vanskelig å oppnå uten membrantetting, noe som ville vært et nærliggende funksjonskrav for et nytt deponi. Dette vil kreve oppgraving av eksisterende dekke og oppbygging fra grunnen av og medføre uforholdsmessig store kostnader. Lekkasje av smeltevann vil mest sannsynlig ledes nærmest direkte til bekken via vegdreneringen som ligger mellom deponiet og E6. Lekkasjevann av betydning vil derfor redusere den totale rensegraden i noe grad uten at det er mulig å kvantifisere. Det vil også være slik at selv små lekkasjer kan utgjøre relativt betydelige vannmengder siden de pågår kontinuerlig gjennom mer eller mindre hele lagrings- og smelteperioden. Siden det legges betydelig vekt på rensingen, bør det også lede til høy målsetting med hensyn til tetthet av deponiplata. Det er vår oppfatning at det eksisterende deponidekket har betydelig lekkasje både fordi ordinær asfalt i seg selv ikke er tett, og at den lider av mangler både med hensyn til randavslutninger og skader/hull. Vi tror at dette påvirker den sårbare resipienten negativt, og vi foreslår at tiltak iverksettes. Nedenfor omtales to mulige løsninger med ulik tetningsgrad og til forskjellig kostnad.

4 Oppgradering- mulige løsninger.

Våre forslag går ut på å bygge videre på dagens deponidekke etter følgende opplegg:

- *Alternativ 1*
Asfaltflikking av hull/skader og i randsoner av eksisterende plate, kleber og pålegging av nytt 4 – 5 cm asfaltlag. Nytt slitelag velges av en type med høy densitet/lavt poreinnhold som bl.a. oppnås med høyt innhold av bitumen og med finkornet tilslag, f.eks. Ab11 eller 16.
- *Alternativ 2*
Flikking av eksisterende dekke og nytt dekke som beskrevet foran. I tillegg legges et lag 10-12 mm Topeka eller tilsvarende, evt. blastring.

For begge løsningene bør randavslutningene bedres, særlig mot bergveggen. Dette bør omfatte:

- Rensk og fjerning av løst berg i kontaktsonen.
- Høytrykkspyling.
- Nytt dekke legges med god kontakt/kleber og formes med hulkil mot bergveggen.
- Avslutning mot E6 bør også gjennomgås og eventuelt utbedres dersom lekkasjerisiko.

5 Kostnadsestimat

Estimatet settes opp i og alternativer som adskilles med tetningslaget av Topeka men ellers likeverdige. Dette for å få fram kostnadene med forbedring av tettheten.

Post	Beskrivelse	Enhet	Mengde	Enhetspris	Sum
1.01	Rengjøring/rensk og sårflikking	RS	1	50.000	50.000
1.02	Rensk av bergfoten og tilslutning med asfalt	RS	1	150.000	150.000
1.03	Klebing og pålegging av nytt slitelag Ab	M2	6.500	150	975.000
1.0	Delsum Alt 1				1.175.000
2.01	Tillegg 12 mm Topeka eller likeverdig produkt	M2	6.500	250	1.950.000
2.0	SUM INKL TOPEKA				3.125.000

Tillegg for usikkerhet, rigg og drift gjøres overordnet.

AUSTGARD MORTEN	ÅSLANDHELLINGA 163	1274	OSLO
HELLAND BÅRD THOMAS	Vardeveien 8F	1182	OSLO
DANIELSEN BJØRN IVAR	FRIDTJOF NANSENS VEI 24 A	0369	OSLO
HAUGSTVEDT JORUNN	FRIDTJOF NANSENS VEI 24 A	0369	OSLO
AAS HEGE MARIE F C	ÅSLANDVEIEN 39	1274	OSLO
AAS GUNNAR	ÅSLANDVEIEN 39	1274	OSLO
ABID ZUBIDA	ÅSLANDVEIEN 18	1274	OSLO
AFRASIAB MOHAMMAD	ÅSLANDVEIEN 1	1274	OSLO
AHMAD MUHAMMAD EHSAN	Åslandkroken 1	1274	OSLO
AHMAD MUKHTAR	ÅSLANDVEIEN 3	1274	OSLO
AHMED ALI	SETERBRÅTVEIEN 17	1271	OSLO
AHMED AWAIS EJAZ	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
AHMED EJAZ	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
AHMED MANZOOR	ÅSLANDKROKEN 9	1274	OSLO
AHMED NOREEN FAZIL	ÅSLANDKROKEN 2	1274	OSLO
AKBARZADEH MAHNAZ	ÅSLANDKROKEN 7	1274	OSLO
AL AZAWI MEI NEMA	ÅSLANDVEIEN 23	1274	OSLO
AL MOSAWI RAFID ABBAS	ÅSLANDVEIEN 23	1274	OSLO
AL-HSNAWI ABDELKARIM ASSI	ÅSLANDKROKEN 19	1274	OSLO
ALI RAJA ZULQURNINE	ÅSLANDKROKEN 34	1274	OSLO
ALI SAQIB	ÅSLANDKROKEN 34	1274	OSLO
ANDERSEN INGRID J MYHRE	ÅSLANDKROKEN 14	1274	OSLO
ANDERSEN KNUT	ÅSLANDKROKEN 14	1274	OSLO
ANDERSSON INGELA MARGITA	ÅSLANDKROKEN 22	1274	OSLO
ANWAR MOHAMMAD	ÅSLANDKROKEN 3	1274	OSLO
ANWAR SHAZEB	ÅSLANDKROKEN 3	1274	OSLO
ASHRAF ASIA	ÅSLANDVEIEN 53	1274	OSLO
ASHRAF IRFAN MOHAMMAD	BEVERKOLLEN 34	1275	OSLO
ASHRAF MOHAMMAD	ÅSLANDVEIEN 53	1274	OSLO
ASHRAF ZAHID	Åslandkroken 36	1274	OSLO
ASIM TARA	ÅSLANDVEIEN 11	1274	OSLO
ASSI AHMED ABDEL-KARIM	ÅSLANDKROKEN 19	1274	OSLO
AWAIS PAVAN MAIRA	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
AZHAR MOHAMMAD ADIL	ÅSLANDVEIEN 4	1274	OSLO
BASHIR MUHAMMAD	ÅSLANDKROKEN 25	1274	OSLO
BIBI YASMIN	GRANBERGSTUBBEN 30	1275	OSLO
BRUNVAND TRINE	ÅSLANDKROKEN 15	1274	OSLO
BUTT AFTAB AHMED	ÅSLANDKROKEN 6	1274	OSLO
BUTT ASIM SHABBIR	ÅSLANDVEIEN 11	1274	OSLO
BUTT MUZAFAR AHMED	ÅSLANDVEIEN 19	1274	OSLO
CHRISTOPHERSEN BJØRG AAS	ÅSLANDVEIEN 39	1274	OSLO
DAIT HARDEEP SINGH	ÅSLANDVEIEN 9	1274	OSLO
DAIT INDRA	ÅSLANDVEIEN 9	1274	OSLO
DAR SOBIA	ÅSLANDKROKEN 6	1274	OSLO
DESTA BERHANE	ÅSLANDKROKEN 21	1274	OSLO
DUONG TRUNG TAN	ÅSLANDKROKEN 16	1274	OSLO
EL MOUSSAOUI E A MOHAMED	Åslandveien 20	1274	OSLO
EL MOUSSAOUI EL A ZACARIA	Åslandveien 20	1274	OSLO
EL MOUSSAOUI ELAMIRI SARA	Åslandveien 20	1274	OSLO
ELLINGSEN CATO BRUNVAND	ÅSLANDKROKEN 15	1274	OSLO

ELVRUM ELLEN BEATE	ÅSLANDVEIEN 35	1274	OSLO
ENGBRETSSEN MELISANDE M	ÅSLANDVEIEN 40	1274	OSLO
ENGBRETSSEN TOR ERIK	ÅSLANDVEIEN 40	1274	OSLO
FAISAL SHAH	ÅSLANDKROKEN 30	1274	OSLO
FOULADI SIMA	ÅSLANDVEIEN 29	1274	OSLO
GAJENDRA-DHRESH SOUNDARY	ÅSLANDVEIEN 61	1274	OSLO
GHASEMI SAEED	ÅSLANDKROKEN 7	1274	OSLO
GUNDERSEN ODD-EGIL	ÅSLANDVEIEN 51	1274	OSLO
GUNDERSEN TOR	ÅSLANDKROKEN 8	1274	OSLO
HALVORSEN LEIF PETTER	ÅSLANDVEIEN 21	1274	OSLO
HALVORSEN RIMMA	ÅSLANDVEIEN 21	1274	OSLO
HAMBISSA HAIMANOT YONAS	ÅSLANDKROKEN 12	1274	OSLO
HANDAL VIDAR	ÅSLANDVEIEN 35	1274	OSLO
HANSEN ARVE	ÅSLANDVEIEN 37	1274	OSLO
HANSEN MEENA KUMARI	ÅSLANDVEIEN 37	1274	OSLO
HANSSEN BENTE	ÅSLANDVEIEN 26	1274	OSLO
HASLUM KJETIL	ÅSLANDVEIEN 49	1274	OSLO
HASSAN SARDAR SYED	ÅSLANDVEIEN 65	1274	OSLO
HENRIKSEN BJØRN JOHAN	ÅSLANDKROKEN 11	1274	OSLO
HODZA RUZDI	LOFSRUDHØGDA 207	1281	OSLO
HODZA SEVIM	LOFSRUDHØGDA 207	1281	OSLO
HUNSTAD SIV	ÅSLANDVEIEN 30	1274	OSLO
HUSBY ARNFINN KRISTOFFER	ÅSLANDVEIEN 16	1274	OSLO
HUSBY KARI BERGMAN	ÅSLANDVEIEN 16	1274	OSLO
HUSSAIN ABID	ÅSLANDVEIEN 18	1274	OSLO
IHLER ELISE MARIE	ÅSLANDVEIEN 55	1274	OSLO
IJAZ FARKHANDA	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
ILYES VALERIA TEREZIA	ÅSLANDVEIEN 13	1274	OSLO
IMRAN SAJID	ÅSLANDVEIEN 45	1274	OSLO
ISLAM MD SHAHIDUL	ÅSLANDKROKEN 17	1274	OSLO
JAMSHAI UZMA	ÅSLANDKROKEN 34	1274	OSLO
KAUR PARMINDER	ÅSLANDKROKEN 10	1274	OSLO
KAUR RAJINDER	ÅSLANDKROKEN 18	1274	OSLO
KAUR RANJIT	ÅSLANDVEIEN 31	1274	OSLO
KHAN AMMAD REHMAN	ÅSLANDVEIEN 22	1274	OSLO
KHAN SHAISTA NASREEN	ÅSLANDVEIEN 24	1274	OSLO
KJAMILI ENVER	Åslandveien 28	1274	OSLO
KJAMILI FATMIR	Åslandveien 28	1274	OSLO
KJAMILI MILJIHAN	Åslandveien 28	1274	OSLO
KJAMILI MIRVETE	Åslandveien 28	1274	OSLO
KNUDSEN GEIR	ÅSLANDVEIEN 12	1274	OSLO
KOCEV SASHKO	ÅSLANDKROKEN 4	1274	OSLO
KOCEVA ANNA RUMENOVA	ÅSLANDKROKEN 4	1274	OSLO
KOLAKOWSKI ARTUR RYSZARD	ÅSLANDKROKEN 23	1274	OSLO
KOLAKOWSKI ROBERT ANDRZEJ	ÅSLANDKROKEN 22	1274	OSLO
KORSBREKKE ANNE M RIEDER	ÅSLANDKROKEN 13	1274	OSLO
KORSBREKKE KAI INGE	ÅSLANDKROKEN 13	1274	OSLO
LIND JETTE KASTRUP	ÅSLANDVEIEN 32	1274	OSLO
LØDDING RUTH KARIN	Åslandveien 38	1274	OSLO
LØDDING TORE	Åslandveien 38	1274	OSLO

MAHOTHAYALINGAM V	ÅSLANDKROKEN 32	1274	OSLO
MARTINSEN GRO MARIE	ÅSLANDKROKEN 20	1274	OSLO
MARTINSEN KJELL CHRISTIAN	ÅSLANDKROKEN 20	1274	OSLO
MIKARLSEN GINA	ÅSLANDKROKEN 28	1274	OSLO
MOHAJERANI HAMID REZA	ÅSLANDVEIEN 29	1274	OSLO
MOHAMMAD RIZWAN ALI	STENBRÅTVEIEN 142	1283	OSLO
MOUSAVI BETSABE	ÅSLANDVEIEN 1	1274	OSLO
MYHRE TORDIS	ÅSLANDVEIEN 12	1274	OSLO
NESHEIM DAG ATLE	ÅSLANDVEIEN 33	1274	OSLO
NESHEIM INEZ M MARHAUG	ÅSLANDVEIEN 33	1274	OSLO
NGUYEN HANG THU THI	ÅSLANDKROKEN 16	1274	OSLO
PAL SABYA SACHI	ÅSLANDVEIEN 25	1274	OSLO
PRESTEGÅRD ELDRI	ÅSLANDKROKEN 11	1274	OSLO
PUTATUNDA SWARNILA	ÅSLANDVEIEN 25	1274	OSLO
RAHEIL MOHAMMAD	Åslandhellinga 130	1274	OSLO
RAIH HASSANIA	ÅSLANDVEIEN 19	1274	OSLO
RAJASRI YALINI	ÅSLANDVEIEN 36	1274	OSLO
RASATHURAI GAJENDRA D	ÅSLANDVEIEN 61	1274	OSLO
REHMAN FAKHRA	Åslandkroken 1	1274	OSLO
REHMAN MUDASSAR	Åslandkroken 36	1274	OSLO
RIAZ FARHAT	ÅSLANDVEIEN 45	1274	OSLO
RUGAAS INGER TORUNN	ÅSLANDVEIEN 59	1274	OSLO
SALIM SAIQA	ÅSLANDKROKEN 9	1274	OSLO
SAMIMI MARIAM	1274 Åslandveien 17	1274	OSLO
SHABANI SUZAN	ÅSLANDVEIEN 27	1274	OSLO
SHABANI ZEKIRJA	ÅSLANDVEIEN 27	1274	OSLO
SHAH SANA ABBAS	ÅSLANDVEIEN 65	1274	OSLO
SHERO KEBEDE CHIMDESSA	ÅSLANDKROKEN 12	1274	OSLO
SHIRAZI KHURRAM	ÅSLANDVEIEN 47	1274	OSLO
SHIRAZI SAMRINA	ÅSLANDVEIEN 47	1274	OSLO
SINGH GURMEJ	ÅSLANDVEIEN 31	1274	OSLO
SINGH HARNEK	ÅSLANDKROKEN 18	1274	OSLO
SIVASUBRAMANIYAM RAJASRI	ÅSLANDVEIEN 36	1274	OSLO
SOLDAL KIM VERNER	ÅSLANDVEIEN 55	1274	OSLO
STAFF-IVERSEN TOR BJØRN	ÅSLANDVEIEN 59	1274	OSLO
STORENG ARNT OLAF	ÅSLANDVEIEN 15	1274	OSLO
STORENG UNNI STRAND	ÅSLANDVEIEN 15	1274	OSLO
STORSTRØM OLAV BARROS	ÅSLANDVEIEN 34	1274	OSLO
STORSTRØM SANDRA I S H B	ÅSLANDVEIEN 34	1274	OSLO
STRAND KENNETH SANDER	ÅSLANDVEIEN 41	1274	OSLO
STRAND MARIANNE HJORTH	ÅSLANDVEIEN 41	1274	OSLO
STÜRTZEL RANDULF ELSÅS	ÅSLANDVEIEN 51	1274	OSLO
SULEMAN SABAHAT	ÅSLANDVEIEN 57	1274	OSLO
SUNDE ARNE	ÅSLANDVEIEN 43	1274	OSLO
SVENSSON BJØRN ROAR	ÅSLANDKROKEN 24	1274	OSLO
SYVERSEN THOMAS	ÅSLANDVEIEN 39	1274	OSLO
TABISUM FAKHIRA	ÅSLANDVEIEN 3	1274	OSLO
TAHIR AMINAH IQBAL	Åslandkroken 5	1274	OSLO
TAHIR MOHAMMAD IQBAL	ÅSLANDVEIEN 14	1274	OSLO
TANVEER ZAHRAH	ÅSLANDKROKEN 30	1274	OSLO

THORSTENSEN GEIR-ANDRE	ÅSLANDKROKEN 28	1274	OSLO
TOBIASSEN ODD-GEIR JOHAN	ÅSLANDVEIEN 13	1274	OSLO
TRÆLVIK LARS JACOB	ÅSLANDVEIEN 26	1274	OSLO
TUOMINEN HANNA-EMILIA K	ÅSLANDVEIEN 49	1274	OSLO
UNDALL ANNE-SIRI	ÅSLANDKROKEN 24	1274	OSLO
VAHABZADEH KHALED	1274 Åslandveien 17	1274	OSLO
VIJIYAKUMAR RANJALEE	ÅSLANDKROKEN 32	1274	OSLO
VIRK RAJINDER SINGH	ÅSLANDKROKEN 10	1274	OSLO
VUCIC GORAN	ÅSLANDKROKEN 26	1274	OSLO
VUCIC MILENA	ÅSLANDKROKEN 26	1274	OSLO
ØDEGÅRD ARVID REIDAR	ÅSLANDVEIEN 30	1274	OSLO
AAKER SØLVI LØBØ	ÅSLANDVEIEN 67	1274	OSLO
AHMED MANZOOR	ÅSLANDKROKEN 9	1274	OSLO
SALIM SAIQA	ÅSLANDKROKEN 9	1274	OSLO
HENRIKSEN BJØRN JOHAN	ÅSLANDKROKEN 11	1274	OSLO
PRESTEGÅRD ELDRI	ÅSLANDKROKEN 11	1274	OSLO
KORSBREKKE ANNE M RIEDER	ÅSLANDKROKEN 13	1274	OSLO
KORSBREKKE KAI INGE	ÅSLANDKROKEN 13	1274	OSLO
BRUNVAND TRINE	ÅSLANDKROKEN 15	1274	OSLO
ELLINGSEN CATO BRUNVAND	ÅSLANDKROKEN 15	1274	OSLO
ISLAM MD SHAHIDUL	ÅSLANDKROKEN 17	1274	OSLO
AL-HSNAWI ABDELKARIM ASSI	ÅSLANDKROKEN 19	1274	OSLO
ASSI AHMED ABDEL-KARIM	ÅSLANDKROKEN 19	1274	OSLO
DESTA BERHANE	ÅSLANDKROKEN 21	1274	OSLO
KOLAKOWSKI ARTUR RYSZARD	ÅSLANDKROKEN 23	1274	OSLO
BASHIR MUHAMMAD	ÅSLANDKROKEN 25	1274	OSLO
MOHAMMAD RIZWAN ALI	STENBRÅTVEIEN 142	1283	OSLO
ABID ZUBIDA	ÅSLANDVEIEN 18	1274	OSLO
HUSSAIN ABID	ÅSLANDVEIEN 18	1274	OSLO
EL MOUSSAOUI E A MOHAMED	Åslandveien 20	1274	OSLO
EL MOUSSAOUI EL A ZACARIA	Åslandveien 20	1274	OSLO
EL MOUSSAOUI ELAMIRI SARA	Åslandveien 20	1274	OSLO
BIBI YASMIN	GRANBERGSTUBBEN 30	1275	OSLO
KHAN AMMAD REHMAN	ÅSLANDVEIEN 22	1274	OSLO
KHAN SHAISTA NASREEN	ÅSLANDVEIEN 24	1274	OSLO
AHMED AWAIS EJAZ	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
AHMED EJAZ	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
AWAIS PAVAN MAIRA	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
IJAZ FARKHANDA	ÅSLANDVEIEN 63	1274	OSLO
HASSAN SARDAR SYED	ÅSLANDVEIEN 65	1274	OSLO
SHAH SANA ABBAS	ÅSLANDVEIEN 65	1274	OSLO
AAKER SØLVI LØBØ	ÅSLANDVEIEN 67	1274	OSLO
ENGBRETSSEN MELISANDE M	ÅSLANDVEIEN 40	1274	OSLO
ENGBRETSSEN TOR ERIK	ÅSLANDVEIEN 40	1274	OSLO
LØDDING RUTH KARIN	Åslandveien 38	1274	OSLO
LØDDING TORE	Åslandveien 38	1274	OSLO
RAJASRI YALINI	ÅSLANDVEIEN 36	1274	OSLO
SIVASUBRAMANIYAM RAJASRI	ÅSLANDVEIEN 36	1274	OSLO
STORSTRØM OLAV BARROS	ÅSLANDVEIEN 34	1274	OSLO
STORSTRØM SANDRA I S H B	ÅSLANDVEIEN 34	1274	OSLO

LIND JETTE KASTRUP	ÅSLANDVEIEN 32	1274	OSLO
HUNSTAD SIV	ÅSLANDVEIEN 30	1274	OSLO
ØDEGÅRD ARVID REIDAR	ÅSLANDVEIEN 30	1274	OSLO
KJAMILI ENVER	Åslandveien 28	1274	OSLO
KJAMILI FATMIR	Åslandveien 28	1274	OSLO
KJAMILI MILJIHAN	Åslandveien 28	1274	OSLO
KJAMILI MIRVETE	Åslandveien 28	1274	OSLO
HANSSEN BENTE	ÅSLANDVEIEN 26	1274	OSLO
TRÆLVIK LARS JACOB	ÅSLANDVEIEN 26	1274	OSLO
BANE NOR SF	Postboks 4350	2308	HAMAR
STATENS VEGVESEN	Postboks 1010	2605	LILLEHAM

RAPPORT

OPDRAGSGIVER

Oslo Kommune, Bymiljøetaten

EMNE

Mulige renseløsninger for avrenning fra
Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak

DATO / REVISJON: 5. november 2018 / 00

DOKUMENTKODE: 10205481-RIVA-RAP-001



Multiconsult

Denne rapporten er utarbeidet av Multiconsult i egen regi eller på oppdrag fra kunde. Kundens rettigheter til rapporten er regulert i oppdragsavtalen. Hvis kunden i samsvar med oppdragsavtalen gir tredjepart tilgang til rapporten, har ikke tredjepart andre eller større rettigheter enn det han kan utlede fra kunden. Multiconsult har intet ansvar dersom rapporten eller deler av denne brukes til andre formål, på annen måte eller av andre enn det Multiconsult skriftlig har avtalt eller samtykket til. Deler av rapportens innhold er i tillegg beskyttet av opphavsrett. Kopiering, distribusjon, endring, bearbeidelse eller annen bruk av rapporten kan ikke skje uten avtale med Multiconsult eller eventuell annen opphavsrettshaver.

RAPPORT

OPPDRAG	Snødeponi Åsland	DOKUMENTKODE	10205481-RIVA-RAP-001
EMNE	Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAGSGIVER	Oslo Kommune, Bymiljøetaten	OPPDRAGSLEDER	Rolf Aase
KONTAKTPERSON	Brede Fagerheim Gilhuus	UTARBEIDET AV	Carlos Monrabal-Martinez (PhD)
KOORDINATER	SONE: 32 ØST: 603433 NORD: 6633004	ANSVARLIG ENHET	10106022 Seksjon VA Ryen
GNR./BNR./SNR.	176 / 1		

SAMMENDRAG

Flere alternativer har blitt vurdert med tanke på rensing av avrenning fra Åsland snødeponi. En løsning basert på å utvide området rundt sedimentasjonsbassenget (ca. 400 m²) etterfulgt av et utvidet filtersystem (ca. 70 m²) bestående av flermedia-filter (sand og olivin), er foreslått og valgt som det beste ut fra flere faktorer som kostnad, drift og renseseffekt. Det nye anlegget er dimensjonert for å håndtere ca. 10 l/s i normal situasjon, samt ca. 30 l/s over kortere perioder. Løsningen som foreslås i denne rapport, benytter også en del av det eksisterende anlegget som et behandlingstrinn i tilfeller ved overløp av sedimentasjonsbassenget.

I tillegg er det beskrevet et detaljert prøvetakingsprogram i denne rapporten for å overvåke behandlingssystemets ytelse samt sikre at vannkvaliteten til mottakerne holder seg innenfor verdier fastsatt i Veileder M-608: Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.

00	05.11.2018	Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak	Carlos Monrabal-Martinez	Olav Solbjør	Rolf Aase
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Bakgrunn	5
1.1	Målsetninger	5
1.2	Smeltevatnmengder	5
1.3	Grenseverdier for utslipp av smeltevann	5
1.3.1	pH	5
1.3.2	Klorid	6
1.3.3	Nitrogen og fosfor	6
1.3.4	Suspendert stoff	6
1.3.5	Metaller	6
1.3.6	THC og PAH	7
2	Teknisk beskrivelse	7
2.1	Eksisterende anlegg	7
2.2	Mulige renseløsninger	7
2.3	Anbefalt løsning	12
2.4	Tekniske krav	13
2.4.1	Tetting og utforming av deponiets overflate	13
2.4.2	Sedimenteringsbasseng	13
2.4.3	Filteranlegg	13
2.4.4	Tilkobling eksisterende anlegg	14
2.5	Forventet rensegrad	14
3	Prøvetakingsplan	15
3.1	Overvåkning av renseløsning og utslipp	15
3.1.1	On-line loggere	15
3.1.2	Manuell prøvetaking	16
3.2	Overvåkning av resipient	16
3.2.1	Økologi / biota	16
3.2.2	Vannkjemi	16
4	Bytte av filter	16
5	Mulig fremtidig utvidelse	17
6	Referanser	17

1 Bakgrunn

1.1 Målsetninger

I 2009 gjennomførte NIVA overvåkning av avrenningen fra snødeponiet på oppdrag fra Oslo kommune. Videre ble det utført nye målinger i henholdsvis 2011 og 2018 av Bioforsk og NIBIO. Rapportene fra NIVA, Bioforsk og NIBIO (Greipsland et.al.2018) viser at avrenningen fra Åsland snødeponi fører til skade på nærliggende resipient, særlig med hensyn til utslipp av salt til ferskvannsresipient, men også forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og fosfor.

Dersom Åsland skal brukes som snømottak er det behov for en oppgradering av renseanlegget. Renseanlegget må dimensjoneres for å håndtere 220.000 tilkjørt per sesong (som er ansett å være realistisk mengde innenfor aktuelt deponiareal) og tilfredsstillende Fylkesmannens krav, slik at tillatelse til bruk av Åsland snømottak kan gis etter forurensningsloven og plan- og bygningsloven.

Denne rapporten har som formål å vurdere mulige oppgraderingstiltak for dagens renseanlegg. Her under følger rammebetingelsene for vår vurdering gitt av Bymiljøetaten (BYM) og nevnt i 10205481-RIM-RAP-001 Miljørisikovurdering:

- Mulighet for deponering av 240.000 m³ totalt.
- Tiltaket skal være dimensjonert for å tåle 4x naturlig smelting (dette kan oppnås ved å grave i snømassene).
- Det må søkes Fylkesmannen om utslippstillatelse for Myrerbekken. Renseløsning skal rense for partikler og tungmetaller, og tilfredsstillende Fylkesmannens krav. Det er videre ønskelig å etablere et måleprogram for kontinuerlig overvåkning av utslippet fra renseanlegget.

1.2 Smeltevannmengder

Smeltevannsberegningene er utført basert på underlag fra BYM om leverte snømengder til snødeponier i Oslo de siste 10 årene, samt NVEs rapporter om flomhendelser og snøsmelteintensitet. Vår konklusjon om smeltevannmengder til renseanlegget er på dette grunnlaget følgende:

- $Q_{dim} = 10 \text{ l/s}$
- $Q_{dim \text{ maks}} = 30 \text{ l/s}$

Multiconsults notat 10205481-01-RIVA-NOT-001 viser en mer detaljert beskrivelse av utførte beregninger.

1.3 Grenseverdier for utslipp av smeltevann

I følge Multiconsults Miljørisikovurderingsrapport 10205481-RIM-RAP-001 er følgende parametere betraktet som kritiske for tilstanden i Myrerbekken og Gjersrudtjern. I denne rapporten gis forslag til grenser for utslipp:

1.3.1 pH

pH ser ikke ut til å være en spesielt problematisk parameter. NIBIOS on-line loggere (plassert ved utslippspunkt til Myrerbekken) viser at døgnmiddelverdier ligger i området 7,3-8 med noen få enkeltoverskridelser av pH 8,0 for hele våren 2018. Resipientene er klassifisert med kalkinnhold < 20 mg Ca/l og har derfor relativt god bufferevne.

Fylkesmannen satte i 2018 krav til pH 6-8 og dette vurderes som et riktig pH-intervall.

1.3.2 Klorid

Ideelt burde kloridutslipp reduseres ned mot naturlige nivåer, spesielt siden E6 allerede tilfører salt til samme resipient (Myrerbekken og nedstrøms vassdrag). En slik reduksjon vil imidlertid kun kunne etableres til en meget høy kostnad, samt omfattende driftsoppfølging for BYM og som vil kreve høy kompetanse på driftspersonell. Hvis fremtidige kloridutslipp ikke reduseres, må dette begrunnes i stor grad ut fra en kost / nytte vurdering og ikke utelukkende av miljøhensynet. Det må ses nærmere på om klorid er helt avgjørende for om miljømål for vassdraget allikevel kan oppnås, ut fra mulige økologiske/biologiske effekter. Forskningen anslår at bunndyr og plankton blir betydelig påvirket mht. artssammensetning ved konsentrasjoner fra ca. 23—30 mg/l av NaCl. Det er i hovedsak kvalitetselementet bunndyr som er det utslagsgivende for at vannforekomsten er klassifisert som klasse III, moderat. Bunndyr er også følsomme for næringsstoffbelastning. Det må derfor senere gjøres vurderinger av resipient om det er klorid eller nitrogen og fosfor (eller noe annet) som er det utslagsgivende for tilstandsreduksjonen.

Foreliggende data tyder ikke på at grunnvannsbrønnene i Maurtuveien er blitt påvirket av salt (eller av andre parametere fra smeltevannet).

Fylkesmannen har pr nå ikke fastsatt noen gjeldende grenseverdier.

1.3.3 Nitrogen og fosfor

Nitrogenproblematikk er noe tilsvarende som for klorid, da nitrogen ikke lar seg fjerne fra vann uten nokså kostbar og avansert renseteknikk. Øvre grense for god tilstand mht. nitrogen er 0,775 mg/l for aktuell vanntype. Ut fra måledata for Stensrubbekken fra 2017, kan det ikke forventes noen nedstrøms fortykningseffekt, da Stensrubbekken allerede har høye nitrogenverdier (1,9-7,6 mg/l i 2017). Nitrogen fører til økt algevekst. Ut fra årets analyser av snø og smeltevann må det antas at deponiet tilfører nitrogen i hele smelteperioden.

Analysene av smeltevann og snø viser innhold av totalfosfor i vannkvalitet, klasse 5. I motsetning til nitrogen vil fosforinnholdet korrelere sterkt med innhold av suspendert stoff, og reduksjon av partikler vil derfor ha gunstig effekt. Prøvene fra Myrerbekken i juni viser at innholdet av totalfosfor på dette tidspunktet var helt i øvre nivå for vannkvalitet, klasse 2 både opp- og nedstrøms utslippspunktet.

Fylkesmannen har pr nå ikke fastsatt noen gjeldende grenseverdier.

1.3.4 Suspendert stoff

Siden et nytt renselanlegg trolig skal benyttes over lang tid, og utslippene da blir en gjentakende sesongvis belastning over mange år, foreslås det å redusere partikkelinnhold ned til 50 mg/l. Grensen for suspendert stoff er meget viktig fordi den er så avgjørende for utslipp av metaller og organiske forurensninger da mange slike forbindelser er bundet til partikler. Partikler kan fjernes fra vannfasen med ulike typer teknologi (sedimentering, filtrering) uten spesielt store kostnader.

Fylkesmannen fastsatte i 2018 en grenseverdi på 90 mg/l for innhold av suspendert stoff.

1.3.5 Metaller

Årets resultater viser ikke en helt tydelig sammenheng mellom metallkonsentrasjoner og innholdet av suspendert stoff. Dette gjelder særlig Cd, Cu, Ni og Zn. Kobber og sink er allerede identifisert som problem metaller i vassdraget (dårlig tilstand). Vi har ikke foreslått noen egne grenser, da metallene generelt avhenger sterkt av mengden suspendert stoff. Mest sannsynlig vil ikke Cd, Cu, Ni og Zn

innholdet reduseres like mye som andre metaller slik som Pb, da disse fire har en betydelig andel i løst fase.

Fylkesmannen har pr nå ikke fastsatt noen gjeldende grenseverdier.

1.3.6 THC og PAH

Som for metaller, reduseres disse parameterne ved sedimentasjon. Utfra årets resultater ser det ut som om konsentrasjonene korrelerer sterkt med innholdet av suspendert stoff. Vanlige krav ved utslipp til sårbare resipienter er gjerne 5 mg THC/L og krav om å holde PAH-konsentrasjoner lavest mulig.

Fylkesmannen har pr nå ikke fastsatt noen gjeldende grenseverdier.

2 Teknisk beskrivelse

2.1 Eksisterende anlegg

Dagens renselanlegg er oppbygd på følgende måte: Først nettinggjerde som fanger opp løst søppel som følger med smeltevannet. Deretter går vannet gjennom to filtervoller som er bygd opp med bark i kjernen og grov pukk rundt. Vannet går videre til ett sedimenteringsbasseng. I dette bassenget er det en inntakskum som fører vannet videre til en filterkum fylt med ulike lag av pukk og Leca, samt en overløpskum som fører overløp til nærliggende grøft. Dette bassenget har et overløp med utløp BYM kan plugge. Etter lecakummen renner vannet videre i et lukket rørsystem som ender ut i en sidebekk til Gjersrudbekken. Denne renner så videre mot Gjersrudtjern og ut i Ljansbekken. Lecakummen ble rensert og massene skiftet ut for 3 år siden. Siden da har det ikke vært lagret snø på plassen, før denne vintersesongen (2017 – 2018). Filtervollene er opprettet samtidig som lecaen ble byttet. Se tegning GH301 for mer detaljer.

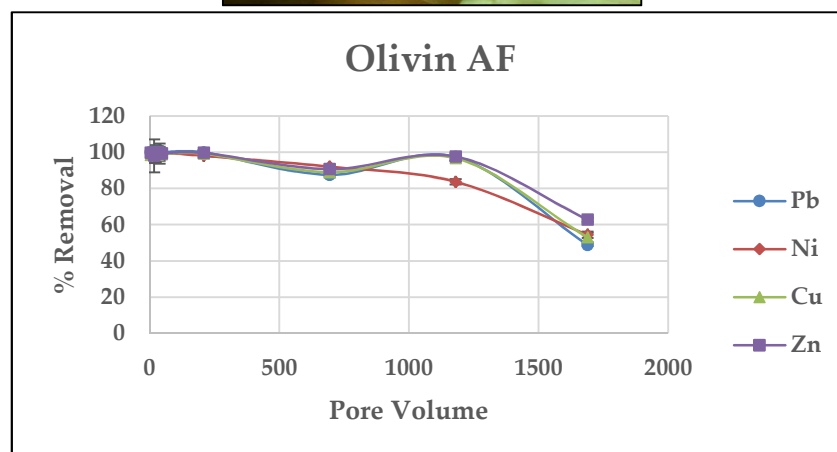
2.2 Mulige renseløsninger

Flere alternativer ble vurdert som potensielle løsninger for å rense avrenningen fra Åsland snødeponi. Det finnes ingen standardisert rensemetode for behandling av denne type avrenning. I Norge er det ikke vanlig å rense avrenning fra snødeponier annet enn det som er rapportert fra Oslo kommune. Det finnes litteratur fra Canada og USA som rapporterer om undersøkelser og hvor det i enkelte regioner er satt krav til behandling (Saskatchewan (Canada) Snow Dump Management Guidelines, 2012; Wheaton et al., 2003). Nedenfor gis det en generell vurdering ut fra avrenningssammensetning og en anbefaling der vi har vurdert norske og internasjonale erfaringer generelt og for denne type avrenning:

- **Omvendt Osmose:** Omvendt osmose er en vannrensingsteknologi som bruker en semipermeabel membran for å fjerne ioner, molekyler og større partikler fra vann. Fordelen med omvendt osmose er denne teknologiens mulighet til å rense for salt og andre kationer.
- **Ionebyttere:** Det er stoffer som kan absorbere visse ioner og samtidig avgi noen av sine egne ioner. En løsning kan f.eks. være å sende uønskede partikler først igjennom en kationbytter hvor alle kationer erstattes med hydrogenioner, og så gjennom en anionbytter hvor alle anioner erstattes med hydroksylioner.
- **Mobil behandlingsanlegg:** Det er firmaer som leverer løsninger bestående av oljeutskiller og sedimentering/filtrering i containere.
- **Adsorbenter:** Adsorbenter er stoffer som har spesielle overflateegenskaper som kan tiltrekke seg kationer slik som tungmetaller fra vannet. Adsorbentenes kapasitet for å forholde tilbake forurensninger avhenger av en rekke faktorer og egenskaper som f. eks. ladetetthet, spesifikt

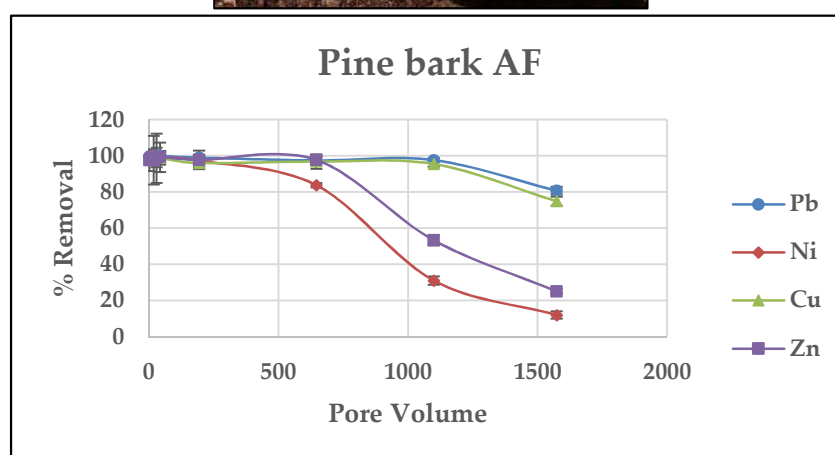
overflateareal, overflatestruktur og tekstur av adsorbenten, pH, konsentrasjon og type konkurrerende ioner i oppløsning.

- *Olivin Blueguard G1-3*: Olivin er en mineral $(Mg, Fe)_2SiO_4$ som var testet i Monrabal-Martinez et al. (2017). Resultater var tilfredsstillende i forhold til kort- og langtidsoppførsel (se nedenfor). Mer enn 50% fjerning av tungmetaller var nådd etter at mer enn 1500 liter av forurenset vann ble pumpet gjennom filterne bestående av sand og olivin. Forsøket som ble utført kan sammenlignes med 5 års nedbørshendelse med 40 ganger større enn eksperimentets filtersoverflate.



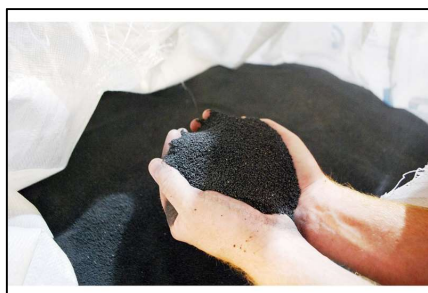
Figur 1. Olivin i kornet form og Olivins langtidsoppførsel fra Monrabal-Martinez et al. (2017).

- *Furubark*: Furubark ble også testet i Monrabal-Martinez et al. (2017). Furubark viste også veldig høyt ytelse når det gjelder retensjon av metaller. Ni og Zn viste lavere ytelse helt ned mot 20 % mot slutten av testene. Til tross for dette var ytelsen bra nok om man tar hensyn til furubarkens kostnad og tilgjengelighet sammenlignet med andre kommersielle adsorbenter.



Figur 2. Furubark og sin langtidsoppførsel fra Monrabal-Martinez et al. (2017).

- **Filtralite:** Filtralite er et produkt fra Norsk Leca som brukes i drikkevann- og avløpsbehandlingsanlegg for å fjerne BOF (biologiske forurensinger), partikler, metaller og P. Det passer også som medbringer til biofilm vekst for å fjerne N via biologisk nitrifikasjon/denitrifikasjon. Det kan også brukes i forbindelse med fordrøyningsmagasiner takket være sine høy porøsitet og lav densitet.



Figur 3. Filtralite

Tabell 1. Tabell som viser en sammenligning av de ulike renseløsningene som har blitt vurdert for Åsland snødeponi.

MULIGHET		KAPASITET	Investeringskostnader	Driftskostnader	FORDELER	ULEMPER
Nytt sedimenteringsbasseng + Omvendt osmose	Leiecontainer	500 m3/d	Min. 400.000 NOK/mnd. + å omjustere eksisterende sedimenteringsbasseng	<ul style="list-style-type: none"> Strøm: 3-4 kwh/m3 * 230000 m3/år * 0.35 NOK/kwh = 280 000 NOK/år Starting up: min 1 uke/år med en ekspert for å sette opp installasjonen. 1 uke/år * 40 t/uke * 2000 NOK/t = 80 000 NOK/år Regular drift minst 1-3 timer per uke: 2 t/uke * 2000 NOK/t * 8 mnd./år * 4 uker/mnd. = 128 000 NOK/år <p>TOTALT = min 488 000 NOK/år eks. erstatning membraner og andre elementer, eks. behandling av konsentrert utløp.</p>	Veldig høyt rensegrad - fjerner 90% av organiske stoffer og tilbakeholder 98-99% av vannets salter. Metaller, NaCl og Nitrogen vil derfor bli fjernet.	Høye investerings- og driftskostnader. Komplisert drift pga. behov for faglig kompetanse og kontroll av mange elementer i installasjonen. Anbefalt når råvannskvalitet er tilnærmet konstant. Smeltevannskvalitet varierer likevel betydelig og derfor kompliserer driften.
	Fast anlegg	500 m3/d	Min. 5M NOK + å omjustere eksisterende sedimenteringsbasseng	TOTALT = min 488 000 NOK/år eks. erstatning membraner og andre elementer		
Nytt sedimenteringsbasseng + Adsorbenter	Adsorbent: Filtralite. Leca		Å omjustere eksisterende sedimenteringsbasseng	<p>Det trenges å bytte adsorbent en gang det ble oppbrukt. Dette avhenger av hvor mye forurensning og mengde av vann innfører anlegget. En foreløpig anbefaling er å bytte adsorbent og sand rundt annethvert år.</p> <p>6000 NOK/Ton * min 18 Ton adsorbent = 108 000 NOK</p> <p>200 NOK/Ton * min 50 Ton sand = 10 000 NOK</p> <p>Deponi av forurenset avfall inntil klasse 5 = 540 NOK/T; 540 * 68 T = 36 720 NOK</p> <p>TOTALT = min 154 720 NOK/år</p>	Billigere, lettere å drive og mindre vedlikehold sammenlignet med omvendt osmose.	Usikkert om affinitet mot anioner som klorid og nitrat vil være tilfredsstillende.
	Adsorbent: Olivin	Effektivt med metaller (Zn, Pb, Ni, Cu)	Å omjustere eksisterende sedimenteringsbasseng	<p>En foreløpig anbefaling er å bytte adsorbent og sand rundt annethvert år.</p> <p>6000 NOK/Ton * min 18 Ton adsorbent = 108 000 NOK</p> <p>200 NOK/Ton * min 50 Ton sand = 10 000 NOK</p> <p>Deponi av forurenset avfall inntil klasse 5 = 540 NOK/T; 540 * 68 T = 36 720 NOK</p> <p>TOTALT = min 154 720 NOK/år</p>	Billigere, lettere å drive og mindre vedlikehold sammenlignet med omvendt osmose.	Ingen eller litt affinitet mot anioner klorid og nitrat.
	Adsorbent: Furu bark	Effektivt med metaller (Zn, Pb, Ni, Cu)	Å omjustere eksisterende sedimenteringsbasseng	<p>En foreløpig anbefaling er å bytte adsorbent og sand rundt annethvert år.</p> <p>500 NOK/Ton * 9 m3 adsorbent = 4 500 NOK</p> <p>200 NOK/Ton * min 50 Ton sand = 10 000 NOK</p> <p>Deponi av forurenset avfall inntil klasse 5 = 540 NOK/T; 540 * 59 T = 31 860 NOK</p> <p>TOTALT = min 52 660 NOK/år</p>	Billigere, lettere å drive og mindre vedlikehold sammenlignet med omvendt osmose.	Ingen eller litt affinitet mot anioner klorid og nitrat. Bionedbryting kan senke filterets livstid.

MULIGHET		KAPASITET	Investeringskostnader	Driftskostnader	FORDELER	ULEMPER
Nytt sedimenteringsbasseng + Ionebyttere		Ifølge Fitch et al. (2004) kjører ionebyttere i optimal rekkevidde så lenge TDS er < 400 mg/l.	Bygging av ionebyttrinn + å omjustere eksisterende sedimenteringsbasseng	Fich et al. (2004) beregnet driftskostnader rundt 0.1 NOK/ liter 0.1 NOK/l * 230 000 000 liter = min 23 M NOK/år eks. behandling av avfall etter resin regenerasjon	Resiner kan fjerne Cl- og NO ₃ ⁻ . Kompleksitet, samt investerings- og driftskostnader av anlegget er mindre enn omvendt osmose.	Krever pumping og faglig kompetanse for drift av anlegg. Krever en filtreringstrinn før resiner.
Nytt sedimenteringsbasseng + Mobil behandlingsanlegg	Oljeutskiller + Sedimentasjon/filtrasjon	1 x 30 kbm kontainer + 2 x 2 kbm kontainer	Leie av kontainere: 23300 NOK / mnd. eks transport * 8 mnd. = min 186 400 NOK/år	Drift av anlegg: 860 NOK/t TOTALT = 860 * 4 t/uke * 8 mnd./år * 4 uke/mnd. = min 110 080 NOK/år Eks. leie av pumper og slike elementer. Eks. videre behandling av avfall, deponi eller liknende.	Leverandør av kontainere skal passe på rensing prosess og eventuelt avfallshåndtering.	Det er ikke garantert at klorid og nitrogen kan bli fjernet.
Overføring til VAV sitt spillvannnett					Det regnes med en eventuell avløpsbehandlingsanlegg til slutt av spillvannnettet. Her kan forurensing i avrenning bli renset før utslipp til resipient. Litt vedlikehold.	
Flytting av deponiet					Avrenning fra snødeponiet er et problem pga. utslipp til sensitive Gjersrudtjernet. Alternativ vurderes et annet resipient hvor utslippet ikke medfører en risiko for omgivelsene.	

Som det observeres i tabellen, anbefales et nytt sedimenteringsbasseng for alle alternativene slik at steg som følger blir beskyttet mot stor partikkelbelastning. I tillegg skal slikt bassenget fordrøye og forsinke store avrenningsepisoder som ville gå i overløp i motsatt fall.

2.3 Anbefalt løsning

Basert på faktorer som kost, ytelse, drift og potensiell integrering av dagens anlegg, ble det bestemt i et møte med Bymiljøetaten om å gå videre med løsning som presentert nedenfor.

Den anbefalte løsningen følger de samme prinsippene som for det eksisterende anlegget: et «treatment train» bestående av et sedimenteringstrinn etterfulgt av et filtreringstrinn. På grunn av store mengder smeltevann og høy forurensingsbelastning er det eksisterende anlegget svært overbelastet og renseseffekten usikker med sannsynlig store vannmengder i overløp som omgår behandlingen. Den anbefalte løsningen dimensjoneres iht. notat *10205481-RIVA-NOT-001 Vannmengdeberegninger*. Det nye anlegget er designet for å håndtere $Q_{dim} = 10$ l/s og består av følgende trinn, se tegning GH302:

Det oppgraderte anlegget vil bestå av tre trinn:

1st En bark/pukkvoll slik som det er på det eksisterende anlegget for å skille ut store partikler sammen med søppel som ikke ble fanget opp langs deponiets overflate.

2nd Et hovedanlegg som er designet for å håndtere Q_{dim} . Dette anlegget vil bestå av:

- Sedimenteringsbasseng for å holde tilbake grove partikler i avrenning etterfulgt av
- Filteranlegg med et innløpsarrangement som sprer vannet over hele filteroverflaten. Filtermediet skal bestå av følgende materialer sortert fra topp til bunn:
 - 1st: 85cm tykt sandlag ($D_{50} = \text{ca. } 0.33$ mm; graderingstall $D_{60}/D_{10} = \text{ca. } 2$). Dette laget skal filtrere ut fine partikler som ikke fanges opp i sedimenteringsbassenget, samt beskytte adsorbentlag (olivin)
 - 2nd: 15cm tykt olivin BlueGuard G1-3 eller tilsvarende materiale. På grunn av sin ladningstetthet og overflatestruktur, viste olivin veldig godt affinitet mot oppløste tungmetaller samt god stabilitet under saltholdig avrenning (Monrabal-Martinez et al., 2017). Overflatekompleksing og ionebytte betraktes som viktigste mekanismer for adsorpsjon (Koretsky, 2000).
 - 3rd: dreneringslag bestående av perforert ledning som ligger fast i et pukklag og samler den infiltrerte avrenningen.

Filteret tenkes utført nedgravd der filtertankene f.eks. kan være horisontale tanker i armert polyester tilsvarende de som produseres av VPI AS 3 stk. tanker med diameter 3 m og lengde ca. 8 m vil samlet gi 70 m² filterflate.

Rør og ventilstyring mm legges i en rørkjeller ved utløpsenden så stor at den gir mulighet for innstigning i tomme tanker via mannhull for inspeksjon. Rørkjelleren bør overbygges og utstyres med nedstigningsfasilitet for enklere adkomst, samt noe oppvarming/ventilasjon for frostsikring og sikring av arbeidsmiljø.

3rd Avrenning som filteranlegget ikke kan håndtere ledes i overløp videre til dagens anlegg slik at det gjennomgår noe behandling før utslipp. I tillegg kan sedimenteringsbassenget utformes med ekstra nøddoverløp som fører ekstrem avrenning til resipient.

Oljeutskiller anlegges ikke. Det legges til rette for fjerning av eventuell sporadisk oljeforekomst i sedimenteringsbasseng, som utstyres med et dykket utløp slik at olje kan mekanisk samles opp fra overflaten. Maskiner for anleggsdriften skal i tillegg utstyres med absorbenter ved eventuell oljelekkasje.

2.4 Tekniske krav

2.4.1 Tetting og utforming av deponiets overflate

Multiconsults notat 10205481-01-RIVA-NOT-002 Tetningstiltak på deponiplata viser en mer detaljert forklaring av tiltak for utbedring.

2.4.2 Sedimenteringsbasseng

Ferreira et al. (2013) konkluderte med at høyeste gjennomsnittlige metallkonsentrasjoner finnes enten i oppløst form eller fra 0,008 til 0,02 mm størrelsesfraksjon som er i retning av det som Gunawardana et al. (2013) understreket: adsorpsjon av metaller i vegvann er mest effektiv for fine partikler (< 0.075 mm). Dette betyr i praksis at en stor del av den forurensende belastningen holdes i mindre partikler som bør kunne skilles ut i sedimenteringsbasseng og etterfølgende filtre.

Li et al., (2006) skrev at i en ideell situasjon er partikler med sedimenteringshastigheter (V_s) lik eller større enn kritisk sedimenteringshastighet (V_{kr}) av en basseng helt fjernet. På den andre siden vil andre partikler sedimentere seg i forholdet V_s/V_{kr} .

- Overflate av sedimenteringsbassenget: ca. 400 m² (brutto ca. 500 m²)
- $Q_{dim} = 10 \text{ l/s} = 864 \text{ m}^3/\text{d}$
- Kritisk sedimenteringshastighet = $864/400 = 2.16 \text{ m/d}$

Derfor skal partikler med sedimenterende hastigheter høyere enn kritisk ha nok tid til å synke i bassenget. Ved bruk av Stokes lov, som sier at en partikkel med diameter på 0,006 mm eller større har en sedimenteringshastighet på $\geq 2 \text{ m/d}$ (det antas vanntemperatur ca. 5 °C og tetthet av partikkelen på 2700 kg/m³) vil beholdes i bassenget. Denne størrelsen på partikler er innenfor siltområdet. På den andre siden, vil partikler mindre enn 0,006 mm diameter bli delvis beholdt. Det er videre grunn til å anta at vannets innhold av salt vil bidra til fnokkdannelse av partikler og fremme sedimentering, også av mindre partikler

Avrenning og partikler som overløper sedimenteringsbassenget renner videre inn til filteranlegget.

2.4.3 Filteranlegg

Nødvendige filterflate dimensjoneres for Q_{dim} ved Darcys lov :

- $Q = K \cdot i \cdot A = Q_{dim}$

Der Q er vannmengde pr. tidshentet, K er hydraulisk konduktivitet av filteret, i er hydraulisk gradient, og A er tverrsnitt på strømningsveg.

Filteret består av et topplag av filtersand (ca. 85 cm tykkelse) over et adsorbentlag (ca. 15 cm tykkelse)

Forutsatt at filteret har ca. 1 m dybde totalt og vannspeil ligger ca. 0,5 m over filteroverflata, blir det en hydraulisk gradient av $i = 1 + 0,5 / 1 = 1,5$.

På den andre siden forutsettes at initiell hydraulisk konduktivitet av filteret er ca. 100 cm / t (Monrabal-Martinez et al., 2017).

Derfor etter Darcys lov kreves ca. 25 m² av et slikt filter for å filtrere $Q_{dim} = 10 \text{ l/s}$.

Al-Rubaei et al., (2015) viste at partikler med diametere mellom 0,063 mm og 2 mm, som i kombinasjon med partikler mindre enn 0,063 mm forårsaket *clogging* (blokkering av porene på grunn av sedimentbelastninger i avrenning). Noen av disse partiklene antas å komme inn i filtermediet og

forårsake *clogging* som skal redusere den hydrauliske konduktiviteten av filteret. Som Blecken et al., (2015) fremhever i sin artikkel: "to include factors-of-safety in the design of stormwater control systems (SCMs), such as requiring larger surface areas will allow for partial failure of the SCM, while delivering the intended hydrologic and/or water quality objectives ". Derfor anbefales det å overdimensjonere størrelsen på filteret for å balansere negative effekter av *clogging* samt å håndtere store vannmengder ($Q_{dim maks} = 30$ l/s) over kortere perioder.

Total filterflate foreslås til: Min. 70 m² fordelt på flere tanker for å tillate vedlikehold på deler av filteranlegget som ikke er i bruk/drift.

For å unngå at filteret migrerer inn i dreneringslaget, anbefales det å skille begge lagene med for eksempel *woven polypropylene 130 g/m² geotextile*. Adsorbentlaget vil bidra til å redusere den oppløste fraksjon av giftige tungmetaller som er den mest mobile.

2.4.4 Tilkobling eksisterende anlegg

Tanken bak bruken av det eksisterende anlegget er å benytte et anlegg hvor betydelig investering er gjort. Filteranlegget er underdimensjonert for dagens dimensjonerende avrenning, men forventes likevel å være tilfredsstillende for overløpet fra sedimenteringsbassenget som skal passer gjennom. Dette tiltaket kan derfor gi en bonusbehandling til overløpet, noe som ellers bare ville blitt sluppet ut til nærliggende grøft uten behandling.

2.5 Forventet rensegrad

Smeltevann og vegvann avhenger av en rekke faktorer som påvirker vannkvaliteten: trafikkbelastning, sesong, landbruk, klima, kumuleringstid, blant andre (Huber et al., 2016). Dette impliserer at kvaliteten vil variere fra en hendelse til en annen og derfor er det vanskelig å forutse hvor mye forurensing avrenningen kan inneholde og hva den virkelige ytelsen av foreslått anlegg vil bli. Det samme gjelder for vannmengder fra snødeponiet. I modeller og formler som brukes for å beregne mengder smeltevann har vi ikke medtatt absolutt alle påvirkningsfaktorer (for eksempel solstråling, vind og orientering), samt potensielle over- eller undervurderinger typisk for disse modeller. Dette medfører potensielle usikkerheter i dimensjoneringen av det nye anlegget og forventet rensegrad. Derfor anbefales det å følge opp driften nøye i løpet av de første årene for en bedre forståelse av anlegget.

Tabell 2. Forventet rensegrad for anbefalt renseløsning ifølge relevante studier.

	Elementer som skal fjernes	Rensegrad med optimale betingelser	Referanse
Deponiets overflate	Grove partikler Søppel	Avhengig av rugositet og utforming av deponiets overflate.	
Sedimenteringsbasseng	Større partikler samt forurensing bundet til disse partiklene	Partikler > 0,006 mm: > 90 % Partikler < 0,006 mm: delvis fanget	Li et al., (2006) Environmental criteria manual City of Austin (2018)
Filteranlegg	Forurensing bundet til fine partikler sammen med oppløst forurensing. Nitrogen	Turbiditet > 95 % Oppløst farlige tungmetaller > 50 % Nitrat og nitritt > 30 %	www.biosandfilter.org Monrabal-Martinez et al., (2017) Kim et al., (2003)

Positivt ladet forurensning slik som oppløste tung metaller tiltrekkes elektrostatisk til negativt ladede adsorbent- og jordoverflata. Dessverre har klorid (Cl⁻) liten affinitet til adsorbenter pga. at det er et negativt ion. Rensetiltaket kan derfor ikke være særlig godt egnet til å rense for klorider siden det er basert på naturlige prosesser: sedimentasjon, filtrering og adsorpsjon.

Det andre kritiske elementet er nitrogen. Nitrogen er en element som kan bli fjernet ved biologiske prosesser forutsatt blant annet gunstig temperatur, redoksforhold og oppholdstid. Selv om det finnes studier som viste å kunne håndtere store mengder av nitrogen med naturbaserte løsninger (blant andre: Kim et al. 2003 og Martin et al., 2013), vil systemer med begrenset kontroll ikke kunne garantere tilfredsstillende fjerning av nitrogen. Dette skyldes at nitrogen finnes i mange former (NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, blant andre) og disse endrer kontinuerlig fra den ene til den andre. NH₄⁺ kan adsorberes på partikkelflater eller fjernes ved lufting, men NO₃⁻ og NO₂⁻ trenger spesielle betingelser når det gjelder oksygen, temperatur, pH, karbon / nitrogen, retensjonstid, osv. for å la bakterier omdanne seg til N₂ (Mørkved et al. 2005). Disse betingelsene er vanskelig å holde fast i anlegget som anbefales i denne rapporten.

3 Prøvetakingsplan

Hensikten med foreslått prøvetakingsplanen er:

1. Fremskaffedata på vannkvalitet i utslippsvannet fra renseanlegget.
2. Fremskaffe data på renseanleggets effekt.
3. Fremskaffe data på vannmengder som slippes ut av renseanlegget
4. Overvåke hvordan utslippene påvirker miljøtilstanden og vannkvalitet i resipient.

3.1 Overvåkning av renseløsning og utslipp

For vurdering av anleggets ytelse, må prøvetaking utføres innenfor grensene til anlegget. Dette er viktig for å skille mellom vannkvaliteten som går ut fra renseanlegget og tilførsler fra andre forurensningskilder. Vegvann fra E6 går ut i samme utslippspunkt som smeltevann, og Myrerbekken kan ha også flere andre påvirkere enn vei og snødeponi.

Overvåkingsprogrammet som er beskrevet her vil evalueres etter hver driftssesong. Resultatene fra denne evalueringen vil danne grunnlag for evt. justering av prosessene for å optimalisere rensingen. Den vil også gi verdifull informasjon om utslipp av klorid og nitrogen fra denne type anlegg.

3.1.1 On-line loggere

Anlegget skal ha kontinuerlig overvåkning med on-line loggere. On-line loggere skal overvåke vannkvalitet ved innløp i sedimentasjonsbassenget og etter filtreringsanlegget. Dette antas å gi gode data på anleggets renseseffekt og kvaliteten på utslippsvannet.

On-line loggerne skal måle pH, turbiditet, ledningsevne og vanntemperatur. Det skal også lages et målesystem for vannhøyde (eller vannstrømning med v-overløp, målområde anslagvis 0-60 l/s), slik at vannmengder som går gjennom systemet blir registrert.

Systemet skal ha automatisk alarm som sendes til operatør når forhåndsdefinerte grenser overskrides. Dette vil gi kort responstid ved eventuelle feil i anlegget eller uvanlige hendelser.

3.1.2 Manuell prøvetaking

Ved oppstart av smeltesesong og automatisk logging, må det utføres hyppige, manuelle prøvetakinger og analyser av pH, TSS, konduktivitet, natrium og klorid for å kalibrere instrumentet.

Når det er funnet pålitelige korrelasjoner mellom parameterne som logges og konsentrasjoner som blir målt ved kjemiske analyser, foreslås det at manuell prøvetaking utføres en gang i måneden gitt normal drift uten overskridelser av grenseverdier.

Vannprøver skal analyseres for mikroplast, TSS, Tot-N, Tot-P, Σ PAH-16, THC (C10-C40), klorid, natrium og metaller (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Ni, Zn, Al, V, Mn, Fe). Metaller analyseres på både oppsluttede og filtrerte prøver.

Supplerende prøvetakingsrunder må utføres dersom det inntreffer unormale hendelser (store smeltehendelser, intense nedbørshendelser, etc.).

Utover overvåking er en målsetning med å utføre manuell prøvetaking å finne korrelasjoner mellom:

- Turbiditet og TSS
- Ledningsevne og Cl- og Na+
- TSS og metaller, mikroplast, THC og PAH

3.2 Overvåking av resipient

Resipient må overvåkes for å følge med på utviklingen mht. de relevante utslippsparameterne samt eventuelle endringer i økologisk tilstand.

3.2.1 Økologi / biota

Det tas bunndyrprøver vår og høst og det tas høstprøver av begroingsalger. Prøvestasjonene er de samme som ble benyttet i 2018 (se rapport 10205481-RIM-RAP-001).

3.2.2 Vannkjemi

Det tas vannprøver vår, sommer og høst. Alle prøver analyseres for mikroplast, TSS, Tot-N, Tot-P, Σ PAH-16, THC (C10-C40), klorid, natrium og metaller (As, Cd, Cu, Cr, Hg, Pb, Ni, Zn, Al, V, Mn, Fe). Metaller analyseres på oppsluttede og filtrerte prøver. Prøver tas opp og nedstrøms utslippspunkt i Myrerbekken (de samme som ble benyttet i 2018).

I tillegg skal Gjersrudtjernet overvåkes mht. saltkonsentrasjoner og vannfysiske parametere som temperatur, konduktivitet, oksygenkonsentrasjon, pH og turbiditet gjennom hele vannsøylen.

Prøver tas på det dypeste stedet i tjernet før og etter normal fullsirkulasjon vår og høst.

4 Bytte av filter

Filterets levetid vil bli sterkt påvirket av forurensningsbelastningen (mengde smeltevann x kvalitet av slikt smeltevannet). I de første årene av drift er det spesielt viktig å ha nøye kontroll over anleggets funksjon gjennom hele sesongperioden. Dette omfatter hyppige besøk, for eksempel en gang i uken eller lignende, samt besøk basert på alarmer fra kontinuerlige sensorer for å forstå hvordan det reagerer på forskjellige avrenningsepisoder.

Analyse av oppløste metaller etter filteranlegget kan bidra til å estimere utnyttelse av adsorpsjonskapasitet. Når adsorbenten blir utnyttet eller konsentrasjoner er over ønskede verdier,

bør filteret tømmes og bringes til et gyldig avfallsanlegg. Høy turbiditet etter filteranlegget kan forklares ved overløpshendelser på grunn av redusert infiltrasjonskapasitet av filteret. Inspeksjon av filteranlegget vil bidra til å finne ut om sanden er tett og trenger litt vedlikehold / erstatning eller hvis turbiditeten skyldtes en ekstrem hendelse som anlegget ikke kan håndtere.

5 Mulig fremtidig utvidelse

Det er begrenset plass til å utvide rensanlegget i tilknytning til arealene ved snødeponiet uten at dette går på bekostning av nyttbart areal for snølagring. Det kan være et mulighet å utvide rensanlegget ved å anlegge en eller flere rensbasseng/våtmarker i Gjersrudbekken øst for E6. Enten som tiltak for avrenningen fra snødeponi og vei ved utløpspunktet ved å legge bekken i rør under rensdammen, eller som et felles tiltak med BaneNor med flere dammer nedover bekkedalen. Det gir rensing og omblending/uttynning av salt ved kraftig nedsmelting eller veisaltning. Se figur under. Dette er kun en prinsippskisse og det må vurderes koter og areal nærmere. Jordvollen (demningen) bør ikke være mye over en meter høy og anlegges hvor den gir stort volum og areal. Dette er et tiltak som kan etableres uten at det initier nytt vedlikehold. Det er enda bedre forhold ifølge kartet lenger nord mot landbruksområdet. Denne type tiltak i bekken er noe mer krevende å etablere. Dette fordi det er et inngrep i et naturlig økosystem og en jorddam kan være en hindring for fisk.



Figur 4. Mulige fremtidige rensedammer

6 Referanser

- Al-Rubaei, A. M., Viklander, M., & Blecken, G. T. (2015). Long-term hydraulic performance of stormwater infiltration systems. *Urban Water Journal*, 12(8), 660-671.
- Barrett, M. E. (2003). Performance, cost, and maintenance requirements of Austin sand filters. *Journal of water resources planning and management*, 129(3), 234-242.
- Blecken, G. T., Hunt III, W. F., Al-Rubaei, A. M., Viklander, M., & Lord, W. G. (2017). Stormwater control measure (SCM) maintenance considerations to ensure designed functionality. *Urban Water Journal*, 14(3), 278-290.
- Environmental criteria manual City of Austin (2018). Watershed Protection. Dept., Austin, Tex.
- Ferreira, M., Lau, S. L., & Stenstrom, M. K. (2013). Size fractionation of metals present in highway runoff: Beyond the six commonly reported species. *Water Environment Research*, 85(9), 793-805.
- Fitch, G. M., Smith, J. A., & Bartelt-Hunt, S. (2004). Characterization and environmental management of stormwater runoff from road-salt storage facilities (No. FHWA/VTRC 05-R15). Virginia Transportation Research Council.
- Greipsland et al. (2018). Avrenning fra Åsland snødeponi. NIBIO.

- Gunawardana, C., Egodawatta, P., & Goonetilleke, A.** (2014). Role of particle size and composition in metal adsorption by solids deposited on urban road surfaces. *Environmental pollution*, 184, 44-53.
- Huber, M., Welker, A., & Helmreich, B.** (2016). Critical review of heavy metal pollution of traffic area runoff: Occurrence, influencing factors, and partitioning. *Science of the Total Environment*, 541, 895-919.
- Kayhanian, M., Fruchtmann, B.D., Gulliver, J.S., Montanaro, C., Ranieri, E. and Wuertz, S.** (2012). Review of highway runoff characteristics: comparative analysis and universal implications. *Water research*, vol. 46, no. 20, pp.6609–24.
- Kim, H., Seagren, E. A., & Davis, A. P.** (2003). Engineered bioretention for removal of nitrate from stormwater runoff. *Water Environment Research*, 75(4), 355-367.
- Koretsky, C.** (2000). The significance of surface complexation reactions in hydrologic systems: a geochemist's perspective. *Journal of Hydrology*, 230(3-4), 127-171.
- Li, Y., Lau, S. L., Kayhanian, M., & Stenstrom, M. K.** (2006). Dynamic characteristics of particle size distribution in highway runoff: Implications for settling tank design. *Journal of Environmental Engineering*, 132(8), 852-861
- Martín, M., Gargallo, S., Hernández-Crespo, C., & Oliver, N.** (2013). Phosphorus and nitrogen removal from tertiary treated urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, 61, 34-42.
- Moghadas, S.; Paus, K.H.; Muthanna, T.M.; Herrmann, I.; Marsalek, J.; Viklander, M.** (2015). Accumulation of traffic-related trace metals in urban winter-long roadside snowbanks. *Water Air Soil Pollut* 2015, 226, 404.
- Monrabal-Martinez, C., Ilyas, A., & Muthanna, T. M.** (2017). Pilot scale testing of adsorbent amended filters under high hydraulic loads for highway runoff in cold climates. *Water*, 9(3), 230.
- Mørkved, P. T., Sjøvik, A. K., Kløve, B., & Bakken, L. R.** (2005). Removal of nitrogen in different wetland filter materials: use of stable nitrogen isotopes to determine factors controlling denitrification and DNRA. *Water Science and Technology*, 51(9), 63-71.
- Muthanna, T. M., Viklander, M., Blecken, G. & Thorolfsson, S. T.** (2007). Snowmelt pollutant removal in bioretention areas. *Water Research*, 41, 4061-4072.
- Saskatchewan (Canada) Snow Dump Management Guidelines** (2012). Communities of Tomorrow Leveraged Municipal Innovation Fund.
- Veileder M-608** (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Miljødirektoratet basert på bakgrunnsdata fra Aquateam, NIVA og NGI.
- Westerlund, C. & Viklander, M.** (2006). Particles and associated metals in road runoff during snowmelt and rainfall. *The Science of the Total Environment*, 362, 143-56.
- Wheaton, S. R., & Rice, W. J.** (2003). Siting, design and operational controls for snow disposal sites. *Water Science and Technology*, 48(9), 81-92.

RAPPORT

Åsland snødeponi

OPPDRAKSGIVER

Oslo kommune, Bymiljøetaten

EMNE

Teknisk beskrivelse av nytt renseanlegg

DATO / REVISJON: 05. november 2018 / 0

DOKUMENTKODE: 10205481-RIVA-RAP-002



Multiconsult

Denne rapporten er utarbeidet av Multiconsult i egen regi eller på oppdrag fra kunde. Kundens rettigheter til rapporten er regulert i oppdragsavtalen. Hvis kunden i samsvar med oppdragsavtalen gir tredjepart tilgang til rapporten, har ikke tredjepart andre eller større rettigheter enn det han kan utlede fra kunden. Multiconsult har intet ansvar dersom rapporten eller deler av denne brukes til andre formål, på annen måte eller av andre enn det Multiconsult skriftlig har avtalt eller samtykket til. Deler av rapportens innhold er i tillegg beskyttet av opphavsrett. Kopiering, distribusjon, endring, bearbeidelse eller annen bruk av rapporten kan ikke skje uten avtale med Multiconsult eller eventuell annen opphavsrettshaver.

RAPPORT

OPPDRAG	Åsland snødeponi	DOKUMENTKODE	10205481-RIVA-RAP-002
EMNE	Teknisk beskrivelse av nytt renseanlegg	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAGSGIVER	Oslo kommune, Bymiljøetaten	OPPDRAGSLEDER	Rolf Aase
KONTAKTPERSON	Brede Fagerheim Gilhuus	UTARBEIDET AV	Duy Che, Olav Solbjør
KOORDINATER	SONE: 32 ØST: 603433 NORD: 6633004	ANSVARLIG ENHET	10106022 Seksjon VA Ryen
GNR./BNR./SNR.	176/1		

SAMMENDRAG

Multiconsult er engasjert av Oslo kommune v/Bymiljøetaten til å gjennomføre en miljørisikovurdering, samt utarbeide forslag til rensetiltak for å imøtekomme dagens miljøkrav. Denne tekniske beskrivelsen inneholder forslag til nytt renseanlegg.

Løsningen er basert på en utvidelse av eksisterende sedimenteringsbasseng til ca. 500 m² for rensing av grove sedimenter, etterfulgt av tre nedgravde filtertanker med en samlet overflate ca. 70 m² for rensing av finere partikler. Filtermediene som benyttes er sand og olivin. Sedimenteringsbassenget utstyres med overløp som i prinsippet består av eksisterende renseanlegg.

Den dimensjonerende vannmengden er henholdsvis $Q_{dim\ middel} = 10\ l/s$ og $Q_{dim\ maks} = 30\ l/s$.

Det anbefales og gjennomføre et overvåkningsprogram som måler vannkvaliteten kontinuerlig på renseanlegget.

Forslag til styring og overvåkning av renseanlegget er utarbeidet på to nivåer, på en måte som imøtekommer målsettingen og myndighetenes krav.

Deponiets drift vil i hovedsak omfatte sesongmessig ettersyn og drift av deponiplaten og renseanlegget. Oppfølging innebærer kontroll av deponiplate, overløpssystem og renseanlegget.

0	05.11.2018	Rapport – nytt renseanlegg	DUC	OLS	ROA
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Generelt	5
1.1	Målsetninger	5
1.2	Snødeponi	5
1.3	Geotekniske grunnforhold	6
2	Teknisk beskrivelse	6
2.1	Eksisterende anlegg	6
2.2	Nytt renseanlegg	7
2.2.1	Prosessvalg	7
2.2.2	Dimensjonerende vannmengder	7
2.2.3	Plasseringer og utforming	7
2.3	Renseanleggets oppbygging	7
2.3.1	Deponiplate	8
2.3.2	V-overløpsrenne	8
2.3.3	Sedimenteringsbasseng	8
2.3.4	Filtertanker	9
2.3.5	Overbygg og kjeller	9
2.3.6	Eksisterende avløp	9
2.4	Styring og overvåking	10
2.4.1	Styring Nivå 1	10
2.4.2	Styring Nivå 2	11
2.4.3	Overvåking, varsler og utgående alarmer	11
2.4.4	Andre overvåkings- og kontrollfunksjoner	12
2.4.5	Oppsummering/konklusjon	12
2.5	Prøvetaking	12
2.6	Andre installasjoner	12
3	Driftsinstruks	12
3.1.1	Deponiplaten	12
3.1.2	Sedimenteringsbassenget	13
3.1.3	Filteranlegg	13
3.1.4	Overløpssystem	13
4	Referanser	13

Vedlegg

GH001: Plantegning, eksisterende anlegg

GH002: Plantegning, nytt renseanlegg

GH301: Eksisterende renseanlegg i snitt

GH302: Nytt renseanlegg i snitt

GH303: Flytdiagram av nytt renseanlegg, Nivå 1

GH304: Flytdiagram av nytt renseanlegg, Nivå 2

T001: Modellert snømasse

G1c: Plantegning, eksisterende overvannsystem for vei (Statens Vegvesen)

1 Generelt

Multiconsult er engasjert av Oslo kommune v/Bymiljøetaten til å gjennomføre en miljørisikovurdering, og utarbeide forslag til rensetiltak for Åsland snødeponi, for å imøtekomme dagens miljøkrav. Bortsett fra sist vintersesong har ikke anlegget vært i drift de senere årene, da mye av snøen har blitt kjørt til snøsmeltelekkeren «Terje».

Snø fra trafikkarealer kan inneholde miljøskadelige stoffer, sand grus, søppel etc. For å opprettholde fremkommelighet og trafikksikkerhet må snøen ryddes bort ved store snøfall.

Kommunen har i dag et snødeponi på Åsland. Smeltevannet fra snødeponiet renner til et renseanlegg som renser vannet før den slippes ut til Myrerbekken og videre til Gjersrudtjern.

Det har blitt utført flere overvåkninger av avrenningen fra snødeponiet de 10 siste årene. Overvåkningene viser at det rensede smeltevannet fører til skader på nærliggende resipienter. Det er spesielt utslipp av salt til ferskvannsresipienter, samt forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller og næringssalter som skaper problemer.

Denne tekniske beskrivelsen er utarbeidet som vårt forslag til nytt renseanlegg. Beskrivelsen baserer seg på funnene fra rapportene 10205481-RIM-RAP-001 Miljørisikovurderingen og 10205481-RIVA-RAP-001 Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak.

1.1 Målsetninger

Målsetningen for oppdraget er å prosjektere et renseanlegg som kan oppnå følgende krav:

- Muligheten for å deponere ca. 220 000 m³ tilkjørt snø per sesong, som er ansett å være realistisk mengde innenfor aktuelt deponiareal.
- Tiltaket skal være dimensjonert for å tåle 4 x naturlig nedsmeltingsintensitet.
- Overholde forslagene til utslippskrav i Miljørisikovurderingen.

1.2 Snødeponi

Dagens deponiplate på Åsland har et nyttbart areal på ca. 7900 m². For snøfylte vintersesonger kan snøhaugen på deponiet bli ca. 40 m høyt. Det er ingen restriksjoner med hensyn til fyllingshøyde i reguleringsbestemmelsene. Figur 1 viser hvordan snødeponiet kan se ut om vinteren.

Den søndre delen av deponiplate skal i framtiden skilles ut til Bane NOR. Det betyr at snølagringspotensialet vil bli noe redusert. Deponiplateens areal etter utskillelse og utbygging vil være ca. 6500 m² (1200 m² skilles ut til Bane NOR og 200 m² til nytt renseanlegg).

Tegning T001 viser en modellert utgave av snømassen. Den modellerte snømassen for hele deponiplate har et deponivolum på ca. 190 000-200 000 m³. Mens deponivolumet for den reduserte deponiplate er ca. 150 000-160 000 m³. Modellen har en viss usikkerhet da Bymiljøetaten også deponere snø langs vollen øst på deponiområdet mot E6.

Snøen som blir tilkjørt anlegget har varierende tetthet. Brøytet snø, snø fra snøfreser og gammelt snø har en tetthet på henholdsvis 400 kg/m³, 550 kg/m³ og 850 kg/m³. På deponiet blir den tilkjørte snøen pakket sammen til 800-900 kg/m³.



Figur 1. Viser deponiområdet på Åsland fylt med snø.

1.3 Geotekniske grunnforhold

Det er ikke utført grunnundersøkelser i dette prosjektet.

Området for snødeponiet var tidligere fyllplass for rene overskuddsmasser. Erfaringen hittil indikerer at området har tilstrekkelig bæreevne uten tiltak.

Bymiljøetaten har uttrykt at det finnes alunskifer på enkelte områder på anlegget. Omfanget er ikke kjent.

2 Teknisk beskrivelse

2.1 Eksisterende anlegg

Arealet for snødeponering er anlagt med asfaltdekke og planert slik at alt smeltevann ledes mot et lavpunkt nordøst på deponiet hvor det blir samlet opp for behandling. Dagens deponiplate har sår og skader (erosjon) fra bl.a. klimapåkjenning og maskinbruk. Se notat *10205481-RIVA-NOT-002 Tetningstiltak på deponiplata* for en nærmere beskrivelse av deponiplatens tilstand, samt forslag til forbedring.

Smeltevannet ledes først igjennom et barkfilter på asfaltdekkets overflate, før det renner videre til en fordrøyningsdam. Her føres smeltevann via et grovfilter til et lukket rørsystem med sandfang, filterkum, og måle- og prøvetakingskum.

Det rensede smeltevannet føres videre til en overvannskum som ligger i et lokalt lavpunkt på skulderen til E6. Overvannskummen er en del av overvannssystemet for E6. Herfra føres rensed smeltevann og veivann under E6 i Ø600 overvannsledning til utløp i bekk. Tegning GH001 og G1c viser eksisterende renseanlegg og Statens Vegvesens overvannssystemet.

Det eksisterende renseanlegget er ikke fullt avdekket. Terratec ble engasjert for å avdekke renseanlegget og utførte nye innmålinger der tilkomst var mulig.

2.2 Nytt renseanlegg

2.2.1 Prosessvalg

Forurensninger og miljøgifter i smeltevann foreligger hovedsakelig i bundet partikler og noe oppløst i vannet. For å bedre kvaliteten på smeltevannet før den slippes ut til omgivelsene ble flere alternative renseløsninger vurdert. En løsning basert på en utvidelse av sedimenteringsbassenget etterfulgt av et utvidet filteranlegg bestående av sand og adsorbenter, ble vurdert som det beste alternativet med hensyn på kostnad, drift og renseevne.

Det anbefales å gjennomføre et overvåkningsprogram som måler vannkvaliteten kontinuerlig på renseanlegget. Overvåkningsprogrammet omfatter måling av smeltevannet for pH, turbiditet og konduktivitet i sedimenteringstrinnet, samt utløpet av filtertrinnet. I tillegg anbefales det å legge til rette for manuell prøvetaking.

Det eksisterende renseanlegget anbefales stort sett beholdt og benyttes for filtrering av overløpsvann ved store smeltevannsmengder/nedbørshendelser.

Se rapport *10205481-RIVA-RAP-001 Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak* for en mer detaljert beskrivelse av prosessvalget.

2.2.2 Dimensjonerende vannmengder

Beregnete smeltevannsmengder er basert på underlag fra Bymiljøetaten over den totale snømengden levert på Åsland og andre deponier i Oslo, og et formelverktøy som legger daggradsmodellen til grunn for smelteintensitet.

Basert på beregningene ovenfor anbefales det at følgende dimensjonerende smeltevannmengde legges til grunn for dimensjoneringen av anlegget:

$$Q_{\text{dim middel}} = 10 \text{ l/s}$$

$$Q_{\text{dim maks}} = 30 \text{ l/s}$$

Se notat *10205481-RIVA-NOT-001 Vannmengdeberegninger* for en mer detaljert beskrivelse av utførte beregninger.

2.2.3 Plasseringer og utforming

To ulike utforminger av renseanlegget ble vurdert for tiltaket basert på funnene i kap.2.2.1.

For begge utformingene er det planlagt en utvidet sedimenteringsbasseng, ca. 500 m³. Utvidelsen av bassenget vil kreve ca. 200 m² av dagens deponiplate.

For at filtertrinnet skal ha optimal ytelse er det behov for et areal ca. 70 m². En åpen og lukket filtersystem ble begge vurdert.

På grunn av vannets strømningsretning ble en åpen filterløsning vurdert plassert på nordsiden av sedimenteringsbassenget. Men denne løsningen ble forkastet på grunn av vanskelig tilkomst for drift og ettersyn.

Derfor ble et lukket filtersystem plassert på sørsiden av sedimenteringsbassenget vurdert som en bedre løsning. Den valgte utformingen er beskrevet i kapittel 2.3.

2.3 Renseanleggets oppbygging

Under følger en beskrivelse av renseanleggets enheter i vannets strømningsretning.

2.3.1 Deponiplate

De groveste partiklene vil ligge igjen på deponiarealet sammen med søppel etc. Det etableres en barkvoll ved innløpet til sedimenteringsbassenget for å skille ut grove partikler. Barken absorberer forurensning og fjernes i forbindelse med våropprydding.

Deponiplaten må planeres slik at alt smeltevann ledes mot lavpunkt nordøst i området. I innløpssonen må deponiplaten justeres noe og fallforholdene tilpasses slik at avløpet styres naturlig inn til bassengets innløpsende. Vollen øst i området må sikres slik at smeltevann ikke renner av terrengoverflaten, men ledes mot renseanlegg.

Manøvreringsarealet/adkomstvei på deponiet er dimensjonert for kjøring med lastebil. Behov for forsterkningslag på området vurderes i forbindelse med anleggsarbeidene. Nytt asfaltdekke skal være vanntett. Se notat 10205481-RIVA-NOT-002 *Tetningstiltak på deponiplaten* for nærmere beskrivelse.

2.3.2 V-overløpsrenne

Det utformes en V-formet renne mellom deponiplaten og sedimenteringsbassenget med ventilstyrt avløp. Rennen skal lede regnvannsavløp fra deponiplaten i omløp utenfor smeltesesong. For å hindre utvasking av forurensning må deponiplaten være rengjort før overløpet tas i bruk. Det legges ventilstyring slik at avløpet under rengjøring kan ledes inn i sedimenteringsbassenget, og ikke direkte ut i overvannssystem.

2.3.3 Sedimenteringsbasseng

Fra deponiarealet ledes vannet til sedimenteringsbassenget. Sedimenteringsbassenget anlegges åpent med rektangulær form. Bassenget utstyres med ledevegg som styrer vannet i en U-strøm. Som et resultat vil både innløpet og utløpet være plassert ved siden av hverandre på sørsiden av sedimenteringsbassenget.

Sedimenteringsbassenget anlegges ca. 500 m² stort. Bassengets bunn holdes på ca. kt. 143,0 som er dagens nivå, mens overkanten heves noe ca. til kt. 144,4. For å øke volumet utformes bassenget med bratte sidevegger.

Innløpet legges i østre del av bassenget, og utformes som en kjørerampe med helning ca. 1:5. Kjørerampen etableres for å kunne benytte maskinelt utstyr til fjerning av sedimenter og rengjøring. Øvrige sidevegger legges med brattest mulig helning ca. 1:1,5. Bunnen legges med svak helning mot utløpet.

Bunnen og kjørerampen støpes av armert betong, mens sideveggene etableres med fiberarmert sprøytebetong. Bassenget må være tett og tåle saltholdig vann (sjøvannskvalitet), f. eks bygges med PE-membran eller en vanntett betongkonstruksjon. Betongen vil sannsynligvis sprekke opp på noe vis, og tetthet oppnås med en bakenforliggende PE-membran.

I utløpsenden av bassenget legges det to-sjikts pukfilter rundt et perforert utløpsrør som skiller ut sedimenter og søppel.

To utløpsrør fra basseng legges på henholdsvis på bunn av bassenget og noe over, på kt. 133,5 (topp rør). Det øverste røret er hovedledningen til neste rensetrinn, mens bunnrøret er avstengt under smeltesesong og benyttes kun for å drenere ut bassenget. Et annet alternativ til drenering kan eventuelt være å etablere et sluk i bassenget.

Volumet i mellom kt.133,5 til kt.144,2 kan brukes til fordrøyning/utjevning.

Sedimenteringsbassenget utstyres med overløp som i prinsippet består av eksisterende renseanlegg. Ved overløpshendelser ledes overløpsvannet via den eksisterende filterkummen og videre ut til Myrerbekken.

2.3.4 *Filtertanker*

For optimal rensing med filter kreves ca. 70 m² overflate ved maks tilrenning. Det foreslås å benytte horisontale tanker som gir mulighet for en fleksibel drift. Tre horisontale tanker med dimensjon ca. D=3 m og L= 8 m gir et samlet filterareal ca. 70 m². En ventilkum foran filtrene fordeler vannet. Generelt skal alle tanker være utstyrt med ventiler på innløp og utløp for muligheten til å koble ut en tank uten at anleggsdriften stoppes.

Tankene kan være av glassfiberarmert polyester (GRP), standardutførelse tilpasset formålet. Utførelse i PE kan også være et alternativ. Det etableres videre et innløps- og et utløpssystem. Utløpet plasseres i bunnen og skal være et perforert rør som er fastmontert til bunnen. Perforert rør omfylles med pukkmasse som dekkes med geotekstil mellom bunnmassen og olivin over. Olivin blir deretter toppet med et lag av sand. Se prinsipptegning GH302 for en nærmere beskrivelse av filtertankene og de ulike filterlagene. En mer detaljert beskrivelse av rensing med filtermasser finnes i rapport 10205481-RIVA-RAP-001 *Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak*.

Påfylling av filtermasse gjøres ved innblåsing gjennom mannhull i toppen. Antall og utforming av mannhullene må være tilstrekkelig for enkel inspeksjon og fordeling av filtermassene. Filterlaget av olivin må legges med tilstrekkelig nøyaktighet, dvs. utlegging innvendig, mens overliggende sandfilter kan legges fra terrengnivå. Tankdiameteren er så stor at den gir mulighet for å legge et lag av grovere filtermasse (f.eks. filtralite) over om ønskelig, som kan forventes å kunne gi økt slamlagringskapasitet. Det vil si lengre intervaller mellom filterskiftene. Mannhullene avdekkes med kjøresterke lokk, fortrinnsvis tette.

2.3.5 *Overbygg og kjeller*

En ventilkjeller anlegges på utløpsiden av tankene. Her monteres ventiler for drift og regulering, mengdemåler og utstyr for analyse og prøvetaking. Det kan også legges mannhull for adkomst til filterkammeret fra kjelleren. I tegning GH002 er det lagt til rette for adkomst til alle tankene via kjelleren. Kjellerstørrelse kan reduseres dersom en fraviker muligheten til adkomst til alle tankene via kjeller.

Over kjelleren bygges et overbygg for nedstigning, el-inntak/fordeling, automatikk/ elektronikk, samt ventilasjonsutstyr som også plasseres i overbygget.

Det etableres sluk i gulvet med avløp til f.eks. kum 3. Eventuelt legges en lensepumpe som kan pumpe avløpsvann fra rengjøring eller prøvetaking tilbake til filterinnløpet.

2.3.6 *Eksisterende avløp*

Det rensede smeltevannet fra filtrene føres videre til det eksisterende ledningsanlegget for smeltevann ved å koble utløpet fra nytt renseanlegg til eksisterende kum 3, som illustrert i plantegning GH002. I kum 3 vil rensed smeltevann og overløpsvann samles. Dimensjonene på ledninger nedstrøms kum 3 er ukjent og bør eventuelt oppdimensjoneres for økt belastning. Det samlede overvannet føres videre til Myrerbekken. Se plantegninger GH001 og G1c for eksisterende ledningsanlegg.

2.4 Styring og overvåking

Forslag til styring og overvåking er utarbeidet på to nivåer som beskrevet nedenfor. Bakgrunnen for valget av to nivåer er for å illustrere muligheter for driftsoptimalisering og kontroll som følger med utvidet styrings- og kontrollmuligheter for driften. Det kan velges mellom grader av automatisering, styring og kontroll/overvåking via automatiske prøvetaking som belyst nedenfor på en måte som imøtekommer målsettingen og myndighetenes krav.

2.4.1 Styring Nivå 1

For *Nivå 1* er styringsmulighetene gitt størst oppmerksomhet, og foreslått løsning gir best mulighet for optimalisering av driften. Løsningen er skjematisk fremstilt på tegning GH303.

Det er lagt vekt på å holde et størst mulig volum i sedimenteringsbassenget, samt å kunne optimalisere filterdriften gjennom individuelle styringer for de tre filterne. Dette er prioriterte målsetninger for løsningen, og oppnås ved å legge inn automatisk styring av vannnivået i sedimenteringsbassenget innenfor fastsatte grenser, slik at volumet mellom nivågrensene benyttes til utjevning av smeltevannstilførselen over døgnet.

I tillegg legges det til rette for individuell nivåregulering av vannstanden på filterne, da det er viktig å ha optimal trykk på filterne, samt holde filtermassene konstant vannmettet. En reguleringsventil i utløpet fra hvert av filterne styres fra vannstanden over filterne og holder denne innenfor innstilte nivågrenser. En mengdemåler på utløpet av filtertankene måler og summerer sammen total rensed smeltevannsmengde.

Styringsfunksjonene er innrettet mot en filterdrift etter følgende modell:

- Ventilene foran filterne holder vannstanden i sedimenteringsbassenget på kontrollstyrt nivå. Vannet til filterne fordeles til de filterne som ikke er avstengt. Motorventilen styres fra nivåføler i sedimenteringsbassenget. I praksis betyr det at når vannstanden synker mot nedre nivå, strupes ventilen og begrenser vannføringen til filterne. Ved stigende vannstand åpnes ventilen suksessivt og slipper mer vann inn til filterne etter en valgt og programmert kapasitetsinnstilling.
- Det kan legges inn en øvre grense på total vannføring tilsvarende f.eks $Q_{\max \text{ dim}}$. Vannmengden måles i mengdemålerne i utløpet fra de tre filterne og summeres til total mengde. Hvis tilrenningen opprettholdes på høyt nivå slippes maksimal vannføring til filterne inntil filtermotstanden eventuelt blir så høy at vannet stiger til nivået for overløp i sedimenteringsbassenget.
- Det kan legges inn varsel ved fullt magasin for eksempel. ca. 10 cm lavere enn overløpsnivået. Ved start av overløp gis alarm.

Det legges individuell styring av hvert filtertank på følgende måte:

- Hvis filtermotstanden er stigende på grunn av tilstopping og/eller økende vannføring, åpner ventilen etter filterne inntil full åpning. Ved fullt åpent ventil er kapasitetsgrensen nådd eller filtermassen så tilstoppet med forurensinger at motstanden overstiger tilgjengelig gradient. Det er da trolig behov for utskifting av filtermediet.
- Hvis filtermotstanden er stigende på grunn av tilstopping og/eller økende vannføring, åpner ventilen etter filterne inntil full åpning. Ved fullt åpent ventil er kapasitetsgrensen nådd eller filtermassen så tilstoppet med forurensinger at motstanden overstiger tilgjengelig gradient. Det er da trolig behov for utskifting av filtermediet.

- Vannføring registreres på mengdemåleren i utløpet ifra filterne.
- Filterne kan også utstyres med falltapsmålere som viser falltapet gjennom filtermediet, dvs. gir et fortløpende bilde på gjentettingen av filtermediet med forurensinger.

2.4.2 Styring Nivå 2

Dette er et sterkt forenklet styringsopplegg med felles nivåregulering og mengdemåling for både sedimenteringsbassenget og alle tre filterne. Det er da behov for bare én motorventil og én mengdemåler. Løsningen er skjematisk fremstilt på tegning GH304. Disse er plassert i fellesledningen etter at rørene er koblet sammen til ett. Systemet er innrettet for følgende drift og styringer:

- Vannivået i sedimenteringsbassenget og vannivået over filterne holdes på samme nivå, og reguleres innenfor fastsatte grenser. Det er motorventilen i fellesledningen etter filterne som regulerer vannivået innenfor satte grenser.
- Mengdemåleren er også plassert i fellesledningen. Den måler og regulerer vannmengden og overstyrer nivået, ved å slippe på mer vann gjennom filterne ved økende vannstand som beskrevet for *Nivå 1*-drift.
- Antall filtre som er i drift kan styres av manuelle ventiler i innløp og utløp fra filterne.
- Mengdefordelingen over filterne kan ikke styres individuelt ved denne løsningen, men vil innrettes automatisk over de filterne som er i drift. Dersom ett filter over en periode er satt ut av drift, vil motstanden over filtermediet forventes å være lavere dette enn for de filterne som har vært i drift. I en periode inntil motstanden er utlignet vil vannføringen gjennom dette filteret være større. Dette utjevnes over tid inntil filtermotstanden er utjevnet og lik gjennom alle 3 filterne.

2.4.3 Overvåking, varsler og utgående alarmer

Anlegget er lagt opp for enkel drift uten behov for kontinuerlig driftstilsyn. I spesielle situasjoner kan det være behov for umiddelbart tiltak dersom alvorlige hendelser inntreffer. Slike kan være hydraulisk overbelastning på grunn av ekstrem smelteintensitet i kombinasjon med kraftig nedbør. Et annet kriterium i forslaget er høy turbiditet som indikerer gjennombrudd i filterne. Forslag til varsler og alarmer er listet i Tabell 1.

Tabell 1. Viser renseanleggets styringsparametere med varsler og alarmer.

Funksjon	Varsel	Alarm
Vannstand i sedimenteringsbassenget <ul style="list-style-type: none"> • Fullt basseng • Overløp 	X	X
Vannføring gjennom anlegget <ul style="list-style-type: none"> • 80% av Q_{max} • 100% Q_{max} 	X	X
Utvalgte vannkvalitetsparametere: <ul style="list-style-type: none"> • Turbiditet • pH 	X	X

2.4.4 Andre overvåkings- og kontrollfunksjoner

Nedenfor følger forslag til andre overvåkings- og kontrollfunksjoner:

- Parametere som foreslås lagt inn for generell driftsoppfølging.
- Mengdemåler i overløpet.
- Vannkvalitetsparametere i utløpsenden av sedimenteringsbassenget
- Varsler og alarmer formidles til vakttelefon.

2.4.5 Oppsummering/konklusjon

Rensefunksjonene er utformet på et relativt enkelt og robust nivå med rommelig dimensjonerte enheter. Det er bare når en nærmer seg maksimal dimensjonerende vannmengde, eller når filtrene nærmer seg metning mht. forurensingsbelastning at det forventes behov for tettere overvåking og oppfølging. Ut fra en slik tenkning anbefaler vi at Nivå 2 (kap. 2.4.2) velges for videre utvikling av prosjektet.

2.5 Prøvetaking

For oppfølging av smeltevannets innhold av miljøgifter og renseltakenes effekt anbefales det å ta prøver. Det bør legges til rette for automatisk og manuell prøvetaking ved sedimenteringsbasseng og etter filtertanker, slik at effekten av de ulike rensetrinnene kan vurderes.

En mer detaljert prøvetakingsplan er beskrevet i *10205481-RIVA-RAP-001 Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak*.

2.6 Andre installasjoner

Gjerde. Sedimenteringsbassenget bør inngjerdes, og det bør videre vurderes å gjerde inn et større område av deponiet.

Vann. Det kan være behov for vannuttak for spyling/rengjøring av deponiareal, kjeller og sedimenteringsbasseng. Videre kan det være nyttig med en servant i overbygg for generell hygiene og vask av utstyr.

Kabelanlegg. Deponiet er belyst med tre lysmaster plassert på vollen. Nytt renseanlegg krever framføring av strøm til styringsenheter, ventilasjon og evt. oppvarming av overbygg.

3 Driftsinstruks

Deponiets drift vil i hovedsak omfatte sesongmessig ettersyn og drift av deponiplaten og renseanlegget. Oppfølging innebærer kontroll av deponiplate, overløpsystem og renseanlegget. Hyppigheten vil påvirkes av sedimentbelastningen og smeltevannsmengder. Dette avsnittet gir en grovmasket innføring i hvordan driftsopplegget kan gjennomføres ut fra beskrevet løsning. En FDV-prosedyre må utarbeides på grunnlag av endelig valgt løsning og drift. Vi ser for oss at driften vil gjennomføres etter følgende opplegg for de enkelte enheter som beskrevet i etterfølgende kapitler.

3.1.1 Deponiplaten

Etter avsluttet smeltesesong må platen rengjøres for strøsand, søppel og bark etc. Det bør brukes støvsugende feiemaskin til rengjøringen, eller helst spyling med rikelig vann. Spylevannet ledes til renseanlegget via sedimenteringsbassenget.

Det er en fordel å rengjøre plata fortløpende etter hvert som den frigjøres under avsmeltingen da det vil redusere belastningen på renseanlegget. Hvis ikke uttak for fylling av spylevogn finnes på stedet bør det etableres.

Eventuelle vinterskader på asfaltdekke bør rettes opp jevnlig.

3.1.2 Sedimenteringsbassenget

Bassenget tappes ned gjennom filterinnløpet ved bunnen av bassenget. Slam og strøgrus fjernes med slamsugebil eller gravemaskin, og bassengets sidevegger og bunnplate spyles rent. Spylevannet ledes til filterne. Ved rent basseng stenges innløpet til filterne og bunnavløpet åpnes. I denne fasen kan den lette delen av ledeveggen eventuelt demonteres for lettere tilkomst av rengjøringsutstyr.

3.1.3 Filteranlegg

Hvis det ikke er behov for å bytte ut filtermediet, stenges filtertankenes innløp og de tømmes for vann.

Er det behov for å skifte ut filtermediet tappes tanken for vann. Filtermassen suges ut gjennom mannhullene med slamsugebil og kjøres til godkjent mottak. Filtermediet fjernes ned til duken over støttelaget rundt rørene.

Når all masse helt ned til duken er fjernet og nye masser skal legges inn bygges nytt filter opp med et lag av olivin og overliggende filtermasse. Olivin-laget må avrettes manuelt og det må forventes behov for egnet pustemaske under denne operasjonen.

3.1.4 Overløpssystem

Overløpskum i basseng tømmes for sand og sedimenter.

Filterkum inspiseres og rengjøres. Filtermedium byttes/suppleres.

4 Referanser

Che, D. 2018. 10205481-RIVA-NOT-001 Åsland snødeponi, Vannmengdeberegninger. s.l. : Multiconsult ASA, 2018.

Mellum, B. 2006. Åsland snødeponi, Detaljprosjekt - beskrivelse. s.l. : Hjeltnes COWI AS, 2006.

Monrabal-Martinez, C. 2018. 10205481-RIVA-RAP-001 Mulige renseløsninger for avrenning fra Åsland snødeponi med anbefaling om tiltak. s.l. : Multiconsult ASA, 2018.

Myreng, H, et al. 2018. 10205481-RIM-RAP-001 Åsland snødeponi, Miljørisikovurdering. s.l. : Multiconsult ASA, 2018.

Solbjør, O. 2018. 10205481-RIVA-NOT-002 Åsland snødeponi, Tetningstiltak på deponiplata. s.l. : Multiconsult ASA, 2018.

Terratec. 2018. Innmåling av eksisterende renseanlegg. 2018.

NOTAT

OPPDRAAG	Åsland snødeponi	DOKUMENTKODE	10205481-RIVA-NOT-001
EMNE	Vannmengdeberegninger	TILGJENGELIGHET	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	Bymiljøetaten	OPPDRAAGSLEDER	Rolf Aase
KONTAKTPERSON	Brede Fagerheim Gilhuus	SAKSBEHANDLER	Duy Che
KOPI		ANSVARLIG ENHET	10106022 Seksjon VA Ryen

SAMMENDRAG

I dette notatet er det beregnet smeltevannmengder for snødeponiet på Åsland.

Beregningene er dels basert på underlag fra Bymiljøetaten om snømengder totalt og dels spesifikt levert til Åsland for siste sesong, som med en spesielt varm og tørr smelteperiode er antatt å gi ekstremverdier mht. smelteintensitet.

Beregningene er dels basert på dette underlaget og dels på formelverktøy som legger daggradsmodellen til grunn. Dette gir flere innfallsvinkler til smelteintensitet og smeltevannmengder med som ventet stor spredning i resultatene. Beregningene er gjort ut fra kunnskap om at deponiarealet vil bli noe redusert som følge av at noe av søndre del er avgitt til Follo-banen for evakuering i påkommende tilfeller.

Bymiljøetaten har satt krav om at renseanlegget skal kunne ta hånd om 4x smeltevannmengden. Dette for å kunne intensivere smeltingen ved behov ved å løsgjøre snøen. Dette er antatt å forekomme bare i perioder med middel eller lavere smelteintensitet. Fra vår side er dette derfor satt til $4 \times Q_{\text{middel}}$.

Det vil inntre spesielt stor avrenning under intens sommerregn dersom plata er mer eller mindre fri for snø. Denne situasjonen gir så stor vannmengde at det er urealistisk å kunne håndtere i et renseanlegg, og avløpet antas å måtte gå i overløp. Det er derfor av stor betydning for forurensingsmengden i et slikt tilfelle at plata holdes løpende fri for grus og slam etter hvert som smeltingen foregår.

Vår konklusjon om smeltevannmengder til renseanlegget er på dette grunnlaget følgende:

$$Q_{\text{dim middel}} = 7-10 \text{ l/s}$$

$$Q_{\text{dim maks}} = 30 \text{ l/s}$$

0	03.10.2018	Til godkjenning hos Bymiljøetaten	DUC	OLS	ROA
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

1 Innledning

I dette notatet har vi gjennomført vurdering av smeltevannmengden fra Åsland snødeponi. Det finnes lite relevant erfaringsgrunnlag/teoretiske modeller som er velegnet for beregning av smeltevannsmengder fra snødeponier. Vi har derfor benyttet flere innfallsvinkler som grunnlag for vår konklusjon om smeltevannsavrenningen fra Åsland snødeponi som det fremgår nedenfor.

2 Grunnlag og forutsetninger

For å finne dimensjoneringsgrunnlag har smeltevannmengden blitt beregnet med to forskjellige metoder:

- Snømengdedata fra Bymiljøetaten – en statistisk oversikt som viser den totale snømengden som har blitt kjørt bort de siste 30 årene. Vi har kun benyttet data for de siste 8 årene, samt gjennomsnittet for de siste 10 årene.
- Daggradsmodellen – en teoretisk beregningsmetode som benyttes blant annet av NVE for å beregne snøens smelteintensitet.

2.1 Dimensjonskriterier

For å beregne avrenningen fra snøen ble det satt følgende kriterier:

Deponiareal: 6500 m² etter reduksjon for utvidet sedimenteringsbasseng, samt Follo-banens beredskapsbehov.

Oppfyllingshøyde: 35 m.

Modellert volumkapasitet deponiplass: 150 000-170 000 m³.

Gjennomsnittlig tetthet av snø levert til deponiet på bil er antatt til: 650 kg/m³ som middelverdi.

Antatt smelteperiode: inntil 240 dager

Graddagsfaktorer er hentet fra NVEs rapport «Retningslinjer for flomberegning, nr. 4, år 2011».

Tabell 1: Værstatistikk for Oslo Blindern målestasjon hentet fra Yr.no. Målingene representerer gjennomsnitt over en 30-års periode er utført ved Blindern målestasjon. Benyttes for beregning av gjennomsnittsverdier.

	Mars	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Normaltemperatur [°C]	-0,2	4,5	10,8	15,2	16,4	15,2	10,8

Tabell 2: Årets værstatistikk (2018) for Oslo hentet fra Yr.no. Målingene representerer en spesielt tørr og varm smeltesesong og er også utført ved Blindern målestasjon. Benyttes for maksimalverdiberegninger.

	Mars	April	Mai	Juni	Juli	August	September
Middeltemperatur [°C]	-2,3	6,5	16,1	17,9	22,2	16,3	12,5

3 Snømengdedata fra Bymiljøetaten

3.1 Grunnlag

Vi har mottatt data for antall lass med snø som Bymiljøetaten har kjørt bort og har blitt deponert på ulike deponier i Oslo de siste 30 årene. Hvert lass har gjennomsnittlig plass til 15 m³. Unntatt for siste sesong er det usikkert hvor mye av dette som har blitt deponert på Åsland. Det er allikevel verdt å bruke dataene for å anslå forventet snømengder og tilhørende smeltevannmengder i framtiden.

Det er videre oppgitt at brøytet snø har tetthet 400 kg/m³, snø lastet opp med snøfreser 550 kg/m³, samt eldre snø 850 kg/m³. I våre beregninger blir det antatt en gjennomsnittstetthet lik 650 kg/m³ av tilkjørt snø som antas å gi resultater på den sikre side. Komprimert i deponiet har vi lagt til grunn en tetthet på 850 kg/m³.

Vi har utarbeidet en modell av en tenkt snøhaug over tilgjengelig areal. Snøhaugens volumkapasiteten er beregnet til å være ca. 150 000 m³. Dette utgjør ca. 200 000 m³ med tilkjørt snø (650 kg/m³) til anlegget. Her er det ikke tatt hensyn til eventuelle nedsmeltingsperioder under vinterdriften.

Tabell 3: Viser snømengden som har blitt kjørt bort i Oslo de siste årene. Det er usikkert hvor mye av dette som har blitt deponert på Åsland. Dataene er mottatt fra Bymiljøetaten.

År	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Gjen.snitt 10 siste år	Modellert snøhaug
Snømengde [m ³]	432810	300960	45000	73385	74854	170366	71971	10695	465705	221216	200000

3.2 Beregning

Smeltevannsmengde har blitt beregnet for en smelteperiode på 240 døgn for all tilkjørt snø i perioden 2010-2018.

Smeltevannmengde, Q i l/s, har blitt beregnet etter følgende formel:

$$Q = \frac{\text{snømengde} \cdot \text{tetthet}}{\text{tid}}, [l/s]$$

Resultatet er presentert i Tabell 4. De beregningene viser at den årlige gjennomsnitt smeltevannsmengden varierer stort fra år til år. Dette skyldes antagelsen om lik smelteperiode uavhengig av snømengder. Det er bare år med snømengde i området 150 000-300 000 m³ snø som gir representativ smeltevannskapasitet for vårt behov.

Tabell 4: Viser gjennomsnittlig avrenning, Q, fra snødeponi basert på grunnlag fra kap.1, samt statistikk fra Bymiljøetaten.

År	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	Gjen.snitt 10 siste år	Modellert snøhaug Åsland
Snømengde	432 810	300 960	45 000	73 385	74 854	170 366	71 971	10 695	465 705	221 216	200 000
Q [l/s]	13,6	9,4	1,4	2,3	2,3	5,3	2,2	0,33	14,6	6,9	6,3

3.3 Beregning for år 2018

For 2018 er det fra BYM oppgitt at det ble deponert 60 000 m³ snø på Åsland. Etter en varm sommer ble det observert at alt snøen var nedsmeltet i midten av juli. Etter en kald mars (6 dager med T > 0°C, hvor den varmeste dagen hadde en middeltemperatur lik 3,5 °C) kan det antas at hovedsmelteperioden var april-medio juli, ca. 105 dager. Det er videre registrert mindre nedbør i 2018 enn normalt.

Antagelser:

Snømengde: 60 000 m³

Smelteperiode: 105 dager

Gjennomsnittlig snøtetthet: 650 kg/m³

Basert på formelen fra kap. 3.2 og gitte antagelser er det beregnet en gjennomsnittlig smelteintensitet lik **4,30 l/s** for Åsland i 2018.

3.4 Beregning framtidig situasjon

Det har blitt oppgitt fra kommunens side at det er ønskelig å kjøre 350 000 m³ snø til anlegget. Dette tilsvarer ca. 228 000 m³ vann. Hvis vi antar en smelteperiode på 240 dager, så gir dette en gjennomsnittlig avrenning lik **11 l/s**.

4 Daggradsmodellen

Etter samtaler med NVE og mangel på relevant grunnlagsinformasjon ble daggradsmodellen benyttet for å beregne snøsmelting. Daggradsmodellen blir ofte benyttet for å beregne snøsmeltingens bidrag til flomhendelser i Norge. Den antas derfor å gi mer representative smeltevannsmengder for sommersesongen.

For daggradsmodellen er følgende formel og inputdata lagt til grunn:

$$S = C_s \cdot T_L$$

S = snøsmelting [mm/døgn]

C_s = daggradskonstant [mm/°C·døgn]

T_L = Estimert lufttemperatur [°C] – for våre beregninger ble normaltemperaturer fra yr.no benyttet.

Daggradsfaktoren C_s er en konstant som forteller smeltemengden per døgn, hvor estimert lufttemperatur er høyere enn 0 °C.

4.1 Grunnlag

I NVEs rapport om «Retningslinjer for flomberegninger» vises det til erfaringstall for C_s for ulike forhold. Erfaringstallene er utarbeidet ved å se på mange ulike snøsmeltehendelser:

Tabell 5: Erfaringstall for daggradskonstanten, C_s , utarbeidet av NVE.

	Tett skog	Noe skog	Snaufjell	Isbre
Perioder uten nedbør	1,5	2	2,5	3,5
Perioder med nedbør	3	4	5	7

Det ble oppgitt fra Bymiljøetaten at snøen som ligger på deponiet har relativt høy tetthet. Det ble derfor antatt at forholdene på deponiet var mest lik forholdene for en isbre. Videre ble det i NVEs rapport om «Snøsmelteintensiteter og graddagsfaktorer, nr. 86, 2017» oppgitt at C_s kunne være opptil 10-15 mm/°C·døgn på ekstreme dager.

For snødeponiet må det tas hensyn til at snøen inneholder forurensninger og salt. Forurensninger minimerer refleksjonen og gjør at snøen tar opp mer energi fra solen. Videre vil salt senke frysepunktet for snøen. Det er allikevel verdt å merke seg at snødeponiet står mye i skyggen. Basert på nevnte faktorer ble det utført en skjønnsmessig vurdering og det ble antatt følgende daggradsfaktor for Åsland snødeponi:

Tabell 6: Skjønnsmessige vurderte daggradskonstanter for Åsland snødeponi.

C_s	Middel	*Maks
Perioder uten nedbør	4	10
Perioder med nedbør	8	12

*Antatt avrenning på svært varme dager.

4.2 Beregning av smelteintensitet med daggradsmodellen

Beregning av smelteintensitet, Q, for framtidig situasjon:

$$Q = S \cdot areal, [l/s]$$

Tabell 7 viser resultatet for beregnet smelteintensitet med daggradsmodellen:

Tabell 7: Resultater basert på grunnlag om deponiareal fra kapittel 2.1 og daggradsfaktorer fra Tabell 6.

	April	Mai	Juni	Juli	August	Sep-tember	Gjennom-snitt	Sum smeltevannmengde m ³ i sesongen
S, perioder uten nedbør, middel [l/s]	1,3	3,2	4,6	4,9	4,6	3,8	3,7	57 000

S, perioder med nedbør, middel [l/s]	2,7	6,5	9,1	9,9	9,1	7,5	7,5	-----
S, perioder uten nedbør, maks [l/s]	3,4	8,1	11,4	12,3	11,4	9,4	9,3	151 000
S, perioder med nedbør, maks [l/s]	4,1	9,7	13,7	14,8	13,7	11,3	11,2	-----

I siste kolonne er smeltevanntmengden i løpet av sesongen (180d) beregnet basert på gjennomsnitt smeltevanntmengde uten nedbør. Nedbørperiodene vil påskynder smeltingen og øke smeltekapasiteten noe.

4.3 Smelteintensitet for år 2018

År 2018 har vært spesiell med mange varmerekorde. Basert på faktiske temperaturer og snø deponert på Åsland har vi prøvd å beregne årets daggradsfaktor og smelteintensitet.

4.3.1 Estimert graddagsfaktor

I dette avsnittet har det blitt forsøkt å estimere daggradsfaktorer for år 2018. Daggradsfaktorene er tilpasset nedsmeltingen av den totale mengden i oppgitt periode.

Antagelser:

Vannekvivalent: 60 000 m³ deponert snø x 650 kg/m³ = 39000 m³ vann

Smelteperiode: 105 dager

Gjennomsnittlig snøtetthet: 650 kg/m³

Snøen dekker hele asfaltplaten i starten av sesongen, men minimerer underveis.

Basert på antagelsene ovenfor ble det utført iterasjoner for å finne passende daggradsfaktorer. Resultatet er vist i Tabell 8. Ved å anta en daggradsfaktor lik 4 for april og 7 for mai, juni og juli får vi en estimert smeltevanntmengde lik 40 375 m³ – samme størrelsesorden som antatt vannekvivalent (39 000 m³). Estimerte daggradsfaktorer er tilpasset nedsmeltingen av den totale mengden i oppgitt periode.

Beregnet daggradsfaktor er høy og skyldes mest sannsynligvis en svært varm sommer.

Tabell 8: Viser antatt smelteforløp for 2018. Daggradsfaktorene ble beregnet ved iterasjon.

	April	Mai	Juni	Juli (halv mnd)
Graddagsfaktor, C _s	4	7	7	7
Deponiareal	6500	6000	3500	500
Temperatur	6,5	16,1	17,9	22,2
S [mm/døgn]	26	113	125	155
Totalt [mm/mnd]	780	3503	3750	2325
Totalt [m ³ /mnd]	5070	21018	13125	1162

4.3.2 Smelteintensitet 27.juli 2018

For å estimere maksimal timeavrenning på varme dager har årets varmeste dag blitt benyttet som utgangspunkt.

Under følger resultatet for beregning av smelteintensiteten på årets varmeste dag. Beregningen baserer seg på døgnets temperaturer, framtidig deponiareal 6500 m², samt graddagsfaktorene 7 (fra kap. 4.3.1) og 10 (Tabell 6). Det er antatt at snøen er fordelt over hele deponiarealet.

Resultatene i Tabell 9 representerer verdier i løpet av én dag med sjelden høy temperatur og dermed stor smeltevanntmengde slik sommeren 2018 var.

Tabell 9: Beregnet smelteintensitet ved ulike klokkeslett for 27.juli 2018.

Tid	06:00	08:00	10:00	12:00	14:00	16:00	18:00	20:00	22:00
Temperatur [°C]	16,2	22,2	25,8	28,6	32,1	34,4	31,5	31,7	27,4
S, C _s =7 [l/s]	8,5	11,7	13,6	15,1	16,9	18,1	16,6	16,7	14,4
S, C _s =10 [l/s]	12,2	16,7	19,4	21,5	24,1	25,9	23,7	23,8	20,6

4.4 Nedbør på deponiarealet i smelteperioden

Daggradsmodellen tar hensyn til nedbør direkte på deponiet, og avrenningen kommer derfor direkte inn i beregningene foran.

Når deponiplaten er delvis fri for snø vil nedbør falle direkte på platen. Hvis platen er dekket med et lag med sand og slam fra smeltingen som inneholder forurensning er sjansen stor for at nedbøren vil kunne vaske ut forurensninger som føres til renseanlegget. Hvis deponiplaten rengjøres vil vi unngå utvaskingen av forurensning, men nedbøren vil likevel belaste anlegget hydraulisk slik at vann går i overløp.

En intens nedbørhendelse som faller direkte på 50 % av asfaltplaten representerer en hydraulisk belastning på:

$$Q = 0,325 \text{ ha} \cdot 0,8 \cdot 200 \text{ l/s pr ha} = 52 \text{ l/s}$$

Denne vannmengden kommer i tillegg til smeltevannmengden fra gjenværende del av deponiet, og slik asfaltplaten er utformet er det ikke realistisk å behandle denne vannmengden i renseanlegget. Det må ledes til overløp i sedimenteringsdammen, eventuelt direkte til utløp.

5 Oppsummering og konklusjon

Resultatene er presentert i en sammenstilling under. Den viser at midlere avrenning fordelt utover smeltesesongen er ca. 4-8 l/s. På varme dager kan smelteintensiteten være opptil 10-12 l/s.

Tabell 10: Estimert smelteintensitet fra beregninger i kap. 3 og 4 gitt som gjennomsnittsverdier og maks med eller uten nedbør.

	Snømengdedata 350-460.000 m ³)	Daggradsmodell, middel, uten nedbør C = 4	Daggradsmodell, middel, med nedbør C = 8	Daggradsmodell, maks, uten nedbør C = 10	Daggradsmodell, maks, med nedbør C = 12
Gjnsnitt [l/s]	6,9	3,7	7,5	9,3	11,2
Maks [l/s]	9,4-14,6	4,9	9,9	12,3	14,8

For å finne maksimal timeavrenning ble det utført en smelteberegning for årets varmeste dag, 27.juli 2018. Den viser en smelteintensitet på henholdsvis 19 l/s (C_s=7) og 27 l/s (C_s=10). se tabell 1.1.

Tabell 11: Estimert maksimal smelteintensitet for 27.juli 2018 gjengitt i kap. 4.3.2.

	Avrenning (27.juli 2018, kl. 16:00)
Daggradsmodell, C = 7 [l/s]	18,1
Daggradsmodell, C = 10 [l/s]	25,9

Det er stor usikkerhet rundt antall smeltesdager, estimerte graddagsfaktorer, samt snøtettheten til snøen som blir deponert på anlegget. Beregningene har heller ikke tatt hensyn til flere forhold bl.a klimaendringer, samt oppvarming fra fjellvegg. Heller ikke smelteperioder i driftsperioden er tatt hensyn til. Med en antatt klimaendring kan disse få større betydning i framtiden.

Ut fra beregninger og nevnte usikkerhet er det nærliggende å anta at gjennomsnitt smelteintensitet for smeltesesongen ligger under 10 l/s. På varme dager kan gjennomsnittlig smelteintensitet variere fra 10-20 l/s. Videre er det ønskelig fra Bymiljøetaten sin side å framprovosere opptil 4 ganger naturlig smelteintensitet ved å løsgjøre/grave i snøen. Vi antar at denne metoden primært benyttes i perioder med gjennomsnittlig eller lavere smelteintensitet, dvs det kan legges til grunn en smeltevannmengde på $4 \times 7,5 = 30$ l/s. For hendelsene med maks smelteintensitet gir dette en smeltevannsmengde i samme størrelsesorden som daggradsmodellen for 27. juli 2018 (25,9 l/s).

Antydte maksverdi tar hensyn til erkjennelsen av at det er problematisk å få både sedimenterings- og utjevningvolum av betydning med de rådende geografiske forhold.

Basert på resultatene anbefales at følgende dimensjonerende smeltevannmengde legges til grunn for dimensjonering av renseanlegget:

$$Q_{\text{dim middel}} = 7-10 \text{ l/s}$$

$$Q_{\text{dim maks}} = 30 \text{ l/s}$$