
RAPPORT

Stendafjellet bergromsdeponi

OPPDRAUGSGIVER

FSG AS

EMNE

Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert
søknad

DATO / REVISJON: 23. september 2020 / 00

DOKUMENTKODE: 610288-RIGm-RAP-019



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	Stendafjellet bergromsdeponi			DOKUMENTKODE:	610288-RIGm-RAP-019
EMNE	Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert søknad			GRADERING:	Åpen
OPPDRAAGSGIVER	FSG AS			OPPDRAAGSLEDER	Øyvind Høvding
KONTAKTPERSON	Karsten Gundersen			UTARBEIDER	Solveig Lone
KOORDINATER	SONE: 32V	ØST: 2972	NORD: 668856	ANSVARLIG ENHET	10233012 Miljørådgivning Vest
GNR./BNR./SNR.	97 / 1 / - / Bergen				

SAMMENDRAG

Fana Stein & Gjenvinning AS (FSG) har drevet ordinært deponi i Stendafjellet siden 2003. Avfallet som deponeres er hovedsakelig forurensede gravemasser og bygningsavfall. De åtte fjellhallene i første byggetrinn er nå fylt opp, og FSG ønsker å sette i gang med 2. byggetrinn av anlegget. Dette byggetrinnet består av 8 store fjellhaller og 2 mindre haller.

Det søkes om tillatelse til mottak og deponering av avfall som forurenset jord/løsmasser, boreslam, betong, tegl og takstein, porselen og keramikk, blåsesand og kostemasser, blandet glass og mineralull. De fleste avfallsfraksjonene tilhører kategori 2 (ordinært avfall), men det er også noen fraksjoner i kategori 3 (inert avfall). Deponivolum for byggetrinn 2 er på 1,9 mill. m³ (3,7 mill. tonn), og det søkes om å motta en årlig avfallsmengde på 350 000 tonn. Planlagt driftstid er 2020–2040.

Deponiet ligger inne i fjellet, og det produseres derfor langt mindre sigevann enn i et utendørs deponi. Sigevannet som samles opp i bunnen av hallene ledes ved selvføll til en kum på utsiden av fjellet. Herfra pumpes sigevannet til eksisterende offentlig spillvannsnett og videre via Flesland renseanlegg til dyputslipp i Raunefjorden.

Måling av grunnvannsnivå i brønner rundt fjellanlegget viser at det er innadrettet grunnvannsgradient mot bergrommene, men den nye Lyshorntunnelen på E39 som krysser under fjellhallene gjør at deler av anlegget kan drenere mot tunnelen. Tunnelen er derfor prosjektert med et system der alt innlekkasjevann fra området under fjellhalldeponiene samles opp. Prøvetaking av dette vannet inngår i overvåkingsprogrammet for fjellhallene, og dersom det påvises forurensning vil dette vannet pumpes tilbake til fjellhallene og håndteres som sigevann. Det er utarbeidet forslag til kriterier for å kunne beslutte i hvilke tilfeller lekkasjevannet skal pumpes tilbake til deponiet. Med disse hydrogeologiske forholdene vil ikke sigevann kunne spre seg ukontrollert til omkringliggende områder.

Utført risikovurdering viser at deponering i bergrommene i Stendafjellet ikke vil ha skadelige konsekvenser for jord, vann eller biota, verken på kort eller lang sikt. Stendafjellet ligger i et geologisk stabilt område. Bergmassivet består av stabile bergarter, med få sprekker og svakhetssoner. Det er ikke registrert svakhetssoner eller sprekker av betydning i området hvor deponeringen skal foregå.

I de eksisterende fjellhallene er det ikke etablert dobbel bunntetting. Det er utført en miljørisikovurdering for 2. byggetrinn som konkluderer med at sigevann ikke kan spres ukontrollert til grunnvann. Det søkes derfor om unntak fra krav om dobbel bunntetting også for 2. byggetrinn.

I det eksisterende løyvet er det også gitt fritak fra avfallsforskriftens krav om utlekkingsstest. Dette fritaket ønskes videreført. Dette vil være forsvarlig fordi avfallet i svært liten grad vil være i kontakt med vann etter at det er deponert, og det er dermed ikke noen reell utlekkingsfare. I tillegg skal det ikke deponeres farlig avfall i deponiet.

Det er utarbeidet en plan for drift og overvåking i driftsfasen, samt en plan for avslutning og etterdrift.

00	23.09.2020		Solveig Lone	Ø. Høvding	Ø. Høvding
REV.	DATO	BESKRIVELSE	UTARBEIDET AV	KONTROLLERT AV	GODKJENT AV

INNHOLDSFORTEGNELSE

1	Innledning	6
1.1	Historikk	6
2	Opplysninger om søkervirksomheten.....	7
3	Hva det søkes om.....	7
3.1	Avfallstyper	7
3.2	Avfallsmengder og deponikapasitet	8
4	Lokalisering og beskrivelse av anlegget	9
4.1	Eksisterende deponihaller, hall 1-8.....	10
4.2	Nye deponihaller, hall 9-18.....	10
4.3	Øvrige anlegg	11
4.4	Håndtering av sigevann	13
4.5	Håndtering av avrenning fra øvrige deler av fjellanlegget	14
4.6	Flesland renseanlegg	14
4.7	Transport	14
4.8	Lukt og støy.....	14
5	Miljørisikovurdering	16
5.1	Avfallskarakterisering	16
5.1.1	Sigevannskvalitet	16
5.1.2	Mengder sigevann	18
5.1.3	Årlige utslipp via sigevann.....	19
5.2	Mulige spredningsveger for forurensede stoffer fra avfallet.....	20
6	Stedsspesifikk risikovurdering.....	21
6.1	Geologisk vurdering	21
6.1.1	Berggrunn	21
6.1.2	Oppsprekking.....	22
6.1.3	Svakhetssoner	22
6.1.4	Berggrunnens hydrauliske egenskaper	24
6.1.5	Seismisk aktivitet	25
6.2	Geomekanisk vurdering. Stabilitet av bergrommene	26
6.2.1	Drivemåte og sikringsmetodikk i hallene	26
6.2.2	Stabilitet på kort sikt	26
6.2.3	Stabilitet i deponerte masser	27
6.2.4	Stabilitet på lang sikt.....	27
6.3	Hydrogeologiske vurderinger og transportkarakterisering.....	27
6.3.1	Hydrologi.....	27
6.3.2	Permeabilitet	28
6.3.3	Innlekkasje	29
6.3.4	Grunnvannspåvirkning som følge av bergrom i Stendafjellet	31
6.3.5	Risiko for oppbygging av vanntrykk i deponiet	34
6.3.6	Langsiktig vurdering	34
6.4	Geokjemiske vurderinger.....	34
6.4.1	Berggrunnen	34
6.4.2	Grunnvannet	34
6.4.3	Geokjemisk vurdering av avfallet.....	38
6.5	Vurdering av virkning på potensielt påvirkede økosystem	38
6.5.1	Vannbalanseberegninger	38
6.5.2	Terrenget over bergrommene	39
6.5.3	Plante- og dyreliv	39
6.5.4	Risiko for spredning til drikkevannsbassenget	39
6.5.5	Private brønner nedstrøms bergrommene	40
6.5.6	Resipienter	41
6.5.7	E39 Lyshorntunnelen	43
6.6	Risikoanalyse.....	43
6.6.1	Risikoanalyse på kort sikt	44
6.6.2	Risikoanalyse på lang sikt	46
7	Avvik fra krav i avfallsforskriften.....	48
7.1	Avvik fra krav om dobbel bunntetting	48

Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert søknad

7.1.1	Miljørisikovurdering	48
7.2	Øvrige avvik fra avfallsforskriften	49
7.2.1	Avvik fra overvåking	49
7.2.2	Krav til utlekkingstest	49
8	Plan for drift og overvåking	49
8.1	Program for overvåking av grunnvann og sigevann	49
8.2	Overvåking av mulig gassdannelse fra deponiet	50
8.3	Overvåking av resipienter	50
9	Plan for avslutning og etterdrift	50
10	Finansiell garanti	50
11	Vurdering av utslipp av sigevann opp mot vannforskriften	51
12	Vurdering av tiltaket opp mot naturmangfoldloven	51
13	Konklusjon - Søknad	51
14	Referanser	52

Tegninger

610288 -RIGm-TEG	-001	Plan overvåkingsbrønner/prøvepunkt
-RIGberg-TEG	-G5	Oversiktstegning. Geologiske lineamenter (terreng)
617244-RIVA-TEG	-GH101A	Oversiktstegning. Eksisterende og planlagt VA-infrastruktur
	-GH102B	Oversiktstegning. Planlagt sigevannsledning

Vedlegg

Vedlegg A	Stendafjellet bergromsdeponi. Overvåking av sigevann og grunnvann – Årsrapport for 2019. Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-021, datert 17. januar 2020
Vedlegg B	Stendafjellet bergromsdeponi. Beskrivelse av overvåkingsbrønner. Hydrogeologiske vurderinger og kjemiske analyser av grunnvann. Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-020, revisjon 01, datert 15. september 2020
Vedlegg C	FSG AS. Måling av innlekkasje i fjellhall 14
Vedlegg D	Grunnvannsnivå i BR21, BR23–BR27, BR29 og BR30
Vedlegg E	Overvåking av grunnvann og sigevann. Analyseresultater
Vedlegg F	FSG AS. Plan for drift og overvåking. Oversikt prosedyrer
Vedlegg G	Stendafjellet bergromsdeponi. Måleprogram. Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-015, revisjon 03, datert 6. mars 2020.
Vedlegg H	Stendafjellet bergromsdeponi. Plan for avslutning og etterdrift. Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-022, revisjon 00, datert 21. september 2020

1 Innledning

Fana Stein & Gjenvinning AS (FSG) har drevet ordinært deponi i Stendafjellet siden 2003. Avfallet som deponeres er hovedsakelig forurensede gravemasser og bygningsavfall. De åtte fjellhallene i første byggetrinn er nå fylt opp, og FSG ønsker å sette i gang med 2. byggetrinn av anlegget. Per i dag drives det etter en midlertidig tillatelse til å deponere i hall 14 i 2. byggetrinn (tillatelsesnr. 2019.1103.T).

I 2018 utarbeidet Multiconsult søknad om utslippstillatelse for 2. byggetrinn¹. I brev av 3. mars 2020 har Miljødirektoratet bedt om supplerende opplysninger i en oppdatert søknad². Det er bl.a. bedt om utfyllende opplysninger med en stedsspesifikk risikovurdering som beskrevet i avfallsforskriften, kapittel 9, pkt. 2.6.1 i vedlegg II.

Denne rapporten er en oppdatert søknad med supplerende informasjon som etterspurt av Miljødirektoratet, inkludert en stedsspesifikk risikovurdering etter avfallsforskriften og en oppdatert miljørisikovurdering som grunnlag for søknad om unntak fra kravet om dobbel bunntetting. Søknaden erstatter den opprinnelige søknaden.

1.1 Historikk

Siden 2003 har FSG hatt tillatelse etter forurensingsloven til å drive et ordinært avfallsdeponi for hovedsakelig forurensede løsmasser i Stendafjellet i Bergen. Tillatelsen gjaldt fjellhallene i byggetrinn 1 (hall 1–8) og er revidert flere ganger, siste gang 27. juli 2012³.

I siste revisjon ga tillatelsen FSG adgang til å deponere inntil 350 000 tonn årlig av avfall i kategori 2 (ordinært avfall) og kategori 3 (inert avfall), samt enkelte avfallsfraksjoner i kategori 1 (stabilt, ikke-reaktivt farlig avfall).

FSG har fått regulert et tilstøtende område nord for fjellhallene i byggetrinn 1, hvor det er planlagt utsprenging av 10 nye fjellhaller⁴ (hall 9–18). Steinen som tas ut skal benyttes som råstoff til FSGs underjordiske pukkverk i Stendafjellet. Bergen kommune godkjente reguleringsplanen 15. juni 2016 (Planid: 62930000).

Hall 14 er ferdig utsprengt, og i desember 2019 ga Miljødirektoratet tillatelse til deponering i denne fjellhallen. Tillatelsen ble revidert i august 2020⁵ og gjelder for deponering av inntil 500 000 tonn ordinært avfall fram til 31. desember 2021.

Før deponiet i Stendafjellet ble etablert ble det utført en konsekvensutredning⁶ som ble ferdigstilt i 2002. I 2003 ble det utført en oppdatert stedsspesifikk risikovurdering for eksisterende haller⁷. De nye hallene i byggetrinn 2 ligger i det samme fjellmassivet, og relevante vurderinger fra den gang er også tatt med i vurderingene for de nye hallene i konsekvensutredningen fra 2014⁴ og i foreliggende rapport.

¹ Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-016, datert 28. september 2018, *Søknad om utslippstillatelse*

² Miljødirektoratet, brev av 3. april 2020, referanse 2019/5337, *Anmodning om opplysninger til søknad om deponering – Fana Stein og Gjenvinning AS*

³ Fylkesmannen i Hordaland, saksnr. 09/7334-471, datert 27. juli 2012. *Tillatelse etter forurensningsloven til Fana Stein og Gjenvinning AS for deponering av avfall i bergromsdeponi i Stendafjellet i Bergen kommune.*

⁴ Multiconsult-rapport 614041-PLAN-RAP-002, datert 14. september 2015, *Planbeskrivelse med konsekvensutredning for Stendafjellet masseuttak og avfallsdeponi*

⁵ Miljødirektoratet, brev av 3. desember 2019, referanse 2019/5337, *Vedtak om midlertidig tillatelse til deponering i fjellhall 14 i Stendafjellet bergromsdeponi for Fana Stein & Gjenvinning AS.*

⁶ Asplan Viak Bergen a.s, *Fana Stein & Gjenvinning AS. Stendafjellet og Rå næringspark/Høiebø. Konsekvensutredning*, datert 27. november 2002.

⁷ Multiconsult, avd. NOTEBY, 2003. Rapport nr. 610125-2, datert 1. oktober 2003. FSG AS. *Stendafjellet bergromsdeponi. Oppdatert risikovurdering*

2 Opplysninger om søkervirksomheten

Opplysninger om søkervirksomheten og andre nøkkelopplysninger er gitt i Tabell 2-1.

Tabell 2-1: Nøkkelopplysninger.

Navn, adresse m.v.	
Navn på virksomheten:	Fana Stein & Gjenvinning AS
Organisasjonsnr.:	980348466
Adresse:	Fanavegen 221, 5239 Rådal
Kontaktperson:	Karsten Gundersen (daglig leder)
Telefon og e-post	+47 934 14 410 / karsten@fsg.no
Diverse opplysninger	
Kommunenr. og kommunenavn:	1201 Bergen
Oversikt over grunneiere – Gnr/Bnr.	97/1 Hordaland fylkeskommune 119/7 Torstein Haugen 119/34 Ingvald Johan Moe 120/3 Per Tormod Sørås 121/234 Bergen kommune Bare underjordiske deler av eiendommene berøres. Fana Stein & Gjenvinning AS eier innholdet i deponirommene.
Reguleringsformål:	Masseuttak og avfallsdeponi i fjell. Bergen kommune, planid 62930000
Eksisterende utslippsløype:	Miljødirektoratet, tillatelsesnr. 2019.1103.T, datert 25. august 2020

3 Hva det søkes om

Søknaden gjelder nytt utslippsløype (videreføring av eksisterende deponi, byggetrinn 2) for deponi i kategori 2 (ordinært avfall). Nærmere beskrivelse av avfallstyper, avfallsmengder, deponikapasitet og driftstid er gitt under.

3.1 Avfallstyper

FSG søker om tillatelse til mottak og deponering av avfallsfraksjonene som er listet i Tabell 3-1. De fleste avfallsfraksjonene tilhører kategori 2 (ordinært avfall). I tillegg er det et par fraksjoner i kategori 3 (inert avfall).

Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert søknad

Tabell 3-1: Avfallsfraksjoner som ønskes deponert i Stendafjellet. Avfallsstoffnummer er hentet fra NS 9431:2011, mens EAL-koder er hentet fra vedlegg 1 til kapittel 11 i avfallsforskriften.

Avfallsstoff- nummer	Type avfall	EAL-kode	Beskrivelse
Inert avfall (kategori 3)			
1399	Blandet glass	17 02 02	Glass (som ikke kan gjenvinnes)
1617	Mineralull	17 06 04	Isolasjon/mineralull
Ordinært avfall (kategori 2)			
1604	Forurensede masser	17 05 04	Forurenset jord/løsmasser
1604	Forurensede masser	01 05 04	Ferskvannsholdig borevæske og boreavfall (boreslam)
1611	Betong uten armeringsjern	17 01 01	Betong, murstein, takstein, porselen og keramikk
1612	Betong med armeringsjern	17 01 07	
1613	Tegl og takstein	17 01 02 17 01 03	
1614	Forurenset betong og tegl	17 01 07	
1618	Keramikk og porselen		
1672	Blåsesand	12 01 17	Blåsesand uten farlige stoffer
9916	Gateoppsop	20 03 03	Kostemasser, avfall fra gaterengjøring
9917	Shredderavfall	19 10 04	Avfall fra oppmaling av metallholdig avfall (mineralmasse)
9918	Ristegods, sandfang, silgods	19 08 02	Sandfangsavfall

3.2 Avfallsmengder og deponikapasitet

Frem til revidert tillatelse i 2012 hadde FSG tillatelse til å deponere inntil 250 000 tonn avfall per år. I revidert tillatelse ble dette endret til inntil 350 000 tonn avfall per år. Den nye reguleringsplanen inneholder ikke begrensinger på årlig mengde som kan mottas ved deponiet, men det er satt en begrensning på at det ikke kan fylles høyere enn til kote 118 i fjellhallene.

Avfallet som mottas ved anlegget består i all hovedsak av forurenset jord fra bygge- og anleggsprosjekter på Vestlandet, og antallet prosjekter som genererer denne typen overskuddsmasser forventes å være noenlunde stabilt i årene fremover. Det søkes derfor om at det også i den nye tillatelsen gis adgang til å deponere inntil 350 000 tonn per år.

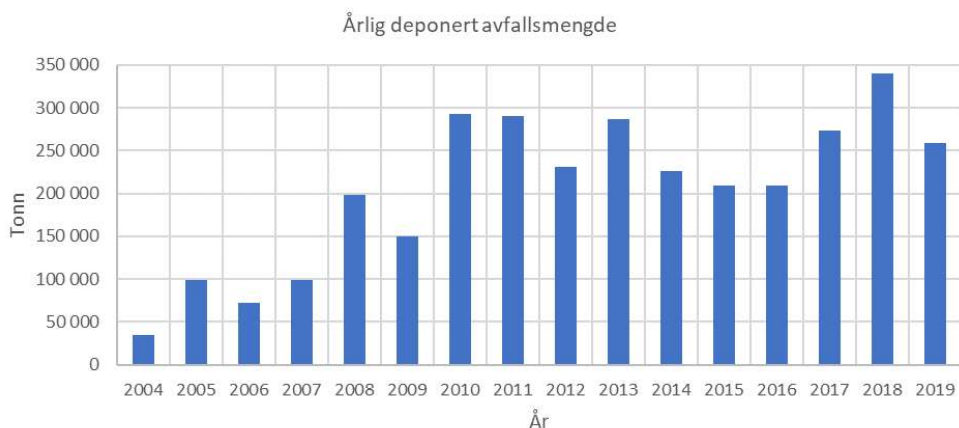
Teoretisk deponikapasitet for byggetrinn 1 og 2, samt totalt, er vist i Tabell 3-2. Per 31. desember 2019 var ca. 47 % av det totale deponivolumet brukt.

Tabell 3-2: Teoretisk deponikapasitet ved oppfylling til kote +118.

Deponikapasitet	Byggetrinn 1	Byggetrinn 2	Totalt
Totalt volum bergrom (mill. m ³)	2,2	2,5	4,7
Teoretisk deponivolum (mill. m ³)	1,6	1,9	3,5
Deponikapasitet ¹ (mill. tonn)	3,3	3,7	7,0
Oppfylt per 31.12.2019 (mill. tonn)	3,271	0	3,271
Fyllingsgrad per 31.12.2019	100 %	0 %	47 %
Driftstid	2003 - 2019	2020 - 2040	2003 - 2040

¹ Antatt gjennomsnittlig egenvekt på 2 tonn/m³.

Hvor mye som fylles inn per år vil variere med behovet i markedet (se historisk oversikt over årlig innfylling i Figur 3-1), men det antas at deponiet (byggetrinn 2) vil ha en levetid på ca. 20 år (til 2040). Dette tilsvarer en gjennomsnittlig årlig innfyllingsmengde på 190 000 tonn.



Figur 3-1: Oversikt over årlige deponerte avfallsmengder. Per 31. 12.2019 er det deponert ca. 3,3 mill. tonn.

4 Lokalisering og beskrivelse av anlegget

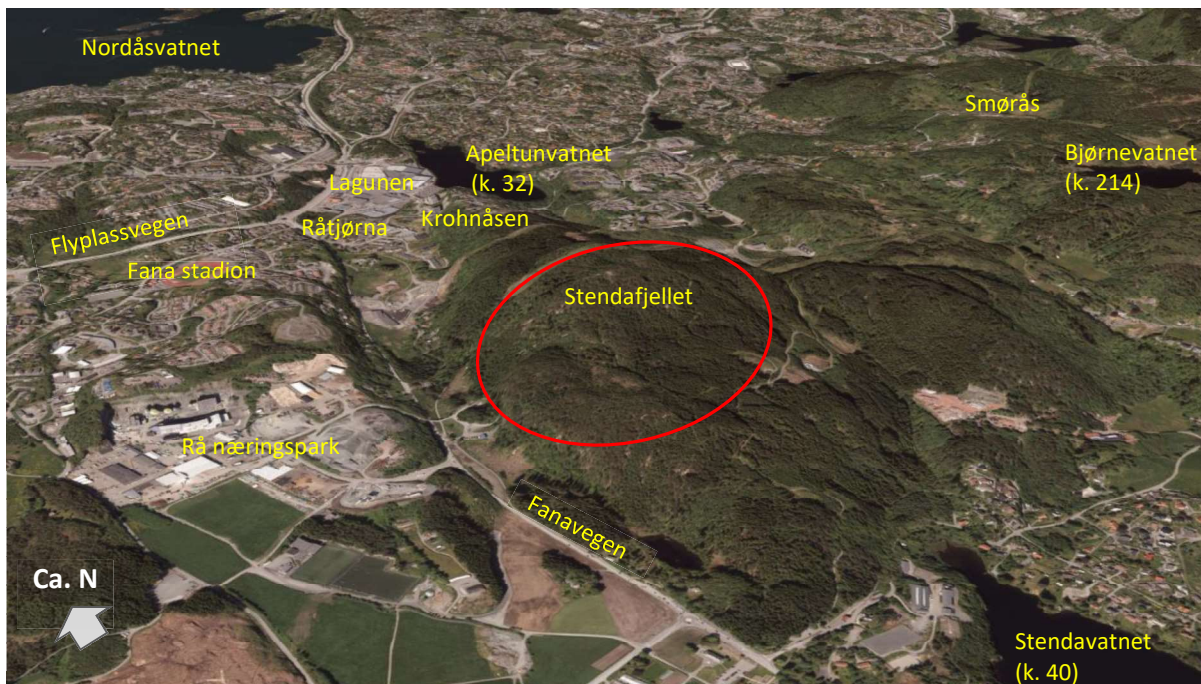
I det etterfølgende gis en kort beskrivelse av anlegget. For ytterligere detaljer vises det til «Planbeskrivelse med konsekvensutredning for Stendafjellet masseuttak og avfallsdeponi»⁴, som ble utarbeidet i forbindelse med den gjeldende reguleringsplanen.

Fjellanlegget ligger i Stendafjellet, ca. 12 km sør for Bergen sentrum (luftlinje). Det ligger like øst for Fanavegen, og strekker seg mot Krohnåsen i nord, se Figur 4-1. Anlegget, som i sin helhet ligger under bakken, ligger i hovedsak på Gnr/Bnr. 97/1 i Bergen kommune. Området er iht. gjeldende reguleringsplan regulert til masseuttak og avfallsdeponi i fjell. Anlegget har adkomst via den nedlagte fyllplassen i Rådalen (på vestsiden av Fanavegen) og på bru over Fanavegen, se Figur 4-2.

Fjellanlegget består av to hoveddeler;

- ytterst i sørvest et pukkverk med tilhørende hall for knusere og transportbånd, siloanlegg og tunnelsystemer for adkomst og nisjer for pålasting
- lenger inne i fjellet selve deponirommene (fjellhallene) der stein til pukkverket blir tatt ut og avfall deponert (se Figur 4-2).

Hele fjellanlegget (1. og 2. byggetrinn), inkludert pukkverk og interne kjøreveier, har et areal på om lag 250 daa (250 000 m²). Fjelloverdekningen varierer fra ca. 40 m til ca. 80 m over hallene. Maksimal fyllingshøyde for forurensede masser er iht. reguleringsplanen opp til kote 118.



Figur 4-1: Oversiktsfoto over området. Fjellhallene ligger under bakken i Stendafjellet (markert med rødt). Se Figur 4-2 for detaljer. (kartkilde: <https://www.norgebilder.no>, 3D).

4.1 Eksisterende deponihaller, hall 1-8

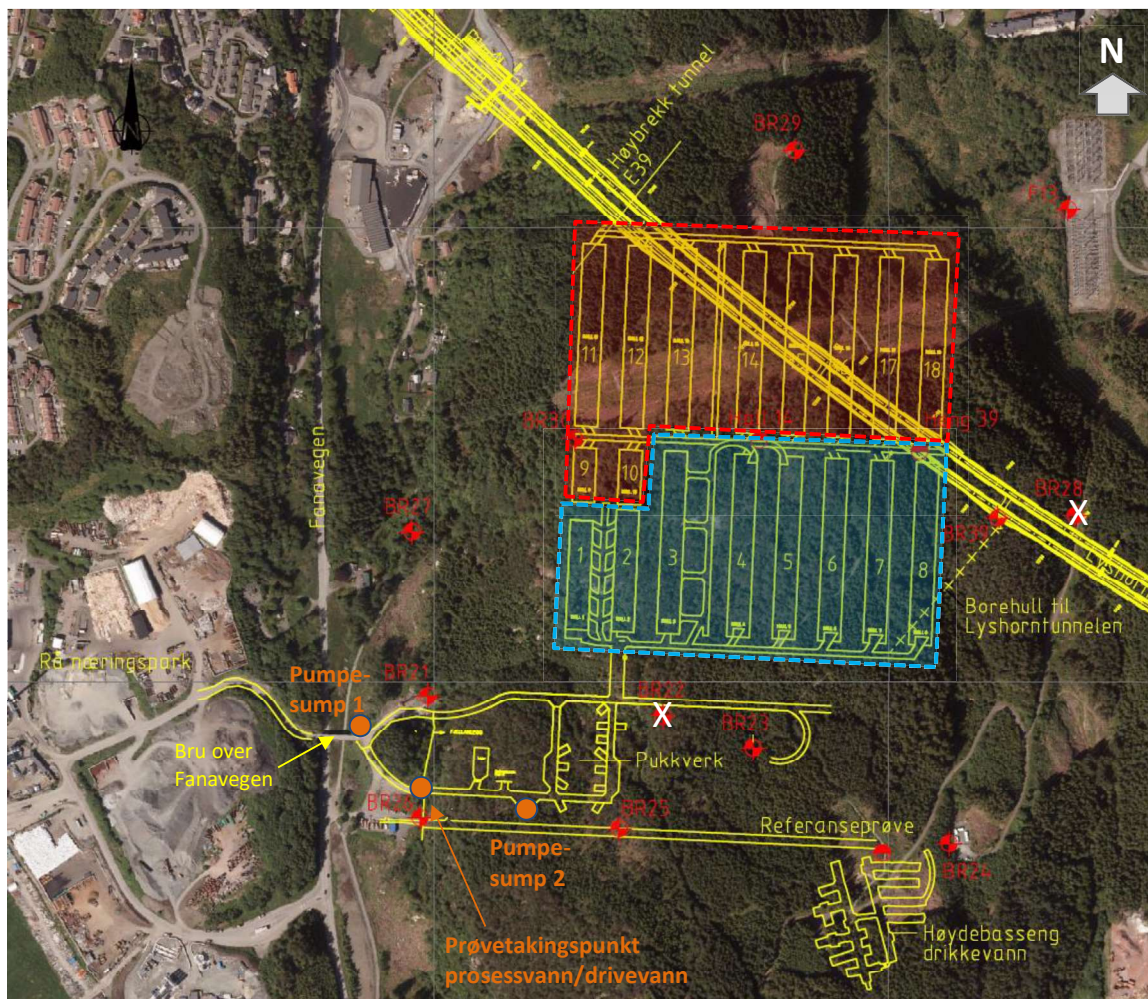
Byggetrinn 1 av anlegget (nåværende deponi) består av 8 fjellhaller (1-8), se Figur 4-2. Fjellhallene dekker et areal på ca. 36 400 m². Hallene er ferdig oppfylt med forurensede masser.

Fjellhallene i byggetrinn 1 har utsprengt såle på ca. kote 73 og heng (tak) på kote 129–133.

4.2 Nye deponihaller, hall 9-18

Byggetrinn 2 består av 8 store fjellhaller (11-18) og 2 mindre haller (9 og 10), se Figur 4-2. Hver av de store fjellhallene er planlagt med et areal på 25 m x 200 m. Høyden av hallene vil være ca. 55–60 m. De små hallene er planlagt med en lengde på ca. 60 m. Ferdig utbygd vil fjellhallene i byggetrinn 2 dekke et areal på ca. 43 000 m². Uttak av stein til pukkverket har startet, og hall 14 er ferdig sprengt ut. I tråd med den midlertidige tillatelsen⁵ er det også startet opp med deponering i hall 14.

Fjellhallene i byggetrinn 2 får utsprengt såle på kote 74–76. Dvs. høyere enn hallene i byggetrinn 1, slik at det blir selvfølgelig fra ny del av anlegget til gammel del av anlegget, og heng på kote 129–134, se prinsipp i Figur 4-3 og Figur 4-4.



Figur 4-2: Illustrasjon som viser byggetrinn 1 (blått) og byggetrinn 2 (rødt). BR22 ble ødelagt under byggingen av anlegget, mens BR28 ble utsatt for hærverk i 2016. Disse brønnene er ikke erstattet. BR29 ble installert i 2019, og BR30 i 2020. F13 er en fjellbrønn som har inngått i Statens vegvesen sin overvåking av byggingen av Lyshorntunnelen.

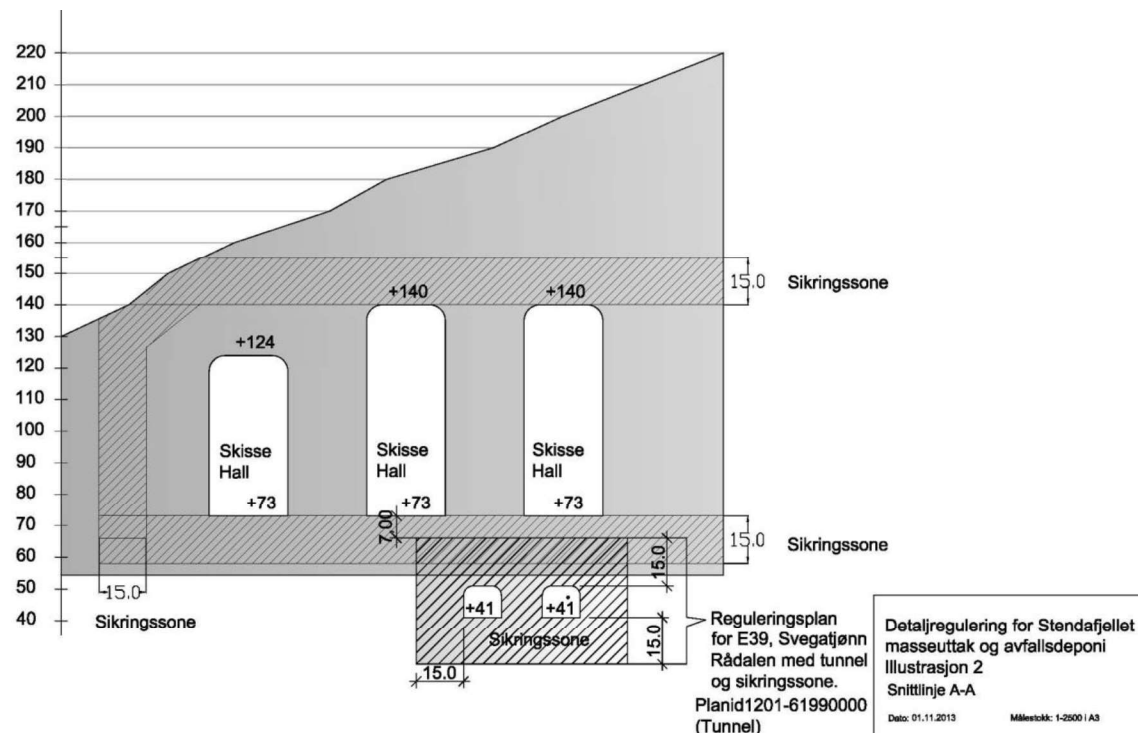
4.3 Øvrige anlegg

Den nye Lyshorntunnelen på E39 passerer under fjellanlegget, se ca. lokalisering i Figur 4-2 og tegning 610288-RIGberg-TEG-G5. Sålen av vegtunnelen ligger på kote 41, og det er regulert inn en sikringssone på totalt 22 m mellom bunn av fjellhallene og topp av vegtunnelen (se Figur 4-3). Fram til E39 Lyshorntunnelen ble bygget var laveste nivå i hele fjellanlegget en pumpesump på kote 63 lengst sør og ytterst i fjellanlegget, se pumpesump 2 i Figur 4-2. Tunnelen var ferdig utsprengt ca. mai 2019, mens sprengningsarbeidet under selve fjellanlegget pågikk i perioden rundt desember 2018 – januar 2019⁸.

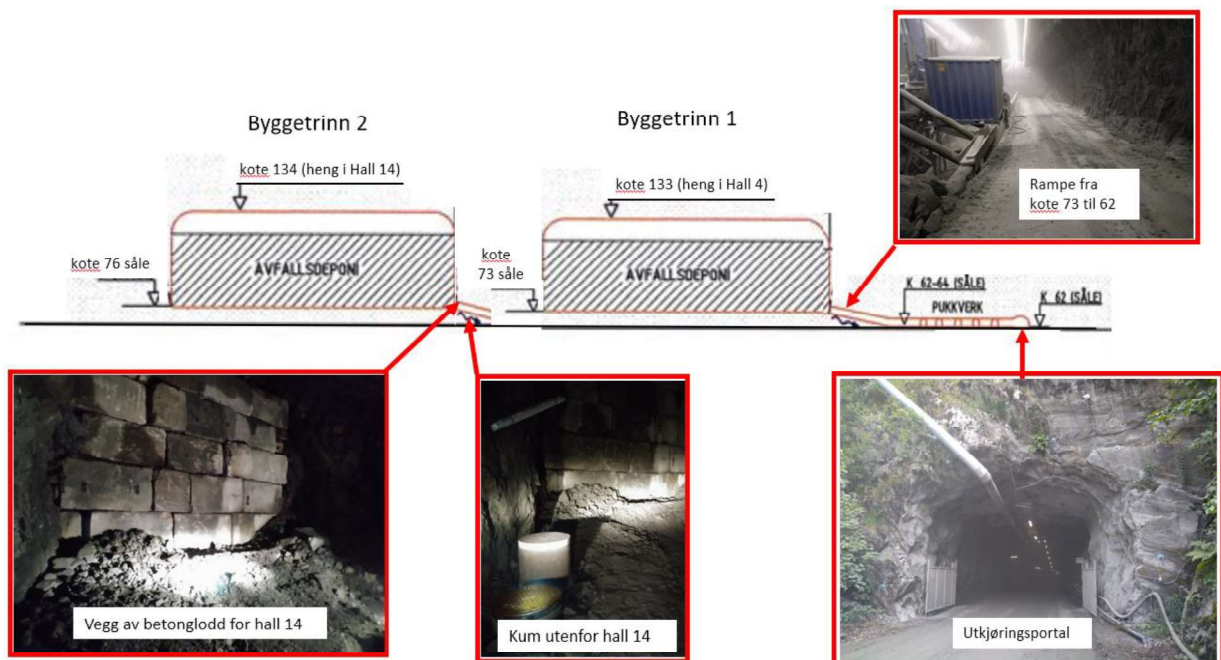
Det er ingen nabobebyggelse i nærheten av fjellanlegget, men 250-300 m sør for fjellanlegget ligger et kommunalt drikkevannsbasseng, se Figur 4-2. Bassenget har vannnivå på kote 123 og bunn på kote 118. Det er dette drikkevannsbassenget som er årsaken til at det ikke skal fylles høyere opp enn kote 118 i fjellhallene, da dette gjør at det ikke er fysisk eller teoretisk mulig å spre forurensning via grunnvannet til drikkevannsbassenget.

⁸ Multiconsult-rapport 615983-RIGm-RAP-020, datert 28. september 2018, E39 Svevatjørn-Rådal. Årsrapport 2019.

Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert søknad



Figur 4-3: Prinsippskisse som viser snitt med fjellhaller i Stendafjellet, sikringssoner og regulert tunnel E39 Svegatjørn-Rådal (Lyshorntunnelen). Avstanden mellom gulvet i fjellhallene og taket i Lyshorntunnelen er over 20 m (figur hentet fra konsekvensutredningen⁴). Høydene av hallene er noe justert under bygging.



Figur 4-4: Prinsippskisse som viser lengdesnitt gjennom hall 14 i byggetrinn 2 og hall 4 i byggetrinn 1. Fjellhallene i byggetrinn 2 får utsprengt såle på et høyere nivå enn hallene i byggetrinn 1, slik at det blir selvfalt fra ny del av anlegget til gammel del.

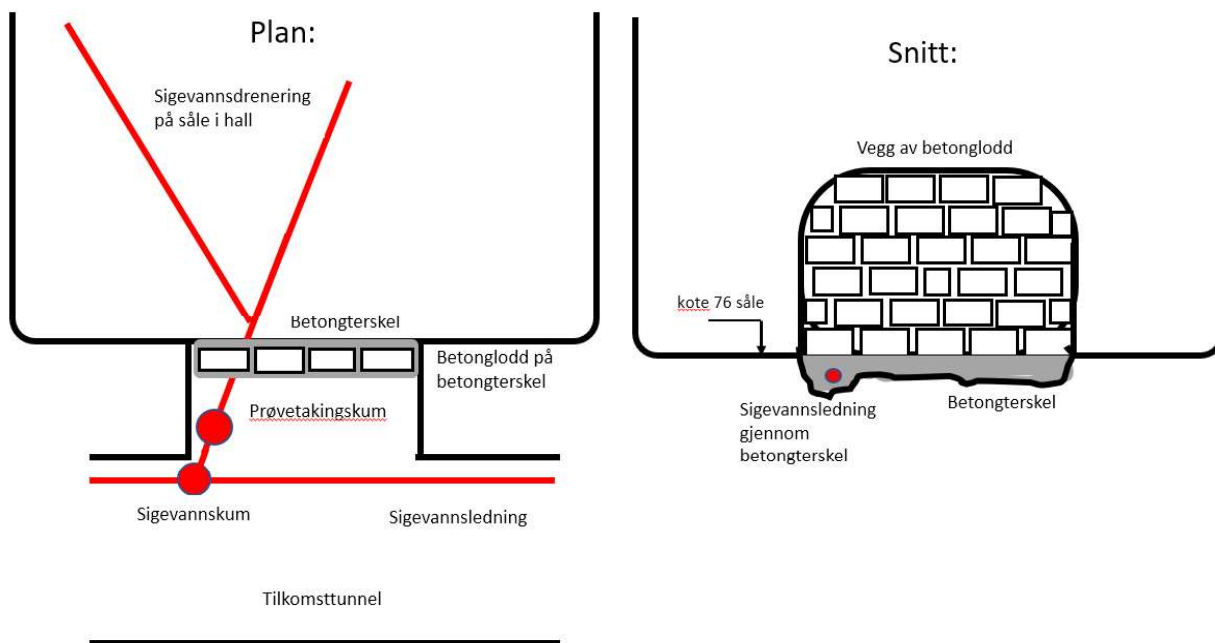
4.4 Håndtering av sigevann

Deponiet ligger inne i fjellet, og det produseres derfor langt mindre sigevann enn i et utendørs deponi. Sigevannet består av vann som drypper inn i deponihallene fra tak og vegger, samt eventuelt overskuddsvann i massene som deponeres.

I byggetrinn 2 er fjellhallene prosjektert slik at områder med innlekkasje av vann fra tak vil bli injisert (tettet) slik at innlekkasjen reduseres/stanses.

Sigevann samles opp ved at bunnen i hallene legges med fall mot et oppsamlingspunkt, se Figur 4-5. Vannet renner av på bergoverflaten, og i enden av hver fjellhall er det laget en kunstig barriere (betongterskel) som gjør at sigevannet ikke kan renne ukontrollert ut av hallen. I stedet samles vannet i hver fjellhall opp ved terskelen og dreneres ut via en drensledning til en kum på østsiden av broen over Fanavegen (pumpesump 1 i Figur 4-2, «Tanken»). Se også vedlagte tegninger 617244-RIVA-TEG-GH101A og -GH102B som viser oversikt over eksisterende og planlagt VA-infrastruktur, samt oversikt over planlagt sigevannsledning. Fra pumpesumpen pumpes sigevannet over broen til et høybrett i Rå Næringspark og slippes på eksisterende offentlig spillvannsnett ved pumpestasjonen i Pålamyra. Dette spillvannsnettet håndterer i dag sigevann fra de gamle kommunale bossdeponiene, og vannet ledes via Flesland renseanlegg til dyputslipp i Raunefjorden. Se beskrivelse av renseanlegget i kapittel 4.6.

Bergen kommune arbeider med å legge om ledningsnettet i Rådalen. Når ny spillvannsledning i Fana-vegen er klar, vil sigevannet i samsvar med mottatt uttalelse fra Bergen kommune⁹ bli sluppet på denne ved selvføll. Også denne ledningen vil gå via Flesland renseanlegg til dyputslipp i Raunefjorden.



Figur 4-5: Prinsippkisse som viser oppsamling av sigevann i bunnen av hallene.

⁹ Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten, brev av 23. januar 2018 (ref. 201801080-2 TSUN). Gnr 97 bnr 1 Stendafjellet bergromsdeponi. VA-etatens uttalelse til nytt påslippspunkt for sigevann.

4.5 Håndtering av avrenning fra øvrige deler av fjellanlegget

I tillegg til systemet for oppsamling av sigevann fra fjellhallene er det etablert et eget avløpssystem som håndterer innlekket grunnvann i interne veier/tunneler, vann fra pukkverket, produksjonsvann fra driving av nye haller, og vann som lekker inn gjennom sprekker i fjellet i fjellhallene som ikke er tatt i bruk for deponering av masser. Dette vannet ledes via pumpesump 2 og inn på kommunens overvannsnett i gang- og sykkelvegen langs Fanavegen (Osbanetraseen), og deretter videre til utslipp i Melkeviken i Fanafjorden.

4.6 Flesland renseanlegg

Sammen med kommunalt spillvann, ledes sigevann fra bergromsdeponiet i Stendafjellet til Flesland renseanlegg. Dette renseanlegget har følgende renseprosesser¹⁰:

- Båndrister med ristgodsvasker
- Sand- og fettfang med kjedeskraper. Fettet transporteres videre til oppkonsentrering
- Biologisk rensetrinn. Aktivslam og sedimenteringsbasseng
- Avvanning og slamsiloer
- Luftbehandler/ventilasjon

Anlegget er bygget for å tilfredsstille sekundærrensekravet fra Fylkesmannen som er 75 % fjerning av organiske stoff (dvs. 75 % fjerning av KOF – kjemisk oksygenforbruk og 70 % fjerning av BOF – bio-kjemisk oksygenforbruk). Anlegget er dimensjonert for 152 000 pe, og det oppgraderte anlegget ble tatt i bruk i 2017.

I 2006 utførte NIVA en kartlegging av spredning av avløpsvann i sjøen fra Flesland renseanlegg¹¹. I tabell 7 i NIVAs rapport er det oppgitt vannmengder for fem enkeltdager fra juni til desember. For disse dagene varierte utslippsmengdene fra ca. 100 l/s til 860 l/s.

4.7 Transport

Hovedadkomstvei til deponiet er en bru over Fanavegen, se Figur 4-2. Fanavegen har ifølge reguleringsplanen en ÅDT på 12 500. Transport til og fra deponiet utgjør en helt ubetydelig del av dette. Det ventes ingen endring i adkomstveier eller øket trafikkbelastning som følge av at hallene i byggetrinn 2 tas i bruk til deponering.

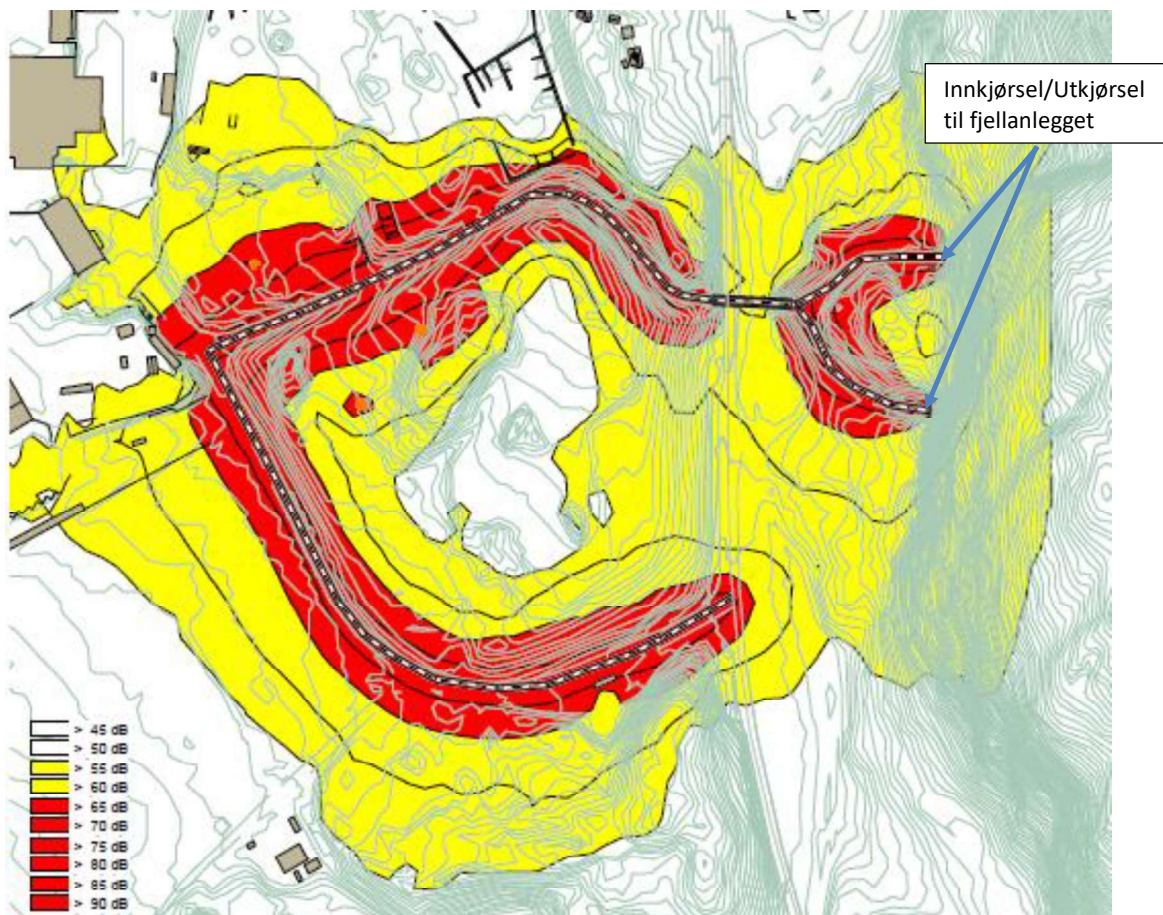
4.8 Lukt og støy

Da anlegget er et bergromsdeponi under bakken forventes det ikke at deponering i fjellhallene i byggetrinn 2 vil medføre endrede forhold for lukt og støyulemper i forhold til dagen situasjon. Det har ikke kommet naboklager på støy eller lukt i de 16 årene deponiet har vært i drift.

I forbindelse med utarbeidelse av reguleringsplanen er det foretatt støymålinger i området utenfor deponiet. Det er dokumentert at driften av anlegget ikke vil gi lydnivåer over grenseverdi for noen bygninger med støyfølsom bruk i nærområdet (se Figur 4-6).

¹⁰ Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten. Flesland avløpsrenseanlegg (<https://www.bergen.kommune.no/hvaskjer/tema/avlop-og-miljo/avlopsrenseanlegg/avlopsrenseanleggene-i-bergen>).

¹¹ NIVA, 2007. Flesland og Kvernevikens RA i Bergen. Kartlegging av sprenging av avlaupsvatn i sjøen. Rapport LNR 5186-2006, datert januar 2007.



Figur 4-6: Støysonekart ved maksimal anleggsdrift (bl.a. sprengning og uttak av stein, transport osv) i området utenfor fjellhallene. Kartet er hentet fra konsekvensvurderingen⁴.

Avfallet som tas imot på deponiet inneholder lite flyktige stoffer. På grunn av avfallsforskriftens grenseverdi på 5 % for innhold av organiske stoff i massene som deponeres (målt som TOC) foregår det liten nedbrytning i massene, og det produseres derfor lite deponigasser. Dette understøttes av målinger utført av FSG, som over flere år ikke har påvist detekterbare konsentrasjoner av deponigasser (se kapittel 8.2).

Anlegget er for øvrig bygget slik at det er «gjennomtrekk» i tillegg til mekanisk ventilasjon i hele anlegget. Det kan dermed ikke bygges opp helseskadelige konsentrasjoner av deponigasser inne i anlegget.

5 Miljørisikovurdering

Isolering av avfall fra biosfæren er det endelige målet med disponering av avfall ved lagring under jorden. Et underjordisk deponi kan bare motta avfall som oppfyller stedsspesifikke mottakskriterier som er fastsatt av forurensningsmyndigheten på bakgrunn av en stedsspesifikk risikovurdering. Ved vurdering av risiko i en stedsspesifikk risikovurdering skal følgende kartlegges¹²:

- Faren (dvs. det deponerte avfallet)
- Resipientene (i dette tilfellet biosfæren, grunnvannet og Raunefjorden)
- Via hvilke veier stoffene fra avfallet kan nå biosfæren
- Hvilke konsekvenser stoffene som kan nå biosfæren kan medføre

Basert på den utførte risikovurderingen er det utarbeidet forslag til mottakskriterier.

5.1 Avfallskarakterisering

Tillatelsen for byggetrinn 1³ ga tillatelse til å ta imot noen fraksjoner i kategori 1 (farlig avfall), men ifølge FSG har andelen farlig avfall de siste årene kun utgjort ca. 1 % av totalt antall tonn deponert i fjellhallene. De tillatte fraksjonene i kategori 1 omfattet kun stabilt, ikke-reaktivt avfall (typisk blåse-sand, asbestholdige byggematerialer og PCB-holdig betong). Avfallet i kategori 1 har vært deponert sammen med ordinært avfall (kategori 2).

Avfallet som mottas i Stendafjellet består hovedsakelig av gravemasser fra ulike byggeprosjekt, og med ulik forurensningsgrad, samt noe bygge- og riveavfall. I og med at avfallet deponeres i fjellhaller, og dermed ikke påvirkes av nedbør, er det i den eksisterende tillatelsen gitt fritak fra kravet om utlekkingstester. Siden det ikke er utført utlekkingstester på avfallet som er deponert i Stendafjellet, er kvaliteten av sigevannet brukt for å gi en vurdering av potensialet for spredning av forurensning.

5.1.1 Sigevannskvalitet

Prøvetaking av sigevannet inngår i overvåkingen av deponiet¹³, og det foreligger resultater for sigevannet fra fjellhallene tilbake til 2008, som var det første året det kom sigevann til pumpekummen¹⁴. Årsrapporten for overvåkingen i 2019¹⁵) er vist i vedlegg A.

Årlige gjennomsnittskonsentrasjoner for et utvalg av analyseresultatene fra prøvetakingen de fem siste årene (2015–2019) er oppsummert i Tabell 5-1. Resultatene er også sammenstilt med grenseverdier for påslipp til kommunalt nett¹⁶ og terskelverdier for sigevann¹⁷. Med unntak av olje er det ikke grenseverdier for påslipp av organiske miljøgifter på kommunalt spillvannsnett, da disse stoffene i utgangspunktet ikke skal tilføres nettet.

For enkeltanalysene og analyserapporter fra laboratoriet vises det til årsrapportene for de aktuelle årene.

Ingen av grenseverdiene for påslipp på kommunalt nett er overskredet.

¹² Vedlegg A, Sikkerhetsvurdering ved mottak av avfall for lagring under jorden, til 2005/EØS/27/50 Rådsvedtak av 19. desember 2002 om fastsettelse av kriterier og fremgangsmåter for mottak av avfall på fyllplasser i henhold til artikkel 16 i og vedlegg II til direktiv 1999/31/EF.

¹³ Multiconsult-rapport 610288-RIGM-RAP-015, revisjon 03, datert 6. mars 2020. *Måleprogram*

¹⁴ Multiconsult-rapport 610288-5, datert 26. februar 2009, *Stendafjellet bergromsdeponi. Overvåking av grunnvann. Årsrapport for 2008.*

¹⁵ Multiconsult-rapport 610288-RIGM-RAP-021, revisjon 00, datert 17. januar 2020, *Overvåking av sigevann og grunnvann – Årsrapport for 2019.*

¹⁶ Bergen kommune, Sanitærreglement for Bergen kommune. Vedlegg 2: *Veiledende grenseverdier for påslipp av avløpsvann fra virksomheter til kommunalt avløpsnett.* Mars 2006, revidert januar 2013.

¹⁷ Terskelverdier brukes i første trinn i en miljørisikovurdering av diffust utslipp av sigevann fra deponier, i forbindelse med en vurdering av unntak fra bestemmelsen om dobbel bunntetting. Overskrides terskelverdiene representerer sigevannet en uakseptabel risiko. Referanse: Miljødirektoratets veileder TA-1995/2003, *Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier.*

Tabell 5-1: Analyseresultater for sigevann fra fjellhallene, prøver tatt fra kum ved bro over Fanavegen («Tanken»). Verdiene er sammenstilt med grenseverdier for påslipp til kommunalt nett¹⁶ og terskelverdier for sigevann¹⁷. Metallene er analysert på oppsluttede prøver. Målinger som overskrider terskelverdi for sigevann er markert med **fet skrift**.

Parameter	Snitt 2015	Snitt 2016 ⁵	Snitt 2017	Snitt 2018	Snitt 2019	Grenseverdi for påslipp på kommunalt nett	Terskelverdier for sigevann
pH	7,9	7,7	7,7	7,8	8,1	6-9,5	
Konduktivitet, mS/m	288	309	300	374	373		
Susp. stoff, mg/l	33	27	25	13	6,3	400	
TOC, mg/l	25	28	32	51	56		5
KOF-Cr, mg/l	66	90	85	135	140	600	
BOF, mg/l	<3	<3	<3	7,7	4,4	300	
Total N, mg/l	5,6	41	23	18	14	60	0,5
NH ₄ -N, mg/l	0,2	29	7,7	9,6	7,8	60	
Total P, mg/l	0,16	0,23	0,16	0,23	0,28	10	0,16
Jern, mg/l	1,8	1,9	1,1	1,3	1,1	5	0,2
Mangan, mg/l	0,1	0,3	0,3	0,2	0,16		0,1
Klorid, mg/l	455	407	425	595	460	2 500	
Natrium, mg/l	350	237	422	460	560		
Bor, mg/l	2,4	2,6	4,5	3,8	5,3		
Uorganiske miljøgifter							
Arsen, µg/l	1,4	2,5	2,1	3,0	3,4	1 000	2
Bly ¹ , µg/l	0,5	2,9	0,5	0,4	0,8	50	1,9
Kadmium, µg/l	0,05	0,31	0,09	0,04	0,04	2	0,2
Kobber, µg/l	21	23	18	9,2	9,4	200	2,3
Krom, µg/l	2,1	2,9	2,3	2,1	2,3	50	6,3
Kvikksølv ¹ , µg/l	0,004	0,6	0,01	0,004	<0,005	2	0,01
Nikkel, µg/l	9,8	12	10	9,8	8,4	50	5
Sink, µg/l	15	19	19	15	13	500	35
Cyanid, µg/l	-	4,1	3,2	6,9	6,4	500	
Utvalgte organiske miljøgifter							
Olje ¹ , mg/l	0,1	0,07	0,32	0,06	<0,1	50	
sum PAH ₁₆ ² , µg/l	0,01	i.p.	i.p.	0,18	i.p.		2
BTEX, µg/l	i.p.	i.p.	i.p.	0,9	i.p.		
PFOS, ng/l ³	24	78	57	82	140		
PFOA, ng/l ⁴	49	60	195	253	290		

¹ Ved beregning av gjennomsnittsverdi er halvparten av kvantifiseringsgrensen (LOQ) brukt der påvist verdi er <LOQ.

² Ved beregning av gjennomsnittsverdi som inkluderer enkeltprøver der det ikke er påvist PAH (i.p. – ikke påvist) er verdien satt til null.

³ Miljøkvalitetsstandard for kystvann, årlig gjennomsnitt, er 0,13 ng/l, mens maksimal verdi kystvann er 7 200 ng/l (referanse veileder 02:2018).

⁴ Miljøkvalitetsstandard for kystvann, årlig gjennomsnitt, er 9 100 ng/l (referanse veileder 02:2018).

⁵ Analysene utføres på oppsluttede prøver, og partikkelinnholdet kan derfor påvirke analyseresultatet. I prøven fra juni 2016 ble det påvist et innhold av suspendert stoff på 1 500 mg/l. Fjellhall 8 har dårlig fjell, og derfor større innsig av vann enn de øvrige fjellhallene. I juni 2016 var hallen ikke tatt i bruk og utgangen på nedre nivå var delvis tettet. Det gjorde at det samlet seg opp en større mengde vann i bunn av hallen. Det lå også mer stein igjen i bunnen som skulle ut. Da steinen ble gravd ut med gravemaskin medførte dette at «demningen brast», uten at det var etablert et overvannssystem som var dimensjonert for dette. Vannet gikk derfor til sigevannssystemet som var etablert i fjellhall 7, noe som medførte utvasking av sigevannssystemet, samt tilførsel av vann med høy turbiditet fra gravearbeidet i fjellhall 8. Det høye innholdet av suspendert stoff i prøven fra juni 2016 er dermed et unntak, og representerer ikke normal-situasjonen. Analyseresultatene for denne prøven er derfor ikke tatt med i gjennomsnittsverdiene for 2016.

Sammenlignet med terskelverdier for sigevann ligger årsgjennomsnittene (2015–2019) generelt over terskelverdiene for parameterne TOC, total nitrogen, jern, mangan, arsen, kobber og nikkel. Årsgjennomsnittet for 2016 ligger også over terskelverdien for bly, kvikksølv, og kadmiem, samt at årsgjennomsnittet for 2016 og 2018 er over terskelverdien for total fosfor.

Påvist konsentrasjon av olje overstiger ikke grenseverdi for påslipp på kommunalt nett (50 mg/l). De påviste konsentrasjonene er lave (0,07–0,32 µg/l).

Med unntak av to prøver ble det påvist cyanid i alle enkeltprøvene fra 2016–2019 (fra <1,0 til 14 µg/l). Konsentrasjonene er lavere enn grenseverdi for påslipp på kommunalt nett (500 µg/l).

Det er påvist PFOS (17–340 ng/l) og PFOA (30–330 ng/l) i alle enkeltprøvene fra 2013–2019. Det er ikke terskelverdier for PFAS-forbindelser i sigevann, eller grenseverdier for påslipp på kommunalt nett. Sammenlignet med miljøkvalitetsstandarder for kystvann¹⁸ er påviste konsentrasjoner for PFOS over grensverdi for årlig gjennomsnitt (0,13 ng/l), men under årlig maksimalverdi (7 200 ng/l). Påviste konsentrasjoner av PFOA er under grenseverdien for årlig gjennomsnitt (9 100 ng/l).

5.1.2 Mengder sigevann

Som beskrevet i kapittel 4.4 renner sigevannet til en kum («tanken») før det pumpes videre til kommunalt nett. Vannmengden er så liten at det ikke pumpes kontinuerlig. Fram til nå har mengden sigevann ikke blitt målt, men beregnet ut fra registrerte timer på pumpen og antatt pumpekapasitet. I september 2020 er det installert flowmeter for å måle sigevannsmengden.

Ifølge FSG antas pumpen å ha en kapasitet 4,4 l/s, og ut fra registrerte timer som pumpen har vært i bruk har FSG beregnet sigevannsmengder for 2017–2019, se Tabell 5-2. I 2019 er beregnet sigevannsmengde vesentlig mindre enn i 2017 og 2018, mens målingene så langt i 2020 (april) tyder på at sigevannsmengden minst er tilbake på nivået for 2017 og 2018. Tallene i tabellen vil avvike fra tall i årsrapportene, da FSG ved nye undersøkelser har funnet ut at det tidligere har vært regnet med en for høy pumpekapasitet.

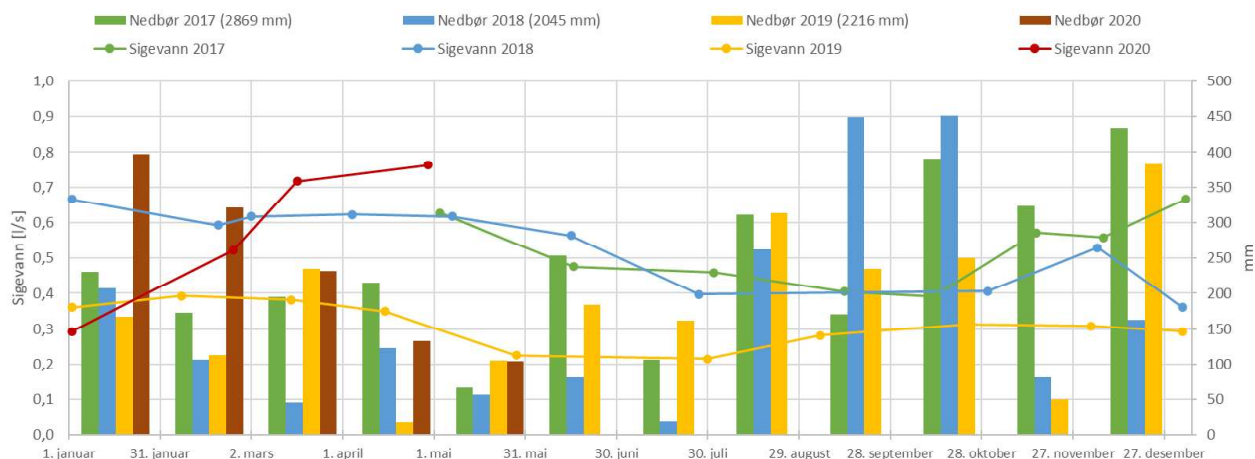
Tabell 5-2: Beregnet mengde sigevann for årene 2017, 2018 og 2019, samt perioden januar til april 2020.

	Beregnet sigevannsmengde	Gjennomsnittlig vannstrøm
	m ³ /år	l/s
2017	15 858	0,5
2018	15 713	0,5
2019	9 409	0,3
2020 ¹	(6 589)	(0,6)

¹ Beregnet sigevannsmengde for perioden 2. januar – 29. april 2020. Sigevannsmengden har historisk vært høyest i første kvartal hvert år.

Sigevannsmengden vil i stor grad avhenge av nedbøren og vil variere over året. I Figur 5-1 er månedlige nedbørsmengder for DNMI-målestasjon 50450, Bergen–Stend for perioden 2017–2019, samt januar–mai 2020, sammenstilt med registrerte sigevannsmengder over året. Sigevannsmengdene er registrert ca. én gang per 1–2 måneder.

¹⁸ Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.



Figur 5-1. Diagrammet viser beregnede sigevannsmengder over året, sammenstilt med månedlige nedbørsmengder (DNMI-målestasjon 50450, Bergen – Stend). For årene 2017 – 2019 er årsnedbøren angitt i parentes.

Figuren viser generelt lavere sigevannsproduksjon på sommeren enn om vinteren, og dette ser ut til å samsvare godt med fordelingen av nedbøren året. Figuren tyder likevel på en liten forsinkelse, noe som ikke er uventet.

Endring i nedbør ser ikke ut til å være forklaringen på at sigevannsmengden er lavere i 2019 enn i de to foregående årene. Kurvene for sigevann i 2017 og 2018 ser ut til å være relativt sammenfallende fram til desember 2018. Deretter synker sigevannsmengden, og holder seg generelt lavere enn i foregående år ut hele 2019. Årsaken til denne endringen er ikke kjent, men en mulig forklaring kan være arbeidet med Lyshorntunnelen. Som beskrevet i kapittel 4.3 pågikk sprengningsarbeidet under selve fjellanlegget i perioden rundt desember 2018–januar 2019, mens hele tunnelen var ferdig utsprenget ca. mai 2019. Sprengningen av tunnelen er ventet å ha medført drenering av fjellet rundt tunnelen. Dette kan også ha ført til at en del vann som tidligere kom som innlekkasje i fjellanlegget nå drenerer til Lyshorntunnelen i stedet. I tillegg kan noe vann i fjellhallene ha drenert mot Lyshorntunnelen i stedet for å bli samlet opp i sigevannssystemet.

Av figuren fremgår det at sigevannsmengden har økt igjen i starten av 2020. Årsaken til dette er heller ikke kjent. Selv om det var en god del mer nedbør enn normalt i januar og februar 2020, så antas dette ikke å kunne forklare hele endringen. Noe av forklaringen vil være at hall 14 ble tatt i bruk fra årsskiftet, og at sigevannsmengden nå også inkluderer sigevann fra denne fjellhallen. Ifølge FSG har de i samme periode også mottatt ca. 6 000 tonn slam til hall 7 (tall per begynnelsen av juni 2020). Med det høye vanninnholdet slammet vil dette avfallet produsere en del sigevann. Avfallet som vanligvis deponeres i fjellhallene er grovt anslått å inneholde 5 vekt-% vann. Dette er så lite at det kun vil fukte massene, og er normalt ikke nok til at det blir overskuddsvann som kan produsere sigevann. I tillegg antas en del av dette vannet å fordampe pga. temperaturen inne i hallene. Alt dette er faktorer som kan ha bidratt til at sigevannsmengden øker i 2020 sammenlignet med 2019.

5.1.3 Årlige utslipp via sigevann

Med utgangspunkt i beregnede sigevannsmengder og årlige gjennomsnittskonsentrasjoner i sigevannet er det beregnet årlige utslippsmengder til Flesland renseanlegg for de stoffene som overstiger terskelverdier for sigevann (jf. Tabell 5-1), samt for stoffene PFOS/PFOA, se Tabell 5-3.

Tabell 5-3: Årlige utslippsmengder til Flesland renseanlegg av stoffene i Tabell 5-1. Tall som er skrevet med rød kursiv viser mengder som er beregnet for stoffer der det ikke er påvist konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. I stedet er en konsentrasjon lik halvparten av deteksjonsgrensen benyttet i beregningene.

Parameter	Enhet	2017	2018	2019
Suspendert stoff	kg/år	396	204	59
TOC		507	801	527
KOF-Cr		1 348	2 121	1 317
BOF		24	121	41
Total N		365	283	132
NH ₄ -N		122	151	73
Total P		3	4	3
Jern		17	20	10
Mangan		5	3	2
Klorid		6 740	9 349	4 328
Natrium		6 692	7 228	5 269
Bor		71	60	50
Arsen	g/år	2,1	3,0	3,4
Bly		8	6	8
Kadmium		1,4	0,6	0,4
Kobber		285	145	88
Krom		36	33	22
Kvikksølv		0,16	0,06	0,02
Nikkel		159	154	79
Sink		301	236	122
Cyanid		51	108	60
Olje				
Sum PAH ₁₆		—	3	—
BTEX		—	14	—
PFOS		0,9	1,3	1,3
PFOA		3,1	4,0	2,7

5.2 Mulige spredningsveger for forurensede stoffer fra avfallet

Følgende potensielle spredningsveger for avfallstoff er identifisert for situasjonen på kort sikt (anleggs-, drifts- og etterdriftsperioden) og på lang sikt (>1 000 år etter etterdriftsperiodens utløp):

- Via sprekker i berggrunnen til grunnvannet, og videre herfra:
 - via Råtjørna/Apeltunvatnet i nord til Nordåsvatnet (sjøen) eller via Stendavatnet til Fanafjorden.
 - til vegtunnelen (E39 Lyshorntunnelen). Lyshorntunnelen er bygget med et separat oppsamlingssystem for vann som lekker inn. Prøvetaking av dette vannet inngår i overvåkingsprogrammet for fjellhallene, og dersom det påvises forurensning over angitte grenseverdier vil dette vannet pumpes tilbake til fjellhallene og håndteres som sigevann.

- Via lekkasje på betongterskelen i hver fjellhall, som gjør at vannet kan renne ukontrollert ut av hallene på fjelloverflaten. Eventuell lekkasje vil fanges opp av drengrofter i transport-tunnelen, og via kummer i disse grøftene bli samlet opp i overvannssystemet.

6 Stedsspesifikk risikovurdering

Ifølge kapittel 9 i avfallsforskriften, Vedlegg II pkt. 2.6.1, skal den stedsspesifikke risikovurderingen dekke både drifts- og etterdriftsfasen, samt på lang sikt, dvs. i tidsperioden etter etterdriftsfasen og videre i mer enn 1 000 år. Følgende temaer skal vurderes:

- a) geologisk vurdering
- b) geomekanisk vurdering
- c) hydrogeologiske vurderinger
- d) geokjemiske vurderinger
- e) vurdering av virkning på potensielt påvirkede økosystem
- f) vurdering av driftsfasen
- g) langsiktig vurdering
- h) andre relevante forhold

6.1 Geologisk vurdering

En vurdering av de geologiske forholdene skal baseres på en omfattende kartlegging av områdets geologi, herunder lagstrukturer, forkastninger og oppsprekkingssoner samt eventuell seismisk aktivitet.

Det er gjort grundig greie for de geologiske forholdene i og rundt deponiet i konsekvensutredningen som ble utarbeidet ifm. reguleringsplanen⁴. Det vises også til den stedsspesifikke risikovurderingen utført i 2003 for 1. byggetrinn⁷. I tillegg er det gjort kartlegging av sprekke- og svakhetssoner i forbindelse med drivingen av hallene, se tegning 610288-G5 og Figur 6-3.

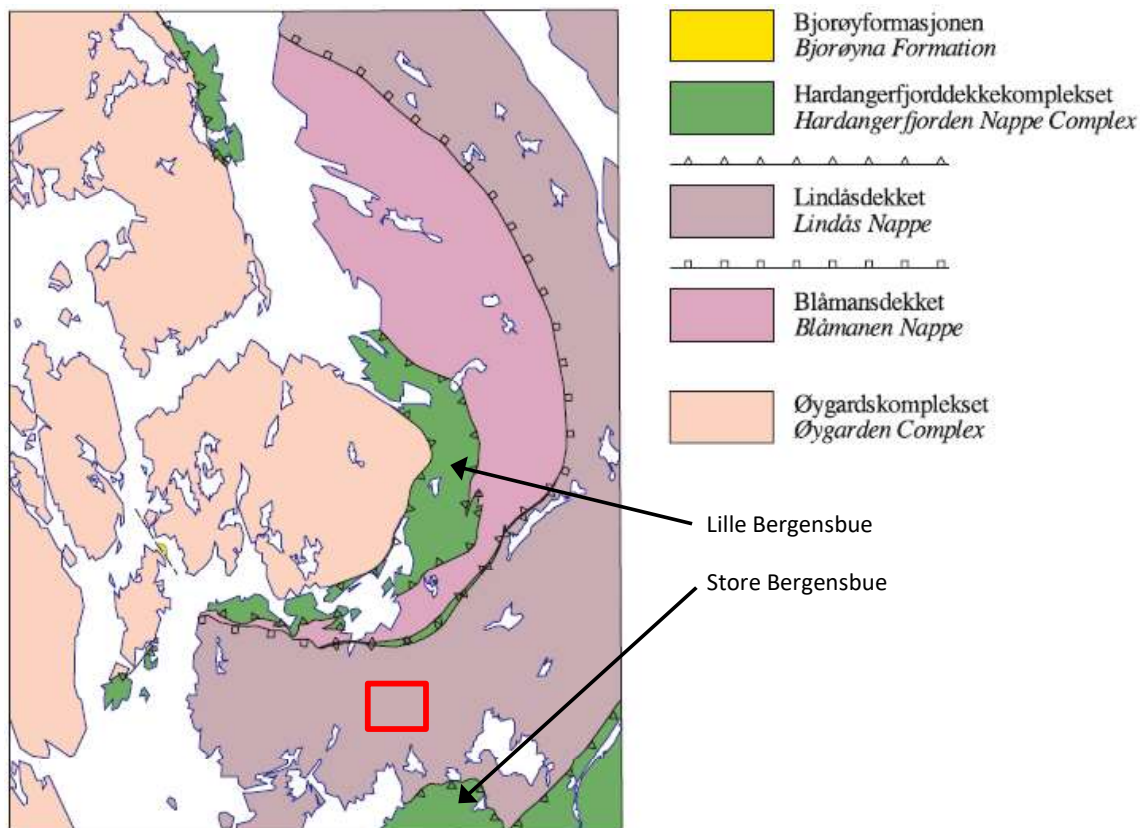
6.1.1 Berggrunn

Bergartene i Stendafjellet kategoriseres som granittiske til mangerittiske gneiser. Bergartene er sterkt metamorfosert og deformert i flere faser. Stedvis forekommer det finkornede til middels kornede mørke amfibolitter, forskifrede hornblendegabbroer samt diorittiske gneiser.

Gneisene har til dels markert foliasjon med strøk i nordvestlig og vestlig retning og fall mot sør. Lokale folder forekommer ofte. I NGUs geologiske kart er bergartene beskrevet som granittiske, syenittiske og monzonorittiske dypbergarter, for det meste charnockitter/granulitter tilhørende Lindåsdekket.

Lindåsdekket er et skyvedekke i Bergensbuekomplekset. Lille og Store Bergensbue består hovedsakelig av havbunnsskorpebergarter og utgjør til sammen Hardangerfjorddekkekomplekset. Bergartene er av proterozoisk og/eller kambrosilurisk alder. De består av underpaleozoiske og eldre bergartsenheter som er skjøvet over Øygardenkomplekset (Figur 6-1). Under den kaledonske fjellkjededannelsen ble bergartsenhetene skjøvet over hverandre samtidig som de ble sterkt foldet og omdannet. Den kaledonske fjellkjeden ble deretter utsatt for nedbrytning og senere ble dekkene skjøvet noe tilbake i forbindelse med åpningen av Atlanterhavet. Det karakteristiske Bergensbuekomplekset ble dannet i denne fasen.

Skifriheten dannes av parallelorienterte mineraler, og de mørke lagene består ofte av amfibolrike partier.



Figur 6-1: De geologiske hovedenhetene i Bergensområdet¹⁹. Rød firkant angir plasseringen til Stendafjellet.

6.1.2 Oppsprekking

Bergartene i Stendafjellet har varierende struktur og oppsprekingsgrad. Det er identifisert fire hovedsprekkeretninger:

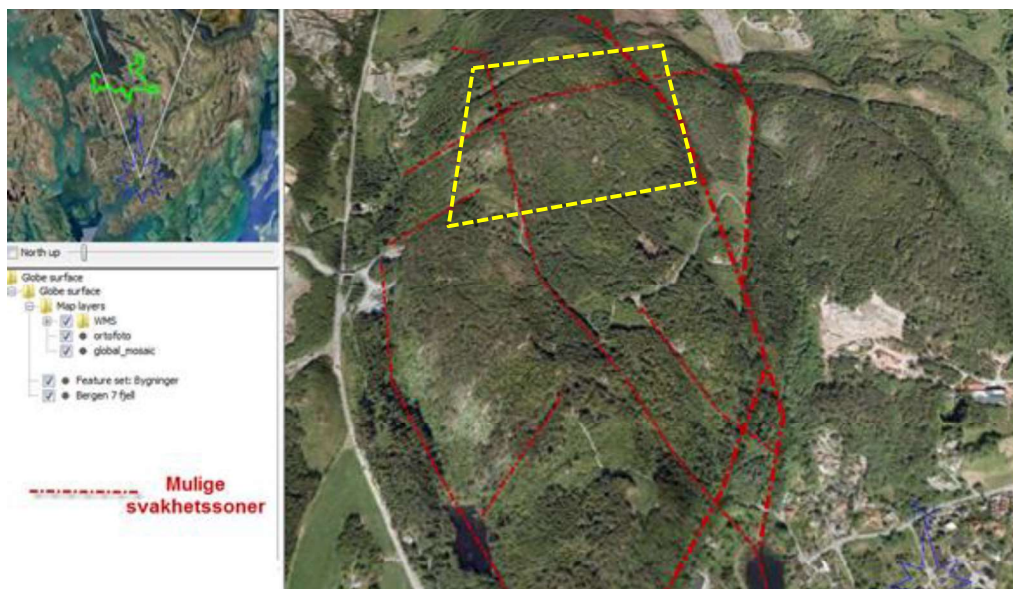
1. Langs foliasjonen. Sprekkene har strøk i øst-vest retning, og fall 40-70° mot sør. Flere av sprekkene er utholdende. Sprekkene er i hovedsak tørre, men det er også registrert noen områder med vann fra slepper i dette systemet.
2. Langs foliasjonen. Sprekkene har strøk i øst-vest retning, og fall 40-60° mot nord. Sprekkene er som regel tette, og generelt mindre markert enn sprekkesystem 1.
3. Sprekker med strøk N10°-40°Ø og fall 50-80° mot sørøst. Det er enkelte markerte slepper og sprekkesoner i dette systemet. Det forekommer spredte drypp fra flere av sprekkene.
4. Sprekkesystem med strøk N10°-30°V og fall 50-90° mot nordøst.

6.1.3 Svakhetssoner

De mektigste svakhetssonene i området er to nord-sør gående dalfører på henholdsvis øst- og vestsiden av Stendafjellet. Sonene antas å følge foliasjonen i bergarten (dvs. sprekkesystem 1), men det kan også forekomme soner med fall mot øst i disse dalførene.

¹⁹ NGU, kartblad Bergen, M 1:50 000, med forklaringer.

Deponihallene er (eller vil bli) etablert i områder med få eller ingen svakhetssoner, se Figur 6-2. Under driften av de første hallene er det påtruffet et fåtall svakhetssoner. Ingen av disse førte store mengder vann. Hallene i byggetrinn 2 ligger i et område med tilsvarende antall sprekkesoner.



Figur 6-2: Oversikt over antatte svakhetssoner i området. Figur hentet fra konsekvensutredningen⁴. Gul, stiplet linje angir ca. avgrensning av gamle og nye fjellhaller.

Depresjoner i terrenget som tolkes som svakhetssoner er vist med blå streker i Figur 6-3. Bare en del av disse er funnet igjen under drivingen av hallene. I Figur 6-3 er observasjoner av svakhetssoner i taket på hallene vist med streker i rødt.

Den største svakhetssonen som er registrert i eksisterende fjellhaller og tunneler skjærer gjennom hall 8 og til dels inn i hall 7. Sonen er kompleks, og det antas at det har foregått bevegelse på sonen i flere faser. Østre del er av foliert berg med en sone av omvandlet berg med innhold av svelleleire. Denne delen av sonen er ikke vannførende. I den vestre delen av sonen er berget uomvandlet, men tettere oppsprukket med sprekker som er vannførende. Det som er registrert er at også mindre svakhetssoner med belegg er lite permeable, mens enkeltsprekker uten mineralbelegg på sprekken har høyere permeabilitet.



Figur 6-3: Tegning som viser svakhetssoner. Streker i blått er tolkninger i terrengnivå basert på observasjoner i dagen (se tegning 610288-G5) og streker i rødt er observasjoner i taket på hallene. Sonen ved oransje pil har mest påvirkning av sikringsomfang og lekkasjer i fjellhallene.

6.1.4 Berggrunnens hydrauliske egenskaper

NGU-rapport 2015.055: Vurdering av geologiske forhold ved potensielle lokaliteter til deponi for uorganisk farlig avfall gir følgende beskrivelse av de hydrauliske egenskapene til berggrunnen i Norge:

For å vurdere berggrunnens potensial som en naturlig geologisk barriere i henhold til EUs deponi-direktiv, er det nødvendig å ha en forståelse av hvordan vanntransport foregår i berggrunnen. Det er i den sammenheng viktig å ha klart for seg skillet mellom bergarter hvor væskestrømning kontrolleres av primær porøsitet (porøse akviferer), der væskestrømningen kan sammenliknes med væskestrømning i homogene løsmasseavsetninger, og bergarter hvor strømning hovedsakelig foregår i komplekse nettverk av sprekker og kanaler (sprekke-akviferer). Den arealmessige fordelingen av de to akvifertyper i berggrunn i Norge er:

- Porøsitetskontrollerte permeable berggrunnsenheter – hovedsakelig sedimentære og vulkanske bergarter med primær porøsitet. De er lite utbredt på land i Norge, og utgjør kun ca. 2% av berggrunnens overflateareal.

- *Sprekkekontrollerte permeable berggrunnsenheter – hovedsakelig krystalline metamorfe/omvandlete bergarter og dypbergarter uten primær porøsitet. De utgjør over 98% av norsk berggrunn.*

Berggrunnen ved Stendafjellet har hydrauliske egenskaper styrt av oppsprekningen. Ikke-oppsprukket berg har hydraulisk konduktivitet i størrelsesorden 10^{-10} ms^{-1} som angitt i Figur 6-4 under. Dette er også dokumentert gjennom vanntapsmålinger i overvåkingsbrønnene rundt deponiet, se kapittel 6.3.2.

Hydraulic conductivity [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$]	Rocktype		
	unconsolidated rocks	hard sedimentary rocks	igneous and metamorphic rocks
1		<i>karstified</i>	
10^{-1}	gravel		lava
10^{-2}	coarse		
10^{-3}	sand	limestone	
10^{-4}			
10^{-5}	fine		<i>fissured</i>
	loess		
10^{-6}		<i>fissured</i>	
	silt		
10^{-7}			
		sandstone	
10^{-8}	moraine,	<i>compact</i>	
10^{-9}	clayey drift deposits		basalt
10^{-10}			granite, gneiss metamorphic rocks
10^{-11}		slate	
	clay		
10^{-12}		shale	
10^{-13}			<i>compact</i>

Figur 6-4: Variasjon i hydraulisk konduktivitet for ulike løsmassetypers samt sedimentære og krystalline bergarter (Stuckmeier og Margat, 1995).

6.1.5 Seismisk aktivitet

Det neotektoniske kartet over Norge, NGU 2000, kategoriserer den seismiske aktiviteten i berggrunnen på Vestlandet som høy. Skjelvene er karakterisert som grunne skjelv med basis i forskyvning nord-sør. Energien i skjelvene er imidlertid lav. Seismisk aktivitet i regionen har gjennomgående maksimal størrelse på 3 etter Richters skala. I berg gir dette en svingehastighet på maksimalt 3-4 mm/s, noe som ikke medfører fare for skade på konstruksjoner eller bergsikring. I berg vil deformasjoner skje på eksisterende sprekker uten at nye sprekker oppstår.

6.2 Geomekanisk vurdering. Stabilitet av bergrommene

Vurdering av de geomekaniske forholdene skal omfatte vurderinger av både selve bergrommene og eventuelle vekselvirkninger mellom de geomekaniske egenskapene til bergarten på stedet og det lagrede avfallsets stabilitet.

6.2.1 Drivemåte og sikringsmetodikk i hallene

Hallene drives ut ved først å sprengte ut og sikre en ca. 8 m høy «takskive» i hallene. Deretter tas hallen ut i ca. 11 m høye «liggerpaller» der man går langs hallen og sikrer hvert nivå etter som man kommer nedover i hallen.

Bergets stabilitetsegenskaper klassifiseres etter Q-systemet, (Barton et al, NGI 2015), og sikring av berget utføres etter observasjonsmetoden der observasjon og kartlegging underveis gir basis for utførelse av sikringsarbeidene. Generelt er berget i området klassifisert til å være «godt» til «svært godt», $10 < Q < 40$ i henhold til dette systemet. I tillegg til bergmassekvalitet vurderes også forløpet og ruhet og friksjon på sprekker og slepper når sikringsarbeidene bestemmes.

Spenningsnivået i berget er moderat, og i hovedsak drevet av tyngdekraften. Det er generelt svært få problemer med stabilitet i veggene, selv om hallene er ca. 50 m høye. Unntaket er der det er soner med dårlig berg som går langs hallene. Da er det utført sikring med sprøytebetong og omfattende bolting med innstøpte bolter.

Pilaren mellom hallene er valgt like bred som hallenes spennvidde. Fra et bergmekanisk synspunkt er det mulig med pilarer som bare er halvparten så brede, men dette ville gitt større mulighet for forplantning av ras ved en eventuell kollaps i en hall. Videre vil det være mindre oppsprekking i en bred pilar og dermed mindre mulighet for lekkasje gjennom veggene i hallene (fra hall til hall).

Siden hallene raskt fylles opp, og de øverste meterne av hallene ikke blir oppfylt, er sikringsomfanget høyere i «takskiven», som er de øverste ca. 8 m av hallen. Denne sikringen ivaretar også tilfredsstillende sikkerhet under drivingen av hallene, mens arbeidene utføres videre nedover i hallen.

Når deponimassene fylles inn blir de fylt helt inn til veggene, men delvis komprimert med hjullaster. Deponimassene bidrar til god langtidsstabilitet for veggene i hallen. Når takskivene holdes åpne gir det mulighet for observasjon av stabilitet og supplerende sikring her hvis det blir behov for det.

6.2.2 Stabilitet på kort sikt

Mekaniske forhold av betydning for stabilitet av bergrommene er fortløpende kartlagt, observert og rapportert under driving av de eksisterende hallene. Vurdering av sikringsbehov i bergrommene er basert på følgende hovedfilosofi:

- Hallenes vegger skal minimum være sikret for gjennomføring av selve anleggsarbeidene.
- Hallenes heng (tak) skal være sikret minst så lenge hallene er under oppfylling.

Stabilitetsforholdene i driftsfasen styres av HMS-kravene til utførelsen av denne type fjellarbeider. Dette innebærer i praksis at arbeidssikring normalt vil være tilstrekkelig for å dekke behovet for permanent sikring av hallene, dvs. inntil hallene er ferdig oppfylt med avfallsmasser.

For de delene av anlegget, utenom selve deponihallene, som benyttes av FSGs driftspersonale over lengre tid er den permanente sikringen tilpasset FSGs egne krav til HMS.

Bergspenningene i området er ikke målt ved dette anlegget, men generelt er spenningsnivået moderat med største hovedspenning i øst-vest-retning. På grunn av lavere landhevingsaktivitet etter siste istid er spenningsnivået lavere nær kysten på Vestlandet enn lenger inne på den skandinaviske

halvøy. Dagens spenningsnivå oppstår på grunn av havbunnsspredning langs den midtatlantiske rygg (neotektonisk kart over Norge, NGU 2000).

6.2.3 Stabilitet i deponerte masser

Deponering av de planlagte avfallstypene vil ikke påvirke bergmassivets stabilitet.

I og med at massene som skal deponeres vil bli fylt ut fra toppen av deponiet vil det oppstå en segregering av massene, der de groveste bestanddelene samler seg ned mot bunnen og på sidene. I forbindelse med utfylling vil det kunne oppstå mindre, lokale utglidninger i de deponerte massene, men dette vil ikke kunne påvirke bergmassivet.

De utfylte massene vil over tid også være utsatt for setninger. Dette vil være av liten betydning, da deponiet ligger inne i et bergrom som vil bli permanent avstengt etter at det er ferdig oppfylt. Eventuelle setninger vil ikke påvirke bergmassivets stabilitet.

6.2.4 Stabilitet på lang sikt

Sannsynligheten for nedfall fra taket vil øke i takt med at bolter og andre sikringstiltak er tært bort og har mistet sin stabiliserende effekt.

På lang sikt, med fulle deponier, er ikke nedfall fra bergromsveggene aktuell problemstilling.

6.3 Hydrogeologiske vurderinger og transportkarakterisering

Hydrogeologiske vurderinger skal baseres på en omfattende kartlegging av grunnvannets strømningsmønster.

I konsekvensutredningen⁴ er det gjort grundig rede for de hydrogeologiske forholdene i og rundt fjellanlegget. En beskrivelse er også tatt med under.

6.3.1 Hydrologi

Stendafjellets høyeste punkt, ca. 232 moh., ligger nord i planområdet. Fra toppen er det naturlig drenering nordvestover mot Råtjørna (40 moh.), nordøstover mot Apeltunvatnet (32 moh.), sørover mot Stendavatnet (40 moh.) og vestover mot Grønnestølen og videre i et bekke-/myrdrag som her følger dalbunnen i Rådalen videre mot Råtjørna. Råtjørna og Apeltunvatnet har avrenning til Nordåsvatnet (sjø), mens Stendavatnet har avrenning til Fanafjorden.

Gjennomsnittlig årsnedbør (1961–1990) for DNMI-målestasjon 50450, Bergen–Stend er 2041 mm. Det antas at dette også vil være noenlunde årsnedbøren på Stendafjellet. NVE har målt avrenningen i to punkter ved foten av Stendafjellet, og har her funnet en årlig avrenning på hhv. 1 986 mm/år og 1 936 mm/år. Den årlige avrenningen er av NVE beregnet til å være 60–65 liter pr sekund pr km². (www.atlas.nve.no).

Terrenget i planområdet er hovedsakelig nokså steilt, og avrenningen antas derfor å hovedsakelig foregå som hurtig overflateavrenning. Dette bekreftes av at terrenget i området fremstår som nokså tørt, og det er ingen vann, tjern, elver, bekker eller myrområder i planområdet. Avstanden fra planområdet til nærmeste elv eller vann (et tjern nord for Stendavatnet) er over 500 m.

6.3.2 Permeabilitet

I 2002/2003 ble det etablert åtte overvåkingsbrønner i og rundt 1. byggetrinn av bergromsanlegget (BR22–BR23 inne i fjellanlegget og BR21 og BR24–BR28 utenfor anlegget)²⁰. BR25 er lokalisert i adkomsttunnelen til det kommunale vannbassenget, dvs. inne i fjellet, men utenfor FSG sitt anlegg. Lokalisering av brønnene er vist på tegning 610288-RIGm-TEG-001.

BR22 ble sprengt vekk allerede i 2004/2005, og er ikke erstattet. BR28 ble ødelagt i 2016 og er ikke erstattet. Som en forberedelse til 2. byggetrinn ble det i 2019 etablert en brønn nord for de planlagte nye fjellhallene (BR29), og i mai 2020 ble det installert én brønn mellom hall 11 og planlagt hall 9 (BR30), se vedlegg B. Lokalisering av disse brønnene er også vist på tegning 610288-RIGm-TEG-001. Alle brønnene er forsøkt plassert i antatte sprekkesoner for å kunne overvåke områdene der potensialet for eventuell spredning ut fra deponiet antas å være størst.

Brønnenes dybde er mellom 10 og 110 m. Med unntak av BR25 og BR30 er de alle boret vertikalt. BR25 er boret med om lag 30° avvik fra vertikalen og orientering parallelt med den gjennomgående tunnelen brønnen er plassert i, det vil si om lag Ø-V. BR30 er boret med om lag 50° avvik fra vertikalen og med ca. orientering mot vest.

Det er utført vanntapsmålinger i alle de installerte brønnene. Ut fra brønnenes lokalisering vurderes BR22–BR26 ikke å være relevante for byggetrinn 2. Basert på vanntapsmålinger i brønnene som anses som relevante er det funnet permeabilitetsverdier mellom 1×10^{-7} m/s og 3×10^{-10} m/s, se Tabell 6-1. Markerte vanninnslag er ikke påvist i de aktuelle brønnene.

Transport av vann i berggrunnen skjer langs sprekker og svakhetssoner i bergmassivet. Utenom disse sprekke- og svakhetssonene er permeabiliteten i berggrunnen så lav at berggrunnen for alle praktiske formål kan betraktes som «vanntett», dvs. at permeabiliteten er mindre enn 10^{-9} m/s. I nederste del av brønnene BR28 (dybde 38–78 m) og BR29 (dybde 75 m) har berget en dokumentert permeabilitet som er lavere lavere enn 10^{-9} . I tillegg er det ved dybde 65 m i BR29 registrert en permeabilitet på 7×10^{-9} .

²⁰ Multiconsult, avd. NOTEBY, 2003. Rapport nr. 610125-1, datert 16. september 2003. FSG AS. Stendafjellet bergromsdeponi. Beskrivelse av overvåkingsbrønner. Dokumentasjon av grunnvannets tilstand før deponering.

Tabell 6-1: Resultater fra vanntapsmålinger i relevante bergbrønner, BR21 og BR27–BR30.

Brønn	Pakkerplassering [dyp, m]	Vanntap [l/min]	Vanntrykk [bar]	Lugeon [L]	Permeabilitets- koeffisient, k [m/s]	Målt kapasitet [l/time]
BR21	6	5,0	2	0,5	5×10^{-8}	
BR27	5	2,5	2	0,5	5×10^{-8}	
BR28	8	7,5	2	0,45	5×10^{-8}	
	18	3,0	2	0,16	2×10^{-8}	
	28	1,4	2	0,13	1×10^{-8}	
	38	0,1	2	0,0025	3×10^{-10}	
	48	0,1	2			
	58	0,1	2			
	68	0,1	2			
	78	0,1	2			
BR29	5	78	2	0,74	7×10^{-8}	
	15	75,8	2	0,8	8×10^{-8}	
	25	69,4	2	0,82	8×10^{-8}	
	35	68,3	2	0,91	9×10^{-8}	
	45	67,7	2	1,04	1×10^{-7}	
	55	67,5	2	1,23	1×10^{-7}	<50 (v/ 53 m)
	65	3,1	2	0,07	7×10^{-9}	
	75	0,1	2	0,003	3×10^{-10}	
	110	-	-	-	-	<50
BR30	4	7,3	2	0,13	1×10^{-8}	
	4	6,7	2	0,13	1×10^{-8}	

En av forutsetningene for etablering av underjordsanlegg er at det designes på en måte, og benyttes en drivemetode, som rent bergteknisk er sikker. Dette innebærer blant annet at sprengningen må utføres på en slik måte at det ikke vil bli dannet noen nye sprekker fra bergrommene og opp i dagen. Erfaringsmessig vil imidlertid permeabiliteten omkring bergrommene, pga. sekundær oppsprekking fra utsprengningen, bli høyere i en avstand på inntil 3–4 m utenfor rommets kontur.

6.3.3 Innlekkasje

Generelt er den naturlige vannbalansen i et område bestemt av nedbørsmengde, størrelse på nedbørsfeltet, fordampning og overflateavrenning. I områder med underjordiske anlegg i berg vil i tillegg faktorer som løsmassenes og berggrunnens permeabilitet, jord- og bergmassenes magasinerende evne, tilstedeværelse av og infiltrasjon fra åpne grunnvannsmagasiner (vann, myr, bekk, elv) samt bergrommets dybde under grunnvannstanden bestemme vannets oppførsel i grunnen.

På grunnlag av de hydrologiske og hydrogeologiske forholdene ble det i forbindelse med prosjekteringen av 1. byggtrinn av fjellhallene antatt at maksimalt 15 % av nedbørsvannet på terrengoverflaten over anlegget kan drenerer inn i fjellanlegget. Hoveddelen av de resterende 85 % renner av på terrengoverflaten, og noe bidrar til grunnvannsdannelse eller fordamper. Vann som lekker inn i fjellhallene vil bli samlet opp i sigevannssystemet, mens vann som lekker inn i interne veger/adkomst-tunneler vil bli samlet opp i systemet for drens vann og drivevann.

Geologisk kartlegging i forkant av og under drivingen av fjellhallene viser at det er få sprekke- og svakhetssoner i området for de eksisterende hallene og i området hvor de nye hallene planlegges (se også kapittel 6.1). Der det relativt sett er registrert mest oppsprekking og innlekkasje, er i østre del av anlegget (hall 8).

I forbindelse med drivingen av de første fjellhallene i byggetrinn 1 ble det registrert to lokaliteter med innstrømmende vann/drypp av betydning. Begge stedene var i svakhetssoner langs sprekke-system 1. Vannføringen avtok og stoppet relativt raskt etter at de vannførende sprekke-ene ble påtruffet, og det antas derfor at inntrenging av vann skyldtes punktering av lokale vannmagasiner i svakhetssonene. Den ene svakhetssonen ligger nær bergoverflaten, og ble påtruffet ved utkjørselen fra pukkverket. Vannføringen i denne svakhetssonen varierer derfor med nedbørsintensiteten. Den andre vannførende svakhetssonen ble påtruffet i en grusfylt svakhetsone i den nordvestlige delen av anlegget. Etter uttørking er det ikke registrert vann fra denne sonen.

I andre tilfeller hvor svakhetssoner krysser anlegget er det registrert svært lite innstrømmende vann. Dette skyldes at svakhetssonene er fylt med nedknust, finstoffholdig bergartsmateriale, til dels i leir-fraksjoner. Ved kryssing av slepper har det noen få steder i den vestre delen av anlegget forekommet vandrypp fra lokale vannmagasiner i sleppene. Dryppene har avtatt betydelig etter at vannmagasinene ble punktert.

I hele området sett under ett er det svært lite innstrømmende vann i de utsprengte bergrommene. Vannmengden som kommer inn i sørenden er noe større enn i de andre bergrommene der man har liten overdekning og et utslag for Rømning / utlufting ut i dagen. Kombinasjonen av bratt gradient på terreng og at det ikke er større overflatekilder som kan «mate» grunnvannet medfører at nydanningen av grunnvann i området er beskjeden.

Sommeren 2019 målte FSG vanntilsiget i ca. to tredjedeler av fjellhall 14, se vedlegg C. I måleperioden ble det i gjennomsnitt målt en innlekkasje på 2,26 l/min (0,04 l/sekund), dvs. ca. 3,4 l/min. for hele hallen. Basert på disse målingene, samt opplysninger om årlig middelavrenning fra NVE, er det forsøkt å beregne årlig innlekkasje i hallene via to ulike metoder, se Tabell 6-2 og Tabell 6-3.

De to beregningsmetodene viser godt samsvar, men det vil uansett være knyttet noe usikkerhet til beregningene. F.eks. er det observert mer innlekkasje i hall 8 enn i hall 14, og beregninger av innlekkasje for byggetrinn 1 kan derfor bli underestimert, dersom en tar utgangspunkt i målingene i hall 14.

Tabell 6-2: Beregnet årlig innlekkasje under forutsetning av at maksimalt 15 % av nedbørsvannet på terrengoverflaten over anlegget drenerer inn i fjellanlegget.

Forutsetninger				
Årlig middelavrenning NVE		60–65 l/s pr km ²		
Andel innlekkasje av nedbør		15 %		
Beregnet innlekkasje		0,78–0,84 l/m ² per døgn		
		Byggetrinn 1	Byggetrinn 2	Totalt
Areal bergrom ¹	m ²	44 850	53 100	97 950
Beregnet innlekkasje	liter/sekund	0,40–0,44	0,48–0,52	0,88–0,96
	liter/minutt	24–26	29–31	53–57
Årlig innlekkasje	m ³ /år	12 730–13 790	15 071–16 327	27 801–30 117

¹ Inkludert 2,5 m sprekkzone rundt hallene.

Tabell 6-3: Beregnet innlekkasje ut fra målinger i hall 14.

Forutsetninger				
Målt innlekkasje hall 14		0,79 l/m ² per døgn		
		Byggetrinn 1	Byggetrinn 2	Totalt
Areal bergrom ¹	m ²	44 850	53 100	97 950
Beregnet innlekkasje	liter/sekund	0,41	0,49	0,90
	liter/minutt	25	29	54
Årlig innlekkasje	m ³ /år	12 978	15 365	28 342

¹ Inkludert 2,5 m sprekkzone rundt hallene.

Ved et fullt utbygd anlegg (dvs. 18 fjellhaller) er dreneringen inn til bergrommene beregnet til å være maksimalt 57 l/min (ca. 1 l/s).

6.3.4 Grunnvannspåvirkning som følge av bergrom i Stendafjellet

Vann strømmer alltid fra områder med høyt vanntrykk mot områder med lavt vanntrykk²¹. Dette betyr at grunnvannets strømningsretning i berget vil endres dersom det etableres et hulrom (fjellhall) inne i fjellet. På grunn av trykkforskjellen mellom den åpne fjellhallen og berget som omgir denne vil vannet bevege seg via sprekkesystemet i berget rundt fjellhallen og mot fjellhallen, og til slutt dryppe inn i denne langs vegger og tak der sprekkene krysser fjellhallen. Avhengig av trykkforskjellen, kan grunnvann også komme opp gjennom sprekker i bunnen av fjellhallen²².

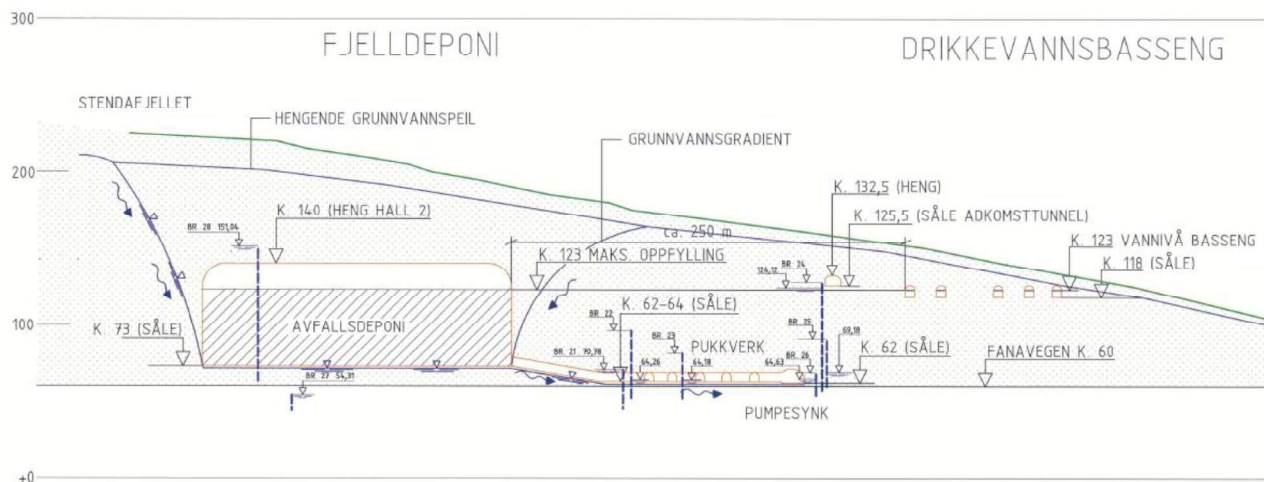
Drenering av grunnvann inn i bergrommene vil forandre grunnvannsforholdene rundt anlegget slik at man lokalt vil få en todeling av grunnvannsstanden med et hengende grunnvannsspeil nær terrengnivå og over tette masser, samt et sekundært grunnvannsspeil nær bergrommene. Etter at det hengende grunnvannsspeilet er dannet vil mengden innlekkende vann til bergrommet reduseres betydelig²³. I terrengområder med liten eller ingen løsmasseoverdekning vurderes derfor overflateavrenningen etter utsprengning av et bergrom å være den samme som før utsprengning.

I områdene rundt bergrommene er det i dag to grunnvannsnivåer; ett hengende grunnvannsmagasin like under terrengoverflaten, og ett grunnvannsspeil under bergrommene, se Figur 6-5. Deponeringsen vil derfor ikke påvirke grunnvannsnivå og/eller strømningsretning ytterligere.

²¹ Knutsson&Morfeldt: Grundvatten – teori & tillämpning (1995)

²² Fetter: Applied hydrogeology (1993)

²³ Knutsson&Morfeldt: Grundvatten – teori & tillämpning (1995)



Figur 6-5: Utsnitt av Multiconsults tegning 610125-1000, datert 12. september 2003, som viser registrerte grunnvannsnivå i overvåkingsbrønner. Drikkevannsbassenget, til høyre på skissen, ligger høyere enn fyllingsgrensen på kote 118 i deponiet. Mellom deponiet og drikkevannsbassenget er det en avskjærende tunnel. Vann kan derfor ikke spres fra deponiet til drikkevannsbassenget. Merk at det på figuren er oppgitt kote 123 som maks oppfylling, dette er feil. Maks oppfylling er iht. de vedtatte reguleringsbestemmelsene kote 118.

I 2010 og 2011 ble det installert loggere som kontinuerlig måler grunnvannsstanden i seks av brønnene (BR21, BR23–BR27). Senere er det også installert loggere i BR29 og BR30 (2020). Resultater av disse målingene er vist i vedlegg D, mens en oppsummering av resultatene er vist i Tabell 6-4.

Av de installerte brønnene er det BR28, BR29 og BR30 som er mest relevante for måling av grunnvannsstanden rundt byggetrinn 2. BR28, BR29 og BR30 ligger hhv. øst, nord og vest for de planlagte hallene i byggetrinn 2, og de viser alle et grunnvannsnivå som ligger høyere enn sålen i hallene, se Tabell 6-4). I disse områdene vil derfor grunnvannsstrømmen være rettet inn mot anlegget. Også i fjellbrønnen F13, som Statens vegvesen har benyttet i overvåkingen av Lyshorntunnelen, ligger grunnvannsnivået høyt (kote 119–124,5 er registrert i perioden 2015–2019⁸). Den utførte overvåkingen av F13 tyder ikke på at grunnvannsnivået i brønnen har blitt påvirket av byggingen av tunnelen. For BR21, sørvest for hallene, og BR27, vest for hallene, ligger terrengnivået der brønnene står lavere enn sålen i hallene (hhv. kote 70,8 og 54,3).

Etter at tunnelen på E39 (Lyshorntunnelen) er ferdig utsprengt, er bunnen av denne, på kote 41, det laveste punktet i fjellet, og dermed også «mål» for grunnvannsstrømmen i nærheten. Dersom det er gjennomgående sprekker vil vann kunne drenere fra fjellhallene og til tunnelen. Som nevnt i kapittel 6.5.7 er Lyshorntunnelen bygget med et separat oppsamlingssystem for vann som lekker inn, og dette vannet kan pumpes tilbake til fjellhallene dersom det påvises forurensning fra deponiet i vannet.

Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert søknad

Tabell 6-4: Tabell som viser oversikt over registrert grunnvannsnivå (GV) i grunnvannsbrønnene rundt bergromsdeponiene. For noen av brønnene er det kun manuelle målinger (BR22, BR28, BR29). I brønner med logger er det angitt intervall for registrerte målinger, men det er ikke tatt hensyn til registreringer som antas å skyldes lensepumping av brønner i forbindelse med prøvetaking. Brønner som vurderes som relevante for byggetrinn 2 er markert med grønn bakgrunnsfarge.

Brønn nr.	Installert	Lokalisering	Topp rør (kote)	GV (kote)	Merknad
BR21	2003	Nord for adkomsttunnel. Sørvest for bergrommene.	70,78	Ca. 70	Ødelagt høsten 2009 i forbindelse med anleggsarbeid
Ny BR21	2010			67,0-68,5	Kontinuerlig logging av GV siden 2011
BR22	2003	Pukkgruve, faringsort, øvre lastenisje. Inne i fjellet	96,26	Ca. 64	Brønn sprengt bort i 2004/2005. Ikke prøvetatt etter 2004.
BR23	2003	Pukkgruve, faringsort, nedre lastenisje. Inne i fjellet, sør for fjellhallene	81,48	Ca. 64	Ikke tilgjengelig for prøvetaking høsten 2010 pga. asfaltering. Kontinuerlig logging fra starten av 2011. Ødelagt mars 2013.
Ny BR23	2014				Kotehøyde og dybde brønn er ikke kjent. Ifølge FSG ble brønnen boret opp igjen etter at det kom stein i brønnrøret, og kotehøyden skal være den samme som tidligere.
BR24	2003	Østre påhugg tilkomst vannbasseng. Sørøst for bergrommene.	128,02	118-128	Kontinuerlig logging siden juni 2010.
BR25	2003	Tilkomsttunnel mot vannbasseng. Inne i fjellet, sør for bergrommene	90,83	Ca. 56?	Liten tilrenning. Lensepumping tømmer brønnen. Grunnvannsnivået har ikke stabilisert seg igjen før neste prøvetaking. Det reelle grunnvannsnivået i berget rundt kan derfor ligge høyere enn det som registreres. To registreringer i 2003 på kote 62,4 og 69,2.
BR26	2002	Vestre påhugg tilkomst vannbasseng. Sør for bergrommene	69,03	58-68	Kontinuerlig logging siden januar 2010.
BR27	2002	Ved gangveg, ca. 90 m nord for gardshus. Nordvest for bergrommene i byggetrinn 1.	54,31	ca. 50-54	Overtrykk i hullet 24.06.2003. Stigehøyden ble ikke målt. Kontinuerlig logging fra mai 2010.
BR28	2002	Ved enden av skogsveg i Stendadalen. Nordøst for bergrommene i byggetrinn 1	151,04	151	Brønnen har alltid hatt overtrykk, dvs at vann har rent stille og rolig ut av toppen av brønnen. Stigehøyden har ikke vært målt. Brønnen utsatt for hærverk i 2016. Ikke erstattet.
BR29	2019	Nord for fjellhallene i byggetrinn 2.	175,03	<147,7-160,25	Logger installert 16.03.2020.
BR30	2020	Vest for fjellhall 9 og 11	99,49	94,4-98,5	Logger installert 18.06.2020.

Målingene, som i flere av brønnene startet opp før fjellanlegget ble etablert, viser at vannstanden varierer i takt med nedbørsintensitet og årstider, og at grunnvannstanden i området ikke er blitt endret som følge av byggingen av det eksisterende anlegget.

I og med at de geologiske forholdene er sammenlignbare, forventes det ikke at byggetrinn 2 vil medføre endringer i grunnvannstanden i området utenfor fjellanlegget.

De hydrogeologiske forholdene er godt kartlagt, og det er etablert et omfattende overvåkingssystem for grunnvann og sigevann som er plassert med grunnlag i denne informasjonen. Samme kartleggings- og overvåkingsfilosofi vil bli fulgt for byggetrinn 2. Kravene til undersøkelser og kartlegging av de hydrauliske egenskapene til bergmassivet skulle dermed være møtt.

6.3.5 Risiko for oppbygging av vanntrykk i deponiet

Det vil være noe innlekkasje av vann i deponiet, men både tidligere observasjoner i Rådalen og observasjoner inne i de til nå utsprengte bergrommene i Stendafjellet viser at innlekkasjen er svært lav.

Vann som lekker inn i deponiet vil som tidligere nevnt bli ledet ved selvfall til en pumpesump og derfra videre til avløpsnett i Rådalen. Erfaringen fra byggetrinn 1 er at avfallsmassene som deponeres er drenerende, og det vil derfor ikke bygge seg opp vanntrykk i deponiet.

6.3.6 Langsiktig vurdering

I et langsiktig perspektiv må det vurderes hvorvidt det kan skje endringer eller variasjoner i det geo-hydrauliske systemet med følger for utsigsrisikoen til biosfæren. Bergrommene vil hele tiden være drenert, og grunnvannsgradienten vil derfor være rettet inn mot hallene også på lang sikt. Mot Lyshorntunnelen vil sigevann over tid kunne spre seg langs sprekker i berggrunnen, men siden pH og øvrig kvalitet av sigevannet ikke skiller seg vesentlig fra grunnvannet, vurderes det som lite sannsynlig at sigevannet vil påvirke permeabiliteten til de samme sprekke.

Innholdet av miljøgifter i sigevannet er også ventet å avta over tid, men hvor mye er ikke mulig å kvantifisere. Resultatene av overvåkingen, og da først og fremst i etterdriftsfasen, vil kunne si noe om utviklingen. Per i dag er det ingenting fra overvåkingen som tyder på at sigevannet inneholder miljøgifter i spesielt høye konsentrasjoner.

Over bergrommene vil det kunne skje utvasking av materiale og dermed økt permeabilitet på drenasjesprekkene inn mot bergrommene, men med den eksisterende bergmassen anses dette som lite sannsynlig (bl.a. som følge av lite kalk og andre stoffer som løses opp av vann). Mest ugunstig effekt i så måte har man under utdriving av bergrommene, og før disse fylles med avfall. Vannet som da dreneres inn i bergrommene går til kontrollert overløp fra disse.

6.4 Geokjemiske vurderinger

Geokjemiske vurderinger skal være basert på en omfattende karakterisering av jord, berggrunn og grunnvann i området. Det er ikke løsmasser i området slik at karakterisering av jord er uaktuelt.

6.4.1 Berggrunnen

Bergartene i og omkring Stendafjellet har et betydelig kalsiuminnhold, og kalkspat er observert i utfellinger i sprekker i bergmassivet. I gneisene forekommer det ofte forholdsvis mye amfibol og feltspat. Disse mineralene består blant annet av grunnstoffer som aluminium, natrium, kalsium, magnesium og jern. Mineralgruppen glimmer, som også forekommer hyppig i gneis, inneholder blant annet kalium i tillegg til aluminium eller magnesium, samt jern.

6.4.2 Grunnvannet

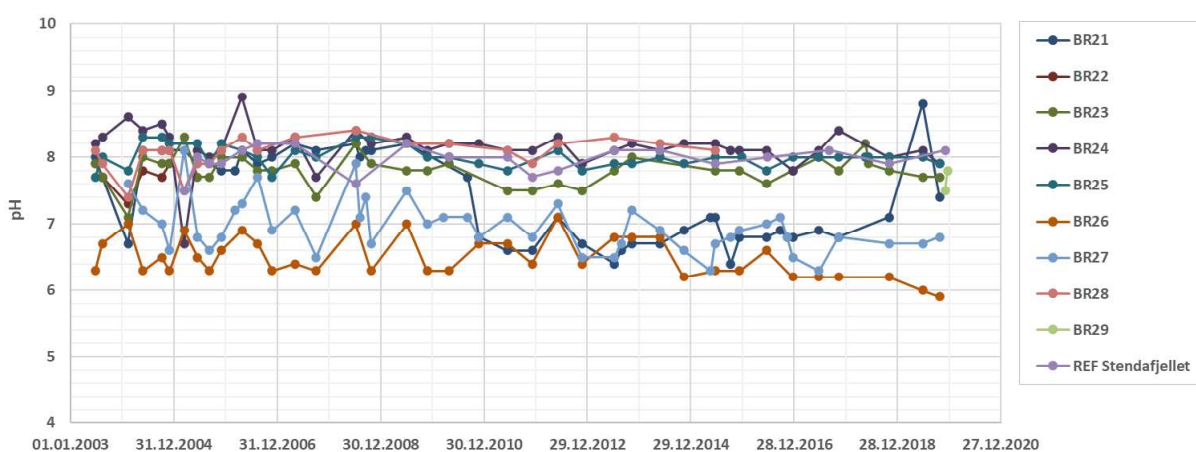
Som nevnt i kapittel 6.3.2 er det installert flere overvåkingsbrønner i og rundt fjellanlegget. De fleste ble etablert i 2002/2003 i forbindelse med start av byggetrinn 1. I tillegg er det installert et par nye brønner (BR29 og BR30), mens noen brønner har blitt ødelagt i årenes løp (BR22 og BR28). Lokalisering av brønnene er vist på tegning 610288-RIGm-TEG-001. BR22–BR23 ligger inne i fjellanlegget, mens BR21 og BR24–BR28 er lokalisert utenfor anlegget^[20]. BR25 er lokalisert i adkomsttunnelen til vannbassenget, dvs. inne i fjellet, men utenfor FSG sitt anlegg.

De første vannprøvene ble tatt av brønnene før deponering av avfall startet. Senere har prøvetaking i grunnvannsbrønnene inngått i overvåkingsprogrammet, men prøvetakingsfrekvens og hvilke stoffer

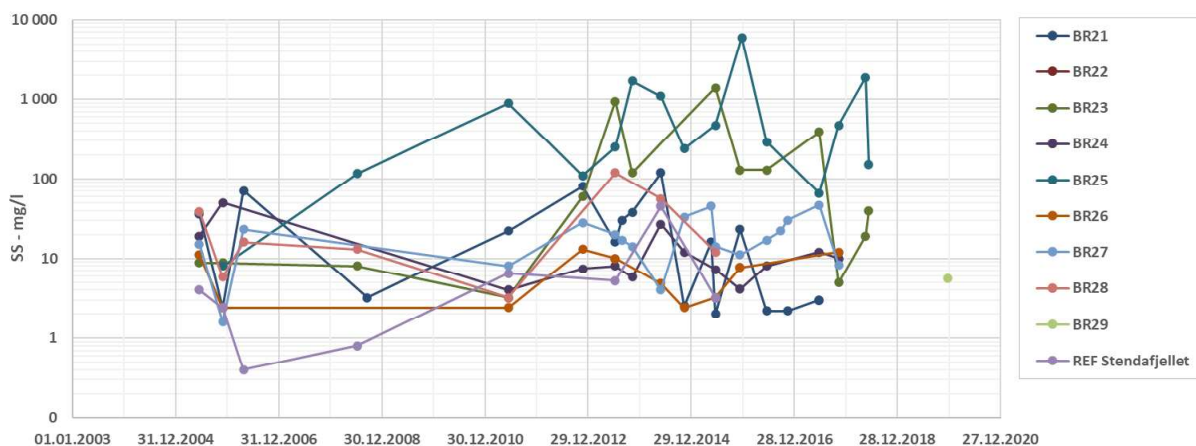
det har blitt analysert for, har variert litt opp gjennom årene. Fra og med 2004 er det utarbeidet årsrapporter som beskriver resultatene av overvåkingen. En oversikt over alle analyseresultater fra overvåkingen av grunnvannet er vist i vedlegg E. I tillegg er enkelte av stoffene kommentert i det etterfølgende.

Overvåkingen viser at med unntak for BR21 har pH i brønnene holdt seg relativt stabilt, se Figur 6-6. De første ca. 8 årene lå pH i BR21 rundt 8 (gjennomsnitt), men på slutten av 2010 sank pH'en og har i gjennomsnitt ligget i underkant av 7 fram til 2019. Da steg pH litt igjen. Det er generelt målt lavere pH i BR26 og BR27 enn i de øvrige brønnene.

De utførte analysene er generelt utført på oppløstede prøver. Dvs. at partikler løses opp og tas med i analysene. Som vist i Figur 6-7 varierer partikkelinnholdet i prøvene en del, men generelt inneholder mange av prøvene høyt (til del svært høyt) innhold av suspendert stoff. Høyt partikkelinnhold kan ha påvirkning på analyseresultatene når det analyseres på oppløstede prøver.



Figur 6-6: Resultat av målt pH. Det har generelt vært målt lavere pH i BR26 og BR27 enn i de øvrige brønnene. I slutten av 2010 sank pH i BR21, men har økt litt igjen i 2019.



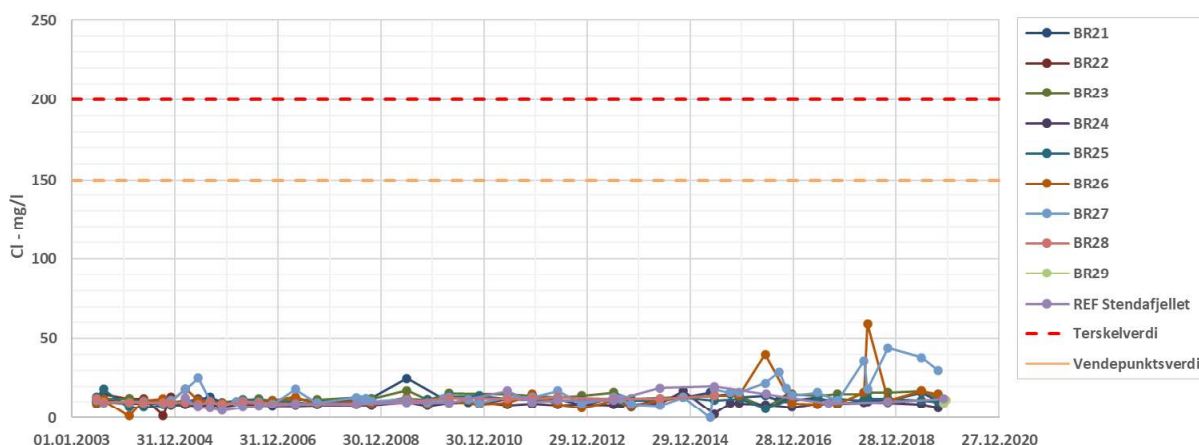
Figur 6-7: Innhold av suspendert stoff (OBS! Logaritmisk skala). Det er målt høyt innhold av suspendert stoff i mange av prøvene, og i mange av prøvene fra BR23 og BR25 er innholdet av suspendert stoff over 100 mg/l. Høyt partikkelinnhold kan ha påvirkning på analyseresultatene når det analyseres på oppløstede prøver.

Innhold av klorid har stort sett holdt seg stabilt i alle brønnene i hele overvåkingperioden, men har økt litt i BR27 de siste årene, se Figur 6-8. Dette antas å skyldes endret aktivitet i området der brønnen er lokalisert (f.eks. salting av gangveg), og ikke påvirkning av sigevann fra Stendafjellet. Det

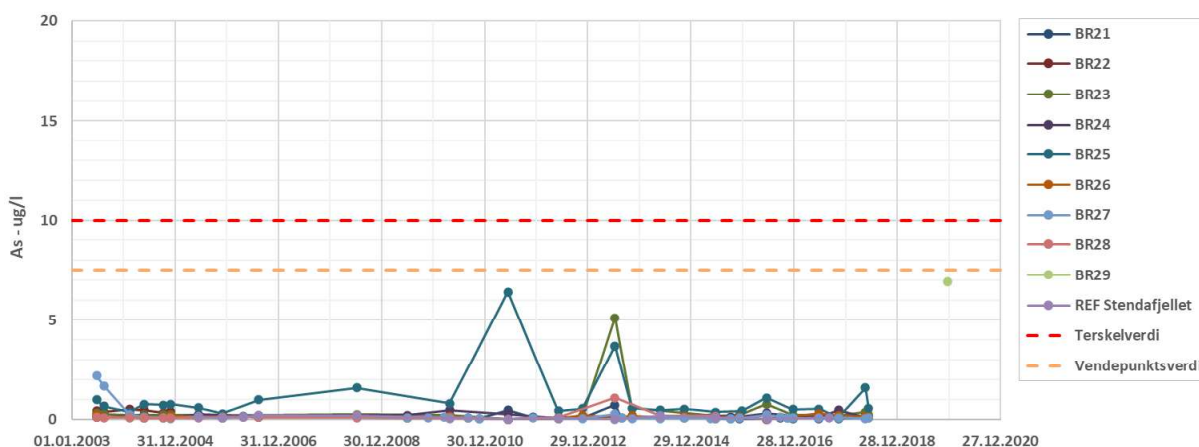
er også noen litt høyere enkeltmålinger i BR26. De målte konsentrasjonene er også sammenstilt med terskel- og vendepunktverdier for grunnvann iht. vannforskriften¹⁸. De målte konsentrasjonene ligger langt under disse verdiene.

Det finnes også terskel- og vendepunktverdier for grunnvann for stoffene arsen, bly, kadmium, kvikksølv og ammonium, og analyseresultater for disse stoffene er vist i Figur 6-9 til Figur 6-12.

Innhold av arsen har stort sett holdt seg stabilt lavt i alle brønnene i hele overvåkingsperioden, men med noen høyere enkeltmålinger i BR23 og BR25 (se Figur 6-9). I den ene prøven som er tatt fra BR29 er det målt høyere innhold av arsen enn i de øvrige brønnene. Konsentrasjonen ligger like under vendepunktverdien. I denne brønnen ligger grunnvannsnivået høyere enn taket i hallene, og vannet vil derfor ikke være påvirket av sivevann.

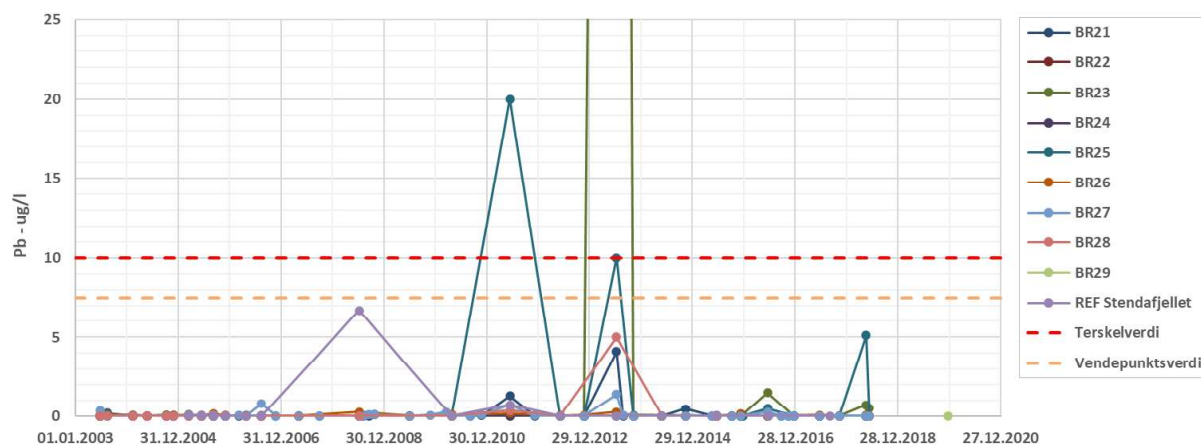


Figur 6-8: Innhold av klorid har stort sett holdt seg stabilt i alle brønnene i hele overvåkingsperioden, men har økt litt i BR27 de siste årene. Dette antas å skyldes endret aktivitet i området der brønnen er lokalisert (f.eks. salting av gangveg). Det er også noen litt høyere enkeltmålinger i BR26.

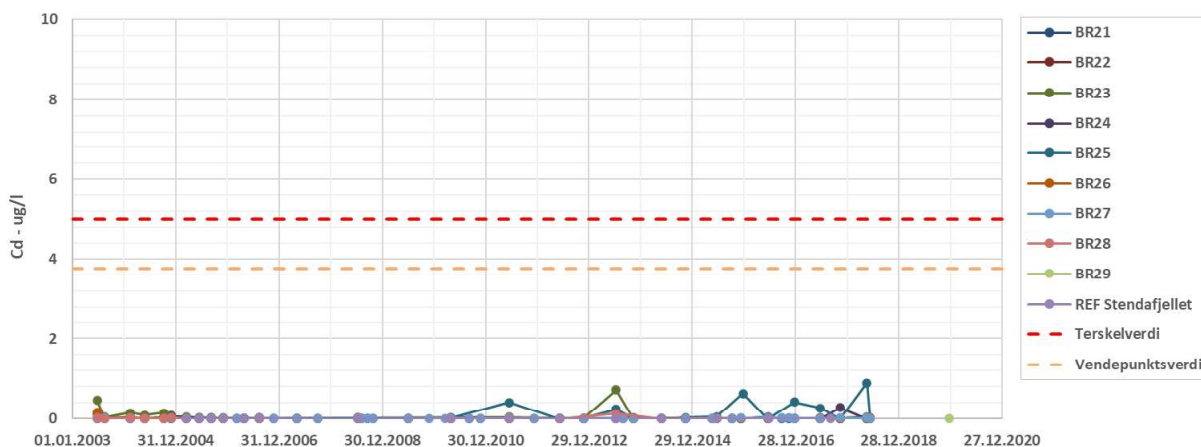


Figur 6-9: Innhold av arsen har stort sett holdt seg stabilt lavt i alle brønnene i hele overvåkingsperioden, men med noen høyere enkeltmålinger i BR23 og BR25. I den ene prøven som er tatt fra BR29 er det målt høyere innhold av arsen enn i de øvrige brønnene. Konsentrasjonen ligger like under vendepunktverdien for grunnvann.

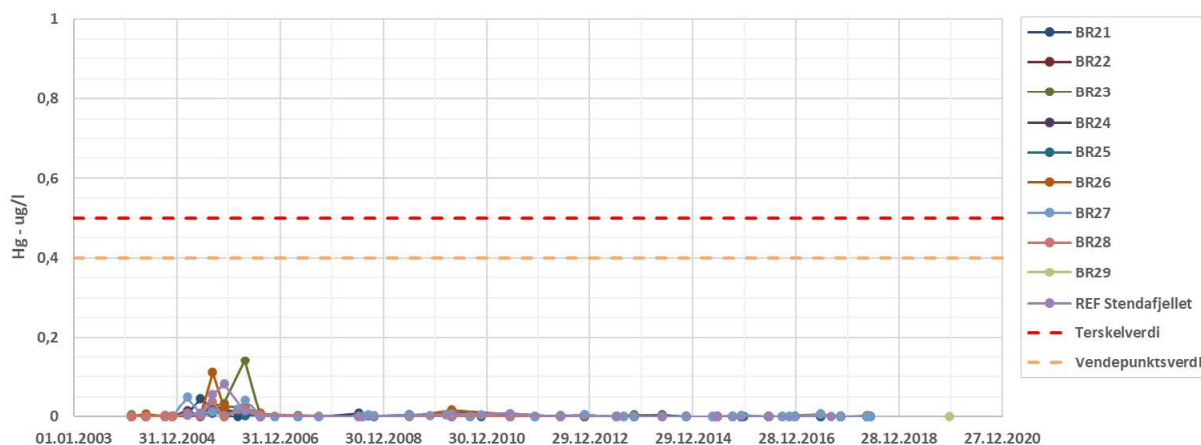
Søknad om utslippstillatelse. Oppdatert søknad



Figur 6-10: Den 7. juli 2013 ble det målt høye konsentrasjoner av bly i flere av brønnene (konsentrasjonen i BR23 er 220 $\mu\text{g/l}$). Ut over dette er det ved et par tilfeller målt høye konsentrasjoner av bly i BR25, samt ved ett tilfelle i REF Stendafjellet. Bly er vanligvis sterkt partikkelbundet.



Figur 6-11: Det er i hele overvåkingsperioden målt lave konsentrasjoner av kadmium.



Figur 6-12: Det er i hele overvåkingsperioden målt lave konsentrasjoner av kvikksølv, men litt høyere konsentrasjoner i perioden 2004–2006 sammenlignet med seinere målinger.

Den 7. juli 2013 ble det målt høye konsentrasjoner av bly i flere av brønnene. Ut over dette er det ved et par tilfeller målt høye konsentrasjoner av bly i BR25, samt ved ett tilfelle i REF Stendafjellet. Bly er vanligvis sterkt partikkelbundet. Det er i hele overvåkingsperioden målt lave konsentrasjoner av kadmium. Det samme er tilfelle for kvikksølv, men det er registrert litt høyere konsentrasjoner i perioden 2004–2006 sammenlignet med seinere målinger.

Generelt viser analyseresultatene at grunnvannet ikke er påvirket av sigevann fra deponiet. Under overvåkingen er det heller ikke gjort observasjoner som indikerer at grunnvannet i overvåkingsbrønnene er påvirket av sigevann fra fjellhallene.

Grunnvannet er i utgangspunktet «reint» og har ikke egenskaper som fører til tæring eller nedbrytning av berggrunnen. Utsprengingen av deponianlegget har grepet sterkt inn i hydrogeologien, og deler av grunnvannsmagasinet over bergrommene dreneres inn mot disse. Dette har medført endring i poretrykksforhold med økte gradienter og hurtigere innstrømming til bergrommene langs sprekker og soner i berggrunnen over og på sidene av disse. Nærmest bergrommene har dette ført til erosjon og utvasking av sprekkematerialet i sprekke i en sone nærmest bergrommet. De hydrauliske forholdene har stabilisert seg fort.

Økt gjennomstrømning på sprekker og slepper kan også ha hatt geokjemiske effekter som har ført til større vannledningsevne. Dette antas å være av marginal betydning og er dessuten lite interessant så lenge drenasjevannet inn til bergrommene samles opp og tas hånd om.

6.4.3 Geokjemisk vurdering av avfallet

Hovedtyngden av avfallet som skal deponeres forventes å være jordmasser med tilsvarende konsentrasjoner som det deponiet har tatt imot i mange år. Det er ikke fare for at slike masser vil reagere med hverandre eller annet avfall og skape nye farlige forbindelser eller gasser.

Alle de omsøkte avfallsfraksjonene er i fast form og det er derfor liten fare for at de ulike avfallsfraksjonene skal reagere med hverandre. FSGs HMS-ansvarlige vil for øvrig ha et spesielt ansvar for å vurdere eventuelle kjemiske reaksjoner som kan oppstå i alle avfallsfraksjoner før disse deponeres.

Deponeringen foregår inne i en fjellhall. Som det fremgår av kapittel 6.3 er det liten produksjon av sigevann i deponiet, og det er derfor liten fare for at avfallet skal reagere med vann.

6.5 Vurdering av virkning på potensielt påvirkede økosystem

Overdekningen over bergrommene er mer enn 40 m, og en eventuell påvirkning av biosfæren er derfor knyttet til endringer i grunnvannsnivå og/eller grunnvannets fysiske og kjemiske egenskaper. Dette gjelder både endringer i permeabilitet og strømningsretning, men også jord- og bergmassenes magasinerende evne og forekomsten av grunnvann i dagen (vann og myr over berganlegget).

6.5.1 Vannbalanseberegninger

Beregnet innlekkasje sammenlignet med beregnede sigevannsmengder for 2017, 2018 og 2019 viser at for de to første årene er beregnet oppsamlet sigevannsmengde større enn beregnet innlekkasje, jf. Tabell 6-5. Det er usikkerheter både i beregningen av sigevannsmengde og i beregninger av sigevann, og forskjellen kan både skyldes at mengden innlekkasje er underestimert (f.eks. er det høyere innlekkasje i hall 8 enn i hall 14 som er brukt som utgangspunkt for beregningene, jf. kapittel 6.3.3), eller at sigevannsmengden er overestimert (jf. kapittel 5.1.2). Det er nå installert flowmeter på sigevannsledningen, slik at målingene framover vil bli mer nøyaktige. Uansett tyder resultatene på at det er høy oppsamlingsgrad for sigevannet.

For 2019 er beregnet sigevannsmengde mindre enn beregnet innlekkasje. Dette kan ha sammenheng med byggingen av Lyshorntunnelen, som trolig har medført en periode med mindre innlekkasje, jf. kapittel 6.3.3.

Avfallet som fylles inn i hallene inneholder generelt lite vann, anslagsvis rundt 5 %. Dette er så lite at massene bare vil være fuktige, og det er ikke ventet avrenning av massene.

Tabell 6-5: Beregnet mengde sigevann for årene 2017, 2018 og 2019, sammenlignet med beregnet innlekkasje ut fra målinger i hall 14 (jf. Tabell 6-3).

	Beregnet sigevannsmengde	Beregnet innlekkasje (1. byggetrinn)	Andel oppsamlet sigevann
	m ³ /år	m ³ /år	%
2017	15 858	13 000	100
2018	15 713		100
2019 ¹	9 409		72

¹ Byggingen av Lyshorntunnelen kan ha påvirket innlekkasje til fjellhallene, jf. kapittel 6.3.3.

6.5.2 Terrenget over bergrommene

I forbindelse med sprengningsarbeid vil det på grunn av sekundær oppsprekking forekomme en økning av permeabiliteten i en avstand på maksimalt 3-4 m utenfor bergrommets kontur. Det vil imidlertid ikke bli utviklet nye eller større sprekkesoner fra bergrommet og opp til terrengoverflaten som følge av sprengningen. Utsprengingen av bergrommene vil derfor ikke påvirke overflateavrenningen i nevneverdig grad, og det vil ikke være fare for at bergrommene drenerer vann eller myrområder.

6.5.3 Plante- og dyreliv

I og med at det ikke forventes endringer i grunnvannsnivå over bergrommene vil anlegget derfor ikke ha noen påvirkning på plante- eller dyrelivet på Stendafjellet, verken på kort eller lang sikt.

Sigevannet skal som tidligere nevnt samles opp og pumpes til avløpsnett i Rådalen. Behovet for eventuell rensing av sigevannet vil bli fortløpende vurdert.

6.5.4 Risiko for spredning til drikkevannsbassenget

Den regionale strømningsretningen i området er fra øst mot vest. Grunnvann strømmer imidlertid alltid mot områder med lavest trykk, noe som medfører at det rundt bergrommene vil være en innadrettet grunnvannsgradient. Dette innebærer at det for eksempel ikke er teoretisk mulig at vann fra deponiene kan strømme mot Bergen kommunes drikkevannsbasseng, som ligger 250-350 m sør for fjellanlegget. De nye fjellhallene er planlagt nord for de eksisterende hallene, og vil derfor ikke endre forholdene mellom drikkevannsbassenget og fjellanlegget.

Sålen i det kommunale drikkevannsbassenget i Stendafjellet ligger på kote +118, mens vannivået i bassenget er på kote +123. Grunnvannsstanden ved bergrommene ligger på et mye lavere nivå enn ved drikkevannsbassenget. Det er derfor teoretisk mulig at bergrommene kan drenere drikkevannsbassenget. Drikkevannsbassenget er derfor sikret med bl.a. sprøytebetong, og det har betonggulv.

I de to tverrslagene mellom adkomsttunnelen til drikkevannsbassenget og pukkverket har FSG etablert en betongbarriere. Spredning av forurensning i form av støv eller gass gjennom disse vil derfor ikke forekomme.

Mellom de eksisterende bergrommene og drikkevannsbassenget går det flere avskjærende tunneler (se Figur 6-5). I tillegg til adkomsttunnelen til drikkevannsbassenget, som går på tvers av hele anlegget, ligger også de interne tunnelene som gir tilgang til de ulike fjellhallene i tre høydenivåer mellom fjellhallene og drikkevannsbassenget. Kombinasjonen av at høydebassenget ligger vesentlig høyere enn bunnen av fjellhalldeponiet, samt at de mange tunnelene vil fungere som en avskjæring av en eventuell grunnvannstrøm fra deponiområdet, gjør at det ikke er teoretisk mulig at vann fra fjellhallene kan spres til drikkevannsbassenget. Dette er vist i Figur 6-5.

I reguleringsplanen er det åpnet opp for å deponere høyere enn kote +118 dersom drikkevannsbassenget flyttes. En økning i fyllingshøyde fra kote +118 vil ikke endre de hydrogeologiske forholdene i eller rundt fjellhallene, i og med at grunnvannstrømmen er rettet inn mot fjellhallene. Mesteparten av massene som deponeres i fjellhallene har høy permeabilitet (dvs. at det er drenerende masser), og det er derfor lite sannsynlig at det kan bygges opp et vanntrykk av betydning i de deponerte massene, og helt usannsynlig at dette trykket blir så høyt at grunnvannstrømmen reverseres slik at vann presses fra deponiet og inn i fjellveggen²⁴.

6.5.5 Private brønner nedstrøms bergrommene

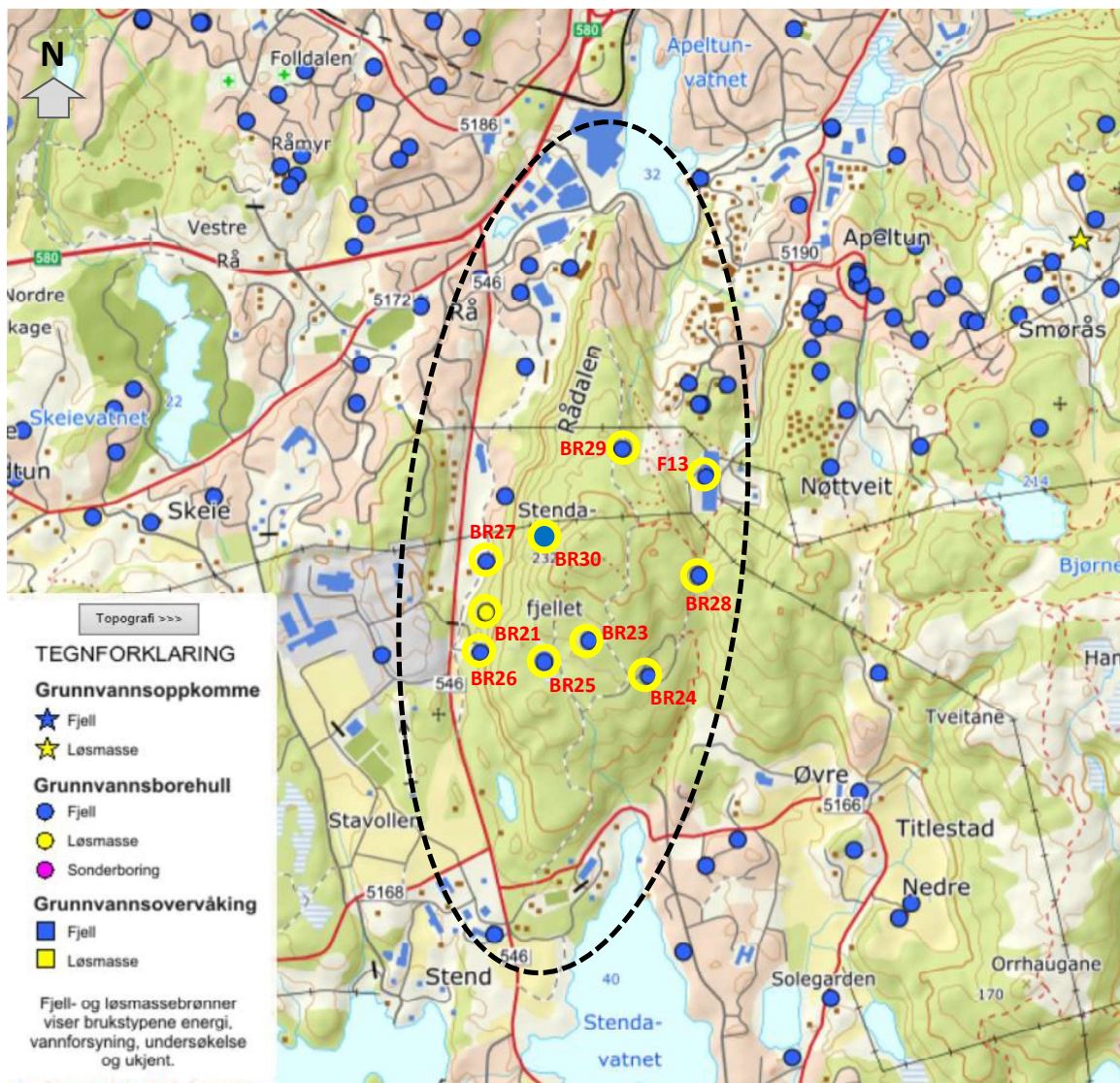
I NGUs brønndatabase (https://geo.ngu.no/kart/granada_mobil/) er det mange registrerte brønner i området rundt Stendafjellet, se Figur 6-13.

Den nærmeste kjente bergbrønnen ligger i Titlestadvegen, like nord/nordøst for Stendavatnet. Det er ikke kjente vannførende svakhetssoner mellom Stendafjellet og denne brønnen. De øvrige brønnene ligger litt lenger unna, i Smørås-/Nøttveitområdet, på Titlestad og ved Stendavatnet.

I tillegg til at det som nevnt er innadrettet grunnvannsgradient rundt bergrommene, er det avskjærende svakhetssoner i berget mellom Stendafjellet og Kronåsen i nord, Smøråsfjellet/Nøttveitområdet i nordøst og Titlestad i sør/sørøst. Det foreligger derfor ikke spredningsfare til disse områdene.

Mellom brønnene i Rådalen og Stendafjellet er det færre avskjærende soner, og det kan i utgangspunktet ikke utelukkes at brønnene kan ha sammenheng med de vannførende sonene i Stendafjellet. Som nevnt over er grunnvannsgradienten i området rundt bergrommene (både de eksisterende og de planlagte) rettet inn mot bergrommet, og det er derfor ingen fare for at sigevann fra deponiet kan nå brønnene i Rådalen via grunnvannet. BR30 er plassert i området mellom fjellanlegget og de private brønnene i Rådalen, og målinger av grunnvannsnivå i denne brønnen verifiserer at grunnvannsgradienten er rettet inn mot hallene (se Tabell 6-4 og vedlegg D).

²⁴ Multiconsult-notat 610288-RIGm-NOT-001, datert 14. november 2013, *Stendafjellet Bergromsdeponi. Vurdering av øvre fyllingsgrense*.

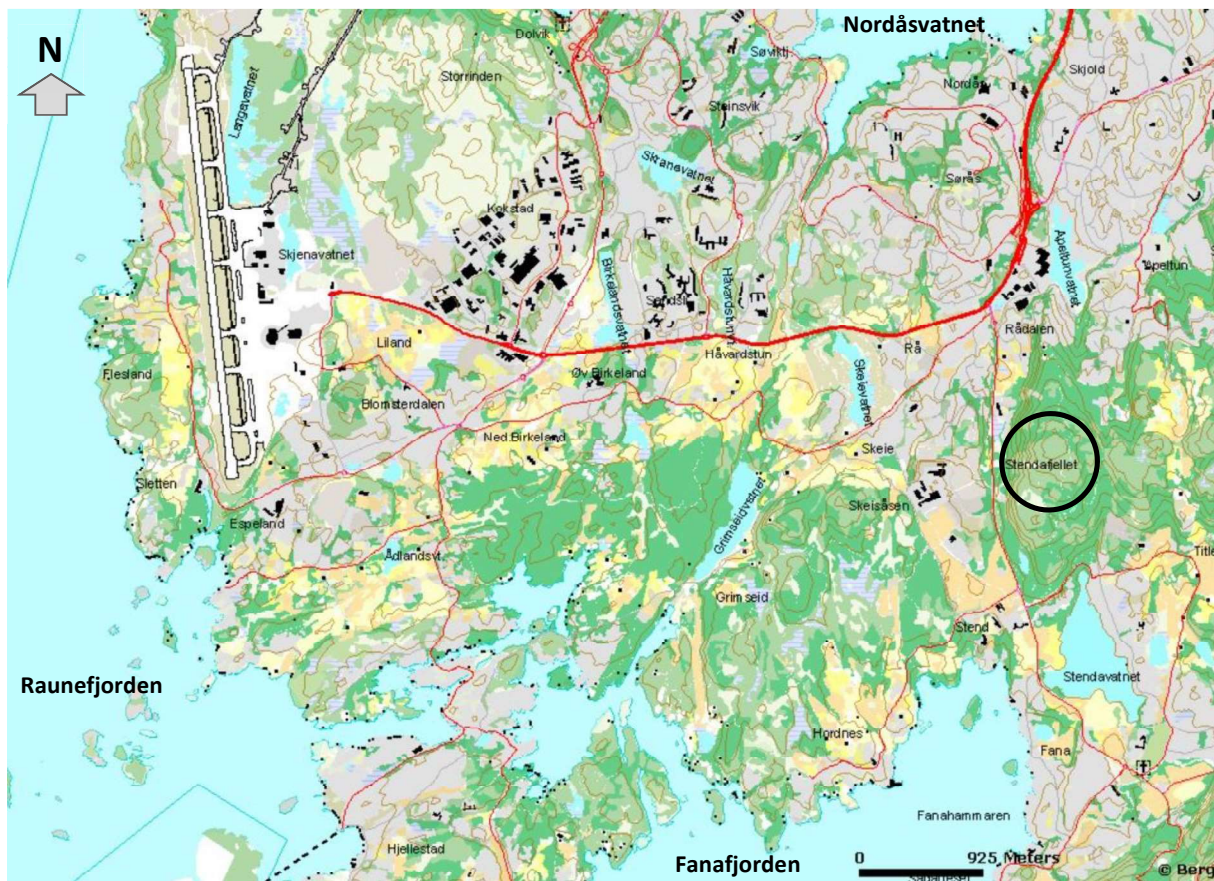


Figur 6-13. Skjermdump fra NGUs grunnvannsdatabase Granada. Grunnvann i Stendafjellet antas å drenerer mot Råtjørna/Apeltunvatnet i nord, eller mot Stendavatnet i sør. Mulig influensområde antas derfor å være innenfor den stiplede, svarte linjen. Innenfor dette området ligger alle overvåkingsbrønnene til bergromsdeponiet (BR21 og BR23–BR30) og én av overvåkingsbrønnene som ble benyttet i forbindelse med overvåking av byggingen av Lyshorntunnelen (F13).

6.5.6 Resipienter

Terrenget over bergrommene er delt i to nedbørsfelt; ett med drenering mot Grønnestølen i vest og videre nordover via en bekk i Rådalen til Råtjørna, ca. 1 km fra bergrommene, og ett nedbørsfelt med avrenning til Stendavatnet, som ligger ca. 800 m sørøst for bergrommene. Råtjørna har avrenning via Apeltunvatnet til Nordåsvatnet (sjø), mens Stendavatnet har avrenning til Fanafjorden. Se oversiktskart i Figur 6-14.

På grunn av den innadrettede grunnvannsgradienten ved bergrommene vil ikke resipientene kunne påvirkes av forurenset sigevann fra bergrommene.



Figur 6-14: Oversiktskart over området. Lokalisering av Stendafjellet er vist med svart sirkel. (kartkilde: <https://www.bergenskart.no>).

En av de vanligste problemstillingene forbundet med etablering av bergrom er senkning av grunnvannstand og/eller endring av vannstand og vannføring i vann, elver eller myrområder som følge av innlekkasje til bergrommet. I dette tilfellet ligger hele fjellanlegget vesentlig høyere enn, og i stor avstand fra, de nærmeste resipientene, og det er som nevnt ikke overflatevann, våtmarksområder eller myrer i eller i nærheten av planområdet. Avstanden fra planområdet til nærmeste elv eller vann (et tjern nord for Stendavatnet) er over 500 m. Fjellhallene påvirker derfor ikke vannstanden i noen resipienter.

Raunefjorden

Sigevann ledes til påslipp på kommunens spillvannsnett. Spillvannet renses i Flesland renseanlegg (se kapittel 4.6) før det ledes til dyputslipp i Raunefjorden. Sigevannet fra Stendafjellet bergromsdeponi antas å utgjøre 0,06–0,5 % av utslippsmengden fra renseanlegget (jf. kapittel 4.6 og 5.1.2). Raunefjorden (vannforekomstID 0261010500-C²⁵) er i www.vann-nett.no registrert som vannkategori «kystvann» med vanntype «beskyttet kyst/fjord». Vannforekomsten hører til vannområde Vest og er i overkant av 32 km² stor. Strømhastigheten er oppgitt som moderat (1–3 knop) og med moderat oppholdstid for bunnvann (uker). Økologisk tilstand er registrert som god, mens kjemisk tilstand er ukjent.

²⁵ Raunefjorden: <https://www.vann-nett.no/portal/#/waterbody/0261010500-C>

Fanafjorden

Innlekkasjevann i interne veier/tunneler, vann fra pukkverket, produksjonsvann fra driving av nye haller, samt vann som lekker inn gjennom sprekker i fjellet i fjellhallene som ikke er tatt i bruk for deponering av masser ledes via kommunens overvannsnett til utslipp i Fanafjorden (se kapittel 4.5. Dette vannet er ikke påvirket av avfallet som deponeres i fjellanlegget. Fanafjorden (vannforekomstID 0261010401-C²⁶) er i www.vann-nett.no registrert som vannkategori «kystvann» med vann-type «beskyttet kyst/fjord». Vannforekomsten hører til vannområde Vest og er i overkant av 9 km² stor. Strømhastigheten er oppgitt som moderat (1–3 knop) og med moderat oppholdstid for bunnvann (uker). Økologisk tilstand er registrert som god, mens kjemisk tilstand er ukjent.

6.5.7 E39 Lyshorntunnelen

Den nye Lyshorntunnelen på E39 krysser under fjellhalldeponiene i den nordøstre delen av Stendafjellet, på et lavere kotenivå enn dagens steinuttak (se Figur 4-3). Tunnelen kan ha medført endring av grunnvannsforholdene i og rundt deponiet. I likhet med bergrommene har tunnelen en innadrettet grunnvannsstrøm. Selv om fjellet i utgangspunktet er tett, vil det kunne lekket mindre mengder vann fra fjellhallene og inn i Lyshorntunnelen. Tunnelen er derfor prosjektert med et system der alt innlekkasjevann fra området under fjellhalldeponiene samles opp. Prøvetaking av dette vannet inngår i overvåkingsprogrammet for fjellhallene, og dersom det påvises forurensning vil dette vannet pumpes tilbake til fjellhallene og håndteres som sigevann. Det er utarbeidet forslag til kriterier for å kunne beslutte i hvilke tilfeller lekkasjevannet skal pumpes tilbake til deponiet²⁷. Vaskevann og ordinært driftsvann fra tunnelen vil bli håndtert separat.

6.6 Risikoanalyse

I det etterfølgende er virkningene av temaene i kapittel 6 vurdert med hensyn til uønskede hendelser, sannsynlighet og konsekvens både på kort sikt, dvs. i anleggs-, drifts- og etterdriftsfasen, og på lang sikt, dvs. i tidsperioden etter etterdriftsfasen og videre i mer enn 1000 år.

Resultatene av disse vurderingene danner grunnlag for en enkel, kvalitativ analyse av risikoen for at stoffene i avfallet kan nå biosfæren via mulige spredningsveger som følge av identifiserte, uønskede hendelser. Risikoen er produktet av sannsynlighet og konsekvens.

Den kvalitative risikoanalysen er utført med følgende tre grader av sannsynlighet, konsekvens og risiko:

Sannsynlighet	Konsekvens	Risiko
Høy (meget sannsynlig); hendelsen vil trolig inntreffe flere ganger innenfor aktuelt tidsrom	Stor ; hendelsen vil medføre alvorlige brudd på tillatelser eller definerte miljømål	Høy ; Ikke akseptabel risiko
Middels (sannsynlig); hendelsen vil trolig inntreffe innenfor aktuelt tidsrom	Middels ; hendelsen vil trolig medføre mindre alvorlige brudd på tillatelser eller definerte miljømål	Middels ; Et risikonivå som er akseptabelt men hvor det er nødvendig å se nærmere på muligheter for risikoreduserende tiltak, eventuelt foreta en mer detaljert analyse
Lav (lite sannsynlig); hendelsen vil neppe inntreffe i det aktuelle tidsrommet	Liten ; hendelsen vil trolig ikke medføre brudd på tillatelser eller definerte miljømål	Lav ; Akseptabelt risikonivå

²⁶ Fanafjorden: <https://www.vann-nett.no/portal/#/waterbody/0261010401-C>

²⁷ Multiconsult-notat 610288-RIGm-NOT-004, datert 30. juni 2020, Vurdering av grenseverdier for vann i Lyshorntunnelen.

6.6.1 Risikoanalyse på kort sikt

Med kort sikt menes anleggs-, drifts- og etterdriftsperioden. FSG har utarbeidet en plan for drift- og overvåking i driftsperioden. Denne planen inneholder prosedyrer for mottak og håndtering av avfall, overvåkingsprogram for grunn- og sigevann, og beredskapsplaner for blant annet å hindre uønsket spredning av forurensning og oppbygging av grunnvann i deponiet, se vedlegg F. Det vil bli utført nødvendige oppdateringer av planen slik at den også er gyldig for byggetrinn 2.

Det skal ikke mottas avfall som kan reagere med fjellet eller kunne svekke styrken og tettheten i berget. Det foreligger derfor ikke mulighet for at det kan danne seg en vei mellom avfallet og biosfæren, selv i et geologisk tidsperspektiv.

Sigevann fra bergrommene vil bli samlet opp i en pumpeump og ført videre til avløpsnett i Rådalen. Behov for eventuell rensing av sigevannet vil bli vurdert fortløpende. Etter at driften er avsluttet vil sigevannet fortsatt bli pumpet til avløpsnett.

En oppsummering av identifiserte uønskede hendelser er vist i Tabell 6-6.

Tabell 6-6: Kvalitativ risikoanalyse for anleggs-, drifts- og etterdriftsfase for bergromsdeponiene med henblikk på økt risiko for utslipp til biosfæren²⁸.

Hendelse	Sannsynlighet	Konsekvens	Risiko
1A. Blokknedfall i deponi (Geologi/geomekanikk)	Middels	Liten	Lav
2A. Fjellhall kollapser (påvirker ikke terreng) (Geomekanikk)	Lav	Liten	Lav
3A. Spredning av sigevann til Lyshorntunnelen (Hydrogeologi)	Middels	Liten	Lav
4A. Spredning av sigevann til lokale drikkevannsbrønner, Nordåsvatnet, Fanafjorden (Hydrogeologi)	Lav	Middels	Lav
5A. Spredning til kommunalt drikkevannsbasseng (Hydrogeologi)	Lav (Ingen)	Stor	Lav (Ingen)
6A. Oppbygging av vann i deponiet (Hydrogeologi)	Lav	Liten	Lav
7A. Utvasking av sprekker – økt lekkasje (Geokjemi)	Lav	Middels	Lav
8A. Lekkasje eller brudd på bygde barrierer/konstruksjoner	Lav	Liten	Lav
9A. Lekkasje eller brudd på sigevannsledning	Middels	Middels	Middels

Hendelse nr. 1A: Som beskrevet i kapittel 6.2.2 styres stabilitetsforholdene i driftsfasen av HMS-kravene til utførelsen av denne type fjellarbeider. Når arbeidet i hallene er avsluttet vil ikke sikringen lenger bli vedlikeholdt, og det kan ikke utelukkes at det kan skje blokknedfall. Eventuelt blokknedfall etter at hallene er ferdig oppfylt (etterdriftsfasen) vil ikke medføre skader på deponiet eller få miljømessige konsekvenser. Konsekvensen for miljøet vurderes derfor som liten, og risikoen vurderes som lav.

Hendelse nr. 2A: Ut fra de geomekaniske egenskapene til berget på stedet og utformingen av bergrommene, vurderes det som svært lite sannsynlig at noen av fjellhallene skulle kollapse. Og selv om en slik hendelse skulle inntreffe, vil dette ikke påvirke terrenget over hallene, fordi hallvolumet er fylt

²⁸ Risikovurderingen er gjort med henblikk på miljø. For HMS gjelder andre regler.

med deponert masse. Eventuell utlekking fra hallene vil heller ikke bli påvirket. Konsekvensen for miljøet vurderes derfor som liten, og risikoen som lav.

Hendelse nr. 3A: Spredning av sigevann til Lyshorntunnelen kan ikke utelukkes, og vil trolig kunne inntreffe i løpet av drifts- og etterdriftsfasen. Vannet i Lyshorntunnelen blir overvåket, og dersom det påvises konsentrasjoner over nærmere angitte grenseverdier, vil vannet bli pumpet tilbake til fjellanlegget og håndtert som sigevann. Konsekvensen for miljøet vurderes derfor som liten, og risikoen vurderes som lav.

Hendelse nr. 4A: Det er innadrettet grunnvannsgradient mot fjellanlegget, mens Lyshorntunnelen under anlegget gjør at deler av anlegget kan drenere mot tunnelen. Med disse hydrogeologiske forholdene vil ikke sigevann kunne spre seg til lokale drikkevannsbrønner (eller videre nordover til Nordåsvatnet og sørover til Fanafjorden). Sannsynligheten vurderes derfor som svært liten. Etter at Lyshorntunnelen er sprengt ut, vil for øvrig en slik spredning, selv i perioder med ekstremtørke, være helt usannsynlig, fordi vann fra hallene heller vil drenere mot Lyshorntunnelen enn mot Rådalen. Med det overvåkingsprogrammet som gjennomføres vil en kunne oppdage om forholdene endrer seg. De lokale drikkevannsbrønnene ligger så langt unna fjellanlegget at det uansett vil ta tid før sigevannet eventuelt når disse. Strømningshastigheten for grunnvann i berg er meget liten, oftest bare noen få meter i året. Dette betyr at dersom det skulle oppstå en situasjon med ekstremt lav grunnvannsstand, f.eks. som følge av tørke i mange måneder, slik at strømningsretningen endres, vil en eventuell forurensning i grunnvannet oppdages i overvåkingsbrønnene lenge før (flere måneder eller år) den når de aktuelle brønnene. Det vil dermed være mulig å iverksette tiltak, som f.eks. å knytte boligene til det kommunale vannledningsnett, i god tid før det oppstår reell forurensningsfare. Konsekvensen vurderes derfor som middels, og risikoen som lav.

Hendelse nr. 5A: Det kommunale drikkevannsbassenget som ligger 250-300 m sør for fjellanlegget, ligger høyere enn avfallet i fjellanlegget. I fjellhallene fylles det avfall til maksimalt kote 118, mens sigevannet samles opp i bunnen av hallene (kote 73–76). Bunnen av drikkevannsbassenget ligger på kote 118). Sigevann fra fjellanlegget vil derfor ikke kunne nå drikkevannsbassenget. Dersom sigevann skulle komme inn i drikkevannsbassenget, så vil konsekvensen være stor, men siden dette ikke er mulig, settes risikoen likevel som lav. (Alternativt kunne hendelsen vært utelatt fra tabellen, men er tatt med for å vise at vurderingen er gjort).

Hendelse nr. 6A: Avfallsmassene som deponeres er drenerende. I tillegg vil berget i nærsone rundt hallene være drenert som følge av sprekker fra sprengningen, og det vil derfor ikke bygges opp vanntrykk i deponiet. Sannsynligheten vurderes derfor som lav. Konsekvensen av eventuell oppbygging vil også være liten, og risikoen settes til lav.

Hendelse nr. 7A: Økt lekkasje som følge av utvasking av sprekker er lite sannsynlig fordi strømningshastigheten er for lav til at det kan skje partikulær utvasking av sprekker. Bergartens mineralinnhold bestående av kvarts, feltspat, amfibol og glimmer er svært motstandsdyktig mot kjemisk forvitring. Sigevannet inneholder ikke forbindelser som vil reagere løse opp partiklene i sprekken. Denne effekten motvirkes også av svelling på grunn av oksydasjon av utfelte mineraler på sprekken når berget tørker ut. Konsekvensen av en slik hendelse vil også være liten, og risikoen vurderes som lav.

Hendelse nr. 8A: I enden av hver hall er det laget en betongterskel som hindrer at sigevannet kan renne fritt ut av hallene. Det er lite sannsynlig at det skal oppstå skader og lekkasjer på denne terskelen. Åpningene på nedre- og mellomnivå som ble benyttet til uttak av stein under bygging av hallene, er enten murt igjen eller fylt med masser/stor stein. Det er også lav sannsynlighet for skader på disse konstruksjonene. Dersom det likevel skulle bli skader slik at sigevann kan lekke ut i adkomst-

tunnelen, vil det bli samlet opp i drenssystemet for innlekkasje- og drivevann, og ledet via overvannsnettet til dyputslipp i Fanafjorden, som har høy vannutskifting. Eventuelle skader/deformasjoner av lukningene i tunnelåpningene vil dermed ha liten konsekvens, og risikoen settes til lav.

Hendelse nr. 9A: Det kan ikke utelukkes at det kan oppstå lekkasje eller brudd på sivevannsledningen. Dersom dette skjer inne i fjellanlegget, vil utlekket sivevann bli samlet opp i systemet for innlekkasje- og drivevann, og bli ledet til dyputslipp i Fanafjorden. Dersom det skjer etter pumpe-umpen vil dette bli oppdaget ved trykkfall. En lekkasje vil være brudd på tillatelsen, og konsekvensen vurderes som middels. Risikoen vurderes dermed som middels.

Oppsummering miljørisiko kort sikt:

Risikoanalysen på kort sikt viser at det ikke knytter seg uakseptable risikoer til geologiske, geomekaniske, hydrogeologiske og geokjemiske forhold. I utgangspunktet vurderes det som ikke sannsynlig av sivevann kan spres til det lokale drikkevannsbassenget. Størst risiko for spredning til biosfæren er knyttet til lekkasje eller brudd på sivevannsledningen.

6.6.2 Risikoanalyse på lang sikt

Med lang sikt menes perioden etter avsluttet etterdrift og i etterfølgende tidsperiode på >1000 år. Selve bergromsdeponiene med tilhørende konstruksjoner trenger ikke vedlikehold. Det forutsettes at konstruksjoner av betong eller annet «kunstig» materiale er sikret med bestandig, geologisk materiale.

Så langt har det ikke vært nødvendig med egen rensing av sivevannet, men det pumpes til det kommunale spillvannsnettet som leder vannet videre til renseanlegg før utslipp i sjø. Så lenge det er behov for pumping, vil det være behov for et visst vedlikehold av ledningsanlegg og pumper. Bergen kommune har planer om å legge om ledningsnettet i Rådalen. Når sivevannet er koplet på denne nye ledningen kan sivevannet slippes på spillvannsledningen ved selvføll, og behovet for pumping vil da falle bort. Også denne ledningen vil gå via Flesland renseanlegg til dyputslipp i Raunefjorden.

En oppsummering av identifiserte uønskede hendelser på lang sikt er vist i Tabell 6-7.

Tabell 6-7: Kvalitativ risikoanalyse for bergromsdeponiene på lang sikt etter etterdriftsperioden med henblikk på økt risiko for utslipp til biosfæren

Hendelse	Sannsynlighet	Konsekvens	Risiko
1B. Blokknedfall i deponi. (Geologi/geomekanikk)	Høy	Liten	Lav
2B. Fjellhall kollapser, f.eks. som følge av jordskjelv (påvirker ikke terreng)	Lav	Liten	Lav
3B. Spredning av sivevann til Lyshorntunnelen (Hydrogeologi)	Middels	Liten	Lav
4B. Spredning av sivevann til lokale drikkevannsbrønner, Nordåsvatnet, Fanafjorden (Hydrogeologi)	Lav	Middels	Lav
5B. Spredning til kommunalt drikkevannsbasseng (Hydrogeologi)	Lav /Ingen	Stor	Lav (Ingen)
6B. Sivevannsledning går tett – Sivevann kommer fram i dagen via laveste tunnelåpning	Middels	Liten	Lav
7B. Utvasking av sprekker – økt lekkasje (Geokjemi)	Lav	Middels	Lav
8B. Brudd på bygde barrierer /konstruksjoner	Lav	Liten	Lav
9B. Forvitring/nedbrytning av bergarten	Lav	Liten	Lav

Hendelse nr. 1B: Når etterdriftsfasen er avsluttet vil ikke sikringen av hallene lenger bli vedlikeholdt. På lang sikt er det da høy sannsynlighet for at det kan skje blokknedfall. Eventuelt blokknedfall etter etterdriftsfasen vil ikke medføre skader på deponiet eller få miljømessige konsekvenser. Konsekvensen for miljøet vurderes derfor som liten, og risikoen vurderes som lav.

Hendelse nr. 2B: Ut fra de geomekaniske egenskapene til bergarten på stedet og utformingen av bergrommene vurderes det som svært lite sannsynlig at noen av fjellhallene skulle kollapse. Og selv om en slik hendelse skulle inntreffe, vil dette ikke påvirke terrenget over hallene. Eventuell utlekking fra hallene vil heller ikke bli påvirket. Konsekvensen for miljøet vurderes derfor som liten, og risikoen som lav.

Hendelse nr. 3B: Spredning av sigevann til Lyshorntunnelen kan ikke utelukkes, og vil trolig kunne inntreffe på lang sikt. Vannet i Lyshorntunnelen blir overvåket, og dersom det påvises konsentrasjoner over nærmere angitte grenseverdier, vil vannet bli pumpet tilbake til fjellanlegget og håndtert som sigevann. Konsekvensen for miljøet vurderes derfor som liten, og risikoen vurderes som lav.

Hendelse nr. 4B: Det er innadrettet grunnvannsgradient mot fjellanlegget, mens Lyshorntunnelen under anlegget gjør at deler av anlegget kan drenere mot tunnelen. Når anlegget forlates er det ikke planer om å tette åpningene til adkomsttunnelene, og disse åpningene vil derfor fortsatt være styrende for vann-nivået inne i anlegget, og det vil ikke bygge seg opp vann i hallene. Så lenge de hydrogeologiske forholdene er slik, vil ikke sigevann kunne spre seg til lokale drikkevannsbrønner (eller videre nordover til Nordåsvatnet og sørover til Fanafjorden). Sannsynligheten vurderes derfor som svært liten. I og med at Lyshorntunnelen nå er ferdig sprengt ut, vil for øvrig en slik spredning, selv i perioder med ekstremtørke, være helt usannsynlig, fordi vann fra hallene heller vil drenere mot Lyshorntunnelen enn mot Rådalen. Konsekvensen vurderes derfor som middels, og risikoen som lav.

Hendelse nr. 5B: Det kommunale drikkevannsbassenget som ligger 250-300 m sør for fjellanlegget, ligger høyere enn avfallet i fjellanlegget. I fjellhallene fylles det avfall til maksimalt kote 118, mens sigevannet samles opp i bunnen av hallene (kote 73–75). Bunnen av drikkevannsbassenget ligger på kote 118). Sigevann fra fjellanlegget vil derfor ikke kunne nå drikkevannsbassenget. Dersom sigevann skulle komme inn i drikkevannsbassenget, så vil konsekvensen være stor, men siden dette ikke er mulig, settes risikoen likevel som lav. (Alternativt kunne hendelsen vært utelatt fra tabellen, men er tatt med for å vise at vurderingen er gjort).

Hendelse nr. 6B: På lang sikt kan det ikke utelukkes at sigevannsledningen går tett. Dersom dette skulle skje vil sigevann kunne lekke ut i adkomsttunnelen, der det vil bli samlet opp i drencsystemet for innlekkasje- og drivevann, og ledet via overvannsnett til dyputslipp i Fanafjorden. På grunn av oppsprekkingen i berget rundt hallene, samt at lukkingen av åpningene inn til hallene ikke er 100 % tett, vil det ikke bli oppsamling av vann inne i hallene. Fanafjorden har rask vannutskifting, og konsekvensene for miljøet vil dermed være liten, og risikoen lav.

Hendelse nr. 7B: Økt lekkasje som følge av utvasking av sprekker er lite sannsynlig fordi strømningshastigheten er for lav til at det kan skje partikulær utvasking av sprekker. Bergartens mineralinnhold bestående av kvarts, feltspat, amfibol og glimmer er svært motstandsdyktig mot kjemisk forvitring. Sigevannet inneholder ikke forbindelser som vil reagere med eller løse opp partiklene i sprekken. Denne effekten motvirkes også av svelling på grunn av oksidasjon av utfelte mineraler på sprekken når berget tørker ut. Konsekvensen av en slik hendelse vil også være liten, og risikoen vurderes som lav.

Hendelse nr. 8B: I hver hall er det laget en betongterskel som hindrer at sigevannet kan renne fritt ut av hallene. Det er lite sannsynlig at det skal oppstå skader og lekkasjer på denne terskelen.

Åpningene på nedre- og mellomnivå som ble benyttet til uttak av stein under bygging av hallene, er enten murt igjen eller fylt med masser/stor stein. Det er også lav sannsynlighet for skader på disse konstruksjonene. Dersom det likevel skulle bli skader på betongterskelen, vil sigevann kunne lekke ut i drencsystemet for adkomsttunnelen der det blir samlet opp i systemet for innlekkasje- og drivevann, og ledet til dyputslipp i Fanafjorden. Fanafjorden har rask vannutskifting, og eventuelle skader/deformasjoner av lukningene i tunnelåpningene vil dermed ha liten konsekvens, og risikoen settes til lav.

Hendelse nr. 9B: Bergartens mineralinnhold bestående av kvarts, feltspat, amfibol og glimmer er svært motstandsdyktig mot kjemisk forvitring.

Oppsummering miljørisiko lang sikt:

Risikoanalysen på lang sikt viser at det ikke knytter seg uakseptable risikoer til geologiske, geomekaniske, hydrogeologiske og geokjemiske forhold.

7 Avvik fra krav i avfallsforskriften

7.1 Avvik fra krav om dobbel bunnetting

For å sikre forsvarlig beskyttelse av jord og vann stiller avfallsforskriften krav om dobbel bunn- og sidetetting ved deponier for ordinært avfall og farlig avfall. Det betyr at bunn og sider i deponiet skal være bygget opp med både en geologisk barriere og en kunstig tetningsmembran, slik avfallsforskriftens vedlegg I beskriver for de ulike deponikategoriene. I tillegg skal det etableres et drenslag for å i størst mulig grad samle opp og hindre oppbygging av sigevann i deponiet.

Dersom en miljørisikovurdering tilsier at det ikke er nødvendig å samle opp og behandle sigevannet, eller at deponiet ikke medfører noen mulig fare for jord, grunnvann og overflatevann, kan det lempes tilsvarende på kravene til oppsamling av sigevann.

7.1.1 Miljørisikovurdering

I de eksisterende fjellhallene er det ikke etablert dobbel bunnetting. I konsekvensutredningen som ble utarbeidet før det ble gitt utslippsløyve for disse hallene⁶ var det dokumentert at det ikke ville være teoretisk mulig at sigevann kunne spres ukontrollert fra deponiet, og at det derfor kunne gis fritak for kravet om dobbel bunnetting. Dette ble hensyntatt av miljømyndighetene da tillatelsen ble gitt. Samme forhold vil også være gjeldende for 2. byggetrinn, jf. kapittel 6.3.

Som beskrevet over skyldes dette følgende forhold:

- Fjellhallene ligger i et område med innstrømmende grunnvann. Grunnvannstanden i berget rundt fjellrommene er høyere enn vannstanden inne i deponiet. Siden vann alltid strømmer fra områder med høyt trykk mot områder med lavt trykk, er det ikke teoretisk mulig at vann i deponiet kan strømme – eller presses – inn i berget som omslutter deponiet.
- Det er dokumentert med målinger over mer enn 10 år at grunnvannstanden selv i ekstreme tørkeperioder er høyere i berget rundt fjellhallene enn inne i fjellhallene.
- All deponering foregår inne i et «lukket» fjellrom, og det er ingen nedbør. Som nevnt over er det lite vannførende sprekker, og det er få områder hvor det drypper vann inn fra taket. Grunnvann som perkolerer inn mot fjellhallene fra sidene vil følge bergveggen ned til bunnen av fjellhallene, og vil med unntak av massene som ligger helt inn mot fjellveggen

(noen få cm) ikke komme i kontakt med avfallet. Avfallet inneholder lite vann, og beregninger av vannbalansen i området tyder på at tilnærmet alt sigevann samles opp (kapittel 6.5.1).

- Gjennom vanntapsmålinger i overvåkingsbrønner er det dokumentert at berggrunnen rundt deponiet har lav permeabilitet (jf. kapittel 6.3.2). I brønnene nærmest fjellhallene i 2. byggetrinn er permeabiliteten målt til å være mellom 1×10^{-7} m/s og 3×10^{-10} m/s. I avfallsforskriften er det gitt et generelt unntak for kravet til dobbel bunnetting dersom permeabiliteten av løsmasser eller berggrunn under dagdeponier er 1×10^{-9} i minst 1 m tykkelse, 1×10^{-8} i minst 10 m tykkelse eller 1×10^{-7} i minst 100 m tykkelse. Det sier seg selv at tykkelsen på berggrunnen under fjellhallene er langt høyere enn dette, og også avstanden fra fjellhallene og ut i dagen er såpass stor at dette kravet er oppfylt med god margin.

I byggetrinn 2 vil forholdene om mulig være enda gunstigere enn i byggetrinn 1. Fjellhallene er prosjektert slik at områder med innlekkasje av vann fra tak enten vil bli injisert (tettet) slik at innlekkasjen stanses, eller tettet med duk og ledet ned langs vegg slik at det ikke kommer i kontakt med avfallet.

I tillegg vil E39 Lyshorntunnelen, som krysser under fjellhallene, fungere som en «dobbel» bunnetting da denne bygges med et separat oppsamlingssystem for vann som lekker inn i området der den krysser under fjellhallene. Dersom det påvises sigevann i dette vannet vil det bli pumpet tilbake til fjellhallene.

Det er dermed både teoretisk og praktisk umulig at sigevann kan spres ukontrollert til grunnvann, og avfallsforskriftens krav om å etablere en kunstig membran kan derfor lempes på.

7.2 Øvrige avvik fra avfallsforskriften

7.2.1 Avvik fra overvåking

Det tas ikke prøver av sigevannssediment eller resipienter. Dette skyldes at sigevannet ledes til dyp-utslipp i Raunefjorden sammen med spillvann fra Bergen kommune. Sigevannet fra Stendafjellet er vurdert å utgjøre 0,06–0,5 % av det totale utslippet.

7.2.2 Krav til utlekkingsstest

I det eksisterende løyvet er det gitt fritak fra avfallsforskriftens krav om utlekkingsstest. Dette fritaket ønskes videreført. Dette vil være forsvarlig fordi avfallet i svært liten grad vil være i kontakt med vann etter at det er deponert, og det er dermed ikke noen reell utlekkingsfare. I tillegg skal det ikke deponeres farlig avfall, kun inert og ordinært avfall.

8 Plan for drift og overvåking

FSG har utarbeidet en egen plan for drift og overvåking. Planen inneholder prosedyrene som vist i oversikten i vedlegg F. Måleprogrammet som ble oppdatert i mars 2020¹³ (vedlegg G) er en del av denne planen.

8.1 Program for overvåking av grunnvann og sigevann

Måleprogrammet er i 2020 supplert med én grunnvannbrønn nord for bergrommene i byggetrinn 2 (BR29), og prøvetaking i to punkter i Lyshorntunnelen. I tillegg vil det bli etablert ytterligere én ekstra brønn nordvest for fjellhallene i byggetrinn 2 når anleggsarbeidene knyttet til E39 er ferdige i 2022.

En oppsummering av overvåkingsprogrammet er gitt i Tabell 8-1, mens en mer detaljert beskrivelse er gitt i vedlegg G.

Tabell 8-1: Prøvetakings- og analyseprogram - oppsummert²³.

Prøvemedium	Prøvested	Frekvens	Analyser
Sigevann. Utslipp via sigevannsledning/spillvannsledning til Raunefjorden	Kum ved innkjørsel til fjellanlegget	4 ganger per år (stikkprøver)	«Årlig program» ¹ «Utvidet program» ¹ gjennomføres i 2021, 2026, 2031 osv.
Sigevann fra Hall 14. Utslipp via sigevannsledning til Raunefjorden	Kum ved Hall 14		
Sigevann/grunnvann i Lyshorntunnelen	Lyshorntunnelen (BR39 og «Heng E39» ved PEL 11880)	4 ganger per år	«Årlig program» ¹
Prosessvann. Utslipp via overvannsledning til Melkeviken	Kum ved utkjørsel fra fjellanlegget	4 ganger per år (stikkprøver)	«Årlig program» ¹ I tillegg analyseres det for barium (Ba), vanadium (V), og krom ⁶⁺ (Cr-VI).
Referanseprøve for grunnvann	Drypp fra taket. Prøvested er på toppen av adkomst-tunnelen til høydebassenget	4 ganger per år	«Årlig program» ¹
Grunnvann	BR21, BR23, BR24, BR25, BR26, BR27, BR29		
Fremtidige punkter (tas i bruk etter at anleggsarbeid på E39 er avsluttet i 2022)	En ny overvåkingsbrønn vest for byggetrinn 2	2 ganger per år	pH, konduktivitet, klorid (Cl), natrium (Na), bor (B)

¹ Miljødirektoratets veileder TA-2077/2005, Veileder om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier.

8.2 Overvåking av mulig gassdannelse fra deponiet

FSG foretar jevnlig prøver av luften i deponiet. Gassene det måles på er O₂, CO, CO₂, H₂S og CH₄. Prøver tas fra luftrommet over og i underkant av deponiet. Målingene er nærmere beskrevet i måleprogrammet (vedlegg G).

8.3 Overvåking av resipienter

Som nevnt over er det ingen resipienter i nærheten av deponiet. Deponiet har ikke diffus avrenning til overflatevann, og det tas derfor ikke prøver av noen overflatevannkilder.

9 Plan for avslutning og etterdrift

Plan for avslutning og etterdrift er beskrevet i Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-022²⁹, se vedlegg H.

10 Finansiell garanti

Det vises til rapport for avslutning og etterdrift, 610288-RIGm-RAP-022, se vedlegg H.

²⁹ Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-022, datert 21. september 2020. Plan for avslutning og etterdrift

11 Vurdering av utslipp av sigevann opp mot vannforskriften

Etter tillatelse fra Bergen kommune slippes sigevannet på kommunalt nett for utslipp i Raunefjorden. Overvåkingen av sigevannet viser at grenseverdier for påslipp på kommunalt nett ikke er overskredet, men sammenlignet med terskelverdier for kystvann er det registrert overskridelse av noen parametere i sigevannet (jf. kapittel 5.1.1). Dette gjelder først og fremst parameterne TOC, total nitrogen, jern, mangan, arsen, kobber og nikkel, samt tidvis bly, kvikksølv, og kadmium, og total fosfor.

Det er også påvist PFOS og PFOA i alle enkeltprøvene fra 2013–2019 (jf. kapittel 5.1.1). Det er ikke terskelverdier for PFAS-forbindelser i sigevann, eller grenseverdier for påslipp på kommunalt nett, men sammenlignet med miljøkvalitetsstandarder for kystvann er påviste konsentrasjoner for PFOS over grenseverdi for årlig gjennomsnitt, men under årlig maksimalverdi. Påviste konsentrasjoner av PFOA er under grenseverdien for årlig gjennomsnitt.

Siden deponiet ligger inne i fjellet produseres det langt mindre sigevann enn i et utendørs deponi, og de årlige sigevannsmengdene er relativt beskjedne. Dette gir også relativt lave utslippsmengder per år, se Tabell 5-3. I tillegg er kommunens renseanlegg på Flesland bygget for å fjerne 75 % av organiske stoff (jf. kapittel 4.6). Sigevannet fra bergromsdeponiet vurderes å utgjøre 0,06–0,5 % av det totale utslippet fra Flesland renseanlegg. Utslipet av sigevann fra Stendafjellet bergromsdeponi til Raunefjorden vurderes derfor som akseptabelt i forhold til vannforskriften.

12 Vurdering av tiltaket opp mot naturmangfoldloven

Ut fra den utførte risikovurderingen vil utspengingen av bergrommene ikke medføre fare for drenering av vann eller myrområder fra terrenget over bergrommene. I og med at det ikke forventes endringer i grunnvannsnivå over bergrommene vil anlegget derfor ikke ha noen påvirkning på plante- eller dyrelivet på Stendafjellet, verken på kort eller lang sikt. Det vil være innadrettede grunnvannsgradienter mot fjellhallene, og det vil derfor ikke være fare for spredning av sigevann via grunnvann. Det er heller ikke ventet at tiltaket vil gi negativ påvirkning på resipienter. Tiltaket vurderes derfor å ikke være i strid med naturmangfoldloven.

13 Konklusjon - Søknad

Som det fremgår av det overnevnte vil deponering i bergrommene i Stendafjellet ikke ha skadelige konsekvenser for jord, vann eller biota, verken på kort eller lang sikt.

Stendafjellet ligger i et geologisk stabilt område. Bergmassivet består av stabile bergarter, med få sprekker og svakhetssoner. Det er ikke registrert svakhetssoner eller sprekker av betydning i området hvor deponeringen skal foregå.

Utenom svakhetssoner og sprekker er bergmassivet i praksis vanntett, og det er påvist at permeabiliteten er under 10^{-9} i flere overvåkingsbrønner. Utsprengning av bergrommene vil medføre at grunnvannsspeilet blir senket, slik at gradienten blir rettet inn mot deponiene. Lyshorntunnelen er sprengt ut under fjellanlegget, og selv om fjellet i utgangspunktet er nokså tett, vil det kunne lekke mindre mengder vann fra fjellhallene og inn i Lyshorntunnelen. Tunnelen er derfor prosjektert med et system der alt innlekkasjevann fra området under fjellhalldeponiene samles opp og overvåkes. Om nødvendig kan forurenset vann pumpes tilbake til fjellhallene. Det foreligger derfor ikke noe potensiale for ukontrollert utlekking/spredning fra deponiet via grunnvann.

På grunn av den store overdekningen og det tette fjellet vil det dannes et hengende grunnvannsmagasin nær overflaten, og deponiene vil derfor ikke medføre endring i grunnvannsnivået i vann, myr og løsmasser over deponiene.

Sigevann vil bli samlet opp og eventuelt renses dersom det er behov for det.

I den utførte stedsspesifikke risikovurderingen er det bl.a. benyttet erfaringer fra overvåking av sigevann og grunnvann fra byggetrinn 1. Forholdene vurderes å bli relativt like for byggetrinn 2, og risikoen vurderes som akseptabel. Basert på de utførte risikovurderingene søkes det derfor om følgende:

Omfang 2. byggetrinn	10 fjellhaller (9-18), deponivolum 1,9 mill. m ³ (3,7 mill. tonn)
Driftstid	2020–2040
Deponikategori	Kategori 2 (ordinært avfall)
Avfallsfraksjoner	Se Tabell 3-1
Avfallsmengde	350 000 tonn per år
Unntak	Unntak fra krav om utlekkings tester, se kapittel 7.2.2.
	Unntak fra krav om dobbel bunntetting, se kapittel 7.1

Grense for organisk innhold i avfallet settes lik 5 % (målt som TOC)

Dokumentasjon av at avfallet er inert/ordinært avfall i samsvar med avfallskodene i Tabell 3-1, og ikke farlig avfall, skal skje i form av analyse av representative prøver av avfallet.

14 Referanser

- [1] Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-016, datert 28. september 2018, *Søknad om utslippstillatelse*
- [2] Miljødirektoratet, brev av 3. april 2020, referanse 2019/5337, Anmodning om opplysninger til søknad om deponering – Fana Stein og Gjenvinning AS
- [3] Fylkesmannen i Hordaland, saksnr. 09/7334-471, datert 27. juli 2012. Tillatelse etter forurensningsloven til Fana Stein og Gjenvinning AS for deponering av avfall i bergromsdeponi i Stendafjellet i Bergen kommune.
- [4] Multiconsult-rapport 614041-PLAN-RAP-002, datert 14. september 2015, Planbeskrivelse med konsekvensutredning for Stendafjellet masseuttak og avfallsdeponi
- [5] Miljødirektoratet, brev av 3. desember 2019, referanse 2019/5337, Vedtak om midlertidig tillatelse til deponering i fjellhall 14 i Stendafjellet bergromsdeponi for Fana Stein & Gjenvinning AS.
- [6] Asplan Viak Bergen a.s, Fana Stein & Gjenvinning AS. Stendafjellet og Rå næringspark/Høiebø. Konsekvensutredning, datert 27. november 2002.
- [7] Multiconsult, avd. NOTEBY, 2003. Rapport nr. 610125-2, datert 1. oktober 2003. FSG AS. Stendafjellet bergromsdeponi. Oppdatert risikovurdering
- [8] Multiconsult-rapport 615983-RIGm-RAP-020, datert 28. september 2018, E39 Sveгатjørn–Rådal. Årsrapport 2019.
- [9] Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten, brev av 23. januar 2018 (ref. 201801080-2 TSUN). Gnr 97 bnr 1 Stendafjellet bergromsdeponi. VA-etatens uttalelse til nytt påslippspunkt for sigevann.

- [10] Bergen kommune, Vann- og avløpsetaten. Flesland avløpsrenseanlegg (<https://www.bergen.kommune.no/hvaskjer/tema/avlop-og-miljo/avlopsrenseanlegg/avlopsrenseanleggene-i-bergen>).
- [11] NIVA, 2007. Flesland og Kvernevikken RA i Bergen. Kartlegging av sprenging av avlaupsvatn i sjøen. Rapport LNR 5186-2006, datert januar 2007.
- [12] Vedlegg A, Sikkerhetsvurdering ved mottak av avfall for lagring under jorden, til 2005/EØS/27/50 Rådsvedtak av 19. desember 2002 om fastsettelse av kriterier og fremgangsmåter for mottak av avfall på fyllplasser i henhold til artikkel 16 i og vedlegg II til direktiv 1999/31/EF.
- [13] Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-015, revisjon 03, datert 6. mars 2020. Måleprogram
- [14] Multiconsult-rapport 610288-5, datert 26. februar 2009, Stendafjellet bergromsdeponi. Overvåking av grunnvann. Årsrapport for 2008.
- [15] Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-021, revisjon 00, datert 17. januar 2020, Overvåking av sigevann og grunnvann – Årsrapport for 2019.
- [16] Bergen kommune, Sanitærreglement for Bergen kommune. Vedlegg 2: Veiledende grenseverdier for påslipp av avløpsvann fra virksomheter til kommunalt avløpsnett. Mars 2006, revidert januar 2013.
- [17] Miljødirektoratets veileder TA-1995/2003, Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier.
- [18] Direktoratgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.
- [19] NGU, kartblad Bergen, M 1:50 000, med forklaringer.
- [20] Multiconsult, avd. NOTEBY, 2003. Rapport nr. 610125-1, datert 16. september 2003. FSG AS. Stendafjellet bergromsdeponi. Beskrivelse av overvåkingsbrønner. Dokumentasjon av grunnvannets tilstand før deponering.
- [21] Knutsson&Morfeldt: Grundvatten – teori & tillämpning (1995)
- [22] Fetter: Applied hydrogeologi (1993)
- [23] Knutsson&Morfeldt: Grundvatten – teori & tillämpning (1995)
- [24] Multiconsult-notat 610288-RIGm-NOT-001, datert 14. november 2013, Stendafjellet Bergromsdeponi. Vurdering av øvre fyllingsgrense.
- [25] Raunefjorden: <https://www.vann-nett.no/portal/#/waterbody/0261010500-C>
- [26] Fanafjorden: <https://www.vann-nett.no/portal/#/waterbody/0261010401-C>
- [27] Multiconsult-notat 610288-RIGm-NOT-004, datert 30. juni 2020, Vurdering av grenseverdier for vann i Lyshorntunnelen.
- [28] Risikovurderingen er gjort med henblikk på miljø. For HMS gjelder andre regler.
- [29] Multiconsult-rapport 610288-RIGm-RAP-022, datert 21. september 2020. Plan for avslutning og etterdrift