

Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg



NFF's tekniske rapporter er utarbeidet av fagpersoner utnevnt av NFF's styre, og med delegert myndighet til utviklingskomiteen. Innholdet er i samsvar med kjent viten på det tidspunktet redaksjonen ble avsluttet. Feil eller mangler kan allikevel forekomme.

NFF, forfattere eller utviklingskomiteen har intet ansvar for feil eller mangler i rapporten og mulige konsekvenser av disse.

Det forutsettes at rapporten benyttes av kompetente, fagkyndige personer med forståelse for de begrensinger og forutsetninger som legges til grunn.

© Norsk Forening for Fjellsprenningsteknikk – NFF

ISBN 978-82-92641-14-9

Forsidebilde: AF Gruppen ASA



Trykk: Helli Grafisk AS

Innhold

1.	Forord.....	4
2.	Innledning	5
3.	Utslipp i anleggsfasen	5
3.1.	Mengder og kvalitet på drifts- og drensvann.....	5
3.2.	Potensielle miljøproblemer knyttet til anleggsfasen. Utslipp til resipient	7
3.2.1	Kartlegging av resipient.....	7
3.2.2	Utslipp til vann av sterkt alkalisk tunnelvann.....	7
3.2.3	Utslipp av nitrogenholdig tunnelvann	9
3.2.4	Utslipp av partikkelholdig tunnelvann	10
3.2.5	Utslipp av olje og kjemikalier	11
3.2.6	Utslipp/utlekking av injeksjonskjemikalier	10
3.3.	Deponering tunnelmasse	11
4.	Forholdet til myndigheter og lover. Tiltakshavers ansvar	11
4.1.	Forurensningsloven	11
5.	Miljøriskovurderinger	12
5.1.	Generelt	12
5.2.	Eksempel på miljørisikovurdering	12
6.	Praktisk utforming av renseanlegg	14
6.1.	Krav til rensing	14
6.2.	Dimensjonering av renseanlegg.....	14
6.2.1	Dimensjonerende vannmengde	14
6.2.2	Utjevning	15
6.2.3	Sedimenteringsenheter.....	16
6.2.4	Filtrering.....	22
6.3.	Behandling av slam fra grøfter og renseanlegget	24
6.4.	Oljeutskiller	24
6.5.	Justering av pH	25
6.6.	Eksempel på flytskjema for renseanlegg.....	27
6.7.	Drift av renseanlegg.....	27
7.	Måling og kontroll	30
8.	Tilførsel av tunnelvann til kommunalt avløpsnett.....	30
9.	Tiltak for å påvirke mengde og innhold av tunnelvann	31
9.1.	Redusert planinnhold	31
9.2.	Ombruk av tunnelvann	31
9.3.	Uomsatt sprengstoff	32

1. Forord

Rapporten omhandler aktuelle tiltak knyttet til behandling og utslipp av drifts- og dreisvann fra tunnelanlegg under bygging.

Rapporten kommer også inn på potensielle miljøproblemer knyttet til utslipp i anleggsfasen.

Videre er tiltakshavers ansvar i forhold til myndigheter og lover omtalt.

Rapporten tar utgangspunkt i et samarbeidsprosjekt mellom NFF og Statens vegvesen Vegdirektoratet fra 2006 der en del av underlaget ble skaffet til veie. Dette materialet er stilt til disposisjon for NFF ved utarbeidelse av denne rapporten.

Følgende personer har bidratt spesielt til rapporten:

Mona Weideborg,	Aqateam AS
Ragnar Storhaug,	Aqateam AS
Eilen Vik,	Aqateam AS
Roger Roseth,	Jordforsk
Vidar Tveiten,	Vidar Tveiten AS

Underlagsmaterialet og de ulike bidrag til rapporten er bearbeidet og satt sammen av Vidar Tveiten, Vidar Tveiten AS og Fridtjof Andreassen, Aas-Jakobsen AS.

2. Innledning

Forurensninger som kommer fra tunneler i anleggs- og driftsfasen følger i hovedsak vannet ut til resipient og det er derfor nødvendig å ha fokus på vannbehandling.

Forurensningslovens Kap 2 § 7 seier at: Ingen må ha, gjøre eller sette i verk noe som kan medføre fare for forurensning uten at det er lovlig og etter vedtak i medhold av § 11 med mindre det er tillatt gjennom forskrifter til loven eller eget konsesjonsvedtak.

Loven vil være gjeldende for utslipp av driftsvann, drens- og vaskevann fra tunneler dersom utslippene er, eller kan være, til skade for miljøet. Til slike utslipp må det søkes konsesjon etter forurensningslovens § 11.

Det kan være et alternativ å utarbeide risikoanalyser tiltaks og kontrollplaner for et anlegg for på den måten dokumentere at virksomheten ikke trenger tillatelse etter § 11 jf § 8. En slik dokumentasjon må imidlertid godkjennes av Fylkesmannen.

I anleggsfasen er det flere forhold som kan føre til vannforurensning enn driftsperioden. Følgende forhold må vurderes:

- Partikkelforurensning som følge av tunneldriving, knusing, fyllinger utgravninger, inngrep i bekker m.m.
- Olje- og kjemikaliespill fra maskiner og utstyr
- Tilførsel av nitrogenholdige næringssaltforbindelser fra sprengstoff
- Høy pH som følge av stort sementforbruk
- Avrenning fra injiseringsarbeider i tunnel
- Utslipp fra riggområder.

I driftsfasen er det i hovedsak det utslippet som følger av rutinemessig vask av tunnelen som må ivaretas.

Denne rapporten tar for seg aktuelle tiltak knyttet til behandling og utslipp av drifts- og drensvann fra tunnelanlegg i anleggsfasen.

3. Utslipp i anleggsfasen

3.1. Mengder og kvalitet på drifts- og drensvann

For å drive tunnelarbeid må en borerigg tilføres vann for å fjerne borkaks og kjøle maskinelt utstyr.

Vannmengden på en borerigg ligger vanligvis på 200-350 l/min. Driftstiden på en rigg kan variere, men vanligvis kan en regne med en effektiv driftstid pr. døgn på ca. 9 timer. Dette vil imidlertid kunne variere fra anlegg til anlegg og må tilpasses for det enkelte anlegg.

Vannmengde pr. minutt vil sannsynligvis øke i takt med bormaskinutvikling, evt. boring med 4 bomber på vei- og jernbanetunneler.

Det drives i dag en kontinuerlig utvikling av boremaskiner på tunnelriggene. Krav til høy kapasitet er prioritert. Med dette kommer det som konsekvens at maskinene krever mer vann pr. minutt.

Fremover kan det være aktuelt å regne med et vannbehov på over 20 m³/time på 3-boms rigg og rundt 25 m³/time på 4-bomsrigg.

I tillegg til driftsvann må det påregnes innlekkasje av grunnvann til tunnelen. Innlekkasjene til tunnelen avhenger av geologiske forhold, krav og effektiviteten til tetting av tunnelen ved injeksjon. I tillegg vil vannmengden avhenge av utstyr og tunnelprofil. Mengdene av innlekket vann er minst ved oppstart av anlegget og vil øke etter hvert som tunnelen blir lengre. Krav til spesifikk innlekkasje varierer mye, og det er sårbarheten til naturen og risiko for grunnvannssenkning i forhold til setninger på bebyggelse over tunnelen som er dimensjonerende. Verdier mellom 10 – 25 l/min pr. 100 m tunnel har vært benyttet, men vi har flere tunnelanlegg der innlekkasjen settes så lavt som 4 l/min pr 100 m tunnel.

Påboret vann er tilfeldige vanninntrenginger i tunnelen som opptrer i forbindelse med boringen. Denne vannstrømmen vil opphøre etter hvert som en tetter hullet med pakker, men den representerer en kortvarig vanntilførsel som det må tas hensyn til ved beregning av hydraulisk belastning på et eventuelt renseanlegg. Det er et dårlig grunnlag for å fastsette størrelsen på dette bidraget, men flere anlegg dimensjoneres for 200 l/min.

Det er viktig at det på hvert enkelt anlegg gjøres en grundig vurdering av de enkelte bidragene til den totale vannmengden som skal behandles i renseanlegget. Den maksimale vannmengden som en kan forvente på det enkelte anleggsområde vil være grunnlag for å beregne hydraulisk kapasitet på renseanlegget.

Vannkvaliteten på drifts- og drensvann fra tunnelbygging (heretter kalt tunnelvann) vil også variere forholdsvis mye i den perioden anleggsarbeidene foregår. Typisk for tunnelvannet er at det i perioder vil ha høyt innhold av suspendert stoff som følge av stor aktivitet knyttet til bl.a. boring og sprengning, nedmaling av steinmasser ved bruk av anleggsmaskiner. Det kan forventes en variasjon i konsentrasjonen av suspendert stoff i drifts- og drensvann fra 100-20 000 mg SS/l. Partikkelinnholdet kan reduseres ved sedimentering i basseng eller containere. Erfaring viser at partikkelinnholdet kan reduseres ned til ca 400 mg SS/l (ukesmiddel) ved sedimentering med tilsetning av fellingsmiddel og regulering av pH. For utslipp i sårbare resipienter, for eksempel små fiskeførende elver, kan det være nødvendig å redusere partikkelkonsentrasjonen ytterligere, for eksempel ned til mellom 50 - 100 mg SS/l (ukesmiddel), og det vil da være nødvendig med ytterligere rensing, for eksempel filtrering.

Tunnelvannet vil også inneholde uomsatt sprengstoff som medfører høyere utslipp av nitrogen. Som eksempel kan nevnes at slurry (emulsjonssprengstoff bestående i hovedsak av NH₄NO₃), har et nitrogeninnhold på 26,2 %. Det kan påregnes at mellom 7 - 15 % av nitrogenet forblir uomsatt etter sprengningen, og kan finnes igjen i drensvannet og tunnelmassene. Av det uomsatte nitrogenet vil i størrelsesorden 50 % kunne følge tunnelvannet til resipienten. Den reelle andelen av total nitrogen som følger tunnelvannet forventes å være lavere. Erfaringer og teoretiske beregninger har vist at i størrelsesorden 2 -5 % av total nitrogen følger tunnelvannet til utslipp i resipienten.

Rensemetodikk for fjerning av nitrogen har ikke blitt benyttet for utslipp av tunnelvann og er en lite aktuell problemstilling.

I tunnelanlegg forbrukes store mengder sementprodukter både til injeksjon og til sprøytebetong. Dette fører til at drensvannet i perioder kan få svært høy pH. Det er ikke uvanlig at pH kan komme opp i 11-12,5 rett etter bruk av store mengder sprøytebetong eller injeksjon. Dette vannet kan og bør pH-justeres ved at det tilsettes syre eller karbondioksid. Dette er imidlertid prosesser som krever en hyppig og kvalifisert oppfølging for å oppnå et sikkert resultat. Langvarig lufting av

tunnelvannet vil også kunne gi en nøytralisering av pH. Terrengspredning av anleggsvann og utnyttelse av naturlige nøytraliseringsprosesser kan benyttes der forholdene ligger til rette for det.

Ved bruk av enkelte typer tetningsmidler, kan tunnelvannet også inneholde rester av kjemiske komponenter som inngår i disse stoffene og det kan være nødvendig å gjennomføre en risikovurdering knyttet til stoffer som kan gi skadelige effekter.

Ved anleggsarbeidet vil det være større eller mindre fare for oljesøl, for eksempel ved fylling av tanker og oljeskift på maskiner, eller ved lekkasje fra midlertidige oljelagre. Oljerester fra brudd på hydraulikkslanger, lekkasje fra boremaskiner og annet anleggsutstyr kan også komme ut i tunnelvannet. Det vil ofte være usikkerhet med hensyn til giftige forbindelser i oljeprodukter (PAH, samt tilsetningsstoffer som benyttes til injeksjon). Sprengstoff skal imidlertid inneholde rene mineraloljer med lavt aromatinnhold. Ulike miljøgifter (for eksempel PAH) som følge av drift av forbrenningsmotorer og slitasje av utstyr kan også komme ut i tunnelvannet. Det forutsettes at man etablerer utstyr som kan ta hånd om oljeutslipp, samt renseanlegg som skal ta hånd om den delen av oljen og forbindelser i oljen som bindes til partikler.

For øvrig gjenspeiler tunnelvannet den kjemiske sammensetningen av berggrunnen i området og for enkelte typer fjell kan tungmetallinnholdet være forhøyet.

3.2 Potensielle miljøproblemer knyttet til anleggsfasen. Utslipp til resipient

3.2.1 Kartlegging av resipient

For å kunne vurdere resipientens "tålegrense" for midlertidig utslipp av driftsvann fra tunnelarbeidene er det helt avgjørende at det blir gjennomført en kartlegging av resipienten. Både hensyn til vannmengde, vannkvalitet og brukerinteresser må taes inn i vurderingen. Resultatet av en slik kartlegging og påfølgende risikovurdering vil danne grunnlag for å fastsette rensekravene for det enkelte anlegg.

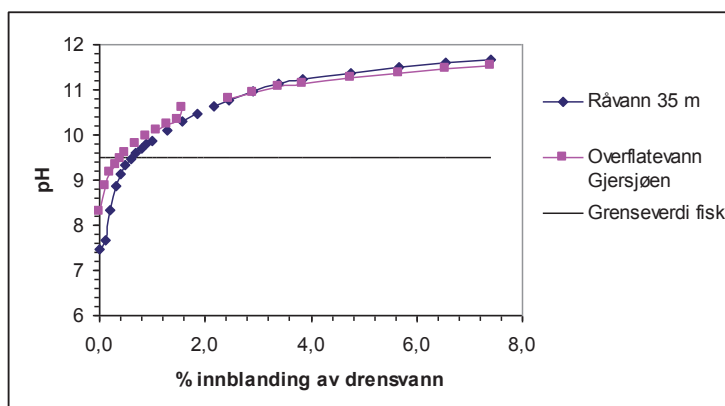
3.2.2 Utslipp til vann av sterkt alkalisk tunnelvann

Det er relativt lite kjent hvilke direkte effekter høy pH har på fisk og i enda mindre grad om innvirkningen på bunndyr og fiskens unnvikelsesreaksjoner. Den europeiske innlandsfiskekommisjonen, EIFAC, har på grunnlag av laboratorietester og feltundersøkelser gjort følgende vurderinger av direkte effekter (Alabaster og Lloyd, 1982):

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

Det er uklart hva som her menes med korte og lengre eksponeringstider, men 48 timer vurderes til å ligge innenfor "kort eksponeringstid".

For å finne den reelle pH-verdien ved utslipp, og for å gi en vurdering av om resipienten tåler vann med høy pH kan det gjøres enkle forsøk hvor representativt tunnelvann tilsettes resipientvannet. Dette tunnelvannet er gjerne avrenningsvann fra berggrunn tilsvarende som grunnen i det området hvor tunnelen planlegges og mettet med kalkvann for å oppnå en "worst case" pH. Figur 1 viser eksempel på titreringskurve. Figuren viser at resipienten tåler kun innblanding av ca. 0,7 % tunnelvann før pH blir så høy at fisken i utslippsområdet teoretisk sett kan få problemer (pH 9,5).



Figur 1. Eksempel på titreringskurve. Endring av pH i resipient ved tilsetning av kalkholdig drengvann (pH 12,5).

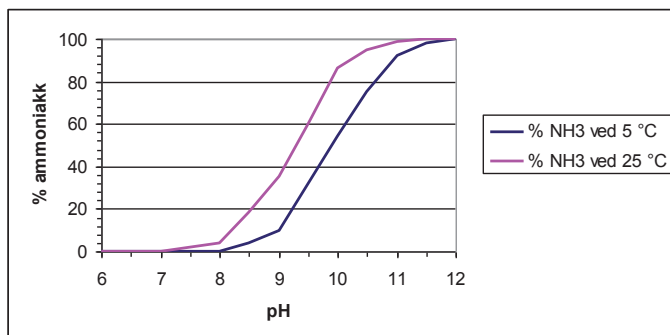
3.2.3 Utslipp av nitrogenholdig tunnelvann

Forholdet mellom nitrat-N og ammonium-N i sprengstoff er grovt sett 50/50 og dette forhold forventes å gjenspeiles i avrenningsvannet fra tunnelen og sigevann fra tipp.

Ammonium (NH_4) er ikke akutt giftig for vannlevende organismer. Ved høy pH foreligger en stor del av ammonium som ammoniakk (NH_3) som er giftig i lave konsentrasjoner. For vannlevende organismer er det på bakgrunn av laboratorietester blitt fastsatt en konsentrasjon der man ikke kan forvente negative effekter (PNEC-verdi) for ammoniakk (NH_3) på $0,4 \mu\text{g/l}$. I denne verdien ligger det høye sikkerhetsfaktorer (1000). For at ammonium skal være giftig eller kunne påføre organismer negative effekter, må konsentrasjonen av ammoniakk i vannfasen være høyere enn dette. Sannsynligvis vil skadelig konsentrasjon i realiteten være høyere ettersom det er innebygd høye sikkerhetsfaktorer i PNEC-verdien. Alabaster and Lloyd (1984) har studert elver og innsjøer der ammoniakk har vært dødelig for fisk. Deres anbefalinger er å unngå ammoniakk-konsentrasjoner $>25 \mu\text{g/l}$. Dersom pH er høyere enn 8 og temperaturen 25°C vil mindre enn 6 % av total ammonium foreligge som ammoniakk. Praktisk har imidlertid vist at laksefisk og bunndyr tåler korttidseksposeringer av høyere konsentrasjoner av ammoniakk, men det knytter seg usikkerhet rundt dette.

Giftigheten av utslipp fra tunnelvirksomheten vil derfor være en kombinert funksjon av totalt nitrogenutslipp, pH i resipienten og temperaturen i vannfasen. Kombinasjonen høy pH og uomsatt sprengstoff (nitrogen) er spesielt uheldig pga. dannelse av ammoniakk som er svært giftig overfor vannlevende organismer. Uomsatt sprengstoff inneholder ca. 50 % ammoniumforbindelser og 50 % nitratforbindelser. Ved 5°C og pH 10 er ca. 55 % av total mengde ammonium omdannet til ammoniakk. Når temperaturen er 25°C og pH 10 er nærmere 85 % av total mengde ammonium omdannet til ammoniakk. Ved utslipp av 1 kg nitrogen, betyr det at ca. 0,5 kg av dette vil foreligge som ammonium og dersom pH er 10 og temperaturen 25°C , så vil ca 0,4 kg foreligge i form av ammoniakk. Den høye giftigheten til ammoniakk, og det forhold at man har så stor andel ammonium i drifts- og dremsvann fra anleggsvirksomheten, gjør at pH er en god parameter å vurdere effekten i resipienten etter. Miljøeffekten av ammoniakk er akutt giftighet, hvilket betyr at fisken som utsettes for høye konsentrasjoner vil dø umiddelbart. Ammoniakk har ingen langtidsvirkninger, og effekten i et vassdrag vil være av kortsiktig karakter som betyr at man kan få et par svake årsklasser av fisken. Akseptabelt nivå vil derfor avhenge av fiskebestanden og rekreasjonsinteresser.

Figur 2 viser dannelsen av ammoniakk som funksjon av pH ved to ulike temperaturer.



Figur 2. Dannelsen av ammoniakk som funksjon av pH ved to ulike temperaturer.

Andelen ammoniakk (NH_3) av ammonium som finnes i vann er avhengig av pH og vanntemperatur. Jo høyere temperatur og pH verdi jo mer ammonium blir omdannet til giftig ammoniakkgass.

Økt innhold av nitrogen vil i visse tilfelle kunne føre til eutrofiering (begroing) av vassdrag og sjøresipienter, men utslippsmengden og varigheten av utslippet er begrenset så noen stor problemstilling er ikke dette. Nitrogen er regnet for å være begrensende stoff for algevekst i sjøvann, men normalt ikke i ferskvann. I ferskvann er fosfor normalt regnet for å være begrensende. Utslippsvannet vil også inneholde en del fosfor fra berggrunn. Dette må man anta vil være lite tilgjengelig for organismene, da mesteparten av dette fosforet vil være partikulært bundet. Ammonium omsettes (nitrifiseres) i vassdrag under oksygenforbruk. Ved større utslipp av ammonium til en utsatt resipient kan dette bidra til å senke oksygennivået i vannet, som igjen kan medføre fiskedød.

3.2.4 Utslipp av partikkelholdig tunnelvann

Høyt innhold av partikulært materiale kan innvirke negativt på fisk og bunndyr på følgende måter:

- Drepe organismene (dødelig eller letal konsentrasjon)
- Redusere organismenes konkurranseevne, redusere vekst, påføre sykdom, forhindre eller redusere utvikling av egg og yngel (subletal konsentrasjon)
- Påvirke atferden negativt
- Redusere næringstilbudet
- Redusere fiskefangsten

Partikler kan drepe organismer ved å forårsake fysiske skader. Fisk tåler normalt høye konsentrasjoner av suspendert stoff over lang tid når partiklene ikke skader gjellevevet. Det er imidlertid påvist dødelige skader hos fisk ved partikkelkonsentrasjoner lavere enn 25 mg SS/l når partiklene var tynne og kvasse. Spisse og skarpe partikler vil kunne skade gjellene.

Partikler vil kunne sedimentere i elver. Sedimenterte partikler vil kunne skade egg ved å overdekke gyteområder og forhindre oksygentilførsel til eggene. Partiklene vil dessuten kunne forverre forholdene for yngel. Bunndyr vil kunne få redusert næringstilgang. Transportlengden før sedimentering av partiklene avhenger av partikkelstørrelse og tetthet (innhold av organisk stoff), men er også avhengig av bl.a. vannhastighet, temperatur, vanndybde og turbulens i utslippspunktet. Mindre partikler kan holde seg suspendert i lang tid, avhengig av hva partiklene består av. Sedimenterte partikler vil kunne føres ut i vannmassene igjen og transporteres nedover i elva i perioder med økt utvasking.

Retningsgivende verdier for hvor mye fisk kan tåle av partikler (naturlig erodert materiale) i henhold til den europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC er vist i Tabell 1. Disse verdiene refererer til naturlige partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier. Verdiene er angitt for effekter på avkastning av fisk og kan derfor ikke brukes til å estimere subletale skader. De er heller ikke relatert til fiskeart. Det spekuleres i om partikler fra sprengning vil ha større negative effekter enn partikler fra naturlig erosjon på grunn av partikkelform, men dette er ikke dokumentert annet enn for partikler som er særlig nåleformede i en særegen geologi.

Kortvarig naturlig erosjon i flomperioder vil overstige verdiene i tabell 3.1 uten at det er påvist skadelige effekter på fisk.

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

Tabell 3.1. EIFACs retningsgivende verdier for hvilke effekter ulike konsentrasjoner av partikler i form av naturlig erodert materiale kan ha på fisket.

Ved analyse av tunnelvann med høyt partikkelinnhold, vil konsentrasjon av tungmetaller kunne være høy. Disse metallene er i stor grad bundet til partiklene og representerer berggrunnen i området og dermed ikke nødvendigvis økt miljorisiko.

Tungmetaller inkluderes derfor ikke i miljorisikovurderingen, men disse bør kontrolleres ved et eventuelt påslipp til kommunalt ledningsnett fordi partikulært materiale med høyt tungmetallinnhold kan bidra til å øke tungmetallinnholdet i avløpsslam.

3.2.5 Utslipp av olje og kjemikalier

Utslipp av olje og kjemikalier kan gjøre skade på resipientene. Olje kan forårsake dårlig lukt på vannet selv i meget små konsentrasjoner. Man kan få oljefilm på vannet og usmak på fisk, og det vil ofte være usikkerhet med hensyn til giftige forbindelser i oljeprodukter (PAH, samt tilsetningsstoffer som bly, MTBE etc.). Oljen kan legge seg i sedimentene i et vassdrag og forurense en vannforekomst over lang tid. Den kan forringe forholdene for fisk og andre organismer i vannet og ødelegge det biologiske mangfold. Vannlevende organismer som er avhengig av vannhinna samt ande- og vadefugler er særlig utsatt. Store oljeutslipp vil også kunne gi merkbart oksygensvinn i små resipienter. Det er helt nødvendig at man etablerer utstyr som kan ta hånd om oljeutslipp, samt renseanlegg som skal ta hånd om den delen av oljen og forbindelser i oljen som bindes til partikler. Fjerning av partikler vil føre til at konsentrasjonen av organiske forurensninger som bindes til partikler (slik som olje, og PAH) vil reduseres.

3.2.6 Utslipp/utlekking av injeksjonskjemikalier

For sementbaserte produkter til injeksjon er det ikke påvist negative miljøkonsekvenser utover høy pH-verdi som beskrevet i punkt 3.2.2.

Av andre kjemiske tetningsmidler er det imidlertid en rekke typer på markedet og der slike vurderes brukt er det nødvendig å gjennomføre en miljorisikoanalyse. Etter miljøproblemene som oppsto ved bruk av produktet Rhoca-Gil i Hallandsåsen i Sverige der det ble rapportert om nevrologiske effekter på buskap som følge av dette stoffet, ble akrylamid forbudt. I en rekke ulike prosjekter er det gjennomført miljorisikovurderinger av bruk av flere typer andre injeksjonskjemikalier, og en rekke injeksjonskjemikalier som er i bruk inneholder stoffer som i større eller mindre grad har potensial til å gi negative kort- og langtidseffekter i miljøet, for eksempel ftalater fra polyuretanprodukter. Gjennom arbeidet i Romeriksporten ble det bygget opp en kunnskapsbase knyttet til de typiske kjemikaliene som benyttes til denne type arbeider som gjør det lettere å få frem data for en miljorisikovurdering.

3.3 Deponering tunnelmasse

Sprengsteinsmasse er i utgangspunktet rene masser, men massene inneholder rester av nitrogen fra sprengingen og kan i visse tilfelle være et moment som må utredes. Det har vært vanlig å benytte verdien 25 g N/tonn utsprengt masse i beregninger, men med nyere typer sprengstoff og mindre forbruk av kan dette erfaringstallet trolig reduseres noe. Ca 30 – 50 % av dette vil følge vannet over anleggsperioden, og ca 50-70% av vil følge tunnelmassen. Det som ligger i tunnelmassen vil vaskes ut over tid. Hvor hurtig denne utvaskingen skjer og hvilke konsentrasjoner av nitrogen som finnes i avrenningsvannet, vil bl.a. avhenge av nedbørsforhold og deponeringssted.

NIVA (Bækken, 1998) har på vegne av Statens vegvesen, gjennomført en utlekkningstest på uspylt tunnelmasse fra Elgskauåsen tunnel i Røyken. 8 prøver på ca. 11 tonn ble vasket i fem ganger i vann (fullstendig neddykket i ca. 2,5 timer). Vannvolumet varierte mellom 1,6 og 2 m³. Analyser av testvannet viste at mer enn halvparten (gjennomsnittlig 65 %) av nitrogenet var vasket ut ved første vask for alle prøvene, og etter to vasker var mer enn 80 % av nitrogenet vasket ut for de fleste prøvene. Konsentrasjonen av nitrogen etter første vask lå i størrelsesorden 50 mg N/l, men hadde sunket til 1,3-2,5 mg N/L etter siste vask. pH var meget høy i vannet etter første vask, og holdt seg høye etter gjentatte vaskinger (varierte fra 8,1 til 11,8). Konsentrasjonen av ammoniakk-gass var som ventet høyest i prøvene med høyest pH og høyest nitrogenkonsentrasjon.

Det er gjort målinger en rekke steder på avrenningsvann fra deponerte masser, og det er registrert forhøyede konsentrasjoner av nitrogen og økt plantevekst i nærliggende vegetasjon (Vestre, 2005). Betydningen for nærliggende resipient avhenger selvsagt av resipientens tåleevne (type, tilstand og størrelse). Bruk av tunnelmasse som fylling i en stor elv som Drammenselva (gj.sn. vannføring 300 m³/s) har vist liten eller ingen betydning for vannkvaliteten i dumpingsperioden (Bækken, 1998), men det må påregnes større virkninger i små og sårbare resipienter.

Kvaliteten på avrenningsvannet vil også avhenge av topografi, vegetasjon og jordsmonn i deponeringsområdet. Tilsåing av vekster vil kunne redusere konsentrasjonen av nitrogen i avrenningsvannet i sommerperioden. Det er viktig å gjøre tiltak for å hindre tilslamming av nærliggende resipient.

Ved valg av deponiområde/tippområde må en vurdere nødvendigheten av tiltak for å redusere avrenningen samt legge vekt på topografi, vegetasjon og jordsmonn.

4. Forholdet til myndigheter og lover. Tiltakshavers ansvar

4.1. Forurensningsloven

Det er forurensningsloven som regulerer forhold knyttet til utslipp av drifts- og drensvann fra tunnellanlegg. SFT har delegert myndighet for å behandle denne type utslipp til Fylkesmannens miljøvernsavdeling som er forurensnings-/tilsynsmyndighet.

Dersom utslippet fører til en mulig forurensning av et vassdrag så er det et krav i forurensningsloven at det blir søkt om tillatelse til utslipp av forurenset vann Jfr § 6 og § 11. Fylkesmannen har myndighet til å gi midlertidig utslippstillatelse med nærmere bestemte utslippskrav og rapportering. Det er en forholdsvis omfattende og tidkrevende prosess å utarbeide, få behandlet og å få tillatelse til et utslipp fra et anleggsarbeide og det er viktig å være oppmerksom på dette i en tidlig planprosess.

Alternativet til en slik søknad og behandling er at tiltakshaver utarbeider en dokumentasjonen på at det ikke vil bli forurensning av betydning med de krav og tiltak som tiltakshaver setter til utslippet. Flere miljøvernmyndigheter har uttrykt at en slik fremgangsmåte kan ha sine fordeler og at dette kan diskuteres i en tidlig planfase. Tiltakshaver identifiserer risikomomenter og planlegger avbøtende tiltak i detalj for bygge- og anleggsfasen. På dette grunnlaget kan Fylkesmannen akseptere at det ikke utarbeides utslippssøknad med tilhørende utslippstillatelse etter forurensningsloven.

Kravet til risikovurdering og dokumentasjon av avbøtende tiltak samt opplegg til drift og prøvetaking er imidlertid like strengt som ved en eventuell konsesjonsbehandling. Det samme gjelder krav til dokumentasjon av miljøpåvirkning. Plikten til risikovurdering, tiltaksplan og oppfølging/rapportering følger for øvrig av Internkontrollforskriften.

Det er tiltakshaver som har ansvar for at utslipp av drifts og drensvann blir behandlet på en forsvarlig og lovlig måte. Det er derfor viktig at tiltakshaver i en tidlig planfase gjennomfører alle forundersøkelser og utarbeider en risikovurdering for utslippet og på basis av dette avklare med forurensningsmyndighetene om det er nødvendig med søknad og tillatelse etter forurensningsloven.

Tiltakshaver må videre dokumentere at det blir etablert rutiner og at det utpekes miljøkoordinatorer for å bidra til at spesifiserte krav i ulike dokumenter følges opp. Det er videre nødvendig at miljøkravene nedfelles i alle konkurransegrunnlag og anbudsdokumenter og derved videreføres til den utførende slik at en har sikkerhet for at anleggsarbeidet følger de fastsatte rutiner. Typiske tiltak med hensyn på tunneldriving består av bygging av renseanlegg for tunnelvannet for reduksjon av partikler og om nødvendig kombinert med pH justering samt løpende miljøovervåking med prøvetaking og dokumentasjon både for utslipp og resipient.

Det er svært viktig at alle formelle og spesielle forhold er avklart med forurensningsmyndighetene i god tid før anleggsarbeidene starter da det i praksis viser seg at slike avklaringer tar lang tid. Myndighetene vil normalt ikke akseptere at entreprenøren står som søker og tiltakshaver.

5. Miljøriskovurderinger

5.1. Generelt

Det er viktig at det i en tidlig fase gjøres en vurdering av utslippspunkter og resipienter samt aktuelle renseprosesser og at det på dette grunnlag gjennomføres en miljøriskovurdering for å avklare konsekvensene mht utslipp av drifte- og drensvann samt vurdere betydning for vann og grunn ved valg og ulike aktuelle løsninger. Nedenfor er det vist en vurdering hvor man spesielt vurderer partikkelinnhold, pH og ammonium.

5.2. Eksempel på miljøriskovurdering

Det er planlagt å slippe ut tunnelvannet til innsjø like ved utløpet av en fiskeførende tilløpsbekk. Da beregner man økning av pH og konsentrasjonsøkning av total nitrogen og suspendert stoff i resipienten.

For tilførsel til innsjø er det vanlig å benytte standard fortynningsfaktor 0,1 (10 gangers fortynning) i utslippsområdet der man ikke har bedre data. Dette er i henhold til EU's retningslinjer for slik miljøriskovurdering (TGD, EU, 1996) og må betraktes som "worst case". Dette tilsvarer en innblanding av 10% tunnelvann i innsjøen i utslippsområdet. Tabell 6.1 viser en oversikt over

vannføring og kvalitet på tunnelvannet etter rensing, tabell 6.2 viser resipientdata og tabell 6.3 viser beregnet maksimal konsentrasjonsøkning i resipient som følge av tilførsel av tunnelvann.

Parameter	Maks. verdier
Total N (mg N/l)	10 mg N/l
Suspendert stoff (mg SS/l)	100
pH	Ca. 12
Vannføring (l/s)	23 l/s

Tabell 5.1 Eksempel på vannføring og kvalitet (maksimale konsentrasjoner) av tunnelvann etter rensing.

Årsmiddel	Resipient		
	Minimum	Gjennomsnitt	Maksimum
Midlere tilsig (l/s)	-	1200	-
Tot N (mg N/l)	1,2	1,3	1,4
Suspendert stoff (mg SS/l)	0,4	1,2	2,2
pH	7,2	-	8,3

Tabell 5.2 Tilsig og vannkvalitet i resipient

Parameter	Tilførsel til innsjø
Fortynningsfaktor	0,1
Total nitrogen (mg N/l)	1
Suspendert stoff (mg SS/l)	10
pH	11,5 ¹⁾

1) pH er bestemt på bakgrunn av laboratorieforsøk med drensvann.

Tabell 5.3. Beregnet maksimal konsentrasjonsøkning i resipient som følge av tilførsel av tunnelvann.

Titreringskurvene for innsjøen (figur 1 i 3.2.2) viser at med innblanding av 10% tunnelvann vil pH teoretisk kunne overstige 11,5. Ved en pH på 11,5 vil omtrent all ammonium eller ca. 1 mg NH₄-N/l teoretisk kunne foreligge som ammoniakk. Dette er betydelig høyere enn grenseverdien for når det kan forventes skade på fisk. Det anses derfor å være betydelig risiko for at det i anleggsperioden dannes så høye konsentrasjoner av ammoniakk at dette kan virke negativt på fisk og bunndyr. Man må imidlertid regne med at et eventuelt utslipp av tunnelvann vil gjøre at fisken unnviker i tilløpet av nærliggende elv.

Et tilskudd på 10 mg SS/l vil kunne gi synlig blakking av vannet i utslippsområdet i utslippsperioden. Betydningen av dette for fisk og bunndyr i området er usikker, men man må forvente negative effekter.

Ettersom man normalt vil ta hånd om olje og kjemikalier under tunnelbyggingen, samt den delen av oljen og forbindelser i oljen som bindes til partikler, er disse stoffene ikke med i miljørisikovurderingen.

Det er flere forhold som har betydning i denne sammenheng, slik som forskjellen på innsjø/tjern kontra rennende vann, men dette utdypes ikke nærmere her.

6. Praktisk utforming av renseanlegg

6.1. Krav til rensing

Kravene som stilles til behandling av tunnelvannet før utslipp til resipient deles ofte i 3 hovedgrupper avhengig av kravene som settes til innholdet av suspendert stoff. Det vil sikkert være resipienter som tillater en høyere verdi enn 400 mg SS/l uten at dette endrer behandlingsmåten.

Tiltaksgruppe nr.	Krav til innhold av suspendert stoff (mg SS/l)	Behandlingstiltak
I	400	Sedimenteringsanlegg, evt. med tilsetning av koaguleringskjemikalier foran sedimenteringsanlegget
II	100	Sedimenteringsanlegg og filtrering i hurtigsandfilter, evt. med tilsetning av koaguleringskjemikalier foran sedimenteringsanlegget
III	< 50 - 100	Må utredes i hvert enkelt tilfelle

Tabell 6.1 Oversikt over typiske behandlingstiltak for tunnelvann avhengig av hvilke krav som stilles til innholdet av suspendert stoff i rensed vann

Behandlingstiltakene som er nevnt i tabell 1.1 representerer rensemetoder som man har erfaring med i tilknytning til norske tunnelanlegg. Det kan selvfølgelig også være andre aktuelle rensemetoder, men i og med at det ikke foreligger praktiske driftserfaringer vil det ikke bli gitte generelle anvisninger for dimensjonering av slike anlegg.

I det etterfølgende gis en kortfattet beskrivelse av dimensjonering og drift av de vanligste midlertidige rensediltakene som er vanlig å etablere i tilknytning til norske tunnelanlegg.

6.2. Dimensjonering av renseanlegg

6.2.1 Dimensjonerende vannmengde

Dimensjonerende vannmengde (Q_{dim}) som rensediltaket skal ta i mot er avgjørende for den fysiske størrelsen på anlegget. Vannmengden som må legges til grunn er den maksimale vannmengden som vil kunne opptre i anleggsperioden og som skal kunne behandles i anlegget. All erfaring viser at det er lite å vinne på å redusere forventet vannmengde. Tvert i mot viser det seg at mange problemer unngås ved å ha god hydraulisk kapasitet helt fra starten. Det er få eksakte opplysninger som ligger til grunn for dimensjoneringen, denne må derfor bygges på erfaringstall fra andre anlegg i tillegg til at det må legges inn rikelig med sikkerhet. Dimensjonerende vannmengde Q_{dim} har 4 hovedbidrag:

1. **Borvann (Q_b)**, Vann brukes for nedkjøling av borekrone og fjerning av borkaks. Denne vannstrømmen vil være avhengig av type borerigg og status vedr. vedlikehold (opptrer det for eksempel vannlekkasjer på utstyret). Ofte benyttes en rigg med 3 bommer og typisk vannforbruk ved drift for dette utstyret er ca. 300 l/min (q_b). Det må imidlertid gjøres en vurdering av vannforbruket i hvert enkelt tilfelle, basert på riggen(e) som benyttes. Det må gjøres en vurdering av effektiv driftstid og en må vurdere eventuell utjevning av vannmengden. Ved dimensjonering må man benytte maksimal vannføring pr. time. (Se også punkt 7.2.2).

I noen tilfeller drives det fra to eller flere stuffer samtidig med flere rigger. Hvis avløpet fra alle stoffene går til samme renseanlegg, må det tas hensyn til dette ved at bor- vannet fra alle rigger som er i drift samtidig må legges inn i Q_b .

2. **Innlekkasje (Q_i).** Dette er naturlig innlekking fra berggrunnen, denne vannstrømmen vil være tilnærmet konstant i løpet av døgnet og totalmengden vil øke etter hvert som lengden av tunnelen øker. Ved dimensjoneringen må total innlekkingsmengde fra hele tunnel lengden (L) benyttes. Innlekkingen vil variere avhengig av berggrunn og tunneltype og hvilke krav som settes til tetthet, kravene til spesifikk innlekkasje (q_i) ligger ofte i området 10 – 25 l/min pr. 100 m tunnel. Krav ned mot 4 l/min pr 100 m har blitt satt i spesielle tilfeller. Dette tallet må imidlertid drøftes og avklares for hvert enkelt anlegg.

$$Q_i = q_i \cdot L \cdot 60$$

3. **Påboret vann (Q_p).** Dette er tilfeldige vanninntrenginger i tunnelen som opptrer i forbindelse med boringen. Denne vannstrømmen vil opphøre etter hvert men den representerer en kortvarig vanntilførsel som det må tas hensyn til ved beregning av hydraulisk belastning. Det er et dårlig grunnlag for å fastsette størrelsen på dette bidraget, men en benyttet verdi er 200 l/min (q_p). Dette må betraktes som en sikkerhetsfaktor for å ta hensyn til tilfeldige store vanntilførsler.

$$Q_p = q_i \cdot 60 \text{ m}^3/\text{time}$$

4. **Innlekking fra dagsone (Q_d).** I noen tilfeller vil det i forbindelse med påhugg og tverrslag være ønskelig å føre avrenning fra dagsoner gjennom renseanlegget. Hvis områdene (A) som har avrenning til renseanlegget er asfaltert vil det bli en forholdsvis momentan avrenning ved nedbør ("flomsituasjon"). Spesifikk avrenning (q_d) pr. m^2 må vurderes i hvert enkelt tilfelle avhengig av geografisk beliggenhet. (bruk nedbørsdata fra NMI)

$$Q_d = q_d \cdot A \cdot 3,6 \text{ (m}^3/\text{time)}$$

Dimensjonerende vannmengde (Q_{dim}) blir summen av de 4 hovedbidragene:

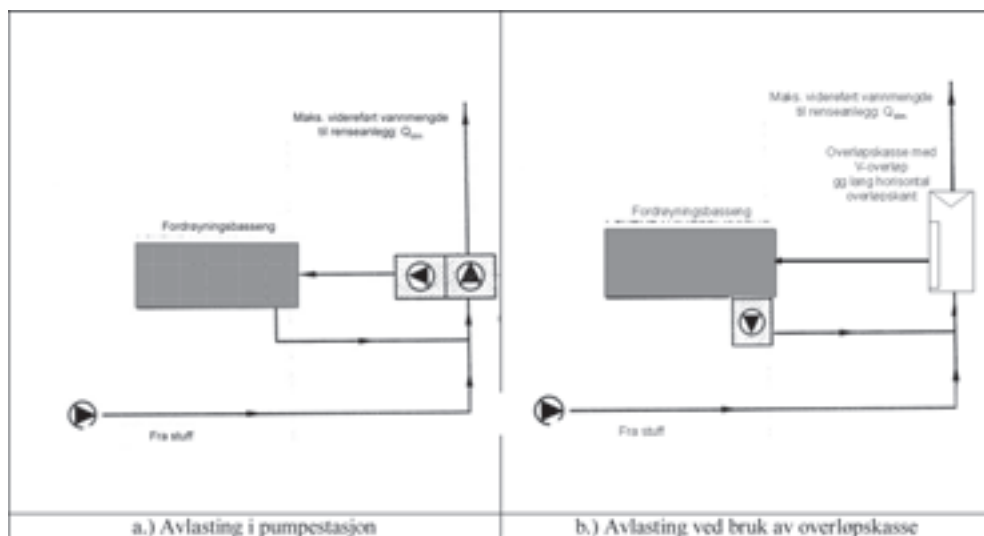
$$Q_{\text{dim}} = Q_b + Q_i + Q_p + Q_d$$

6.2.2 Utjevning

Avrenningen fra tunnelanlegg er kjennetegnet ved at det opptrer store variasjoner både i mengde og sammensetning. Etter hvert som lengden på tunnelen øker vil det opptre en viss demping av disse variasjonene. Generelt gjelder at alle tiltak som jevner ut tunnelvannets mengde og sammensetning vil ha en positiv effekt på driften av renseanlegget.

Beregnet Q_{dim} er vannmengden som skal kunne behandles i alle renseanleggets behandlingstrinn. Erfaringsmessig vil det kunne opptre vannføringer som overskrider Q_{dim} . For å kunne ta hånd om disse belastningstopperne kan det benyttes fordrøyningsbasseng. Størrelsen på fordrøyningsbassenget må vurderes i hvert enkelt tilfelle, men volummessig utgjør ofte fordrøyningsbassenget 15 – 25 % av døgntilrenningen ved Q_{dim} .

Figur 3.1 viser en prinsippskisse av et arrangement med fordrøyningsbasseng.

**Figur 3.1 Prinsippskisse av ulike arrangement med fordrøynings basseng**

Ulike metoder kan brukes for å oppnå vannføringskontroll inn til renseanlegget. I figur 3.1 a. viderefører pumpestasjonen en maksimal vannmengde lik Q_{dim} til renseanlegget. Når vannmengden overskrider Q_{dim} avlastes den overskytende vannmengden til fordrøyningsbassenget. I perioder da tilrenningen er lavere enn Q_{dim} returneres den avlastede vannmengden til pumpestasjonen og videre til renseanlegget. I figur 3.1b Pumpes tunnelvannet fra stoffen og fram til en kasse med V-overløp og lang horisontal overløpskant. Når vannføringen overskrider Q_{dim} avlastes overskytende vannmengde til fordrøynings-bassenget, dette vil pumpes tilbake til overløpskassa (rundpumping). Etter hvert som tilført vannmengde fra stoffen avtar, vil stadig mer av vannet fra fordrøynings-bassenget bli ført inn i renseanlegget helt til fordrøyningsbassenget er tømt. Ved bruk av overløpskasse må det anordnes muligheter for enkel tømming av slam fra denne.

Grovsedimentering inne i tunnelen er viktig for å øke effektiviteten av renseprosessen ute i renseanlegget. Grovsedimentering reduserer partikkelinnholdet til en forholdsmessig lav kostnad, noe som også bidrar til lavere rensekostnader i selve renseanlegget. En har erfaring for at innholdet av suspendert stoff inne ved stoff er ca. 5.000 – 10.000 mg SS/l. Etter grovsedimenteringen kan dette være redusert til ca. 400 mg SS/l.

Uttak av forurensningene så nær kilden som mulig er således et riktig prinsipp. Dette kan oppnås ved at det bygges midlertidige terskler med ca. 150 - 200 m avstand i drengrofta i tunnelen. Erfaringsmessig vil det sedimentere mye slam bak disse tersklene. I tillegg vil olje bli holdt tilbake. Massene som fjernes fra disse tersklene må derfor deponeres på godkjent deponi. Bruken av terskler i drengrofta vil medvirke til at det oppnås en lavere og jevnere konsentrasjon av suspendert stoff i tunnelvannet som skal til renseanlegget.

6.2.3 Sedimenteringsenheter

Generelt

Mekanisk rensing ved hjelp av sedimentering er den vanligste metoden for behandling av tunnelvann. Ved denne renseprosessen fjernes slampartikler som er så store at de lar seg bunnfelle innen rimelig tid. For at en partikkel skal kunne avskilles i sedimenteringsbassenget må den kunne

falle til bunnen i løpet av tiden som vannet bruker på å passere bassenget. Normalt klarer man å fjerne partikler ned til 0,1 – 0,2 mm. Dette er imidlertid svært avhengig av strømningsforholdene i bassenget.

Ved midlertidige anlegg som vi snakker om her, lagres slammet som dannes på bunnen av bassenget og fjernes med gravemaskin eller slamsuger når vanddypet når en kritisk minsteverdi. Bassenget må derfor utformes slik at den nedre delen av bassenget benyttes til slamlagring. Denne delen av bassenvolumet bidrar ikke ved rensingen av tunnelvannet. Permanente sedimenteringsbasseng utsyres med slamskraper og pumper som kontinuerlig fjerner slammet som bunnfelles i bassenget.

Midlertidige sedimenteringsanlegg kan bygges på flere måter:

- Utgravde/utsprengte bassenger i jordmasser/fjell
- Støpte bassenger
- Ved at én eller flere stålcontainere settes sammen slik at det oppnås det nødvendige volum og areal

Bassengene bør ha en rektangulær form. Vannet fordeles gjennom et innløpsarrangement som sørger for god fordeling både i bredden og dybden av bassenget. Bassengene er grunne (2 – 2,5 m). I bassenger der slammet lagres på bunnen av bassenget, regnes vanddypet ned til overkant av slamlaget og et kritisk minstedyp blir definert.

Utløpet av vann fra bassenget skjer lengst mulig fra innløpet til bassenget slik at horisontal strømning tilstrebes. Den rektangulære utformingen bør være lang og smal (ideelt sett lengde/bredde > 6:1) noe som gir høy hydraulisk virkningsgrad (forholdet mellom virkelig og teoretisk oppholdstid) og stabil strømning.

Dimensjonering av sedimenteringsbassenger

Som dimensjoneringsparameter for sedimenteringsbassenger benyttes hydraulisk overflatebelastning. Overflatebelastningen er forholdet mellom dimensjonerende vannmengde (Q_{dim}) og effektiv bassesengoverflate (A_{eff}).

$$v_f = Q_{\text{dim}}/A_{\text{eff}} \text{ (m}^3\text{/time / m}^2 = \text{m/time)}$$

v_f : Dimensjonerende overflatebelastning

Q_{dim} Dimensjonerende vannmengde

A_{eff} Effektivt sedimenteringsareal,

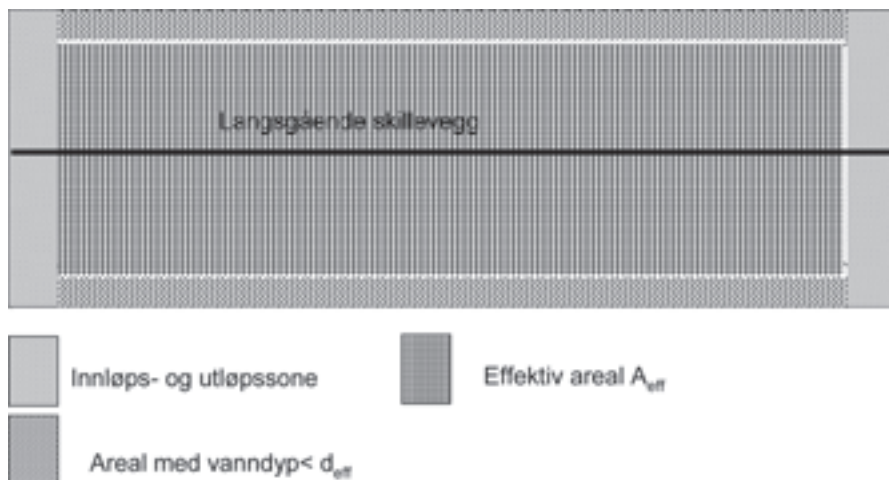
Oppholdstiden er også av betydning, men tilstrekkelig oppholdstid er sikret ved at v_f står i forhold til bassengdypet (d_{eff}).

d_{eff} Effektivt bassengdyp, dvs. det minste vanddypet (vanddypet fra overflaten og ned til overflaten av slamlaget) som aksepteres ved drift av bassenget

Som dimensjonerende overflatebelastning (v_f) anbefales 0,5 m/time

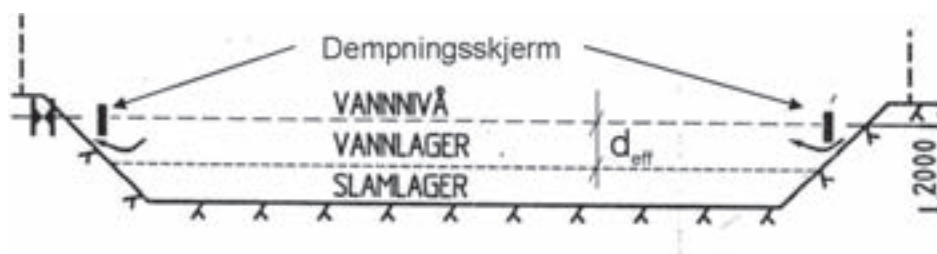
Som minste effektive bassengdyp (d_{eff}) anbefales 1,5 m

I et utgravd sedimenteringsbasseng vil ikke hele den fysiske bassengoverflaten være effektiv i vannrensingen. En sone i innløpet og utløper vil ikke kunne tas med i A_{eff} på grunn av ugunstige strømningsforhold. Hvis bassenget har skrå vegger vil heller ikke den delen av bassengarealet som har et vanddyp som er mindre enn d_{eff} kunne tas med. Dette er vist skjematisk i figur 4.1



Figur 4.1 Skjematisk framstilling av soneinndelingen i et sedimenteringsbasseng anlagt i utgravde masser

Figur 4.2 viser et snitt av et basseng der slamsonen på bunnen av bassenget er markert.



Figur 4.2 Snitt av sedimenteringsbasseng

Dybden av slamlagersonen på bunnen av bassenget bør ikke overstige 0,5 m. med et totalt bassengdyb på 2,0 m blir dermed d_{eff} 1,5 m.

Utformingen av bassenget

Innløps og utløpssoner: Det monteres tversgående skjermer som skal dempe og fordele innløpsstrømmen over hele bassengbredden

Langsgående skillevegg i bassenget: For å oppnå den nødvendige driftsstabilitet i forbindelse med tømning av slam, deles sedimenteringsbassenget i 2 med en langsgående vegg. Veggene bør støpes i betong og dimensjoneres for ensidig vanntrykk. Det må være mulig å tømme den ene bassenghalvdelen mens den andre er i normal drift

Bassengvegger: Bassenger som etableres i løsmasser kan støpes som et konvensjonelt basseng med vertikale vegger. For bassenger som graves ut i løsmasser må det etableres en tetning mot grunnen. Erfaringen viser at i tilfeller der det benyttes membraner som tetning må disse dekkes med et kompakt lag av leire eller betong. For å hindre skade på membranen ved fjerning av slam

Fjerning av slam: Slammet som bunnfeller i bassengene må fjernes med jevne mellomrom. Dette kan gjøres ved bruk av gravemaskin eller slamsugebil. Erfaringen viser at gravemaskin kan være den mest effektive løsningen. Det er imidlertid helt avgjørende at bassengbunn og vegger er utformet slik at disse ikke påføres skader ved denne operasjonen. Ved bruk av containerløsninger (se fig 4.3) viser erfaringen at bruk av gravemaskin for å fjerne slam lett medfører at containeren skades, her bør det derfor benyttes slamsugebil

Sedimenteringsbassenger basert på containerløsninger

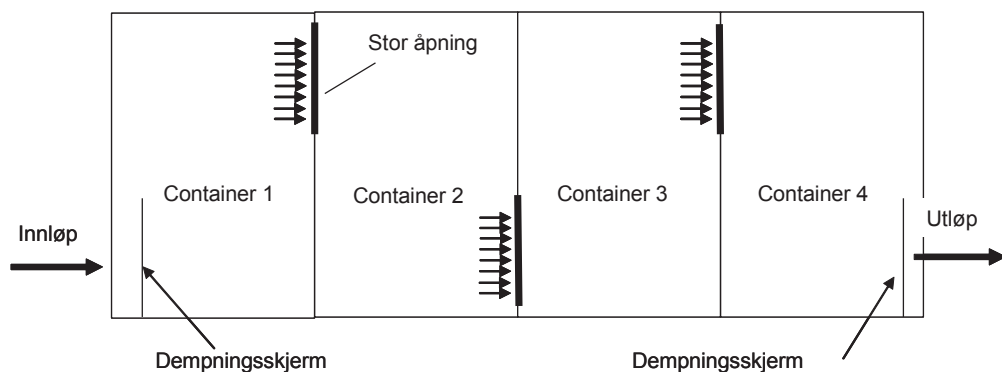
I tilfeller der containere settes sammen slik at de til sammen utgjør et sedimenteringsbasseng dimensjoneres nødvendig bassengoverflate som angitt i 7.2. Det er imidlertid en forutsetning at strømmingen gjennom bassengene skal vær mest mulig lik strømmingen i et konvensjonelt basseng som vist i figur. 4.1 og 4.2. Dette innebærer at enkle røroverføringer mellom containerne ikke kan benyttes. Mellom hver container må det lages en åpning som er så stor at den teoretiske vannhastigheten ved Q_{dim} ikke overskrider 0,01 m/s.

Eks.

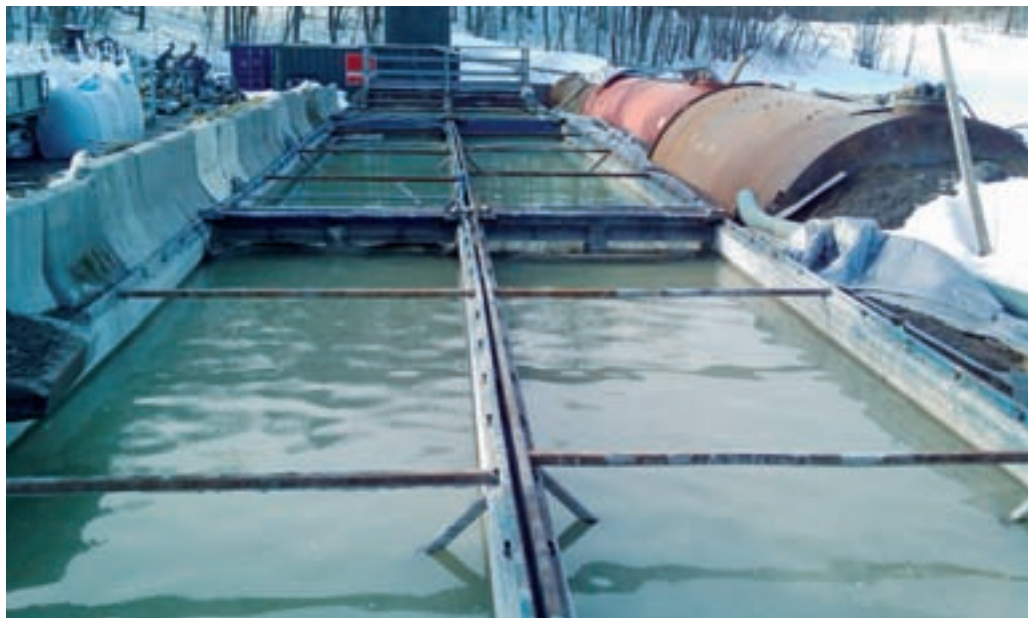
$$Q_{dim} = 50 \text{ m}^3/\text{time}$$

$$\text{Areal av åpning: } 1,4 \text{ m}^2$$

Figur 4.3 viser eksempel på hvordan flere containere er satt sammen til et større basseng.

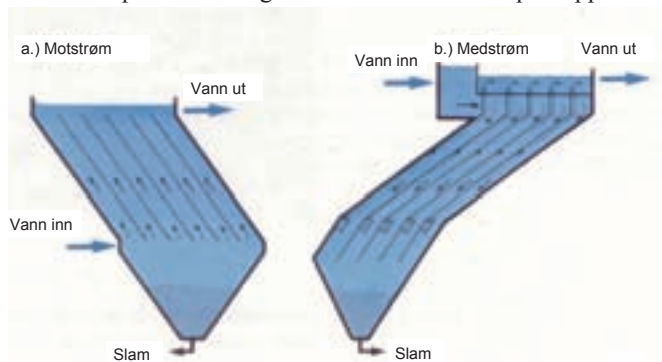


Figur 4.3 Prinsippskisse av hvordan containere settes sammen til et sedimenteringsbasseng

**Containerbasert sedimenteringsbasseng****Foto: Jernbaneverket**

Lamellsedimentering

Lamellsedimentering er en svært kompakt bassengtype der vannet strømmer mellom skråstilte lameller (plater). Partiklene sedimenterer på plate og ”sklir” ned i en slamlomme ved bunnen av tanken der lamellene er plassert. På figur 4.4 vises de to hovedprinsippene for lamellsedimentering.

**Figur 4.4 Hovedprinsippene for lamellsedimentering a.) motstrøm og b.) medstrøm**

Ved ”motstrøm” fig 4.4.a, strømmer vannet opp mellom lamellene mens slammet føres ned over lamellene. Ved ”medstrøm” fig 4.4.b strømmer vann og slam ned mellom lamellene.

Ved lamellsedimenteringen beregnes overflatebelastningen med utgangspunkt i det effektive sedimenteringsarealet og ikke med utgangspunkt i den frie vannoverflaten. Følgende formel gjelder for beregning av overflatebelastning for lamellsedimenteringsenheter:

Motstrøm:

$$v_f = Q_{\text{dim}} / (n \cdot (B \cdot L \cdot \cos \alpha + B \cdot S))$$

Medstrøm:

$$v_f = Q_{\text{dim}} / (n \cdot (B \cdot L \cdot \cos \alpha - B \cdot S))$$

v_f : Overflatebelastning (m/time)

Q_{dim} : Dimensjonerende vannmengde

n : Antall sedimenteringskanaler (strømningsarealet mellom to lamellplater)

B : Lamellbredde (m)

L : Lengde av lameller (L)

S : Horisontal lamellavstand (m)

α : Lamellenes vinkel med horisontalplanet

Normalt kommer lamellsedimenteringsenhetene i ferdige moduler med en gitt dimensjonerende vannmengde som er tilpasset partikkelmassen som skal avskilles. Bruk av lamellsedimentering krever at det samtidig etableres en slamtank for lagring av slammet som avskilles i sedimenteringsenhetene. Sammenlignet med tradisjonelle sedimenteringsenheter, krever lamellsedimentering et lite byggeareal. Det er begrenset med driftserfaringer fra bruk av lamellsedimentering på vann fra anleggsarbeider i Norge. Fra kommunale avløpsrenseanlegg er driftserfaringene gjennomgående dårlige i og med slam har lett for å sette seg fast på lamellene. Dette krever hyppig manuell rengjøring eller automatiske rengjøringssystemer. I helt spesielle tilfeller med ekstremt lite byggeareal tilgjengelig kan det være et alternativ i anleggssammenheng, men lamellenheten må da spesialtilpasses tunnelvannet som skal behandles, og driftsopplegget må tilpasses spesielt til denne situasjonen.

I den senere tid er det flere anlegg som har benyttet seg av lameller til sedimentering av slam da disse krever liten plass i forhold til basseng og med godt resultat. Forutsetningen for et godt resultat er imidlertid at det tunnelvannet pH justeres og at dosering av fellingsmiddel styres etter vannmengde. Videre må en ha et godt planlagt anlegg for å ta i mot slam fra lammellene.

Tilsetning av kjemikalier for å bedre sedimenteringsegenskapene til partiklene

I tilfeller der det er vanskelig å oppnå tilfredsstillende rensresultater, for eksempel hvis tunnelvannet inneholder partikler som er vanskelig å sedimentere, kan det være et alternativ å tilsette en koagulant, samt å justere pH for en bedre felling. En eventuell kjemikaliadosering må imidlertid ikke benyttes for å kunne gjøre nødvendig sedimenteringsareal mindre enn det som framkommer ved dimensjonering av anleggene. Koagulanten medvirker til at partiklene slår seg sammen til større aggregater som har bedre sedimenteringsegenskaper enn partiklene i seg selv. Aktuelle koagulanter kan være:

- Jernklorid
- PAX (prepolymeriserte aluminiumsalter)
- Organiske polymerer vi også kunne gi effekter

Tunnelvannets sammensetning vil variere fra anlegg til anlegg og det er vanskelig å oppgi generelle tall for nødvendig doseringsmengde av ulike koagulanter. For å komme fram til riktig kjemikaliotype, doseringsmengde, tilsetningspunkt etc., kan det gjennomføres laboratorieforsøk (jar-test) og forsøk i full skala.

Det er imidlertid nødvendig å ha kontroll på pH for å få en effektiv felling med de ulike koagulantene så pH regulering er en forutsetning for å oppnå godt resultat.

De aktuelle koagulantene foreligger i flytende form og vil kunne doseres til tunnelvannet foran sedimenteringsbassenget. Det er viktig å ha riktig avstand fra tilsetningspunktet og fram til innløpet i sedimenteringsbassenget fordi det er på denne strekningen at koagulantene blandes inn i tunnelvannet og partikkelaggregatene bygges opp. Praktiske forsøk vil kunne avklare hvor optimalt tilsetningspunkt ligger.

Tilsetning av koagulant vil medvirke til en større slamproduksjon, behovet for slamtømming vil derfor øke.

Kjemikalietank og doseringspumpe må plasseres innendørs og behovet for driftstilsyn ved rensesanlegget vil øke.

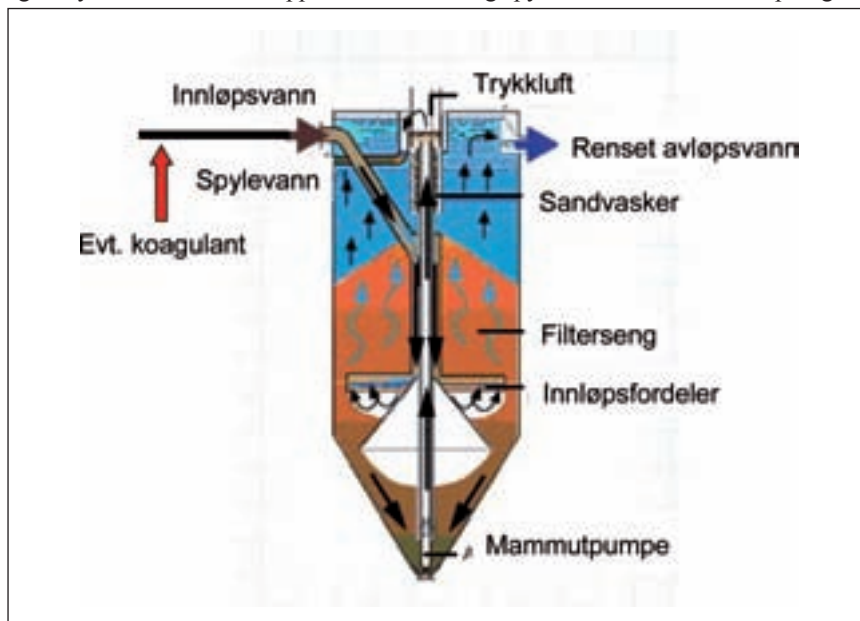
6.2.4 Filtrering

Generelt

Normalt vil sedimenteringsenheter som er beskrevet i kapittel 7.2.3, produsere et utløpsvann som inneholder ca 400 mg SS/l ved normal drift. Hvis utslippskravene krever at innholdet av suspendert stoff i tunnelvannet reduseres ytterligere, er filtrering i sandfilter et alternativ. Innholdet av suspensert stoff i ferdig behandlet vann vil da typisk ligge i området 50 – 100 mg/l. Det er to hovedprinsipper for filterløsninger som kan være aktuelle.

Filter med kontinuerlig spyling

Ved filtrering med denne typen filter foregår en kontinuerlig spyling (vasking av sanden) i filteret. På denne filtertypen består filtersengen bare av sand. Kontinuerlige filter av denne typen benevnes også Dynasand-filter. Prinsippet for kontinuerlig spykende sandfilter er vist på figur 5.1.



Figur 5.1 Skematisk framstilling av et kontinuerlig spykende sandfilter

Innløpsvannet føres ned til den nedre delen av filtersengen (sand) gjennom et sentralt innløpsrør, der fordeles vannet over filtertverrsnittet og partiklene settes av i filteret etter hvert som vannet føres opp gjennom filtersengen. Det rensede tunnelvannet trekkes ut av filteret gjennom et overløpssystem på toppen. I sentrum av filteret er det plassert en mammutpumpe som kontinuerlig

pumper opp sand fra bunnen av filteret. I en vaskeenhet på toppen av mammutpumpen vaskes de avskilte partiklene fra sanden og denne synker ned på toppen av filtersengen. Ved dette filtreringsprinsippet er sanden i filtersengen i en sakte kontinuerlig bevegelse.

Spylevannet føres til en slamtank, der partiklene sedimenterer og fjernes som slam. I slamtanken er det montert utløpsrenner slik at klarvannsfasen føres tilbake til innløpet av sedimenteringsbassenget.

Den viktigste dimensjoneringsfaktoren er filtreringshastigheten (v_f). Dette er et uttrykk for vannmengden som tilføres pr arealenhet av filteroverflaten. Normal filtreringshastighet for kontinuerlig spylende filter ligger i området $4 - 6 \text{ m}^3/\text{time} / \text{m}^2$ dvs. m/time. Det er ikke behov for tilførsel av spylevann. Normalt framstilles filter av denne typen som sirkulære stålbeholdere med en gitt kapasitet. Flere moduler settes så sammen slik at ønsket kapasitet oppnås.

Kontinuerlig spylende filter har vist seg godt egnet ved behandling av avløpsvann fra tunnelanlegg. En forutsetning for å oppnå stabil drift er god hydraulisk utjevning slik at belastningen på filteret blir jevnest mulig. Plutselige endringer i belastningen på filteret vil kunne gi seg utslag i en kraftig økning i innholdet av suspendert stoff i innløpsvannet.

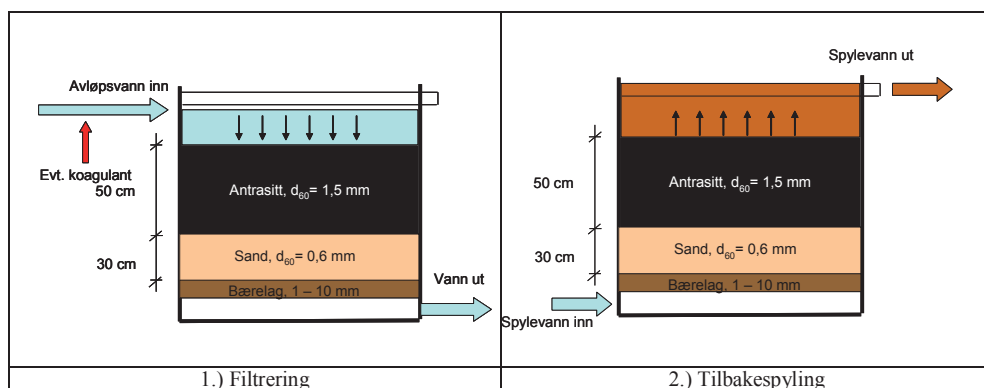
Dosering av en koagulant i tilknytning til sedimenteringsenheten eller umiddelbart foran filteret vil kunne bidra til å jevne ut stoffbelastningen på filteret. Dette må imidlertid testes i praksis.

Filter med intermittent drift

Driftssyklusen for filteret kan deles inn i 3 faser:

1. Filtrering, avløpsvannet ledes inn på filteret og partikler holdes tilbake
2. Tilbakespyling, filteret tas ut av drift og de avsatte partiklene fjernes ved at vannmengden reverseres og økes
3. Modning, filteret settes i drift, filtersengen reetableres etter tilbakespyling, utløpsvannet i filteret kjøres i retur til for eksempel pumpestasjonen foran filteret. Når kvaliteten på det filtrerte vannet er tilfredsstillende vil det filtrerte vannet igjen føres til utløp

Spylevannet som inneholder partiklene som fjernes ved tilbakespylingen må føres til en slamtank.



Figur 5.2 Skjematisk framstilling av nedstrøms tomediafilter

Normalt består filtersengen i nedstrømsfilter av materiale med ulike egenskaper (egenvekt og kornstørrelse). Det finnes ulike utforminger av både filter og filterseng.

Den viktigste dimensjoneringsfaktoren er filtreringshastigheten (v_f). Dette er et uttrykk for vannmengden som tilføres pr arealenhet av filteroverflaten. Normal filtreringshastighet ligger i området $4 - 6 \text{ m}^3/\text{time}/\text{m}^2$ dvs. m/time . Ved tilbakespylingshastigheten ca. 10 ganger høyere enn filtreringshastigheten.

Denne filtertypen krever tilførsel av mye spylevann, og totalt sett er denne filtertypen mindre egnet for bruk i tilknytning til behandling for tunnelvann enn kontinuerlig spykende filter.

6.3. Behandling av slam fra grøfter og renseanlegget

Det suspenderte stoffet (slammet) som felles ut i drengrøfta, måleterskler og i de ulike behandlingstrinnene på renseanlegget må fjernes regelmessig. Disponering av dette slammet er et spørsmål som reises på det enkelte anlegg.

Det gjennomført en rekke undersøkelser av slammet fra grøfter og terskler i tunnelen og fra renseanleggene og resultatet av undersøkelsen viser overskridelser på metallkonsentrasjoner over SFT normverdier som trolig henger sammen med geologien i fjellet. Det som i tillegg er påvist er høge konsentrasjoner av oljer som ligger langt over normverdien til fri deponering, konsekvensen av dette er at slammet ikke kan deponeres fritt og heller ikke på "røysa" sammen med øvrige masser.

Når uttaket av slam fra anlegget starter bør det tas prøver som analyseres på bl.a. tungmetaller og organiske miljøgifter og oljer. Analysene vil avgjøre om slammet kan disponeres i tilknytning til etablerte massedeponier eller om det må betraktes som forurenset masse og deponeres på deponier som er godkjente for denne type masser.

Der anlegget ligger til rette for det (der det er tilgjengelige arealer som kan ligge i fred) vil det kunne etableres midlertidige deponier for svakt oljeholdige sediment for nedbryting og omsetning før endelig disponering.

6.4. Oljeutskiller

Det en grunnleggende forutsetning at det gjennomføres tiltak og etableres rutiner som hindrer spill og annet utslipp av olje i forbindelse med anleggsarbeidet. Det vil imidlertid alltid være en viss lekkasje av olje fra utstyr, for eksempel borerigger. Oljen vil delvis bli holdt tilbake bak tersklene som etableres i drengrøfta i tunnelen, noe vil også bli holdt tilbake på overflaten i sedimenterings-enheten. For å sikre mot utslipp av olje til vassdrag eller avløpsnett, plasseres en oljeutskiller etter sedimenteringsenheten, evt. som en del av sedimenteringsenheten.

Oljeutskillere fås i prefabrikkerte utførelser tilpasset ulike dimensjonerende vannmengder. Q_{dim} for renseanlegget må legges til grunn ved dimensjonering av oljeutskilleren.

I Forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften), Kapittel 15 beskrives krav til utslipp av oljeholdig avløpsvann.

Oljeutskilleren skal være slik utformet slik at våtvolumet utnyttes mest mulig effektivt, dvs. slik at kortslutningsstrømmer unngås. Følgende krav skal være oppfylt:

- Vannavstanden mellom innløp og utløp (vannstrømningsdistansen) skal være minst 1,8 ganger større enn utskillerens bredde.
- Innløpet skal være dykket slik at innstrømmende vann alltid ledes under oljesjiktet, samtidig som innstrømningshastigheten dempes.
- Utløpet skal være dykket slik at avløpet skjer fra den nederste halvdel av vannfasen.
- På utskillere med fast overløp for utskilt olje til oppsamlingstank, skal vannutløpet utformes som et overløp over en vannrett kant. Kanten skal være minst 10 cm lang pr. m/time ved Q_{dim} .
- Kanten må være justerbar i høyden. Diameteren på utløpsledningen skal være større enn på innløpsledningen. Minste tillatte diameter på utløpsledningen er 10 cm.

Utløpsanordningen må være dykket slik at avløpsvannet tas fra den nederste delen av vannfasen, slik at en minsker faren for at utskilt olje skal føres til avløp. Dette kan gjøres med en skillevegg eller utløpsdykker som går minst halvveis ned i vannfasen. Skilleveggen vil holde tilbake utskilt olje slik at oljen ikke kommer fram til utløpet. Kantene må derfor slutte helt tett til veggene på utskilleren. Veggene må også stikke så høyt opp at den hindrer at oppsamlet olje renner over til utløpet når det er samlet opp mye olje og utskilleren utsettes for støtbelastningen. Oljeutskillere med oppsamlingstank for olje bør ha fast overløp for utskilt olje til oppsamlingstanken. Et fast oljeoverløp justeres slik at dette står 1-2 cm høyere enn vannoverløpet. Ettersom tykkelsen av oljelaget øker, vil væsknivået stige i utskilleren fordi olje har lavere egenvekt enn vann. Når oljelaget er blitt tilstrekkelig tykt (10-20 cm), vil oljen automatisk renne i overløp til oppsamlings-tanken. Ved høye belastninger på utskillere med fast oljeoverløp, kan vannivået stige slik at vann renner over i oppsamlingstanken dersom vannoverløpet er uheldig konstruert. For å unngå dette er det krevet at vannoverløpet skal gå over en tilstrekkelig bred kant som kan justeres i water. Videre må utløpsrøret ha større dimensjon enn innløpsrøret. Skal det benyttes flytende oljeoverløp, må dette være konstruert slik at leddene forblir bevegelige. Slangen fra overløpet må være resistent mot tilført væske.

All olje som fjernes fra terskler i tunnel, fra overflate av sedimenteringsbasseng og fra oljeutskilleren, må disponeres i henhold til regelverket for disponering av oljeholdig avfall. Det må benyttes godkjent firma for denne arbeidsoperasjonen.

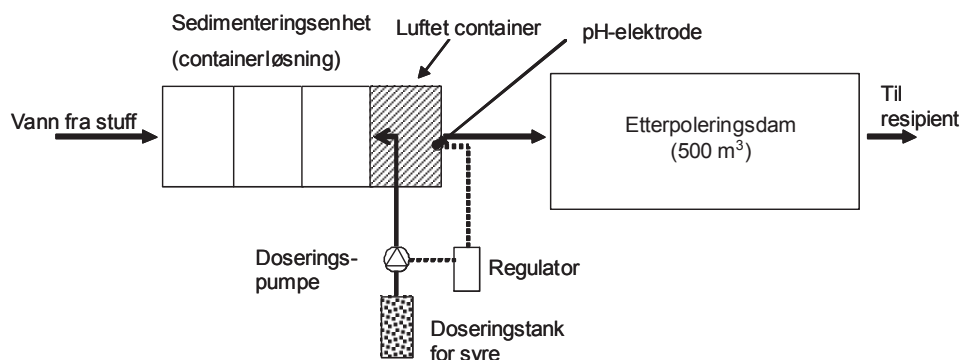
6.5. Justering av pH

Generelt

pH i tunnelvannet ligger normalt på den basiske siden ($\text{pH} > 7$). Dette kan medføre problemer ved utslipp i små resipienter med lav vannføring. (se figur 1.0). Tunnelvannets pH er sterkt avhengig av aktiviteten som foregår, f.eks. bruken av sementbaserte tetningsmidler og bruk av sprøytebetong. Det er ikke unormalt at pH i perioder kommer opp i området 12.4 – 12.8. For å redusere faren for skader i resipienten kan det være et alternativ å redusere pH ved å tilsette syre (konsentrert HCl). Tunnelvannets alkalitet (kapasiteten til å nøytralisere syre) vil avgjøre hvor mye syre som må til for å senke pH til et akseptabelt område. Det kan også være nødvendig å tilsette syre for å bedre felling av partikler.

Eksempel på bruk av syre for pH-justering

I 2004 benyttet man syre for å senke pH i tunnelvann fra et tunnelanlegg på E18 i Vestfold. Dette er et eksempel på at syredosering har fungert tilfredsstillende. Figur 6.1 viser et flytskjema for prosessen.



Figur 6.1 Flytskjema for renseanlegget som ble benyttet på tunnelanlegg på E18 i Vestfold (basert på beskrivelse fra Roseth, 2005)

I dette tilfellet ble konsentrert saltsyre (12N HCl) tilsatt i innløpet til en luftet container. Doseringspumpen ble styrt av pH i utløpet fra den luftede containeren. Etter syretilsetning ble vannet ført inn i en stor etterpoleringsdam.

Målet for pH justeringen var å oppnå pH 8 før utslipp til resipient. pH i utløpet fra den luftede containeren varierer mellom 7 og 9, men etter poleringsdammen ligger pH forholdsvis konstant omkring pH 8. Dette illustrerer meget godt betydningen av å ha et stort volum (lang oppholdstid) mellom syredoseringen og utslippet til resipient. Dette er nødvendig for å oppnå en stabil og jevn pH for utslipp til resipient.

Vannføringen gjennom dette anlegget var ca. 150 m³ pr. døgn, og i løpet av 65 dager ble det dosert 1300 l konsentrert saltsyre. Dette utgjør et døgnforbruk på ca. 20 l syre, noe som indikerer at alkaliteten i tunnelvannet lå i området 2,5 – 3,0 mekv/l. Doseringsmengden i dette tilfellet var ca. 130 ml HCl/ m³.

Det ble rapportert om at det var enkelt å drive pH-justeringsutstyret. pH elektroden ble rengjort og kalibrert 1 gang pr. uke.

Det er nå utviklet bedre metoder for justering av pH og det er ikke lenger nødvendig med en stor etterpolering for å ha kontroll på pH. Det kan legges inn en eller flere sensorer som styrer doseringen av syre. Doseringsmengde og doseringspunkt må testes ut på det enkelte anlegg.

Viktige forhold som må tas i betraktning ved bruk av syre for pH justering

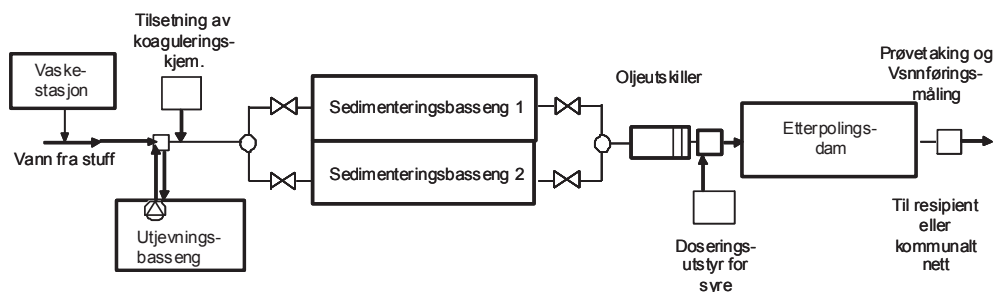
En rekke forhold må vurderes før man velger å benytte syre til pH justering, bl.a.

- Ut fra forventet mengde og sammensetning må syrebehovet beregnes. Det kan ikke gis generelle anvisninger for når syre er aktuelt/ikke aktuelt, men kostnader og sikkerhetsmessige forhold i tilknytning til dosering og lagring av syre må vektlegges
- I tilfeller der man velger å benytte syre for å justere pH bør det være et stort vannvolum mellom doseringspunktet og resipienten slik at pH-variasjoner som kan oppstå etter tilsetning av syre blir utjevnet
- Doseringssystemet må utformes slik at muligheten for overdosering evt. utslipp av syre ikke er til stede
- Daglig oppfølging av syredoseringsutstyret må legges inn i driftsopplegget for anlegget. Spesielt viktig er rengjøring og kalibrering av pH elektroder. Det anbefales å installere automatisk overvåkning av pH umiddelbart før utslipp til resipient.

Tilsetning av karbondioksid er miljøvennlig og brukt for å redusere pH i anleggsvann i Tyskland og Sverige. Metoden vil komme mer i bruk også i Norge.

6.6. Eksempel på flytskjema for renseanlegg

Det kan ikke gis noen generell beskrivelse av hvordan et anlegg for behandling av tunnelvann skal utformes og designes. På figur 7.1 er det vist en aktuell oppbygging hvis det foreligger et krav om at middel-konsentrasjonen av suspendert stoff i rensset vann ikke skal overskride 400 mg/l, i tillegg til at det foreligger et krav om at utløpsvannet fra anlegget ikke skal ha pH høyere enn 8,5.



Figur 7.1 Prinsippskisse av flytskjema for renseanlegg som skal oppnå en middelvei av suspendert stoff i utløpsvannet på ca. 400 mg/l og med muligheter for pH justering av utløpsvannet

Figuren viser at en vaskestasjon for maskiner og kjøretøy er tilknyttet innløpet til renseanlegget. For å oppnå en jevn belastning på renseanlegget er det anlagt et utjevningsbasseng.

Sedimenteringsenheten er bygget med to linjer som ved normal drift drives i parallell. Når det skal tas ut slam blir den ene linjen koblet ut. Slamtømmingen bør derfor fortrinnsvis foregå i perioder med lav vannføring og liten aktivitet i tunnelen. Foran sedimenteringsenheten er det etablert muligheter for å tilsette en koagulant for å bedre sedimenteringsegenskapene til partiklene som skal fjernes i sedimenteringsbassengene. Oljeutskilleren er plassert etter sedimenteringsenheten. I et bassengvolum etter oljeutskilleren tilsettes syre. Syredoseringen styres av en pH elektrode i utløpet fra volumet der syre blir tilsatt. Etter tilsetning av syre føres vannet inn i en etterpoleringsdam slik at eventuelle svingninger som opptrer etter syredosering vil bli dempet. Det er etablert prøvetakingspunkt med vannføringsmåler og pH-kontroll i utløpet fra etterpoleringsdammen.

6.7. Drift av renseanlegg

Planlegging av anlegget

Selv om renseanlegg for tunnelvann er av en midlertidig karakter er det viktig at det benyttes tekniske løsninger som gir muligheter for stabil drift. En må sørge for å benytte personell med kompetanse i dimensjonering og utforming av renseanlegget. Det samme gjelder for oppfølging i byggetiden og igangkjøring. Hvis ikke slik kompetanse finnes i egen organisasjon bør eksternt kompetanse engasjeres på et tidlig tidspunkt.

Oppfølging av anlegget ved normal drift

Det må utarbeides en komplett driftsinstruks med rutiner for den daglige oppfølgingen av anlegget, og personellet som får ansvaret for denne funksjonen må få den nødvendige opplæringen. For renseanlegg som med filterløsninger, dosering av kjemikalier etc. må det benyttes personell med spesialkompetanse for denne typen arbeid.

Prøvetaking og oppfølging av utslippskrav

Disse arbeidsoppgavene omfatter tilsyn og oppfølging av måleutstyr og prøvetakere samt uttak av prøver. Det må også her sikres at det benyttes personell med tilstrekkelig kompetanse i instrumentering og vannprøvetaking. Med mindre dette finnes i egen organisasjon må det engasjeres ekstern kompetanse.



Mengdemåler og prøvetaker

Foto: AF Gruppen

Beredskap

I driftsorganisasjonen for renseanlegget må det bygges inn nødvendig beredskap mht. teknisk svikt av utstyr, alle sentrale pumper, ventiler og sentrale komponenter må ha de nødvendige reservedeler. På samme måte må det være organisert en beredskap med varslingsrutiner etc. i tilfelle uforutsette utslipp (for eksempel utslipp av olje). Beredskapen må også beskrive avhjelpende tiltak for ulike hendelser.

Vinterdrift

I tilfeller der anlegget skal være i drift i vinterperioden må det legges til rette for dette. Både frost og snø vil raskt medføre at renseanlegget ikke vil kunne fylle sin funksjon. Alle mindre komponenter, måleutstyr, prøvetakere må plasseres innendørs og frostfritt. Bassenger og filterenheter bør plasseres i telthaller for å beskytte mot frost og snø. Spesielt kritisk er perioder da det ikke er arbeid på tunnelanlegget (f.eks i juleferien) Det må da legges opp til en beredskap som sikrer at renseanlegget ikke fryser til.

7. Måling og kontroll

Generelt

Normalt vil det være et krav om måling av vannmengde og rutinemessig prøvetaking for kontroll av kvaliteten utslipp fra et vannbehandlingsanlegg. Det er av avgjørende betydning at det tas hensyn til at det skal etableres et tilfredsstillende punkt for vannføringsmåling og prøvetakingspunkt når anlegget etableres. I tilfeller der det ikke blir tatt hensyn til dette i utgangspunktet, viser erfaringen at det er vanskelig å få etablert et prøvetakingspunkt der det er mulig å få tatt ut representative prøver. Prøvetakingspunktet og utstyr i tilknytning til dette må plasseres frostfritt. Det samme gjelder vannføringsmåler.

Prøvetakingspunkt

Kontroll av innholdet av suspendert stoff, pH og olje er som oftest et minimum, men det vil også forekomme krav om at det skal analyseres på andre parameter som tungmetaller med mer. Det grunnleggende krav til prøvetakingspunktet er at det skal være god turbulens i prøvetakingspunktet. Dette er nødvendig for å sikre at det suspenderte stoffet er jevnt fordelt i vannmassen, dvs. at alle partikler har like stor sannsynlighet for å bli med i prøven. God turbulens oppnås bl.a.

- Nedstrøms vannstandssprang, for eksempel etter målerenner
- I kummer der det blåses inn luft for å oppnå god omrøring

Hvis det ikke er mulig å finne et punkt med god turbulens (for eksempel vannstandssprang), må det etableres et punkt der det skapes turbulens (for eksempel ved hjelp av innblåsning av luft). Normalt settes det krav om bruk av automatisk vannprøvetakere. Ofte blir prøvetakeren styrt av vannføringsmåleren for uttak av vannmengdeproporsjonale døgnblandprøver. Dette er kommersielt tilgjengelig utstyr. Det er to hovedtyper av prøvetakere, vakuumpøvetakere og slangepumpeprøvetakere. Begge har vist seg godt egnet.

Ved uttak av blandprøver skal prøvetakeren innstilles slik at volumet av hver delprøve utgjør 50 – 80 ml. Parameterutvalget som det skal analyseres på er avgjørende for prøvetakingsopplegget. Hvis det skal analyseres på en ukeprøve bør prøvevolumet som samles opp være ca. 15 – 20 l (hvis det benyttes 25 l oppsamlingsbeholder). Det skal være mulig å riste oppsamlingsbeholderen godt ved uttak av prøvevolum (ca. 1 l) som sendes til laboratoriet, eller skal inngå som delprøve i en ukeblandprøve hvis denne settes sammen av flere døgnblandprøver.

Prøvetakeren bør plasseres nær inn til prøvetakingspunktet og det skal ikke være svanker på slangene som gjør at disse ikke renner tom etter prøvetakingen.

Vannføringsmåling

Det kan skilles mellom to hovedtyper av vannføringsmålere:

- Elektromagnetiske gjennomstrømningsmålere som monteres på fylte trykksatte rør. Målere av denne typen er aktuelt å benytte nå er det ligger en pumpestasjon i nær tilknytning til renseanlegget.
- Vannmålere som er basert på oppstuvningshøyden i et kjent profil (målerenne eller overløpsprofil)

Hvis forholdene ligger til rette for å benytte elektromagnetiske gjennomstrømningsmålere er dette å anbefale. V-overløp krever et minimum av oppstuvningshøyde, mens ulike rennetyper (for eksempel Palmer-Bowlus renner) er godt egnet når det er lite tilgjengelig fallhøyde.

Det settes store nøyaktighetskrav til utforming, produksjon og montering av målerenner og måleoverløp. Det anbefales derfor at dette utstyret anskaffes i prefabrikkerte enheter. Det er ofte leveringstid på dette utstyres slik at de må bestilles i god tid før renseanlegget skal startes opp. Disse enhetene finnes i ulike størrelser som er tilpasset ulike vannmengder. Ved etablering av vannføringsmålere bør middeltilrenningen tilsvare ca. 50 % av utstyrets kapasitet. Hvis det benyttes målerenner eller overløp der for eksempel bare 5 % av måleområdet utnyttes, vil vannføringsmålingene bli lett bli svært unøyaktige.

For å registrere oppstuvningshøyden kontinuerlig benyttes ofte en nivåmåler basert på ekkolodd-prinsippet. En regneenhet som er tilknyttet ekkoloddet beregner kontinuerlig vannføringen ut fra registrert oppstuvning i måleprofilen og en standardkurve som er karakteristisk for det spesifikke måleprofil eller renne. Det er nødvendig med god tilgjengelighet for tilsyn og kontroll av dette utstyret og det må være montert frostfritt.

Vannføringsmåler og prøvetakingsutstyr er et viktig vedlikeholdspunkt som krever regel-messig oppfølging.

8. Tilførsel av tunnelvann til kommunalt avløpsnett

I en del tilfeller kan det være aktuelt å søke om å få slippe ut det behandlede tunnelvannet til kommunalt avløpsnett. Tunnelvannets mengde og sammensetning, renseanleggets størrelse og prosessoppbygging avgjør om dette er mulig. Tunnelvannet vil kunne påvirke et kommunalt avløpsrenseanlegg på to måter:

- Det vil kunne medføre negativ påvirkning av vannbehandlingsprosessen (kjemisk eller biologisk behandlingsprosess)
- Tunnelvannet vil kunne medføre at slammet som produseres på avløpsrense anlegget blir tilført uønskede stoffer

Kjemisk rensing er vanlig på norske renseanlegg. Den kjemiske renseprosessen foregår innenfor et forholdsvis smalt pH-område (pH 6,2 – 7,0). Hvis pH øker utover dette området vil kjemikalie-behovet på renseanlegget øke sammen med produsert slammengde. Dette vil medføre økede driftskostnader.

I biologiske renseanlegg er det en bakteriekultur som besørger rensingen. Hvis pH i innkommende avløpsvann øker over pH 8,5 vil det kunne virke hemmende på den biologiske renseprosessen og de ønskede renseresultatene vil ikke bli oppnådd. I de biologiske renseprosessene benyttes lufting, i og med at tunnelvannet inneholder kalk vil det også kunne opptre uønskede utfellinger.

Hoveddelen av slammet som produseres på avløpsrenseanleggene disponeres på jordbruksarealer. Bruken av avløpsslam er regulert i Gjødselforeforskriften (Landbruksdepartementet, Miljøverndepartementet og Helsedepartementet, 2003). For-skriften inneholder blant annet grenseverdier for tungmetallinnhold i slammet. Disse grenseverdiene avgjør hvilken disponeringsform slammet kan få. Det er foreløpig ingen grenseverdier for organiske miljøgifter, men anleggseier er ansvarlig for at avløpsslammet ikke inneholder organisk miljøgifter i skadelige konsentrasjoner. Dette medfører at mange anleggseiere nøye vurderer hvilke påslipp som tillates på avløpsnettet.

Det kan ikke gis generelle regler for det tilfellet at tunnelvann søkes ført til kommunalt avløpsnett, men følgende momenter er viktig når dette skal tas opp med anleggseier:

- Sørg for god dokumentasjon av tunnelvannets mengde og sammensetning. Dette gjelder vanlige forurensningsparametere som organisk stoff, nitrogen, fosfor, suspendert stoff, og for tungmetaller og organiske miljøgifter.
- Framskaff opplysninger om variasjonsmønster for tilrenning over døgnet
- Framlegg beskrivelse av hvilke beredskapstiltak som vil bli iverksatt i forbindelse med tunnel-driften for å hindre at uønskede stoffer blir tilført avløpsnettet.

9. Tiltak for å påvirke mengde og innhold av tunnelvann

Reduksjon av utslippsmengden fra tunnelen kan være et alternativ og særlig i de tilfeller der det er også er strenge rensing.

9.1. Redusert slaminnhold

Oppbygging av vegbane med kvalitetsmasse slik at den kan ferdigstilles seksjonsvis opp til første faste lag er svært viktig. Det produseres store mengder slam i trafikkarealene som fører til stor belastning på renseanlegg og ikke minst for levering av slam.

- Veivedlikehold, samt at de masser som kjøres inn er egnet for dette og ikke skaper mer slam er meget viktig..
- Beskyttelse av vegbane med midlertidig vannsikring /dren.
- Rensk av grøft for slam må skje jevnlig.
- Vedlikeholdsrutiner(slangebrudd)ved pumping av vann, unngår da at vannet renner tilbake mot stuff og drar med seg slam inn i pumpesystemet igjen.
- Hyppig montasje av tilbakeslagsventil på avløpsledning ved driving på synk. Fallforhold på tunneltrase som bidrar til hurtig avrenning av vebanen. (minstefall)

Man kan også se på metoder for en bedre sedimentutskilling (grovutskilling nær stuffen).

Det er også mulighet for å lage egne slamstasjoner i fjell der slammet kan bli deponert.

9.2. Ombruk av tunnelvann

Gjenbruk av vann til drift være et godt alternativ, men da må det settes inn ulike tiltak for å få tilfredsstillende vannkvalitet på gjenbruksvann.

Det som er svært viktig er at pH justeres til område pH 6-8 slik at en unngår helsemessige plager som tørr hud og andre skader ved høy pH

Ombruk av tunnelvann på boreriggene kan påføre maskinen et høyere vedlikehold/kostnad. Dette gjelder for hele riggens vannlinjesystem.

Ingen av maskinleverandørene er i dag direkte negative til ombruk, men de vil normalt fraskrive seg ethvert ansvar for feil som måtte oppstå på manglende renhet på vannet.

Ombruk av tunnelvann på undersjøiske prosjekter må på grunn av saltinnhold i lekkasjevannet vurderes spesielt.

9.3. Uomsatt sprengstoff

Målinger viser at uomsatt sprengstoff fra tunnelsprengning medfører en anrikning av nitrogen i driftsvannet. Dette vil blant annet kunne medføre uønsket gjødsling av tilliggende resipienter. Avhengig av driftsforholdene varierer mengden uomsatt sprengstoff. Ved tradisjonelt godt driftsopplegg ligger mengden mellom 10 % og 15 %. Til sammenligning viser undersøkelser fra pallsprengning, hvor de sprengningstekniske forholdene er betydelig enklere, at ca. 1 % av sprengstoffet ikke omsettes.

Årsakene til uomsatt sprengstoff skyldes i hovedsak følgende faktorer:

- Fjellforhold
- Sprengningsteknikk
- Koblingsfeil og søl fra lading

Feil på sprengstoff og tenndmidler er i svært liten grad årsak til uomsatt sprengstoff.

Andelen søl vil kunne være betydelig. Den bør enkelt kunne reduseres ved riktig ladeteknikk og fokus/motivasjon hos tunnelarbeideren. Gjenglemte hull eller brudd på tennerslangen er heller ikke uvanlig.

En optimalisering av borplan vil kunne gi en generell reduksjon av spesifikt sprengstofforbruk, som også vil redusere mengden uomsatt sprengstoff. Dersom man unngår å sprengte en grøft ut fra kutten, og i stedet velger å fortsette en gradvis utvidelsen av kutten til endelig kontur, vil man kunne redusere innspenningen for hvert enkelt hull, og spesifikt sprengstofforbruk og mengden uomsatt sprengstoff vil reduseres, uten at sprengningsresultatet forringes.

Oppsprukket fjell i kombinasjon med lange forsinkertider, som inngår i tunnelsprengning, kan føre til overslag mellom hull, og utglidninger eller utrasninger av fjellet, før de sent forsinkede tidene av salven får detonert. Ved å åpne salven opp mot hengen, i stedet for under midten som er mest vanlig i dag, vil man kunne unngå utglidninger ettersom de udetonerte hullene i stor grad vil ligge under den åpnede delen av tunneltverrsnittet. Eventuelt kan man åpne salven med en vertikal ”grøft”, som også vil hindre de udetonerte delene av fjellet å gli eller rase ut.

Indikasjoner tilsier også at god gammeldags kilkutt gir mindre nitrogenavrennning enn dagens tradisjonelle kilhullskutt.

Å gjennomføre et sprengningsopplegg med minimalt med uomsatt sprengstoff er ikke lett med tanke på dagens driftsform, som i hovedsak er optimalisert med tanke på inndrift, salvesyklus og nåværende arbeidsmetoder.

Håndbøker fra NFF/NBG

- Nr. 1: Fjellinjeksjon. Praktisk veiledning i valg av tettestrategi og injeksjonsopplegg. (kr 200,-)
- Nr. 2: Engineering Geology and Rock Engineering. (kr. 500,-)
- Nr. 3: Arbeidsmiljø under jord. (kr. 150,-)
- Nr. 4: Håndbok for skytebas. (kr. 150,-)
- Nr. 5: Tung bergsikring i undergrunnsanlegg. (kr. 200,-)

Tekniske rapporter fra NFF/NBG (kr. 100,- pr. stk)

- 01: Redningskammer for underjordsdrift
- 02: Diesel under jord. Sluttrapport fra forprosjektet.
- 02E: Diesel Underground – a project report.
- 03: Sikker sprengning i dagen.
- 04: Plastmaterialer i tunneler og bergrom – sikker håndtering i anleggsfasen.
- 05: - Informasjon, takk! Råd og tips om kommunikasjon i en anleggshverdag.
- 06: Sikker boring gjennom sylte.
- 07: Dieseldrift under jord
- 08: Sikkerhet ved berginjeksjon
- 09: Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg

Norwegian Tunneling Technology

- No. 1: Hard Rock Tunneling
- No. 2: Tunneling Technology
- No. 3: Hydropower Tunneling
- No. 4: Road Tunneling
- No. 5: Tunneling Today
- No. 6: Geology of Norway (a map)
- No. 7: Tunneling Reviewed in the International Press
- No. 8: Subsea Tunneling
- No. 9: Underground Storage
- No. 10: Urban Tunneling
- No. 11: Hard Rock TBM Tunneling
- No. 12: Water Control Tunneling
- No. 13: Health and Safety in Norwegian Tunneling
- No. 14: Norwegian Tunneling
- No. 15: Sustainable Underground Concepts
- No. 16: Underground Construction for the Norwegian Oil and Gas Industry
- No. 17: Underground Openings – Operation, Maintenance and Repair
- No. 18: Subsea Tunnels

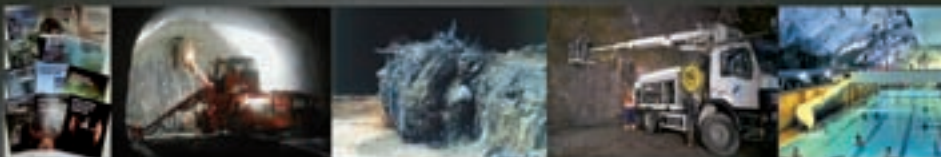
Fjellsprengningskonferansen (Høstkonferansen)

En årlig konferansebok som er kommet fortløpende ut siden 1963.(Flere årganger er utsolgt)

Rapporten kan bestilles hos:

NFF
Postboks 34 Grefsen
0409 OSLO

Fax: 22 89 11 01
E-post: nff@nff.no



REPRESENTERER FAGKUNNSKAP INNEN

- Bergsprengning og masseflytting
- Tunnel teknologi
- Bergmekanikk og Ingeniørgeologi

FJELLSPRENGNINGSFORENINGEN

AVGJØRENDE FOR FORUNDERSØKELSER, PLANLEGGING OG GJENNOMFØRING AV

- Fjellarbeid generelt, produksjon av knust berg og mineraluttak
- Vegbygging
 - I dagen
 - Under jord
- Vannkraftutvikling med
 - Stasjonshaller
 - Overføringstunneler
 - Trykksjakter
 - Damanlegg
- Oljeprosjekter
 - Planering for landanlegg
 - Landfall av rørledninger
 - Produktlager for olje og gass
- Grunnarbeid for hus og industri
- Idrettsanlegg, lager, parkeringsanlegg i fjell, og mye mer.....

www.nff.no



NORSK FORENING FOR
FJELLSPRENGNINGSTEKNIKK

Adresse:
Postboks 34 Grefsen
0409 Oslo
NORGE

ISBN 978-82-92641-14-9