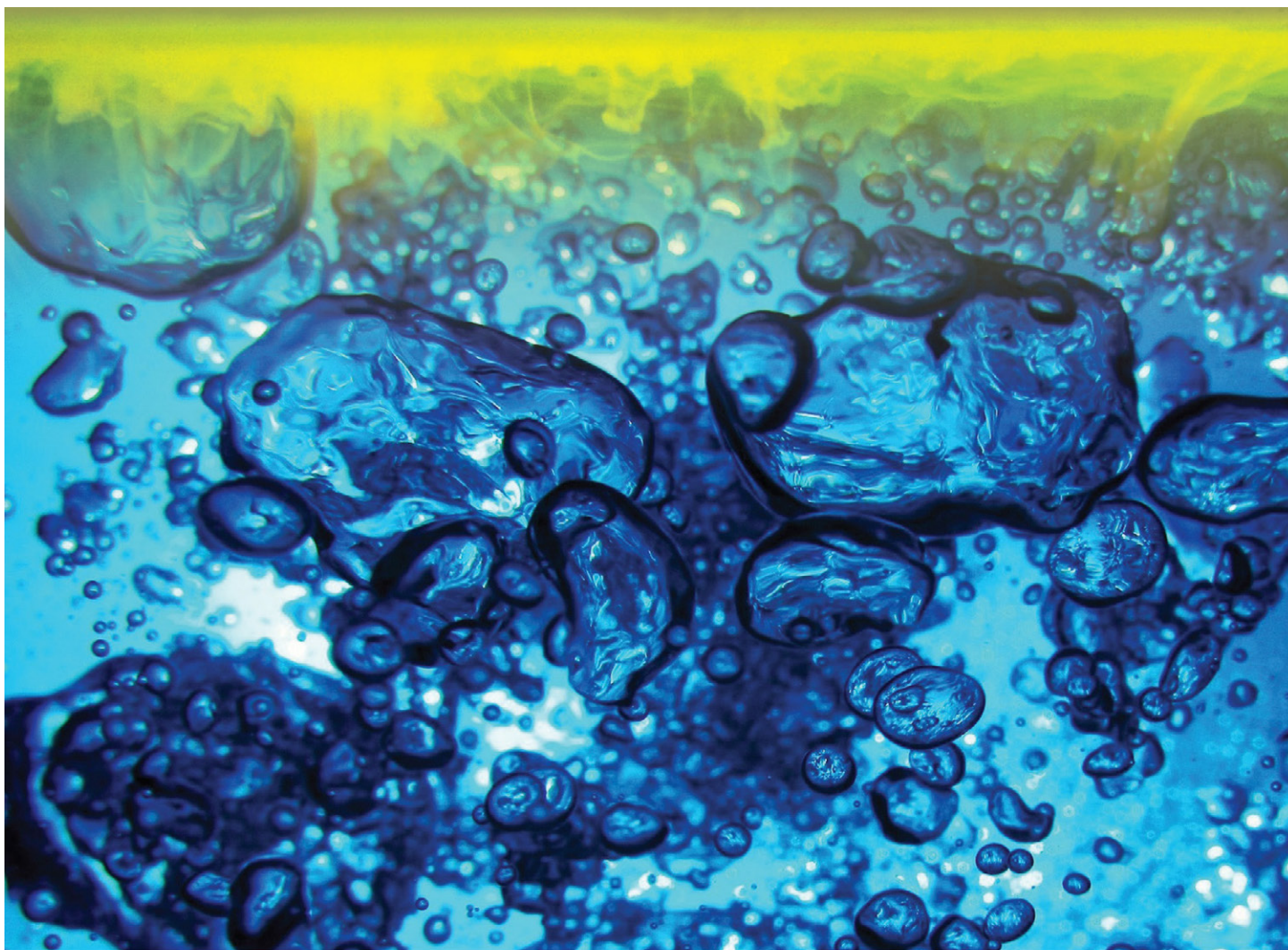




# Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggs- virksomhet

STATENS VEGVESENS RAPPORTER

Nr. 389



NORWAT - Nordic Road Water

**Tittel**

Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet

**Forfatter**

Thomas Pabst, Atle Hindar, Sarah Hale, Øyvind Garmo, Erik Endre, Karina Petersen, Torleif Bækken og Gunvor Baardvik

**Avdeling**

Trafikksikkerhet, miljø- og teknologiavdelingen

**Seksjon**

Miljø

**Prosjektnummer**

603019

**Rapportnummer**

Nr. 389

**Prosjektleder**

Thomas Pabst

**Godkjent av**

Sondre Meland

**Emneord**

Bergarter, vannmiljø, anleggsvirksomhet, partikler, syre, metaller, radionuklider

**Sammendrag**

Henviser til rapport, side 3

**Title**

The potential impact of various rock types on the aquatic environment during building and construction projects

**Author**

Thomas Pabst, Atle Hindar, Sarah Hale, Øyvind Garmo, Erik Endre, Karina Petersen, Torleif Bækken and Gunvor Baardvik

**Department**

Traffic Safety, Environment and Technology Department

**Section**

Miljø

**Project number**

603019

**Report number**

No. 389

**Project manager**

Thomas Pabst

**Approved by**

Sondre Meland

**Key words**

Rock types, aquatic environment, construction, particles, acid, metals, radionuclides

**Summary**

See report, page 6



## **FORORD**

NORWAT er et fireårig etatsprogram (2012-2015) som gjennom ny kunnskap skal bidra til at Statens vegvesen planlegger, bygger og drifter vegnettet uten å påføre vannmiljøet uakseptabel skade. Med dette programmet ønsker vi å redusere risikoen for biologisk skade forårsaket av avrenningsvann, redusere utslipp av miljøgifter til resipient og lage renseløsninger som er tilpasset landskap og resipient. Dette skal vi oppnå ved å utvikle anvendbare metoder for når, hvor og hvilke rensetiltak skal iverksettes. I tillegg skal vi etablere forslag til retningslinjer og rutiner for drift og vedlikehold av renseløsningene. Ytterligere informasjon om NORWAT inkludert publiserte rapporter finnes på våre nettsider [www.vegvesen.no/norwat](http://www.vegvesen.no/norwat).

Denne rapporten er et litteraturstudium gjennomført av NGI og NIVA etter oppdrag fra NORWAT, for å beskrive og klassifisere bergarters potensielle negative effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Fire problemer i vannmiljø tilknyttet bryting av fjell er beskrevet; tilførsel av unaturlige partikler, syre, metaller og radionuklider. Også metodikk og undersøkelser som kan gjennomføres for å avdekke bergartenes potensielle effekter på vannmiljøet og mulige tiltak for å redusere risikoen for negative effekter på vannmiljøet er beskrevet.



RAPPORT

# Nordic Road Water (NORWAT)

BERGARTERS POTENSIELLE EFFEKTER PÅ  
VANNMILJØET VED ANLEGGSVIRKSOMHET

DOK.NR. 20140247-01-R

REV.NR. 0 / 2015-06-05

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.



## Prosjekt

Prosjekttittel: Nordic Road Water (NORWAT)  
Dokumenttittel: Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet  
Dokumentnr.: 20140247-01-R  
Dato: 2015-06-05  
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

## Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Statens Vegvesen  
Kontaktperson: Sondre Meland  
Kontraktreferanse: Avtaledokument - -5.5.2014 – Saksnummer 2014007816

## for NGI

Prosjektleder: Thomas Pabst  
Utarbeidet av: Thomas Pabst (NGI), Atle Hindar (NIVA), Sarah Hale (NGI), Øyvind Garmo (NIVA), Erik Endre (NGI) Karina Petersen (NIVA) Torleif Bækken (NIVA) og Gunvor Baardvik (NGI)  
Kontrollert av: Atle Hindar (NIVA), Erik Endre (NGI), Gijs Breedveld (NGI)

## Sammendrag

NGI og NIVA har gjennomført et litteraturstudium for å beskrive og klassifisere bergarters potensielle negative effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Med anleggsvirksomhet i Norge tenker vi ikke bare på veg, men også jernbane og utvikling av næringsarealer som alle i prinsippet gir effekter på vannmiljøet.

Innledningsvis gis en oversikt over geologien i Norge og områder der en må utøve spesiell aktsomhet som følge av bergarten en kan forvente å påtreff. Rapporten gir en beskrivelse av fire problemer som bryting av fjell kan forårsake i vannmiljø, nemlig tilførsel av unaturlige partikler, syre, metaller og radionuklider. I tillegg beskrives metodikk og undersøkelser som kan gjennomføres for å avdekke bergartenes potensielle negative effekter på vannmiljøet. Rapporten gir også en oversikt over mulige tiltak som kan brukes for å redusere risikoen for negative effekter på vannmiljøet.

Partikler kan påvirke vannmiljøet på en rekke forskjellige måter:

- Nydannet bore- og sprengstøv inneholder partikler med skarpe kanter. De kan skade fiskegjeller og gi sårdannelse i annet biologisk vev. Partikler med størst skadepotensiale kommer fra asbestminerale som skiller seg ut pga. sin nåleform, og fra harde minerale fordi de skarpe kantene brytes saktere ned. All anleggsvirksomhet vil imidlertid kunne gi partikkelavrenning som kan ha skadelige effekter i vannmiljø hvis det ikke gjennomføres tiltak.
- Det finnes også bergarter som inneholder sulfider og andre svovelførende minerale med stort skadepotensiale. Det skyldes syredannelse og sur avrenning når bergarten kommer i kontakt med oksygen og vann. Sulfider produserer svovelsyre når de blir oksidert, og kan løse opp og mobilisere de fleste tungmetaller. Vanligvis karakteriseres avrenningen av at pH er lavere enn 4 og at konsentrasjonen av aluminium (Al) og tungmetaller (Cu, Zn, As, Cd, Pb og Ni) er veldig høy. Det finnes også eksempler på sulfatminerale som kan gi lignende effekter. Metaller giftvirkning for vannlevende organismer er kjent.
- Alunskifer og andre svartskifere kan inneholde høye konsentrasjoner av uran. Ustabil uran danner radium og radon, og det kan derfor oppstå problemer med stråling og dannelse av radongass. Svartskifer finnes hovedsakelig i Akershus, Oslo, Oppland, Buskerud og Hedmark.

Når de ovenfor nevnte effektene opptrer samtidig, eller de opptrer sammen med effekter av andre forurensninger, kalles dette samspilleffekter. Det er en fare for at dette kan føre til en effekt som er større enn summen av enkelteffektene. Det kan også være at det skal lavere konsentrasjoner til for at effekten opptrer. Det er for tiden svært liten oversikt over denne problematikken.

Det er svært viktig å vurdere bergartene man kommer i kontakt med før anleggsvirksomhet kommer i gang. En grundig kartlegging, basert på befarings og detaljert geologiske feltarbeid kan som regel hjelpe til med å identifisere problematiske bergarter. Lokal kunnskap og erfaring kan også være av stor verdi. I tillegg kan det være nødvendig å utføre fysiske og geokjemiske undersøkelser for å vurdere potensielle effekter. En systematisk fremgangsmåte for å karakterisere og identifisere bergarter med et stort potensiale for å påvirke vannmiljøet skisseres i rapporten.

Tiltak for å redusere avrenningen av partikler fra anleggsområder er viktig for å unngå skader i vannmiljøet. Det er viktig å fange opp og holde partikler tilbake ved boring, sprengning og transport internt i anlegget. Sedimentasjonsbassenger fanger lettest opp større partikler, mens de små ofte ikke sedimenterer uten at det tilsettes kjemikalier. Siltgardiner i innsjøer kan hindre spredning hvis de monteres riktig.

For å unngå syredannelse og tungmetallavrenning kan massene som inneholder potensiell skadelige svovelminerale skilles ut og deponeres på en slik måte at oksidasjonen og dermed syreproduksjonen reduseres mest mulig. Dette gjelder sulfidminerale generelt, men spesielt alun/svartskifrene. Ved fornuftig deponering og



tildekning kan man redusere/unngå avrenning og dermed behov for aktiv vannbehandling i en svært lang tidsperiode.

Det er generelt viktig med god planlegging av forurensningsbegrensende tiltak ved anleggsvirksomhet. Dette kan hindre at det oppstår uforutsette hendelser og sikre at problemstein blir håndtert riktig.



## Summary

NGI and NIVA have carried out a literature study in order to describe and classify potential adverse effects different bedrock types in Norway can pose to the aquatic environment during construction activities. These activities include not only road construction but also railway construction and the development of commercial and recreational areas, since all such activities can pose potential adverse effects on the aquatic environment.

To begin, an overview of the geology of Norway and areas where bedrock that could pose a significant risk to the aquatic environment and thus call for extra caution, are given. The report then provides a description of the four largest problems activities that cause breakdown of the bedrock can cause in relation to ecotoxicity and ecotoxic effects, namely the production and addition of: bedrock particles, acid, metals and radionuclides. In addition, the report describes the methodology and prior site investigations that can be carried out prior to construction activities in order to identify potential adverse effects on the aquatic environment. The report also provides an overview of possible measures that can be taken to reduce the risk of these adverse effects on the aquatic environment.

Particles can affect the aquatic environment in a variety of ways:

- Newly formed drilling and blasting residues contain particles with sharp edges. They can damage fish gills and lead to ulceration in other biological tissues. The particles that pose the largest risk potential are asbestos minerals due to their spindle shapes, and particles that are formed from hard minerals as their sharp edges are broken down more slowly. All construction activities could result in particle runoff that may have adverse effects on the aquatic environment if preventative measures are not implemented.
- Bedrocks containing sulfides and other sulfur-containing minerals also have a large potential to cause adverse effects. This is due to acid production and acidic runoff resulting from the contact of these rocks with oxygen and water. Sulfides produce sulfuric acid when oxidized and can dissolve and mobilize most heavy metals. In general when the pH of runoff is lower than 4, the concentration of aluminum (Al) and heavy metals (Cu, Zn, As, Cd, Pb and Ni) is very high. There are also examples of sulfate minerals that produce similar effects. Metals toxicity to aquatic organisms is known.
- Alum shale and other black shales may contain high concentrations of uranium. Unstable uranium can result in radium and radon, and this can lead to problems related to radiation and the formation of radon gas. Black shale is found mainly in Akershus, Oslo, Oppland, Buskerud and Hedmark.

When the above effects occur simultaneously, or they occur in combination with other types of pollutants, an interaction between all factors may occur (cocktail effect). There is a danger that this cocktail effect can result in effects that are greater than the sum of the individual effects. In addition, negative effects may also be felt at lower concentrations. There is currently very little known related to this issue.

It is very important to have a knowledge of the bedrock that a particular construction activity will come in contact with before the construction work begins. A thorough survey, based on inspection and detailed geological fieldwork is one way to help identify problematic bedrocks. Local knowledge and experience can also be of great value. In addition, it may be necessary to perform physical and geochemical investigations to evaluate potential effects. A systematic approach that can be taken for characterizing and identifying bedrock with a large potential to negatively affect the aquatic environment is outlined in the report.

Measures to reduce discharge of particles formed during construction activities at construction sites is essential in order to avoid negative consequences on the aquatic environment. It is important to use methods that physically trap and contain particles formed during drilling, blasting and transport of materials within the plant. Sedimentation basins are able to trap larger particles, however smaller particles do not often settle without the addition of chemicals. Silt curtains in lakes can prevent the spread of particles if they are installed properly.

To prevent acid production and heavy metal runoff, materials that contain potentially harmful sulfur minerals can be separated and disposed of in such a way that oxidation and therefore acid production is minimized. This applies sulfides in general but especially to alum shale or black shales. By disposing or capping these materials in such ways, potentially harmful effects can be reduced and even prevented and thus the need for active water treatment over a long period of time.

Careful planning of pollution reduction measures at construction sites is very important. Adequate measures can prevent the occurrence of unforeseen negative consequences and ensure that bedrock that can cause negative effects on the aquatic environment are handled properly.

## Innhold

<b>1</b>	<b>Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2</b>	<b>Oversikt over Norges geologi og relevans til anleggsvirksomhet</b>	<b>11</b>
2.1	Geologisk klassifisering	11
2.2	Geologiske regioner basert på geologisk historie og bergartstype	13
2.3	Norsk mineralogi	15
2.4	Forvitring	17
<b>3</b>	<b>Mineralpartikler i vannmiljøet</b>	<b>19</b>
3.1	Partikkelstørrelse ved sprengning	20
3.2	Partikkelform	21
3.3	Mobilitet	21
3.4	Effekter på vannkvalitet av partikkelbelastning	22
3.5	Effekter på biota av partikkelbelastning	25
<b>4</b>	<b>Syredannelse og tungmetallavrenning</b>	<b>30</b>
4.1	Geokjemiske reaksjoner	30
4.2	Sulfid og metallinnhold i bergarter	37
4.3	Geokjemisk mobilitet	40
<b>5</b>	<b>Naturlig forekommende radionuklider</b>	<b>44</b>
5.1	Effekter på vannkvalitet av radionuklider	45
5.2	Effekter på biota	46
<b>6</b>	<b>Andre forhold av betydning</b>	<b>49</b>
6.1	Samvirkende påvirkningsfaktorer og effekter	49
6.2	Grenseverdier for vannkvalitet	50
6.3	Hydrologisk fortykning/resipientforhold	51
<b>7</b>	<b>Undersøkellesmetodikk og vurdering av bergarter</b>	<b>52</b>
7.1	Kartgrunnlag og kartlegging	52
7.2	Prøvetaking	53
7.3	Geokjemisk vurdering	54
<b>8</b>	<b>Mulige tiltak for å beskytte vannmiljøet</b>	<b>60</b>
8.1	Planleggingsfasen	60
8.2	Anleggsfasen	60
8.3	Lagring og deponering av svovelholdige masser	62
<b>9</b>	<b>Konklusjon og anbefalinger</b>	<b>64</b>
<b>10</b>	<b>Ordforklaringer</b>	<b>66</b>
<b>11</b>	<b>Referanser</b>	<b>69</b>

## Vedlegg

Vedlegg A	Faktaark - Problemstillingene og klassifiseringen av norske bergartene
Vedlegg B	Faktaark - Enkle undersøkelser for å avdekke bergartenes potensielle negative effekter på vannmiljøet
Vedlegg C	Klassifiseringstabeller for bergarter, mineraler og aktsomhet i forhold til effekter på resipient

## Kontroll- og referanseside

# 1 Innledning

NGI og NIVA har gjennomført et vitenskapelig litteraturstudium for å beskrive og klassifisere bergarters potensielle negative effekter på vannmiljøet ved bygging av veg. Dette oppdraget for Statens vegvesen (SVV) Vegdirektoratet inkluderer også en oversikt over mulige tiltak som kan brukes for å redusere risikoen for negative effekter på vannmiljøet. I tillegg beskrives metodikk og enkle undersøkelser som kan gjennomføres for å avdekke bergartenes potensielle negative effekter på vannmiljøet.

Prosjektet har som mål å formidle kunnskap og metoder for å gjøre det enklere for SVV å planlegge, bygge og drifte vegnettet uten å gjøre uakseptabel skade på vannmiljøet.

Rapporten er basert på eksisterende relevant nasjonal og internasjonal litteratur. For å lette tilgjengeligheten er det utarbeidet to fakta-ark, ett som omhandler klassifisering av bergartene (Vedlegg A) og ett som presenterer metodikk for enkle undersøkelser av bergartenes potensielle negative effekter på vannmiljøet (Vedlegg B). Et identifikasjons-skjema (Vedlegg C) som kan brukes for å vurdere potensielle effekter på vannmiljøet basert på geologisk eller mineralogisk tilnærming, er også inkludert.

Sett i lys av den store aktiviteten til Statens vegvesen, hvor det prosjekteres og bygges mange kilometer veg hvert år, er de synlige og målbare effektene på vannmiljøet i de fleste tilfeller små etter at anlegget er ferdigstilt. Likevel har det oppstått tilfeller hvor det til tross for gode forundersøkelser, planlagte og utførte avbøtende tiltak har oppstått uheldig påvirkning og skader på vannmiljøet som en følge av anleggsfasen i vegprosjekter.

Med anleggsvirksomhet i Norge tenker vi ikke bare på veg, men også jernbane og utvikling av næringsarealer. All slik anleggsvirksomhet kan i prinsippet gi samme type effekter i vannmiljø. Disse kan deles inn i tre kategorier:

- Partikler. Her er partikkelkonsentrasjon, partikkelform og -størrelse, samt fare for nedslamming viktig, men det er lite forskningsresultater som kan knytte partikkelegenskaper til effekter i vannmiljø. All anleggsvirksomhet vil imidlertid medføre partikkelavrenning som potensielt kan ha skadelige effekter i vannmiljø hvis det ikke gjennomføres tiltak. Både direkte skader på organismer og indirekte effekter blir omtalt i kapittel 3.
- Syredanning og metall-lekkasje. Vi vet fra forskning på sur nedbør at det skal lite surhet til før aluminium (Al) frigjøres og gjør skade på sensitive organismer i vann. Avrenning fra sulfidgruver har vist et skadepotensiale av et helt annet omfang i de vannforekomster som blir direkte påvirket. Sulfider som oksideres og sulfatmineraler som løses opp gir effekter som likner mest på det som er kjent fra gruver. I tillegg til aluminium frigjøres det jern (Fe) og en rekke skadelige tungmetaller. Det har blant annet utbyggingen av E18 Grimstad-Kristiansand vist. Mer om dette i kapittel 4.

- 7 Radionuklider og stråling. Stråling fra radionuklider forårsakes av radioaktive mineraler i noen bergarter. Særlig viktig er alunskifer, men også utbredte bergarter som granitt, syenitt (nordmarkitt m.m.) og pegmatitt fører ofte uran- og thoriummineraler. Avrenning fra alunskifer overskrider ofte grenseverdier satt av Statens strålevern, mens det foreligger lite systematisk dokumentasjon for andre norske bergarter. Et konkret eksempel her er ny RV 4 over Gran på Hadeland. I dette prosjektet ble det utført en detaljert kartlegging av alunskifer/svartskifer for å kunne skille ut og håndtere strålefarlig utsprengt bergmasse med uran og andre tungmetaller. Dette er nærmere omtalt i kapittel 5.

Samspilleffekter kan opptre dersom organismer blir utsatt for flere av de ovenfor omtalte prosesser. Det er en fare for at totaleffekten kan være større enn summen av enkelt-effektene. Her er det for tiden liten kunnskap og derfor vanskelig å knytte bestemte mineraler til konkrete samspilleffekter. Disse problemstillingene er nærmere beskrevet i rapportens kapittel 6.

Videre er det gitt en systematisk fremgangsmåte for å karakterisere og identifisere bergarter med stort potensialet for å påvirke vannmiljøet i kapittel 7.

Hvert veganlegg eller annen type anleggsvirksomhet er stedsspesifikt. Det er derfor viktig å kjenne til potensielle kilder til mulige skader på vannmiljøet i de resipientene som kan påvirkes. Da kan man også gjennomføre en risikoanalyse basert på sannsynligheten for at skader opptrer og konsekvensene av at de inntreffer. Det er skissert mulige risikoreduserende tiltak i slutten av rapporten.

## 2 Oversikt over Norges geologi og relevans til anleggsvirksomhet

### 2.1 Geologisk klassifisering

Berggrunnen i Norge har blitt dannet ved ulike geologiske prosesser gjennom historien. En kan med bakgrunn i den geologiske historien dele berggrunnen i Norge inn i provinser eller geologiske regioner/områder.

Bergarter er etter dannelsesmåten delt opp og klassifisert inn i tre hovedgrupper (NGU, 1995):

1. Størkningsbergarter,
2. Sedimentære bergarter
3. Metamorfe (omdannede) bergarter

NGUs publikasjon "Bergartsklassifikasjon og kartsammenstilling" gir en god veiledning til klassifikasjon av bergartsenheter i Norge.

*Størkningsbergarter* (magmatiske bergarter) er dannet ved størkning av bergartssmelter (magma). Disse inndeles i dyp-, gang-, eller dagbergarter, avhengig av hvor de størknet; a) nede i jordskorpen som relativt grovkrystallinske bergarter (dypbergarter); b) som relativt finkrystallinske ganger i øvre del av jor skorpen, eller c) på jordoverflaten som finkrystallinske eller glassaktige lavabergarter (dagbergarter). Bergarter klassifiseres og navngis etter kjemisk sammensetning og mineralinnhold målt i volumprosent. De mest vanlige størkningsbergartene har ofte en basaltisk eller granittliknende sammensetning. Basaltiske bergarter er rike på jern (Fe) og magnesium- (Mg) mineraler, plagioklasfeltspat og er relativt fattige på kiselsyre ( $\text{SiO}_2$ ), dvs. de inneholder lite eller ikke kvarts. Granittiske bergarter er rike på  $\text{SiO}_2$ , og inneholder relativt mye kvarts, sammen med feltspater og glimmermineraler. Geologer benytter begrepet «sure bergarter» om bergarter som er rike på  $\text{SiO}_2$  («kiselsyre»). Dette begrepet har ingenting med syregiverevne å gjøre.

Streckeisens klassifiseringssystem (jfr. NGU, 1995) benytter fem hovedgrupper av mineraler: (K) kvarts, (A) alkalifeltspat (natrium-kaliumfeltspat), (P) plagioklasfeltspat (natrium-kalsiumfeltspat), (F) feltspatoider og (M) mørke (mafiske) mineraler. Mineralene i gruppene K, A, P og F er de lyse mineralene, mens mørke mineraler omfatter olivin, pyroksen, amfibol, glimmer, ertsmineraler og andre. De mørke mineralene inneholder mye jern (Fe), magnesium (Mg), mangan (Mn), titan (Ti) og andre tyngre metaller (grunnstoffer).

*Sedimentær bergarter* er dannet av sedimenter. Sedimenter er dannet av tidligere bergarter ved mekanisk og kjemisk nedbrytning (erosjon), transport, sortering, sedimentasjon. I sedimentære bergarter finner man også avsetninger av biologisk aktivitet, planterester og dyr som kalk og kull. Bergartsgruppen omfatter også kjemiske

avsetninger som f.eks. evaporitter (bergarter av gips eller steinsalt). De avsatte massene sementeres og er herdet av trykk og temperatur.

*Metamorfe bergarter* er omdannede bergarter, både magmatiske og sedimentære. Metamorfose har tre viktige parametere: trykk, temperatur og vann. Metamorfose medfører både omvandling ved høyere trykk og temperatur og lavere trykk og temperatur. Når trykk, temperatur og vanninnhold varierer, vil grunnstoffene, som er byggeklosser i mineralene, søke å innordne seg etter laveste energi-prinsippet. Form og opptreden vil også avhenge av hvilke spenninger bergartsvolumet og dermed også mineralene utsettes for. Metamorfose medfører nemlig ofte også en formendring.

Den metamorfe historien vil reflekteres i mineralene og formene til mineralkorn og mineralaggregater i bergarten. Metamorfe bergarter beskrives ofte med mineralnavn. En viktig årsak til dette er at opptreden av visse mineraler er nøkkelinformasjon til en geologisk forståelse. Metamorfe bergarter kan også beskrives med den opprinnelige bergartens (kildebergart = protolitt) navn om denne er kjent. Noen eksempler:

- ↗ Gneis, dannet ved midlere til høy grad metamorfose, dens kildebergart kan være blant annet leirskifer eller fyllitt, granitt, dioritt.
- ↗ Båndgneis er dannet fra opprinnelige lagdelte sedimenter og vulkanske avleiringer, andre er sterkt utklemte bergarter eller har hatt en mer komplisert og uklar opprinnelse.
- ↗ Kleberstein, hovedsakelig dannet av gabbro, basalt eller diabas.
- ↗ Kvartsitt, dannet hovedsakelig av sandstein.
- ↗ Hornfels, dannet av sandstein eller leirstein, leirskifer/kalkrik leirskifer
- ↗ Fyllitt og glimmerskifer, hovedsakelig dannet av leirskifer
- ↗ Marmor, hovedsakelig dannet av kalkstein
- ↗ Grønnstein kan være dannet av basaltisk lava som fløt ut på havbunnen

Metamorfose kan være gjennomgripende eller mer lokal. Eksempler på en gjennomgripende metamorfose, også kalt regional metamorfose, kan være grunnfjellsområdene og kaledonsk fjellkjededannelsen. Eksempler på lokal metamorfose kan være kontaktsoner mellom permintrusiver og kambro-silur sedimenter. Hornfels er en typisk kontaktmetamorf bergartsomvandling.

Eksempler på en gjennomgripende omvandling er bergarter med vannfrie mineraler (olivin, pyroksen) som omvandles til en bergart med OH-grupper eller H<sub>2</sub>O i mineralstrukturen. Bakgrunn for å fokusere på dette er at noen bergarter med mineraler rike på jern (Fe) og magnesium (Mg) kan danne fibrige mineralkorn (asbestmineraler og amfiboler med fibrig form).



## 2.2 Geologiske regioner basert på geologisk historie og bergartstype

Norge kan deles inn i geologiske områder (Figur 1) som hovedsakelig er basert på den geologiske historien og bergartstyper (Figur 2 og Tabell 1). Dette inkluderer spesifikke forhold som bergartstyper, metamorf grad, om bergartene er dannet på stedet (autoktone) eller fraktet/skjøvet til nåværende posisjon (alloktone). I geologisk litteratur benyttes ofte referanser til hvilket skyvedekke bergarter tilknyttes. Dette gjelder særlig bergarter påvirket av den kaledonske fjellkjededannelsen.

Tabell 1. Arealfordelingen av bergarter i Norge (Oftedahl, 1981).

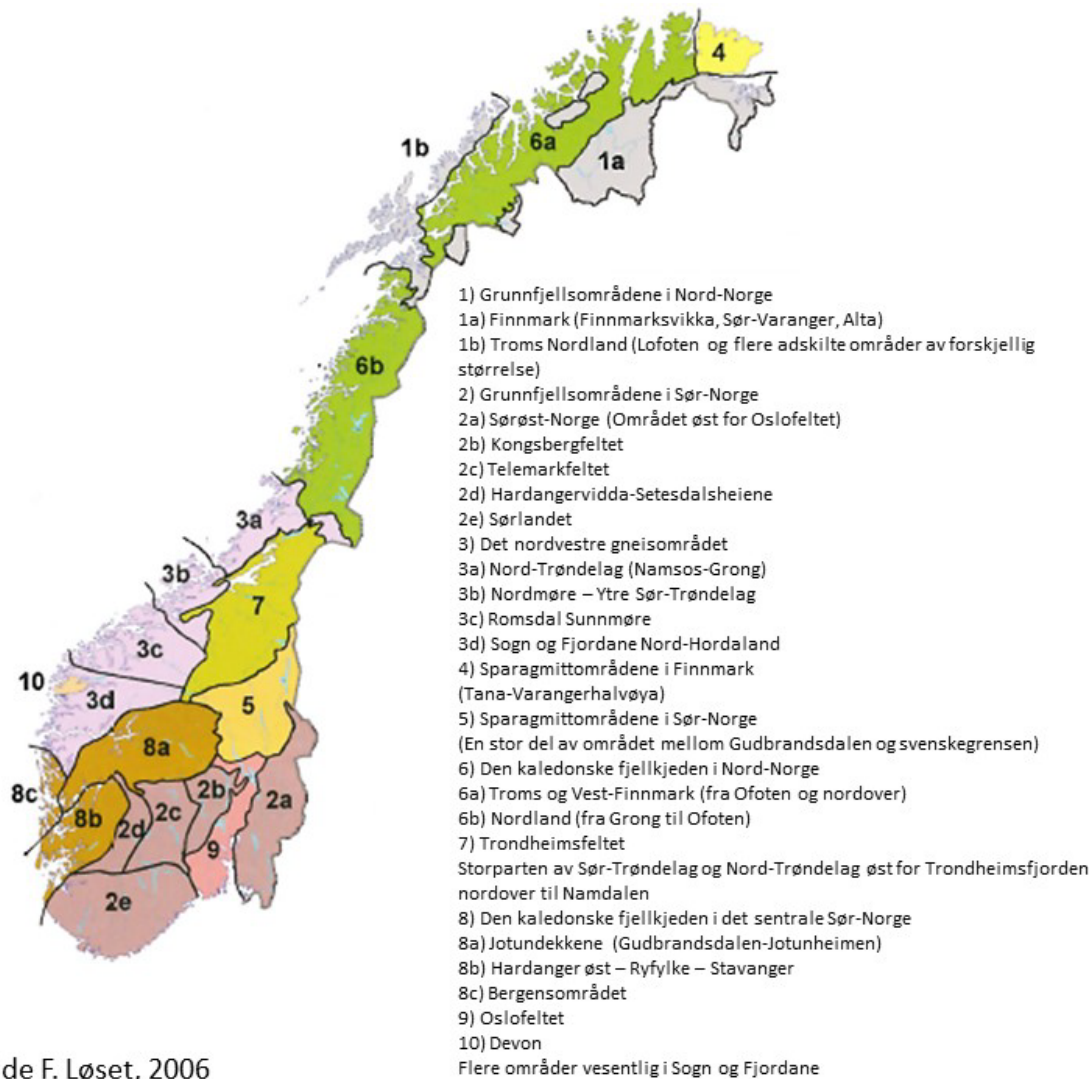
	% av Norges landareal
<b>Prekambrium</b>	
Utenfor den kaledonske fjellkjede	31
Innen den kaledonske fjellkjede	36,9
<b>Kambro-siluriske bergarter</b>	
Sedimentbergarter, meta-sediment og vulkanitter	23,4
Antatte intrusiver	5,2
Nordnorske gneiser	1,2
<b>Devonske sedimentbergarter</b>	
<b>Permiske størkningsbergarter (i Oslofeltet)</b>	
Vulkanske bergarter	0,4
Nordmarkitt, granitt osv.	1,0
Larvikitt, Oslo-essexitt osv.	0,5

En utbredt sammensatt hovedgruppe av geologiske regioner er den kaledonske fjellkjeden, som i Norge strekker seg fra Finnmark i nord til Rogaland i sør (6, 7 og 8 i Figur 1). Den kaledonske fjellkjeden er preget av store deformasjoner med plastisk folding, overskyvninger og forkastninger. Dette skjedde for omtrent 400 millioner år siden. Dypbergarter som granitter, dioritter, gabbro og beslektede bergarter, opptrer i kontakt med ulike gneiser og omdannede vulkanske og sedimentære bergarter (se kaledonske bergarter Figur 1).

Det er også ulik grad av metamorf påvirkning (omdanning) over skarpe bergartsgrenser, der høymetamorfe bergarter er i kontakt med andre middels- og lavmetamorfe bergarter med sedimentær opprinnelse som glimmerskifer, fyllitt, marmor, metaarkose, kvartsitt og grønnstein (se kaledonske bergarter Figur 1). Blant de omdannede vulkanske bergartene er grønnstein, grønnskifer og metaryolitt de mest vanlige.

En annen stor hovedgruppe er grunnfjellsområdene av prekambrisk alder (mer enn 600 millioner år). Områder med "grunnfjell" ligger på begge sider av den kaledonske fjellkjeden i både Sør-Norge og Nord-Norge (2, 3 og 1 i Figur 1). Om en tar utgangspunkt i Løsets (2006) inndeling (Figur 1), kan en dele områder med prekambriske bergarter sør i Norge i gneisområdet øst for Oslofeltet (2a), Kongsbergfeltet (2b), Telemarkfeltet (2c), Hardangervidda-Setesdalsheiene (2d) og Sørlandet (2e).

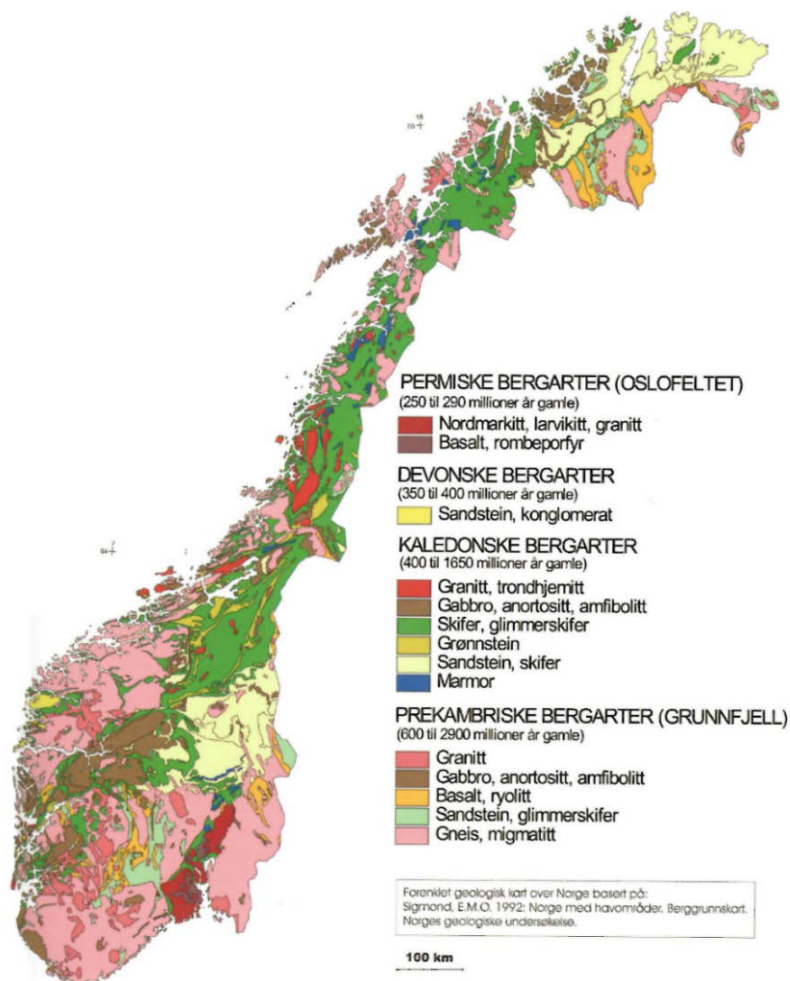
Figur 2 viser at grunnfjellsområdene hovedsakelig består av granittiske gneiser, granitt og amfibolitt. Gneiser kan videre inndeles etter dannelses måte i orthogneiser og paragneiser. I tillegg opptrer kropper av dypbergarter som kropper med mindre gjennomgripende deformasjon. Orthogneiser er en betegnelse for bergarter som er dannet ved metamorfose av størkningsbergarter, mens paragneiser er en betegnelse for gneiser dannet av sedimenter.



Kilde F. Løset, 2006

Figur 1. Inndeling i geologiske områder (regioner) i Norge (Løset, 2006).

Sparagmittområdene (område 4 og 5 i Figur 1 og lyse gule arealer i innen kategorien kaledonske bergarter i Figur 2) består av senprekambriske, sedimentære bergarter som sandstein, leirskifer og kalkstein. Sparagmittområdene finnes i Finnmark og indre del av Østlandet, primært i Oppland og Hedmark. Oslofeltet (område 9 i Figur 1) består hovedsakelig av permiske, vulkanske bergarter som basalt, rombeporfyr og dypbergarter som granitter, syenitter, monzonitter og gabbroide bergarter. Sedimentære bergarter fra kambro-silur er svarte leirskifre (alunskifer er en av disse), grå leirskifre, kalkrike leirskifre, kalkstein og sandstein. I tillegg opptrer det gangbergarter som kan følge gamle forkastninger eller være styrt av spenningsforholdene som eksisterte (Løset, 2006).



Figur 2. Forenklet geologisk kart over Norge (NGU). Merk at kaledonske bergarter her inkluderer ulike bergarter av ulik alder, opprinnelse og metamorf historie. De fleste bergartene i den kaledonske inndelingen er alloktone, dvs. skjøvet til sin nåværende posisjon.

### 2.3 Norsk mineralogi

De ulike mineraler har ulik påvirkning på ytre miljø. Det er gitt en oversikt over mineraler som finnes i norske bergarter i Tabell 1. Hvert mineral kan ha ulike egenskaper

ved forskjellige miljøbetingelser, avhengig av krystallografi, kornstørrelse og mineralogisk substitusjon. Dette er enda mer tydelig når bergmassen er sprengt i små fraksjoner, som medfører at enkelte mineraler kan opptre frittstående.

I en krystallin bergart skiller vi gjerne semikvantitativt mellom bergartsdannende mineraler, karakteriserende mineraler, sekundære mineraler og aksessoriske mineraler etter modalinnhold (volumprosent) (Nilsen, 2005).

Bergartsdannende mineraler er vanligvis de som gir bergarten navn. Karakteriserende mineraler kan inngå i bergartsnavn. Aksessoriske mineraler utgjør kun en liten del av det totale volum i en bergart, men kan inngå i navn til en bergart om dette er en nødvendig tilleggsopplysning

### 2.3.1 Syredannende mineraler

Aksessoriske mineraler som eksempelvis sulfider kan påvirke forvitringsegenskapene til en bergart vesentlig. Selv mindre mengder sulfider og sulfater kan ved forvitring føre til et kjemisk miljø med redusert pH og utlekking av tungmetaller. Løseligheten til de fleste mineraler øker ved lave pH verdier og kan øke med flere tier-potenser om pH verdier blir lavere enn 3, se Figur 6. En tilleggseffekt av at pH-verdien synker er at løste grunnstoffer opptrer som ioner og ikke lenger som kolloider og komplekser.

Sulfater er vanligvis dannet ved oksidasjon av sulfider. Jarositt og  $(\text{Fe}^{3+}, \text{Al}^{3+})$ -sulfater kan påvirke vannkjemien betydelig.

### 2.3.2 Fibrige mineraler

Amfibol er en mineralgruppe med store variasjoner i kjemisk sammensetning og opphav (Hawthorne et al., 2007). Dette er bergartsdannende mineraler i flere typer bergarter, som vanligvis ikke er skadelige for miljøet. Flere amfiboler er likevel kjent som asbestiforme mineraler. Amfiboler er karakteriserende mineral i flere størkningsbergarter i Oslofeltet, og noen av disse bergartene fører asbestiforme amfiboler. Amfibolen riebeckitt er et bergartsdannende mineral blant annet i bergarten Ekeritt. Riebeckitt kan opptre i form av asbest (krokidolitt) som beskrives som svært helse-skadelig på lungevev. Tremolitt og aktinolit er andre eksempler.

Asbestmineraler er vanligvis dannet fra olivin, pyroksen og amfibol og deres omdannede sekundærmineraler, som for eksempel serpentin fra olivin. Det er derfor viktig å ha fokus på bergarter med disse mineralene, og omdannede bergarter der den opprinnelig uomdannede bergarten har disse mineralene som bergartsdannende eller karakteriserende. Krokidolitt (blåasbest) er spesielt viktig når man tenker på effekter på vannmiljøet siden den har de tynneste fibrene og derfor er et av de potensielt mest skadelige asbestmineraler. Riebeckitt/krokidolitt kan finnes avsatt på sprekkeflater i Larvikitt (NGI, 2013), og i dypbergarter generelt. Det vises også til vedlegg C.

### 2.3.3 Uranførende mineraler.

Mineraler som inneholder uran og thorium kan deles i to grupper: primære og sekundære mineraler. Den siste gruppen dannes ved forvitring av de primære mineralene. De viktigste sekundære uranmineraler er vannholdige oksider, hydroksider, karbonater, fosfater, arsenater og silikater. De fleste inneholder det komplekse uranyl-ionet  $(\text{UO}_2)^{2+}$  med seksverdig uran. Dette ionet dannes ved oksidasjon og forvitring av primærmineralene, det løses lett og kan transporteres vekk. Uran er ofte anriktet i granittiske bergarter og pegmatitter. Primære radioaktive mineraler er hovedsakelig mørke eller svarte, harde, sprø og meget tunge oksider og silikater. Når et slikt mineral opptrer i f.eks. granitt eller pegmatitt, ser man ofte en sone av brunfarget feltspat eller kvarts og radiære sprekker omkring; dette kalles radioaktiv halo.

Mekanismen for anrikning i svarte leirskifre (best kjent er alunskifer) skyldes de anaerobe forhold sedimentert som er utgangspunkt for slike svarte leirskifre dannes ved. Alunskifer o.l. blir ofte referert til som slamskifre (NGU, 1995). Ved anaerobe forhold reduseres  $\text{U}^{6+}$  til  $\text{U}^{4+}$  og feller ut og anrikes i sedimentet. Urankonsentrasjoner kan bli opp mot 300 mg/kg i alunskifer fra Oslo sentrum. Dette medfører at enkelte lag av alunskifer (uran > ca. 80 mg /kg) har en total aktivitet på >1 Bq/g og dermed defineres som radioaktiv avfall.

## 2.4 Forvitring

Vanligvis skjer forvitring i en kombinasjon av mekanisk nedbrytning og kjemisk oppløsning av en bergmasse. Forvitring arter seg ulikt for ulike mineraler. Mineral-sammensetningen til en bergart forteller derfor mye om forvitringsegenskapene. Forvitring kan være konsentrert til sprekkeflater i et bergartsvolum eller være gjennomgripende. Den viktigste nedbrytende faktor er vann, ofte med ulikt innhold av løste ioner og /pH verdier.

Av hovedmineraler i bergartene er kvarts mest motstandsdyktig mot fysisk og kjemisk nedbrytning. Jern-magnesiummineraler som olivin, pyroksener og amfiboler blir dannet om til kloritt, leirmineraler og jernhydroksid. Feltspater og glimmer blir omdannet til leirmineraler (Garmo, 1989).

I deler av Norge finnes det Mesozoisk dypforvitring (saproliittdannelse), hovedsakelig i sprekkesoner. Avhengig av forvitret bergart kan det i slike soner observeres oppkonsentrering av tungmetaller og uran, sulfat (dannet fra sulfider), samt frigjøring av asbestfibre fra asbestiforme mineraler, m.m. Dypforvitringssoner gir helt andre geologiske og geokjemiske forhold enn berggrunnen rundt. NGU benytter en metode basert på magnetisme og endringer i magnetisme ved dannelse av nye mineraler (leirmineraler) kombinert med topografiske depresjoner for å påvise dypforvitring. Det vises til NGUs aktsomhetskart over dypforvitring for Østlandsområdet; <http://www.ngu.no/aktsomhettunnelplanlegging/>.

Mineraler som dannes er mineraler som er stabile ved lave temperaturer (kvarts, kalsitt, kloritt, leirmineraler). Dypforvitring vil også medføre fargeendringer ved at jerninnholdet farger bergarten mer rødlig.

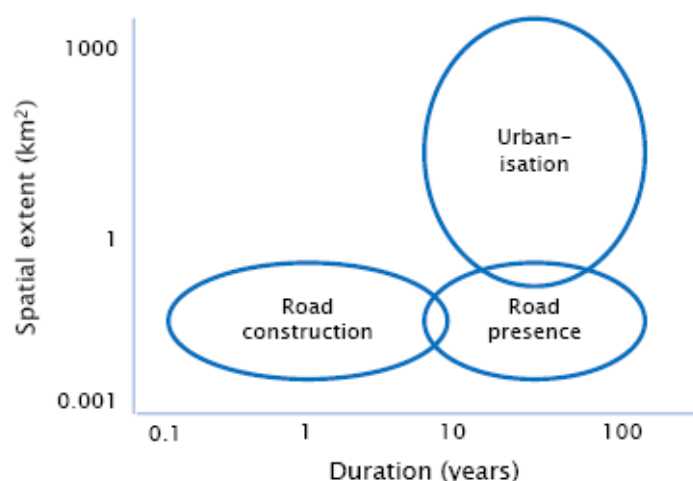
En skal ha spesiell fokus på betydningen av forvitring av sulfidmineraler, fordi forvittringshastigheten er høy, det dannes svovelsyre og sulfidene kan inneholde særlig høye konsentrasjoner av metaller som aluminium og tungmetaller.

### 3 Mineralpartikler i vannmiljøet

Partikler fra anleggsvirksomhet oppstår ved boring, sprenging, knusing, opplasting og tipping av bergmateriale, og ved graving i løsmasser. Finpartiklene fraktes hovedsakelig til vassdragene med nedbør, overflatevann og grunnvann som passerer anleggsområdet samt drivevannet fra tunnelboringen. Boring i dagsoner utføres ikke med vann, men med luft, så bergboring gir ikke noe bidrag til økt vannmengde. Partikler følger også med på hjul og biler som transporterer masse på anlegget. Hvor langt partiklene blir med vannet i et vassdrag avhenger av partiklenes størrelse, vekt og form, samt vannhastigheten.

Fysiske egenskaper, som form og størrelse på partikler produsert ved anleggsdrift og sprengning av bergmasse, er avhengig av både geologi, salveplan og valg av sprengstoff. Partiklenes størrelse og fordeling har også betydning for hvor lett det er å rense partikkelholdig vann fra anlegget. De minste partiklene har lav sedimenteringshastighet og tar lang tid å sedimentere. Det tar også lenger tid å holde tilbake de minste partiklene i vann med lite ioner, dvs. ferskvann, enn i saltvann, hvor de fnokker seg og danner kolloider som samlet får større sedimentasjonshastighet. Det er generelt mye praktisk kunnskap om dette i bransjen basert på erfaring, men i skriftlige kilder er tilnærmingen mer teoretisk.

Partiklene fra et veganlegg fordeler seg fra de minste støvpartiklene (få mikrometer) til blokkstørrelser (>600 mm). Det ligger et økt forvittringspotensiale i utsprenget berg i forhold til den opprinnelige kompakte bergmassen, og det er andelen finstoff som vil avgjøre hvor mye som kan lekke ut til vannmassene. Mens all bergmasse males ned til finfraksjonene i gruveindustrien, er det relativt sett lite finstoff i vegmasser ved normale forhold. Figur 3 viser en framstilling av den korte eksponeringstiden et veganlegg har på resipientene sett i lys av vegens levetid (Meland et al., 2015).



Figur 3 Byggetiden for et veganlegg og områdene rundt som påvirkes i tid og rom, (Meland et al., 2015).



## 3.1 Partikkelstørrelse ved sprengning

### 3.1.1 Sprengning av bergmasse

Målsetningen ved sprengning er normalt å produsere så lite finstoff som mulig, så lenge finstoffet i praksis er et problem som må håndteres (Bhandari, 2013). Samtidig må bergmassen knuses tilstrekkelig, slik at videre knusing kan unngås (Workman og Eloranta, 2003). Det er vanligvis ikke vanskelig å forutsi kornstørrelsen på produserte masser ved sprengning, så lenge fokuset er rettet mot det, og type sprengstoff velges deretter (Strelek et al., 2011).

Planlegging og uttak av salve tilpasses ofte i løpet av driften, basert på *in situ* observasjoner og tilbakemeldinger fra boring i berg. Avstanden til (over)flate er avgjørende, og det brukes for eksempel langt mer sprengstoff ved utsprengning i tunnel (vanligvis 2,5 kg/m<sup>3</sup>) enn ved utsprengning i skjæringer (vanligvis 0,6-0,7 kg/m<sup>3</sup>) (Norsk forening for fjellsprengningsteknikk, 2009).

Prosesser med både knusing og fragmentering diskuteres blant fagspesialister. Resultatene fra Onederra et al. (2003) viser at knusing langt fra er den eneste kilden til fine partikler. Finpartikler dannes også vedknusing/brekkasje. I en myk bergart vil for eksempel andelen av finstoffet dannet av knusing være ca. 9 til 20 %, og 8 til 10% for middels harde til harde bergmasser (Onederra et al., 2003). Eksempler på harde bergarter er kvarts- og feltspatholdige magmatiske bergarter som granitt, dioritt og syenitt i tillegg til metamorf sandstein og kvartsitt. Myke bergarter er for eksempel grønnstein, kalkstein, fyllitt, leirskifere og glimmerskifere.

### 3.1.2 Kornfordeling ved sprengning

Finstoffmengdene blir vanligvis mindre med økende snitt- og maksstørrelse på partiklene (Cho et al., 2003). Det er imidlertid mulig å få færre store blokker uten å øke andelen finstoff (Cho og Kaneko, 2004). Finstoffdannelsen er dessuten koblet til sprengning av bergmassen (knusing og frakturering; Onederra et al., 2004), men også muligens til partikler som finnes i sprekker før sprengning (Djordjevic, 2002; Esen et al., 2003).

Kornstørrelsen og særlig finstoffmengden varierer med type sprengstoff (spesifikk last, detonasjonshastighet, gassutvikling med mer), men vanligvis er kornfordelingskurver for partikler mindre enn 30 mm relativt parallelle (Moser et al., 2000, 2003a, 2003b; Ouchterlony og Moser, 2006). Dette er viktig å kjenne til når det for eksempel skal søkes om utslippstillatelse og når rens tiltak skal dimensjoneres.

## 3.2 Partikkelform

### 3.2.1 Generelt om form

Partikkelformen beskrives av tre egenskaper (e.g. Rodriguez et al., 2013):

- ↗ 2D- eller 3D-formen;
- ↗ rundhetsgrad eller kantethet;
- ↗ tekstur eller ujevnhet.

Disse egenskapene er, selv om de er objektive og (delvis) normaliserte (ASTM D5821), også veldig avhengige av observasjonsskala (Rodriguez et al., 2013).

I praksis vil ferskt/nydannet bore- og sprengstøv alltid inneholde partikler med skarpe kanter. Formen på partiklene er avhengig av mange parametere, men først og fremst opprinnelsen (Pellegrino, 1965), dvs. bergarten. Skarpe partikler blir etter en tid, avhengig av mineralogi og slitasje ved transport, mindre og rundere. Transport i bekker og elver er med på å endre formene i retning av mer avrundet og dermed mindre farlige for organismer med tanke på mekaniske skader. Det finnes tre typer slipevirkning: knusing, kollisjon og abrasjon (Russel, 1938). Partiklene blir ofte påvirket av kollisjoner som gjør at de blir mer kantete, men slipes samtidig ned.

### 3.2.2 Asbest og andre fibrige mineraler frigjort ved sprengning

Sprengning og knusing av bergarter med asbestbeslektede mineraler vil kunne frigjøre fibre. Mengde asbestfibre som frigjøres bestemmes av det modale innhold og mekanisk påkjenning. Arbeider i bergarter der asbestmineraler er bergartsdannende eller karakteriserende mineral bør vurderes spesielt også med hensyn til HMS, men dette er knyttet til helsefaren ved innånding. Formen av partiklene, særlig størrelse og forhold mellom lengst og korteste akse fastsetter også faregrad for ytre miljø og HMS.

Bergarter med høyt innhold av amfibol kan ha vært undervurdert med hensyn til innhold av mineralkorn med fibrig form. Amfibolrike bergarter (amfibolitt) kan være tungsprengt (seige, lavt sprøhetstall). Det kan innebære kraftigere ladninger for å få ut bergmassen. Sterkere ladninger kan medføre mer fragmentering og større andel fine partikler.

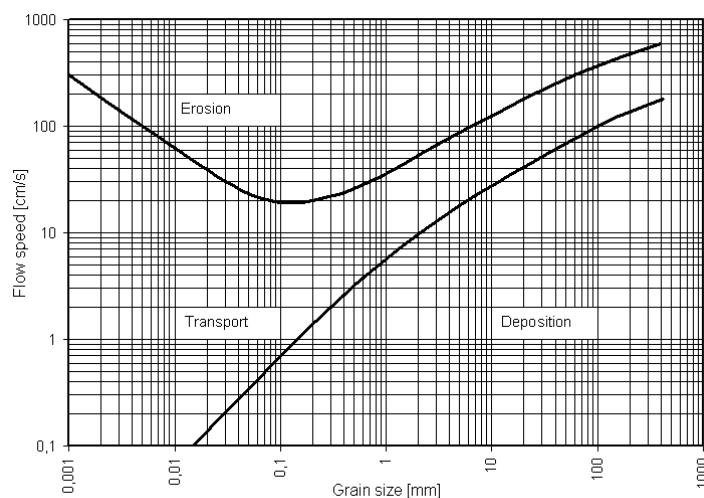
## 3.3 Mobilitet

### 3.3.1 Mobilitet og transport

Løste og faste stoffer fra et anleggsområde kan, hvis de ikke blir holdt tilbake, transporteres til rennende vann og videre til innsjøer. Under transporten kan faste stoffer løses og løste stoffer felles ut. Mobiliteten er avhengig av hydrologiske og fysisk/kjemiske forhold. Slike forhold er viktige å kartlegge fordi de påvirker konsentrasjon av stoffer og dermed det potensialet de har for å gi biologiske effekter.

Partikler som slippes til rennende vann transporteres med vannet eller synker til bunnen. Det er hovedsakelig partikkelstørrelse og vekt, partikkelform og vannhastigheten som påvirker dette. Grove partikler felles ut raskt. Finpartikler i leirfraksjonen kan føres langt avgårde og eventuelt sedimentere i nedstrøms beliggende innsjø. Større partikler kan sedimentere i elv, men vil kunne resuspendere ved økende vannføring som for eksempel flom og føres videre.

Sedimentasjonen ble beskrevet av Stokes (Stokes lov, ca. 1850) og Kynch (1952). Enkle formler og diagrammer finnes for å beskrive partiklenes mobilitet som en funksjon av vannstrømningen, som for eksempel Hjulstrøms diagram (Figur 4). Hjulstrøms diagram som viser hvilke strømhastigheter som skal til for å erodere og frakte med seg partikler med ulike kornstørrelser. Det som lettest lar seg erodere er fin sand med partikkelstørrelse fra 0,1 til 1mm, på grunn av manglende kohesjon. Det er her erosjonskurven har sitt lavpunkt. Leire og fin silt krever strømhastigheter over 20 cm/sek for at erosjon skal skje. Dette er også på grunn av kohesjonen mellom kornene. Ved strømhastigheter mellom 1 og 7 cm/sek vil partikler i leire- og siltfraksjonen transporteres, mens fin sand (< 0,2 mm) vil sedimentere. Kurven viser videre at strømhastighet lavere enn 10 cm/sek ikke eroderer sedimentert materiale uansett kornstørrelse.

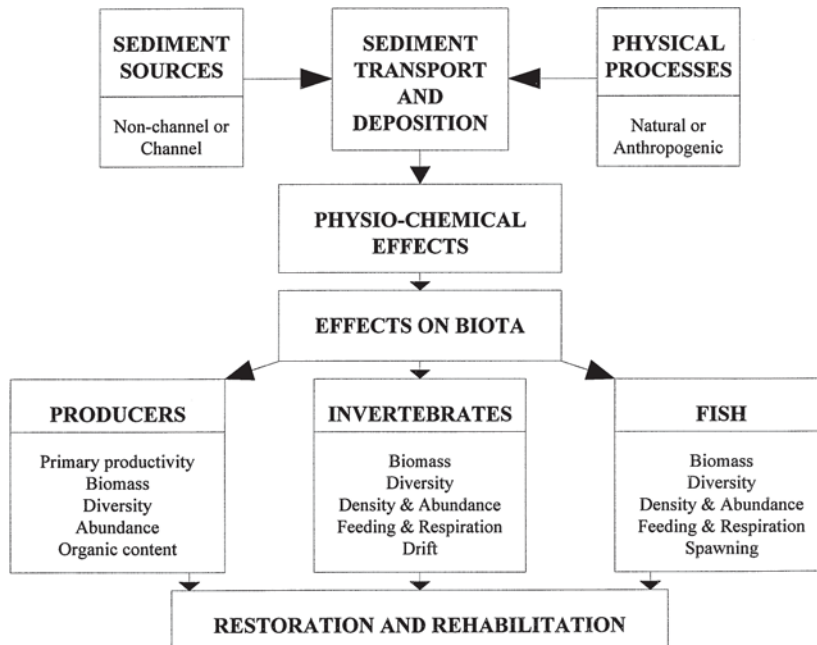


Figur 4. Hjulstrøms diagram: basert på kornstørrelse og vannstrømning vil partiklene sedimenteres, transporteres eller eroderes.

### 3.4 Effekter på vannkvalitet av partikkelbelastning

Partikkeltransport og sedimentering av partikler i vann og vassdrag er en naturlig prosess. Ulike menneskeskapte aktiviteter påvirker imidlertid mengden av partikler som tilføres akvatiske økosystemer. Dette kan være resultat av jordbruk, vannstandsreguleringer, urbanisering, gruvedrift, veg og jernbanebygging, tunnelsprengning.

Partiklene vil via fysiske og kjemiske prosesser påvirke økosystemet og medføre store eller små negative effekter og tilsvarende behov for tiltak og restaurering (Figur 5).



Figur 5. Sammenhenger mellom partikkellkilder, prosesser og effekter på biota (fra Wood og Armitage, 1997).

Muligheten for partikkelforurensning av vann og vassdrag er alltid til stede ved anleggsvirksomheter som f.eks. tunneldriving, graving, massedeponering og forflytning. Effektene på bekker, elver og innsjøer kan variere sterkt, fra dramatiske effekter med tilslamming av bunnområder og med høye konsentrasjoner av suspenderte partikler i vannmasser til mindre tilførsler av partikler. Resultatet kan dermed variere fra betydelige direkte og indirekte skader på vannlevende organismer, til minimale effekter hvor skadelige virkninger knapt kan registreres.

Nydannede og naturlig forekommende partikler har forskjellig skadepotensiale:

1. Nydannede partikler fra bergsprengning/boring/knusing. Dette kan være skarpe, flisige eller nåleformede partikler fra sprengning, tunneldriving og pukkverk, se over. Flisige og nåleformede partikler har vist seg å kunne gi skader ved forholdsvis lave konsentrasjoner.
2. Naturlige avrundede partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier. Gravearbeider i naturlige masser i eller nært vassdrag kan gi høye konsentrasjoner. Økt tilførsel av naturlig avrundede partikler kan også være en problemfaktor under anleggsarbeider hvor vegetasjon fjernes for opprigging av anleggsutstyr eller i forbindelse med forberedende ryddeaktiviteter.

3. Sekundærpartikler. Dette er partikler som først og fremst er kjent fra områder med avrenning fra utsprengt sulfidberggrunn. Løste metaller, først og fremst Fe, oksideres og hydrolyserer slik at det dannes Fe-hydr-oksider. Dette er partikler med svært reaktive overflater som kan felles ut på bekkebunn, vitale organer hos akvatiske organismer og adsorbere andre metaller. Partiklene er derfor spesielt metallrike.

Mengden nydannede finpartikler fra tunnelsprengninger og sprengning i dagen kan bli store; jo større tunnel/utsprengningsvolum, jo mer finstoff. Beregninger av produsert mengde borstøv (borkaks) fra ladehull ved sprengning av tunneler for ny E6 og ny dobbeltsporet jernbane på en strekning langs sørligste del av Mjøsa (mellom Minnesund til Espå) antydnet en samlet masse på nærmere 35 000 tonn (Tabell 2). Det utgjør ca. 1% av total bergmasse. I tillegg kommer finpartikler fra selve sprengningen. Normalt vil ikke alt dette slippes til en vannresipient. Men konsentrasjoner og mengder i tunnelvann kan bli høye. Det aller meste av dette vil normalt sedimentere raskt ved en første grovsedimentering i rensbasseng, oftest inne i tunnelen. Konsentrasjonene kan da forventes å gå ned mot ca. 400 mg/L (Norsk forening for fjellsprengningsteknikk, 2009). En videre rensprosess vil redusere konsentrasjonene også av de små og lette partiklene, men de aller minste partiklene er vanskelige å holde tilbake uten spesielle tiltak, se kapittel 8.

Utsprengte overskuddsmasser må deponeres eller gjenbrukes i nærliggende terreng. Det kan være i vegfyllinger, inn mot konstruksjoner og i deponier. De uorganiske partiklene består av selve sprengsteinen og steinstøv fra boring av ladehull og sprengningen. Det er derfor også et potensiale for avrenning/utvasking av partikler fra sprengsteindeponier til vannresipienter. Et alternativ til sprengning av tunneler er å bruke TBM fullprofil bormaskiner. Ved fullprofilboring vil steinmassen fra tunnelene bestå av stein med gjennomsnittlig mindre kornstørrelse enn ved sprengning, men det vil produseres mindre mengder av finstoff. Derfor vil konsentrasjonen av lette, suspenderte partikler nedover i et vassdrag avta raskere. Det er likevel å forvente at tilslammingen kan bli minst like stor som ved konvensjonell tunnelsprengning.

Tabell 2. Anslagsvis produksjon av steinmasse i hver av tunnelene langs Mjøsa mellom Minnesund og Espa. Produsert mengde borestøv er basert på bordiameter 45 mm og 2.5 hull/m<sup>2</sup> (Bækken og Berge, 2011).

		Tverrsnitt m	Lengde m	Total borstøv tonn	Total tunnelmasse tonn
E6	Morskogtunnelen S	82.7	2239	5555	499946
E6	Morskogtunnelen N	82.7	2278	5652	508655
E6	Espatunnelen S	92.5	424	1177	105894
E6	Espatunnelen N	82.7	534	1325	119237
E6	Korslundtunnelen S	82.7	557	1382	124373
E6	Korslundtunnelen N	82.7	568	1409	126829
Dovrebanen	Molykkjattunnelen	122.6	542	1993	179413
Dovrebanen	Ulvintunnelen	122.6	3835	14105	1269462
Dovrebanen	Morstutunnelen	122.6	140	515	46343
Dovrebanen	Tverrslagstunneler	52.1	1000	1563	140670

Noen partikler kan også ha fysisk/kjemiske egenskaper som fører til adsorpsjon eller desorpsjon av ulike stoffer, f.eks. metaller. De kan derfor medvirke til f.eks. metallpåvirkning hvis partiklene tas opp av organismer i vann. Metaller som løses fra mineraler og som deretter inngår i hydrogeokjemiske prosesser kan gi opphav til sekundærpartikler, se under. Disse inneholder gjerne spesielt mye metaller, både pga. dannelsesmåten (metallutfelling) og fordi overflatene adsorberer metaller fra vannfasen. De kan også ha overflater som gjør at naturlige og antropogent produserte organiske stoffer fester seg. Partikler som dannes på den måten vil sammen med andre partikler danne sedimenter i rennende og stillestående vann.

Bekker og elvers bunnssubstrat er preget av hydrologiske forhold ved høy vannføring, og mer permanent sedimentasjon av finstoff vil være i områder som allerede er preget av slike partikler. Anleggsvirksomhet kan imidlertid resultere i at store mengder partikler sedimenterer i perioder med lavere vannføringer. Dette kan gi temporær nedslamming av gyteområder for fisk, som gjerne består av grov grus og stein, og leveområder for fisk og bunnlevende organismer. Selv om partikler resuspendes og flyttes ved flom, kan slik nedslamming ha stor biologisk betydning i de områdene som påvirkes.

Partikler i vann måles vanligvis som konsentrasjonen av suspendert tørrstoff (STS) og turbiditet. Disse parameterne gir ingen informasjon om hva slags type partikler som er i vannet, verken om form, størrelse eller overflateegenskaper. Turbiditet er et mål på lysspredning og påvirkes også av andre forhold enn partikler, f.eks. løst organisk materiale i form av kolloider.

### 3.5 Effekter på biota av partikkelbelastning

Effekter av suspenderte partikler avhenger av i) konsentrasjon, ii) eksponeringstid, iii) partikkelstørrelse og –form, samt iv) egenskaper ved organismen selv, slik som alder og

livsstadium. Forskningsresultatene på dette området er imidlertid svært mangelfulle, og det brukes uspesifikke metoder for å måle partikler i vann (Billotta og Brazier, 2008). Forekomst av negative økologiske effekter av suspenderte og sedimenterte uorganiske partikler er godt dokumentert fra mange studier (bl.a. Berkman and Rabeni 1987, Carling and McCahon 1987, Ryan 1991, Wood and Armitage 1997). I alle disse er det imidlertid referert til naturlig forekommende partikler, og ikke partikler fra anleggsvirksomhet.

Vi kan skille mellom indirekte og direkte biologiske skader.

### 3.5.1 Indirekte effekter

Indirekte påvirker partiklene de akvatiske økosystemene ved å slamme til bunnområder, vegetasjon og vannmassene i elver, innsjøer og fjordområder. Leveområdene for planter og dyr kan da bli betydelig forringet ved at lystilgangen for plantene reduseres, bunnssubstratet for begroing og annen vegetasjon endres. Slam kan også tette til bunnssubstratet (Bækken og Tjomsland 2005) og dermed ødelegge tilholdssted for bunndyr, samt redusere kvaliteten av gyteområder for fisk (Wood and Armitage 1997; Kefford et al., 2010). Næringstilgangen for bunndyr og fisk kan bli redusert, noe som igjen går utover kvalitet og produksjon.

#### **Påvirkning av gyteområder**

For laksefisk er tilgangen på gyteområder av en spesifikk beskaffenhet kritisk for suksessfull reproduksjon. Naturlig gytegrus har en fordeling på to grupper kornstørrelse (Carling og Reader, 1982), hvor den grove grusen danner strukturen mens det fine materiale fyller innimellom. For mye fint sediment reduserer gytegrusens gjennomtrengelighet og porøsitet (Carling og McCahon, 1987). Hvis gjennomtrengeligheten i sedimentet blir for dårlig reduseres tilgangen på oksygen og utluftingen av CO<sub>2</sub>, og eggene klekker ikke (Turnpenny og Williams, 1980). Porøsiteten er viktig for fiskelarvenes bevegelse i sedimentet og for at de skal klare å komme seg ut i de frie vannmassene (f.eks Crisp 1993).

#### **Økt driv av bunndyr**

Det er et kjent fenomen at ulike påvirkninger kan gi økt driv av bunndyr nedover i en elv/bekk. Dette gjelder også ved økt tilførsel av partikler. Rosenberg and Wiens (1978) og Suren and Jowett (2001) observerte økt driv av en rekke bunndyrgrupper etter tilsetning av fint sediment. I tillegg til at hulrommene i bunnssubstratet tettes, noe som i seg selv reduserer både diversitet og biomasse, vil pågående driv av bunndyr redusere tettheten på det påvirkede partiet i en elv/bekk. Dette er dokumentert for en lang rekke aktiviteter inkludert vegbygging (Cline et al 1982, Wood and Armitage 1997).

Denne situasjonen må i større eller mindre grad forventes i resipienter som mottar avrenning fra ferske deponier av tunnelstein og andre utsprengte masser. Graden av påvirkning avhenger selvsagt av størrelsen på utslippet i forhold til størrelsen og sårbarheten til resipienten, og kan reduseres ved avbøtende tiltak.



## Redusert vekst

En godt dokumentert indirekte effekt på fisk er redusert vekst. Det kan se ut til at redusert vekst inntreffer ved relativt lave konsentrasjoner; eksempelvis 50 mg/L for ørret (Herbert og Richards 1963, Sykora et al., 1972), 84 mg/L for Coho laks (Sigler et al., 1984) og 100 mg/L hos harr (McLeay et al., 1987). Redusert vekst kan være et resultat av redusert fødeinntak og/eller økte metabolske kostnader (McLeay et al., 1987). Hos Atlantisk laks øker fødeinntaket opp til konsentrasjoner på 180 mg/L, for så å gå ned ved en ytterligere økning i partikkelkonsentrasjon (Robertson et al., 2007). En moderat økning i partikkelkonsentrasjon ser dermed ut til å gi fisken en oppfatning av redusert predasjonsrisiko. Over et spesifikt nivå blir imidlertid denne effekten motvirket av at fisken selv får økende problemer med å se (redusert reaktiv distanse) sitt eget bytte (gjelder for en visuell predator) (se Shaw og Richardson 2001).

## Endret atferd

En type indirekte effekt hos fisk er atferdsrespons. Hos Atlantisk laks er det vist at sammenbrudd i dominans/hierarki og reduksjon i territoriell atferd inntreffer ved konsentrasjoner på over 60 mg/L (Robertson et al., 2007). Unnvikelses- og fluktrespons (fisken prøver å komme unna vannet med høy turbiditet) ser ut til å inntreffe i konsentrasjonsområdet 60-180 mg/L hos Atlantisk laks (Robertson et al., 2007).

Hos nettpinnende vårfluelarver er det observert atferdsendringer som kan representere en form for tilpasning til høye partikkelkonsentrasjoner. Runde og Hellenthal (2000) undersøkte fire Hydropsyche-arter og fant at de gjorde ulike modifiseringer av fangstnettet de bruker for fødepartikler eller fjernet det helt. Det er også eksempel på andre typer atferdsrespons som kan endre predasjonsrisiko, konkurranse med andre arter etc.

### 3.5.2 Direkte effekter

Ulike typer partikler har ulikt skadepotensiale. Nylig utsprengte masser består generelt av nydannede, skarpe partikler. Bløte bergarter som knuses til fibrig nåleformet støv, kleberstein/grønnstein, etc., synes mest skadelige ifølge Hessen (1992), se også omtalen over, men her er kunnskapsmangelen stor.

De skarpe partiklene kan lage sår og penetrere gjelleepitel hos fisk og bunndyr. Dette forårsaker slimutsondring på gjellene, "åndenød" og/eller inflammasjoner. I enkelte tilfeller kan dette føre til massiv fiskedød (Jacobsen et al., 1987). Vi kjenner ikke til om bruk av fullprofilboring (TBM) til tunneldriving gir andre partikkelformer (med mer eller mindre skadepotensiale) enn ved sprengning/boring. Ut over selve partikkelformen har både partikkelstørrelse og vannføringen betydning for effekten.

Vasconcelos and Melo (2008) fant at tilførsler av mellomstore sandpartikler (0,25-0,8 mm) hadde større negativ effekt på bunndyrsamfunnet enn mindre partikler (0-0,24

mm). Både tetthet og artsrikhet ble redusert. Tilsvarende negative effekter av partikkeltilsetninger er observert i en rekke undersøkelser (Wantzen 2006, Connolly and Pearson 2007, Matthaei et al., 2006).

Fisk kan påvirkes direkte av suspenderte, uorganiske partikler, og litteraturen beskriver letale (dødelige) og subletale (ikke dødelige) effekter, samt effekter på atferd. Klogging og irritasjon på gjeller kan gi subletale effekter som svekker immunsystemet (Herbert og Merkens, 1961, Redding et al., 1987) og gir problemer med saltregulering. Suspenderte, uorganiske partikler kan påvirke fiskens bevegelsesmønster (Robertson et al., 2007), vandringsmønster (Bisson og Bilby 1982; Whitman et al., 1982), reproduksjonsevne (gir ugunstige forhold på gytegrunner) (Walling et al., 2003, Greig et al., 2005), næringstilbud (Shaw og Richardson, 2001) og evnen til å finne næring (Robertson et al., 2007). De to sistnevnte kan naturlig nok få konsekvenser for vekst.

Hessen (1992) utførte laboratorietester for å se på virkningen av breslam og borestøv (fra tunnelsprengning) på fisk (ørretyngel) og dyreplankton (*Daphnia* og *Acanthodiptomus*). Mens fisk tålte kortvarig eksponering for høye partikkelkonsentrasjoner (>1000 mg/L), ble det påvist klare effekter på overlevelse og vekst hos dyreplankton alt ved 10 mg/L. Hessen påviste opp til 30 % økning i egenvekten hos vannloppen *Daphnia* pga. oppfangning og opptak av borstøv. Hoppekrepsen *Acanthodiptomus* viste ingen slik økning og kan dermed ha et fortrinn i konkurranse med vannlopper ved partikkelpåvirkning i innsjøer. Han konkluderte med at tilslamming av gytegroper og redusert tilgang på næring (bunndyr og dyreplankton) synes å være den viktigste effekten for fisk. Betydelig lavere effektgrense enn 10 mg/L var forventet hos dyreplankton under mindre optimale vokseforhold.

Fysiologisk stress kan måles på flere måter. Hos yngel av coholaks ble forhøyede nivåer av blodsukker (sekundær stress indikator) målt ved konsentrasjoner over 1360 mg/L (Servizi og Martens, 1992), mens forhøyede plasma kortisol verdier ble målt ved 2-3000 mg/L (både ved 24 og 192 timers eksponering) (Redding et al., 1987).

### 3.5.3 Erfaringer ved anleggsvirksomhet i Norge

Det er gjort noen studier av norske vassdrag som har vært utsatt for partikkelforurensninger av ulike slag. I Huddingsvassdraget i Røyrvik ble et tidligere godt ørretvatn tilnærmet livløst etter deponering av gruveslam (Grande et al., 1985, Grande 1987). Effekten ble tilskrevet partikler til tross for partikkelkonsentrasjoner på bare 1-13 mg/L. Dette var imidlertid svært skarpe partikler av finknust stein. Både bunnlevende dyr og krepsdyrplankton ble sterkt påvirket. Med hensyn til desimering av bunndyr var indirekte effekter som følge av nedslamming også medvirkende årsak.

Bunndyrundersøkelser i Vosso i forbindelse med anleggsarbeider i Vangsvatnet viste en kraftig reduksjon i tettheter i de nærmeste områdene (Bjerknes og Aanes 1990). Det reduserer næringsgrunnlaget for bl. a. lakseunger, og kan påvirke overlevelsen av disse.

I Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane ble det registrert partikkelkonsentrasjoner på opptil 700 mg/L som følge av tipping av tunnelmasse i elveskråningen (Hessen et al., 1989). Bunnssubstratet i elva ble klart påvirket av tilslammingen, og det ble registrert en klar endring i bunndyrsamfunnet med redusert tetthet og mangfold av viktig fiskeføde som steinfluer og døgnfluer. Det ble ikke påvist akutt dødelighet hos fisk, men det ble påvist moderat slimutsondring på gjellene, kondisjonsfaktoren gikk ned og det var en betydelig rekrutteringssvikt året etter tilslammingen. Etter at flere år med kraftig partikkel-påvirkning opphørte ble situasjonen for bunndyrsamfunnet i stor grad normalisert.

Ved utsprenning/boring av lagringshaller ved Skoddebergvatn har Forsvaret tatt forholdsregler ved å la tunnelvannet passere sedimenteringsdammer med tilstrekkelig oppholdstid, slik at det aller meste av partiklene sedimenterer før de kommer ut i vassdraget. Her ble det derfor ikke registrert skader på livet i resipientvassdraget.

Bunndyrundersøkelser i bekker som var påvirket av finpartikler fra steinindustrien (etter saging og til dels knusing) viste generelt at partikkelpåvirkede bekker fikk nedsatt bunndyrtetthet, samt at organismer som lever av å filtrere partikler fra vannet ble sterk redusert eller var fraværende (knottlarver og nettspinnende vårfluelarver). De mest påvirkede bekkene fikk også redusert det biologiske mangfoldet av bunndyr (Berge et al., 2009). I samme undersøkelse hadde de mest påvirkede bekkene nedsatt mengde og mangfold av begroingsalger, trolig som en følge av lite lys og tilslamming. I disse undersøkelsene syntes fisk lite påvirket. Dersom påvirkningen av begroing og bunndyr er kontinuerlig er det imidlertid sannsynlig at også fisk vil bli påvirket over tid ved at næringsgrunnlaget blir dårligere.

## 4 Syredannelse og tungmetallavrenning

### 4.1 Geokjemiske reaksjoner

#### 4.1.1 Syredannelse

Bergarter som gir muligheter for syredannelse og sur avrenning ved utspregning er særlig problematiske ved anleggsvirksomhet. Acid Rock Drainage (ARD) eller Acid Mine Drainage (AMD) brukes internasjonalt som betegnelse på slik avrenning, og blir derfor også brukt i det følgende.

Det vil være viktig å skille anleggsvirksomhet fra gruvevirksomhet. I gruveindustrien blir all bergmasse knust ned for å vinne ut det mineralet som det drives på, og det produseres store mengder finstoff (avgangsmasser). Total mineraloverflate er derfor stor i forhold til utspregte masser fra et veganlegg, og potensialet for akvatiske effekter tilsvarende større enn for sprengt bergmasse fra veganlegg.

#### 4.1.2 Sulfider

Sulfider (også naturlig svovel  $S^0$ , tiosalter og sulfosalter) har et potensial til å oksidere og produsere syre, og følgelig oppløse og mobilisere giftig aluminium og de fleste tungmetaller. De vanligste sulfidmineralene er pyritt (jernsulfid) og pyrrhotitt (magnetkis). ARD kan variere betydelig i forhold til bergarter, sulfidinnhold og miljø, men det skal generelt lite til før skader kan oppstå. Vanligvis karakteriseres ARD / AMD av (Ritchie, 1994; Aubertin et al., 2002):

- ↗ høye konsentrasjoner av  $SO_4$ , som kan overskride 10 000 mg/L (Gunsinger et al., 2006; Hakkou et al., 2008a,b);
- ↗ pH mindre enn 4 (Gray, 1996; Monterosso og Macias, 1998). Noen forfattere inkluderer en bredere rekke med pH opptil 6,5 (Keith og Vaughan, 2000);
- ↗ konsentrasjoner av aluminium i surt vann som langt overskrider kritiske verdier for laksefisk og andre forsuringsfølsomme organismer (Hindar og Nordstrom, 2014);
- ↗ jerninnhold omtrent 100 til 4000 mg/L (Gunsinger et al., 2006);
- ↗ konsentrasjoner av tungmetaller (Cu, Zn, As, Cd, Pb) høyere enn 100 mg/L (Jambor, 1994; Gray, 1996);
- ↗ Eh (redokspotensiale) som indikerer oksiderende forhold, ca. +800 mV (Lin og Herbert, 1997);
- ↗ elektrisk ledningsevne (EC) mellom 800 og 6500  $\square S/cm$  (Monterroso og Macias, 1998);
- ↗ veldig lavt innhold av organisk stoff.

Dette er generelle egenskaper og nivåer ved kilden. Bergarter med mindre syredannende stoffer vil avgi tilsvarende mindre mengder metaller. Bergartens sammensetning og muligheter for fortykning i vannforekomsten nedstrøms avgjør skadepotensialet (Hindar

og Nordstrom, 2014). Effektene og konsekvensene på vannmiljøet kan være massive og er nærmere beskrevet i avsnittene 4.4 og 4.5.

### 4.1.3 Sulfater

Sulfater kan også produsere syre og mobilisere metaller. Blant de meste vanlige er jarositt, som brukes som eksempel i dette avsnittet. Jarositt er først og fremst et reaksjonsprodukt som følger sulfidoksidasjonen, og kan brukes som indikator for ARD (Desborough et al., 2006; EPA South Australia, 2007). Jarosittmineralene dannes generelt ved forvitring av sulfidførende grunn, f.eks. pyritt. I Oslofeltet opptrer den ofte i alunskifer. Schwertmannitt er også en kilde til dannelse av jarositt (Sanchez-Espana et al., 2012), men jarositt kan også avsettes hydrotermalt i sprekker og ganger.

Det finnes mange forskjellige typer av jarositt, med ulike oppløsningshastigheter (Lapakko, 2002). Oppløsningen av jarositt er en funksjon av pH og Eh (Keene et al., 2010), men også av  $H_3O^+$ -innhold i strukturen (Gasharova et al., 2005; Jamieson et al., 2005). Oppløsningskinetikken for jarositt er variabel, men det er observert at den i praksis ofte er mye saktere (10 til 1000 ganger) enn vist i laboratorietester av ren, fersk eller syntetisk jarositt (Welch et al., 2008; Desborough et al., 2006). Langs nordkysten Australia bidrar jarositt til forsuring i sulfatjordarter (Welch et al. 2008).

Oppløsningsmekanismer for jarositt varierer over tid. Først produseres lite syre, men mye mobilt Fe(III). Denne fasen kan ha store konsekvenser for oksidasjon av sulfider i et område (indirekte reaksjon). Senere vil utfelling av Fe(III) øke syredannelsen (Welch et al., 2008).  $SO_4^{2-}$ ,  $H_3O^+$ ,  $Na^+$  og  $K^+$  er mest oppløst, mens Fe felles ut som Fe-(OOH) på overflaten av mineralene og reduserer hastigheten av oppløsningen (Welch et al., 2008).

Syredanning fra sulfidførende gneis og bidrag av jarositt ble observert langs E18 mellom Grimstad og Kristiansand. Omvandlet/forvitret berg med jarositt og jern-oksihydroksid uten sulfider ga akutt pH-senkning til 2,5 (Statens vegvesen, 2003). Undersøkelser utført på oppdrag for Statens vegvesen viste også at frisk og uforvitret sulfidgneis bidro i liten grad til forsuring (Institutt for energiteknikk 2002). Norges geologiske undersøkelse (NGU, 2005) konkluderte med at det synes generelt å være alt for lite sulfider tilstede til at disse sulfidene skal kunne ha vært kilden til jarositt-dannelsen, og antydnet at det heller synes som om jarositten i omvandlingssonene er dannet ved tilførsel av svovel ved hydrotermal aktivitet.

### 4.1.4 Kinetikk av syredannelse

I praksis er oksidasjonshastigheten for sulfider avhengig av en rekke abiotiske og biotiske forhold:

- mineralogisk sammensetning er mye brukt for klassifisering av reaktiviteten til ulike sulfider (Jambor, 1994; Pratt et al., 1996): pyrrhotitt (magnetkis) >

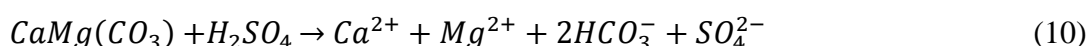
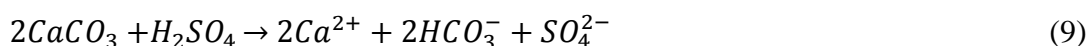
blyglans = sfaleritt (sinkblende) > pyritt (svovelkis) = arsenopyritt > kalkopyritt (kobberkis) > magnetitt;

- ↗ krystallstrukturen til mineralene (Orlova et al., 1989; Nicholson, 1994; Belzile et al., 2004), men dette aspektet er omstridt (Jambor og Blowes, 1998; Janzen et al., 2000; Meldrum et al., 2001);
- ↗ kornstørrelse og spesifikt areal (Nicholson, 1984, 1994; Nicholson og Scharer, 1994; Kwong, 1995; Janzen et al., 2000);
- ↗ galvaniske reaksjoner mellom reaktive mineraler (Kwong, 1993; Evangelou, 1995; Perkins et al., 1995; McIntosh et al., 1997);
- ↗ konsentrasjoner av spormetaller som Co, Cu, Mn, Ni (Kwong, 1995; Janzen et al., 2000);
- ↗ urenhet (Lehner et al., 2007);
- ↗ akkumulering av naturlig svovel på kornoverflate (McGuire et al., 2001a,b);
- ↗ oksygeninnhold (Nicholson et al., 1988; Appelo og Postma, 1994);
- ↗ konsentrasjon av Fe(III) (Williamson og Rimstidt, 1994);
- ↗ pH (Moses et al., 1987; Appelo og Postma, 1994; Belzile et al., 2004);
- ↗ temperatur (Meldrum et al., 2001; Elberling, 2005);
- ↗ pre-oksidasjon (Cathles og Schlitt, 1980; Nicholson et al., 1990; Appelo and Postma, 1994; Mayer et al., 2002; Molson et al., 2005, 2008);
- ↗ bakterieaktivitet (Shelp og Yanful, 2000; Edwards et al., 2000). Biotiske forhold er særlig knyttet til S- og Fe-oksiderende bakterier (*Acidithiobacillus ferrooxidans* og *Acidithiobacillus thiooxidans*) som kan aksellerere de geokjemiske reaksjonene og dermed øke forvittringshastigheten betydelig. Det kan ta noe tid før et aktivt mikrobiologisk miljø etableres i et deponi for sulfidstein, og forvittringshastigheten kan derfor først øke for så å stabilisere seg (Kuipers et al., 2006).

Disse faktorene påvirker både direkte og indirekte oksidasjonsreaksjoner.

#### 4.1.5 Syrenøytraliseringspotensial

Noen mineraler, særlig karbonater, kan reagere med protoner og nøytralisere syre (Jambor og Blowes, 1998). Nøytraliseringspotensial eller bufferkapasitet skaper en naturlig, og av og til effektiv, måte å begrense syredannelsen. Kalsitt ( $\text{CaCO}_3$ ), dolomitt ( $(\text{Ca,Mg})(\text{CO}_3)_2$ ) og magnesitt ( $\text{MgCO}_3$ ) har den høyeste bufferkapasiteten (Plumlee, 1999a,b; Blowes et al., 2003). Nøytraliseringsreaksjoner kan skrives slik:



Kalsitt løses raskere (opp til 2-3 ganger) enn dolomitt i surt (pH 4-7) vann (Sverdrup, 1985). Når kalsitt og dolomitt er helt forbrukt kan også sideritt (jernspat ( $\text{FeCO}_3$ )) eller gibbsitt ( $\text{Al}(\text{OH})_3$ ) nøytralisere en del syre (Ptacek og Blowes, 1994). Når pH blir lavere

enn 4, og alle de andre nøytraliseringsmineraler er forbrukt, vil silikater også ha en liten buffereffekt (Perkins et al., 1995).

Hindar og Lydersen (1994) og Hindar og Nordstrom (2014) fant at positivt ladet aluminium (hovedsakelig  $\text{Al}^{3+}$ ) fra forvitring av silikatmineraler kan balansere negativt ladet sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) fra sulfidoksidasjon med 40-60%. pH i avrenningsvannet vil derfor alltid være høyere enn det en kan beregne på basis av kun sulfatkonsentrasjon, f.eks. 4,0 vs. 2,3-2,4 (Hindar og Lydersen 1994). Oppløst Al i surt vann er svært giftig for fisk, selv i lave konsentrasjoner, se under.

Reaktiviteten av nøytraliseringsmineraler kan variere mye, i forhold til krystallstruktur, miljø, andre mineraler, kornstørrelse m.m. Noen forfattere har foreslått en klassifisering av mineraler i forhold til deres bufferkapasitet, for eksempel: kalsitt > dolomitt > Mg-ankeritt > ankeritt > sideritt (Plumlee, 1999a,b) eller kalsitt (pH = 6,5-7,5) > sideritt (pH = 4,8-6,3) >  $\text{Al}(\text{OH})_3$  (pH = 4,0-4,3) >  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (pH < 3,5) (Blowes og Ptacek, 1994; Blowes et al., 2003). Disse klassifiseringene er imidlertid omstridt.

Tabell 3. Relativreaktivitet av nøytraliseringsmineraler (Sverdrup, 1990; Kwong, 1993; Paktunc, 1999a,b).

Mineraler	Sverdrup, 1990; Kwong, 1993	Paktunc, 1999a,b
Kalsitt	1	1
Dolomitt	1	1
Aragonitt	1	
Magnesitt	1	
Ankeritt		1,25
Anortitt	0,4	
Granat	0,4	
Olivin	0,4	0,5
Kaolinitt		0,67
Brucitt		0,67
Gibbsitt		0,67
Sorosilikater	0,02	
Pyroxen	0,02	
Amfiboler	0,02	
Fyllosilikater	0,02	
Kloritt		0,125
Plagioklaser	0,01	0,5
Andre leiremineraler	0,01	
Muskovitt	0,01	0,2
K-Feltspater	0,01	
Kvarts	0,004	

#### 4.1.6 Forurenset nøytral avrenning (Contaminated Neutral Drainage, CND)

Når nøytraliseringspotensialet til en bergart er større enn syredanningspotensialet, kan oksidasjonsprodukter og syre bli bufret, og vannet oppnå en nøytral pH = 7. Imidlertid skjer oksidasjonen av sulfid uansett og metaller som er bundet i sulfider blir derfor frigitt.

I alunskifer/svartskiferområder, slik som på Hadeland (Rv 4 Gran tunnel, NGI 2013) og langs Mjøsas østside, er dette svært aktuelt. Alunskifer/svartskifer inneholder sulfider som oksideres til sulfat, men også mineraler (særlig karbonater) som bidrar med bufferkapasitet. Nettoeffekten av sulfidoksidasjon og buffervirkning kan gi pH > 7,0, slik



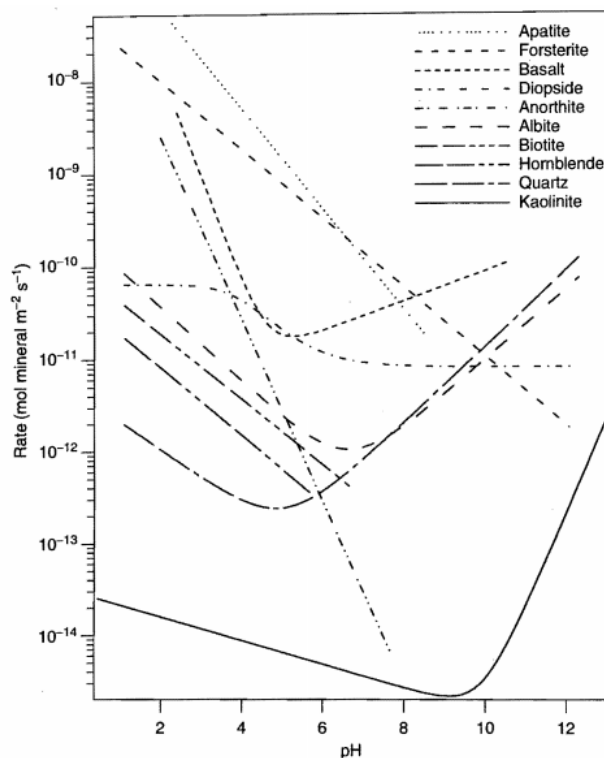
som beskrevet over. Alunskiferen inneholder også organisk stoff som bidrar med energi til de biotiske prosessene, slik at forvittringshastigheten blir høy.

#### 4.1.7 Mineralers løselighet

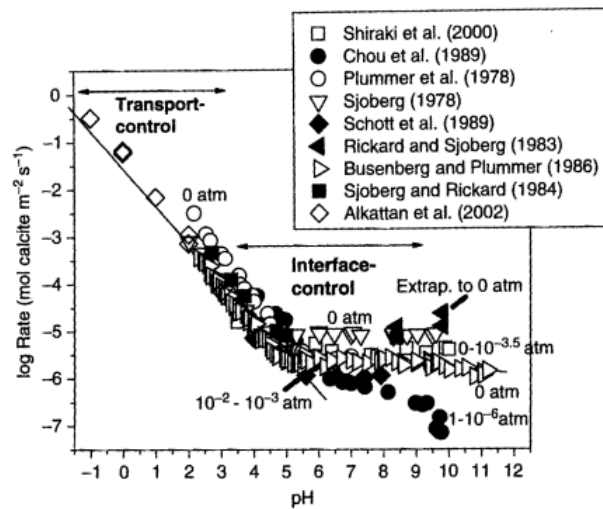
Naturlig løselighet av mineraler går saktere enn oksidasjonsreaksjoner for sulfid, men kan likevel påvirke vannmiljøet betydelig. Prosessen er avhengig av mineraltyper, temperatur og pH, men også kornstørrelse, m.m.

De fleste mineraler er mest stabile rundt nøytralitet, og løselighetshastigheten øker når pH øker (mer basisk) eller avtar (surere), (se f.eks. Figur 6).

Løseligheten av kalsitt og andre karbonater er viktig for avsyringsprosessene som beskrevet i avsnitt 4.1.6, men de kan også løses i andre typer miljø enn de sure, for eksempel når det er mye CO<sub>2</sub> til stede (Figur 7). I praksis, betyr det at løseligheten av kalsitt i nøytrale eller alkaliske miljøer (som ofte er oppnådd ved anlegg pga. injisering; Norsk forening for fjellsprenningsteknikk, 2009; Torp og Vikan, 2013) er relativt konstant.

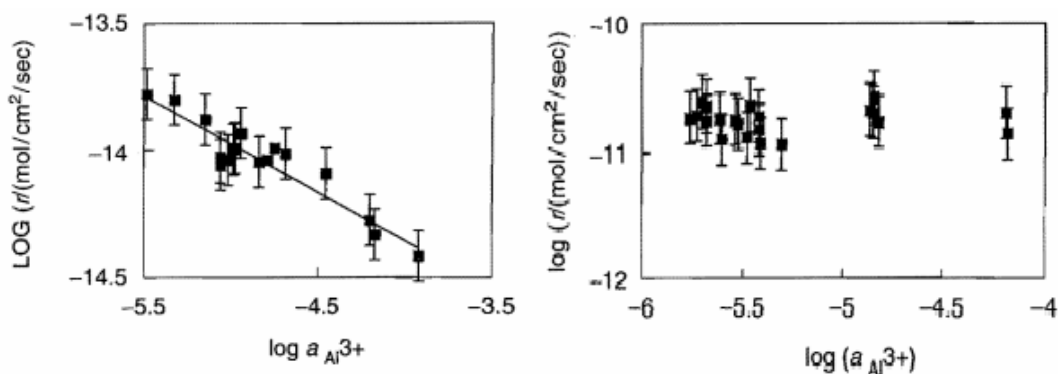


Figur 6. Løselighetshastigheten til flere typiske mineraler som funksjon av pH (Huertas et al., 1999; Brantley, 2008). Det viser at de fleste mineralene har lavest løselighetshastighet rundt nøytralitet men at den er betydelig raskere når pH faller. For eksempel er løselighetshastigheten av anortitt (et silikat i feltspatgruppen) omtrent 1000 ganger raskere ved pH 4 enn ved pH 7.



Figur 7. Løselighetshastigheten for kalsitt i forhold til pH og CO<sub>2</sub>-trykk (Plummer et al., 1978; Sjøberg, 1978; Rickard og Sjøberg, 1983; Sjøberg og Rickard, 1984; Busenberg og Plummer, 1986; Chou et al., 1989; Shiraki et al., 2000; Alkattan et al., 2002; Brantley, 2008). Løselighetshastigheten av kalsitt er konstant og lav når pH er høyere enn omtrent 6.

Løselighetshastigheten av silikater er ikke bare avhengig av pH, men også av temperatur, Ca, Fe, Al eller Mg-innhold, struktur, m.m. (Westrich et al., 1993). For eksempel er løselighetshastigheten av muskovitt avhengig av Al<sup>3+</sup>-innhold, mens løselighetshastigheten for anortitt er konstant i forhold til aluminium (Figur 8). Kalsiumrike orthosilikater løses mye raskere enn de som har høyere konsentrasjoner av Mg eller Ni (Westrich et al., 1993). Stort sett løses orthosilikater raskere enn pyroksener, amfiboler og fyllosilikater (Brantley, 2004).

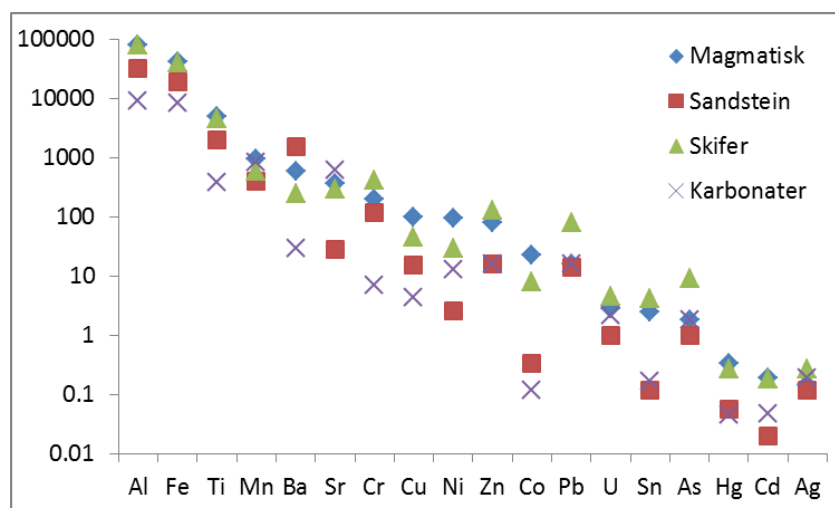


Figur 8. Løselighetshastighet for muskovitt (venstre) og anortitt (høyre) i forhold til aluminiuminnhold (Oelkers, 2001).

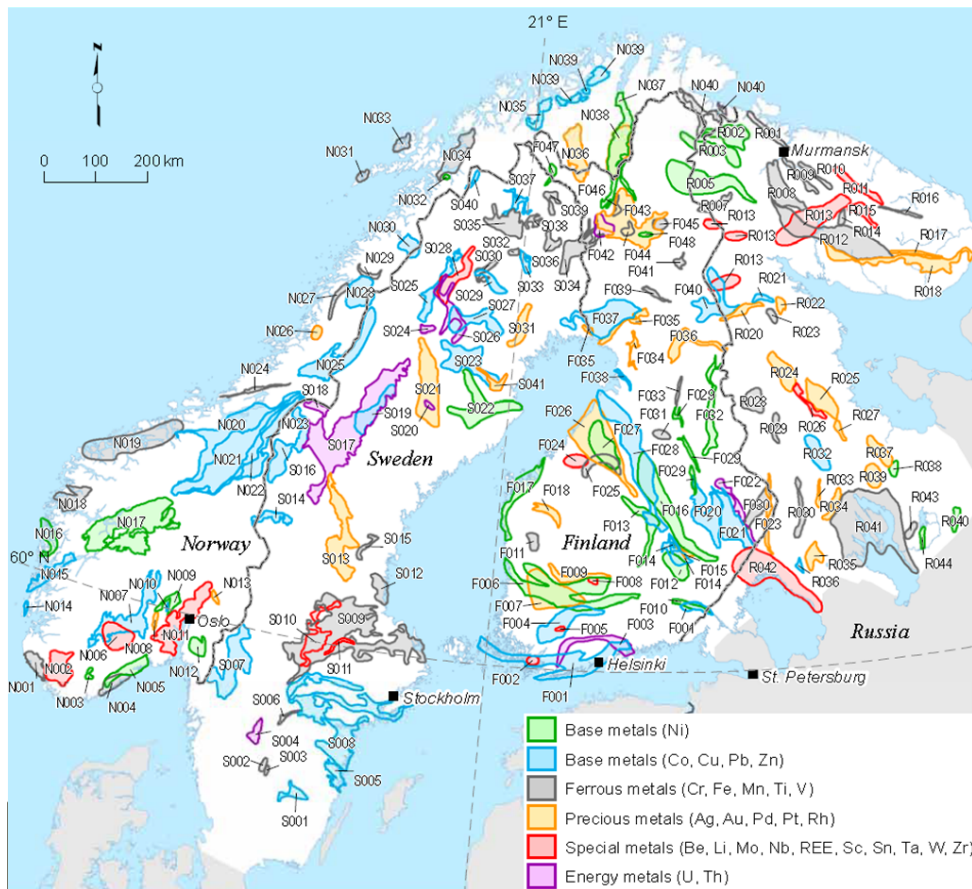
## 4.2 Sulfid og metallinnhold i bergarter

### 4.2.1 Metallrike bergarter

En bergart som inneholder relativt høye konsentrasjoner av metaller i potensielt løselige former, kan gi høy avrenning av metaller til vann. Figur 9 gir en indikasjon på hvilke konsentrasjoner av potensielt giftige grunnstoffer som man kan forvente å finne i vanlige typer bergmasse. Løseligheten ved de aktuelle geokjemiske betingelsene har imidlertid større betydning enn metallinnholdet. Figur 10 viser områder i Skandinavia der det kan være drivverdige forekomster av de ulike metaller. Dette har betydning for vurdering av bakgrunnsverdier og potensiell forurensning fra syredannende prosesser.



Figur 9. Gjennomsnittlig konsentrasjon (mg/kg) av grunnstoffer i magmatiske og noen typer sedimentære bergarter (data fra Wedepohl, 1971).



Figur 10. Metallogene områder i Skandinavia. Områder med potensial for gruvedrift også områder med potensiell forurensning. En nyttig informasjonskilde til potensiell forurensning knyttet til visse forekomster av kildebergarter, kan være å koble bergartstyper og dannelse av slike metallforekomster (NGU).

#### 4.2.2 Skifer, glimmerskifer

Skifere er dannet ved at sand, leire og grus har blitt sedimentert på bunnen av en større innsjø eller i havet. De kan være metamorfe eller sedimentære. Skifere kan deles inn i to hovedgrupper; leirskifer eller skifere som er dannet av sand eller sandstein. Tabell 4 viser skiferlagrekken fra kambrium til silur i Oslofeltet.

*Leirskifer* er en sedimentær skifer som består i hovedsak av korn i leirfraksjonen der det er mest leirmineraler, men en del kvarts kan forekomme. Norske leirskifer er stort sett godt konsolidert, og bortsett fra alunskifer er det generelt ikke større problemer med oppsmuldring og svelling. Noe skifer kan inneholde svellende mineraler slik at de begynner å svelle etter utspregning.

*Tabell 4 Lagrekken i kambro-silurskifrene, svarte leirskiferhorisonter er uthøvet (mørk grå,) mens mulig forekomst er merket med lyse grå eldre enn kambro-silur som tilhører Biri og/eller*

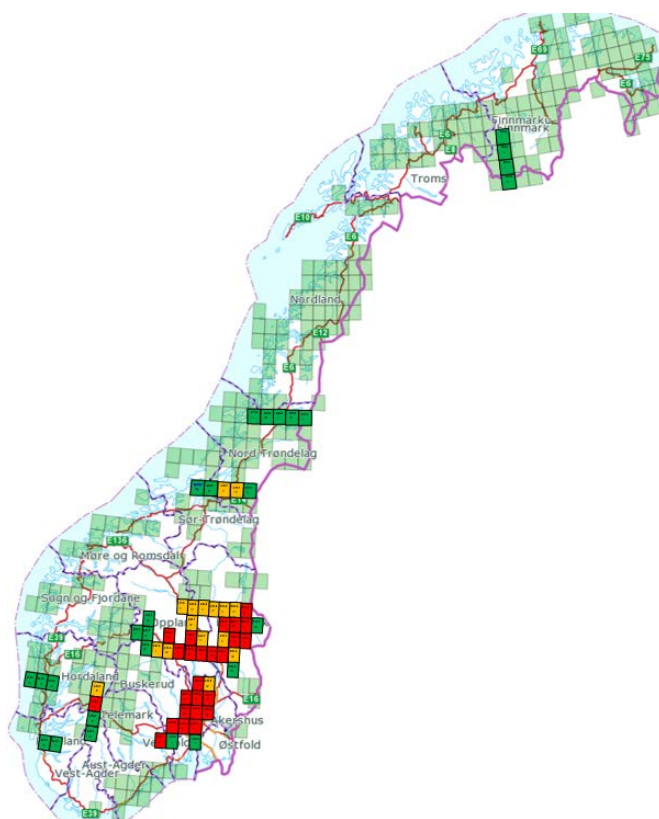
Brøttum-formasjonene er også inkludert. Lunner formasjonen er ikke en direkte parallell til Venstøp-formasjonen, selv om de er av omtrentlig samme alder. (NGI, 2014b).

Etasje	Oslo-Asker Formasjon	Hadeland Formasjon	Hamar Formasjon	NGU inndeling på kart	Mektighet (m)	Alder	
4d				Oslo		Sen ordovicisk	471-443 mill. år
4cα	Venstøp	Lunner*		Oslo	Oslo 7-10m Lunner fm <185m		
4bδ	Solvang			Oslo	12-20		
4by	Nakholmen			Oslo	13-20		
4bβ	Frognerkilen			Oslo	10-20		
4bα	Arnestad	Arnestad/Furu-berget	Arnestad/Furu-berget	Oslo	22-40		
4aβ	Vollen		Vollen/Hovinsholm	Oslo	> 45	Midt ordovicisk	471-443 mill. år
4aα	Elnes	Elnes	Elnes/Bjørge	Oslo	60-80		
3c	Huk3	Huk3	Svartodden Herran/Stein	Røyken	2-5 m		
3cβ	Huk2	Huk2		Røyken	2-5 m		
3cα	Huk1	Huk1	Røyken	2-5 m			
3bβ	Galgeberg	Galgeberg	Galgeberg	Røyken	5-10 m		
3bα	Hagaberg	Hagaberg	Hagaberg	Røyken	3-8 m	Tidlig Ordovicisk	488-471 mill. år
3ay	Bjørkås-holmen	Bjørkås-holmen	Bjørkås-holmen	Røyken	1-2 m		
3aα, 3aβ	Alunskifer-3	Alunskifer-3	Alunskifer-3	Røyken	~80 m men stor variasjon	Sen kambrium	501-488
2a-2e	Alunskifer-2	Alunskifer-2	Alunskifer-2	Røyken			
1	Alunskifer-1	Alunskifer-1	Alunskifer-1	Røyken			
	-	-	Biri Brøttum	Biri Brøttum	1500 m	Eokambrium	<542

*Svartskifer* er en sedimentær leirskifer eller slamskifer som inneholder ulike leirmineraler som illitt og, montmorillonitt. I tillegg finnes det kloritt, kvarts og vanligvis 15-20 % antrasitt (karbon). Svartskifer har ofte høyt innhold av svovel og sulfid og inneholder mye av radionukliden uran (U) som brytes ned til andre radionuklider som blant annet radium (Ra) og radon (Rn). Det kan derfor være problemer med stråling for vannlevende organismer (se avsnitt 4.4 og 4.5). Svartskifer finnes hovedsakelig i Akershus, Oslo, Oppland, Buskerud, Telemark og Hedmark. Utlekking av metaller og uran fra svartskifer har vært særlig studert i Norge de siste årene i forbindelse med den nye Rv 4 Gran (e.g. Fjermestad, 2013; Helmers, 2013; Hernandez Santos, 2014). Tidligere forskning om svartskifer har vist til de samme reaksjonene som beskrevet i avsnitt 4.1.8 (Falk et al., 2006).

*Alunskifer* er en spesiell svartskifer som kan inneholde høye konsentrasjoner av tungmetaller, karbon av organisk opprinnelse og sulfid. Skiferen kan ligge rolig i undergrunnen i millioner av år uten å skape problemer, men sprenging og utgraving fører til at skiferen begynner å forvitte når den kommer i kontakt med luft og vann. Det er skiferens syredannende egenskaper som er det viktigste å avklare med tanke på

forurensningsrisiko. Forvitring kan føre til svelleskader og frigjøring av tungmetaller. Og som vi allerede har vært inne på (avsnitt 4.1.7), kan avrenningen inneholde potensielt skadelige konsentrasjoner av tungmetaller selv om pH er omkring 7,0. Figur 11 viser fargekoder for hvor svartskifer finnes i Norge.



Figur 11. Oversikt over kartblad i målestokk 1:50 000 med sannsynlighet for forekomst av svartskifer (rød: sannsynlighet for svarte leirskifer i grunnen; oransje: mindre omfang av svart leirskifer i grunnen; grønt: svært usannsynlighet).

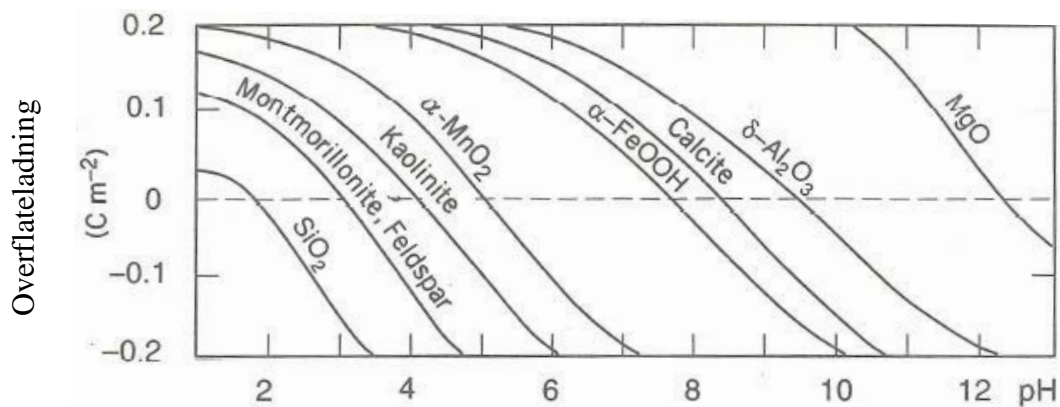
### 4.3 Geokjemisk mobilitet

Metaller kan holde seg oppløst i vann over lang tid avhengig av en rekke fysisk-kjemiske forhold i vannet. Reaksjonshastigheter og biologisk katalyserte reaksjoner påvirker metallenes mobilitet.

De periodiske systemene (Figur 13 a-e) kan brukes til å indikere hvilke metaller (grunnstoffer) som kan være mobile under hvilke forhold (red-oks, H<sub>2</sub>S, pH, jernrike partikler/oker), og hvordan de vil oppføre seg ved endrede betingelser. Man kan eksempelvis bruke figuren til å forutsi at kobber og arsen trolig vil være mer mobilt hvis det ikke er okerutfelling i sedimentet (ved å sammenligne panel b og c), og at sink og kadmium vil være mer mobilt enn kobber og bly ved pH over 5. Men de kan ikke brukes

til å fastslå om krom vil foreligge som det mer mobile krom (VI), eller det mindre mobile krom (III) i en bestemt vanntype.

pH har naturligvis stor betydning. En tommelfingerregel er at metallene (med oksidasjonstall III eller lavere) er mer mobile når pH er lav nok til at de ikke har hydrolysert i noen særlig grad. Dette skjer for eksempel rundt pH 5 for aluminium, 7 for kobber og bly, 9 for sink og 10 for kadmium. Av stor betydning er også hvilke type partikler som er til stede og hvilken overflateladning de har. Ved lav pH vil overflateladningen være positiv og overflatene vil adsorbere grunnstoffer i negativt ladet form, mens ved høy pH vil overflaten ha negativ ladning og adsorbere grunnstoffer i positivt ladet form. Hvilken pH endringen fra positiv til negativ overflateladning foregår ved er svært avhengig av partiklenes mineralsammensetning (Figur 12).



Figur 12. Effekt av pH på tilnærmet overflateladning til noen viktige partikkeloverflater (etter Stumm og Morgan, 1996)

I blandsoner, der surt metallholdig vann møter vann med høyere pH, oppstår metallutfelling. Polymerisering og utfelling skjer som resultat av overmetning ved endret pH. Metaller kan på den måten holdes tilbake og konsentrasjonen av løste forbindelser reduseres.









Tabell 5 viser de viktigste bergartene som må tas hensyn til når det gjelder problemer med radioaktivitet i bergarter.

Tabell 5. Typiske konsentrasjoner av uran (mg/kg) i enkelte bergarter (NGI, 2014b).

Bergart	Etasje	Uran (mg/kg)
Alunskifer	2	60 – 300
	3a	30 – 150
Hagabergskifer	3b $\alpha$	5 – 20
Galgebergskifer	3b $\beta$	10 – 40
Huuskifer	3c	1 – 7
Elnesskifer	4a	< 15
Granitter	-	5 - 40

Bergartene kan rangeres etter hvor sannsynlig det er med høye konsentrasjoner av radon i luft, der alunskifer har høyest radonfare, fulgt av granitt/ryolitt og rombeprofyr (monzonitt/latitt). Radon er en radioaktiv edelgass som er lite reaktiv. Når det dannes en gass inne i et mineral, oppstår et overtrykk der gassen presses ut av mineralkornet. Konsentrasjonen av radons radioaktive nedbrytningsprodukter (deriblant  $^{210}\text{Po}$ ) i bergartene er derfor lav sammenliknet med  $^{238}\text{U}$ .

## 5.1 Effekter på vannkvalitet av radionuklider

Overflatevann og grunnvann i områder med svartskifer/alunskifer kan inneholde forhøyede bakgrunnsnivåer av metaller og radionuklider. Før byggestart av rv.4 i området Gran grense-Jaren ble det tatt prøver av overflatevann som viste at konsentrasjonene av Cr, Ni, Cu, As, Cd, Pb og U var høyere enn normverdiene (SFT, 1997), med bl.a. urankonsentrasjoner på opptil 90  $\mu\text{g/L}$  i en liten bekk (Multiconsult, 2013a). Det ble også målt lave konsentrasjoner av  $^{210}\text{Po}$  (0,0008 – 0,0065 Bq/L).

Radon kan også finnes i vann. Statens strålevern anbefaler å holde konsentrasjonene under 500 Bq per liter vann med hensyn human helse. (Statens Strålevern, 2014).

Ved utsprengning kan mineraler som inneholder naturlig forekommende radionuklider blottlegges og radionuklider og metaller mobiliseres. Mineraler som inneholder både sulfider og radionuklider utgjør et potensielt miljøproblem. Radionuklider representerer et tilleggsproblem i vannforekomster, i og med at vannet også vil inneholde andre spormetaller og aluminium.

En skal merke seg at uran også lekker ut av bergarter ved nøytral pH, og at kalking som reduserer mobiliseringen av en rekke metaller kan føre til økt mobilisering av uran som danner oksianioner. Radongass kan frigjøres til resipienten fra radium i underliggende berggrunn eller uranførende mineralpartikler som spres fra anleggsarbeidene med avrennings- og/eller tunneldrivevann. Radon i vann er mye mindre mobilt enn i

bergmassen pga. redusert diffusjon. Radongassen kan diffundere til luft før nedbrytning, eller gi opphav til radioaktive nedbrytningsprodukter i vannet.

## 5.2 Effekter på biota

Mineraler som inneholder naturlig forekommende radionuklider avgir stråling. Risikoen for effekter av radionuklider på biota avhenger av typen stråling ( $\alpha$ ,  $\beta$ ,  $\gamma$ ), energien til strålingen, aktivitetsnivå, grunnstoffets kjemiske egenskaper, kjemiske og fysiske egenskaper til det kontaminerte materialet og omgivelsene, samt artsspesifikke egenskaper (Strålberg et al., 2003). Eksponeringen kan være både ekstern og intern, og ved intern eksponering vil noen radionuklider også ha metalltoksiske egenskaper.

Dosen absorbert energi fra ioniserende stråling uttrykkes i Gray (Gy) hvor 1 Gy tilsvarer absorpsjon av en joule stråling per kilo masse. De biologiske effektene avhenger av doseraten, dvs mengde absorbert energi per tidsenhet (f.eks. Gy  $t^{-1}$ ), og den totale akkumulerte dosen (Gy).

I europeisk sammenheng har det blitt utarbeidet et trinnvis risikovurderingssystem (ERICA integrated approach) for å vurdere effekten av radioaktiv stråling på biota (Larsson, 2008). I den forbindelse er det etablert en grenseverdi på 10  $\mu\text{Gy } t^{-1}$  i tillegg til bakgrunnsdosen. Det anses å gi tilstrekkelig beskyttelse mot kroniske effekter på både terrestriske og akvatiske økosystemer. Risikoen for effekter av den totale strålingen fra alle tilgjengelige kilder regnes som lav dersom summen er under 10  $\mu\text{Gy } t^{-1}$ , og i slike tilfeller trenger man ikke gjøre noen ytterligere risikovurdering (Larsson 2008, Howard et al., 2010).

De naturlige radionuklidene som bidrar mest til bakgrunnsdoser til akvatiske organismer er  $^{40}\text{K}$ ,  $^{210}\text{Po}$  og  $^{226}\text{Ra}$  (Brown et al., 2004; Hosseini et al., 2010). Det er estimert at gjennomsnittlige vektete og ikke-vektete doserater for akvatiske referanseorganismer (RAPS: Reference Animals and Plants) er 0,07- 0,39  $\mu\text{Gy } t^{-1}$  og 0,37-1,9  $\mu\text{Gy } t^{-1}$ .

UNSCEAR (United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation) har i en omfattende rapport (UNSCEAR, 2013) oppsummert effekter av ioniserende stråling på terrestriske og akvatiske organismer. Fisk ser ut til å være den mest sensitive akvatiske organismegruppen, men de akutte stråledosene som er rapportert å føre til dødelighet hos akvatiske organismer (Laveste  $\text{LD}_{50/90}$  for lakseembryo: 0,16 Gy) er så høye at de ikke er relevante i forbindelse med anleggsarbeider i bergarter som inneholder naturlig radioaktivitet. Reproduksjon er imidlertid langt mer sensitivt for stråling enn dødelighet, og effekter på reproduksjonsparametere i fisk er også oppsummert av UNSCEAR (2013). Reduksjon i testikkelmasse og spermieproduksjon, samt redusert fekunditet og forsinket gyting har blitt observert hos fisk ved kronisk eksponering for 100-1000  $\mu\text{Gy } t^{-1}$ . Kronisk eksponering for høyere doserater (1000 – 5000  $\mu\text{Gy}^{-1}$ ) fører bl.a. til redusert fekunditet og fertilitet eller fullstendig infertilitet (sterilitet).

Det foreligger lite informasjon om effekter av ioniserende stråling på organismer i områder med eksponert alunskifer eller deponerte avgangsmasser i forbindelse med bygging av veg og/eller tunneller. Radium ( $^{226}\text{Ra}$ ) og polonium ( $^{210}\text{Po}$ ) sender ut  $\alpha$ -stråling og er blant de mest radiotoksiske nuklidene man kjenner (Ansoborlo et al., 2012). Det er imidlertid uvisst om disse radionuklidene vil oppnå konsentrasjoner og opptak i akvatiske organismer som kan føre til stråledoser av betydning i forbindelse med anleggsarbeider i alunskifer. Et fireårig forsknings- og utviklingsprogram i Statens vegvesen (NORWAT) vil gjennom et samarbeid med NMBU (Norges miljø- og biovitenskapelige universitet) belyse disse problemstillingene. Laboratorieforsøk for å studere utlekking av radionuklider og metaller fra alunskifer vil gi informasjon om kinetikk og potensiell eksponering og vil bli kombinert med måling av opptak i og effekter på juvenil brun ørret (*salmo trutta*). I tillegg skal det undersøkes om anleggsarbeider (tunneldriving og vegskjæring) i alunskifer fører til mobilisering av metaller og radionuklider (bl.a. uran, radium og polonium) og om det forekommer målbare effekter på akvatiske organismer i nærliggende resipienter. Ved bruk av målte konsentrasjoner av radionuklider i vann og vannlevende organismer skal doserater og risikokvotienter beregnes. De vil kunne brukes i fremtidige miljørisikovurderinger ved anleggsarbeider.

Det kan være vanskelig å knytte effekter av ioniserende stråling direkte til organismer som utsettes for flere typer samvirkende faktorer, som for eksempel partikler og kjemiske forbindelser. En annen utfordring med vurdering av effekter av radionuklider er deres duale effekter, dvs. at metalltoksisitet og radiotoksisitet kan opptre samtidig, se under.

Uran opptrer i sjøvann primært som et karbonatanion  $\text{UO}_2(\text{CO}_3)_3^{4-}$ , og adsorberes i liten grad til marine organismer (Stumm and Brauner 1975). Opptak av U i alger som følge av adsorpsjon til celleoverflaten varierer mellom arter og er maksimal ved pH 5. For *Chlorella regularis* inhiberes opptaket ved tilstedeværelse av karbonat (Sakaguchi et al., 1978).

De viktigste faktorene som påvirker urans spesiering, biotilgjengelighet og toksisitet i ferskvann er pH og organisk materiale (CCME, 2011). Lav pH øker biotilgjengeligheten og toksisiteten av U, mens økende konsentrasjon av organisk materiale har motsatt effekt. Hardhet (kalsium) kan ha en modererende effekt på toksisiteten. Kartlegging av vannkjemi vil derfor være viktig i forbindelse med utslipp av radionuklider som  $^{238}\text{U}$ .

Radiotoksiske effekter av uran er svært lokale ettersom alfastrålingen har veldig kort rekkevidde; ca 50  $\mu\text{m}$  i vann og biologisk vev (CCME, 2011). Selv om rekkevidden er kort, har alfastrålingen høy energi og kan potensielt gjøre stor skade dersom radionukliden er tatt opp i organismen. Uran har imidlertid lav spesifikk aktivitet, så metalltoksisiteten til U anses å være større enn den radiotoksiske effekten (CCME, 2011). Uran er et tungmetall og ved akutt eksponering av fisk så er det trolig gjellene som er mest sensitive (CCME, 2011). Ved kronisk eksponering har U lignende kjemiske

toksiske egenskaper som uorganisk kvikksølv og fører til nyretoksisitet (Sánchez et al., 2001).

En oppsummering av toksisiteten av Uran for akvatiske organismer har blitt gjort i CCME (2011). Generelt sett varierer toksisiteten med arter og vannets hardhet. Den akutte toksisiteten ( $LC_{50}$  verdier) til Uran på ferskvannsfisk er oppgitt fra 1,670 mg U/L til 43,5 mg U/L (CCME, 2011). Langtidseffekter på ferskvannsfisk som effekter på vekst, klekkesid og klekkesuksess varierer fra art til art og mellom utviklingsstadier. Embryoer og yngel av regnbueørret er mest sensitive av de undersøkte artene og stadiene med en LOEC (laveste konsentrasjonen for signifikant effekt) for overlevelse på 0,28 mg U/L (embryo) og 0,34 mg U/L (yngel) (CCME, 2011).

Effekter på ferskvannsinvertebrater har blitt observert ved konsentrasjoner helt ned i 0,012 mg U/L ( $EC_{50}$  for effekter på lukking av skjell). Akutte effekter (48 timer  $LC_{50}$ ) på tanglopper (*Gammarus pulex*) er observert fra 0,06 mg U/L til 10,5 mg U/L, mens langtidseffekter på ferskvannsinvertebrater er rapportert ved konsentrasjoner ned til 0,021 mg U/L (7 dagers  $LC_{50}$  for tangloppe). Uran er også toksisk for akvatiske planter og 7 dagers eksponering av andemat ga 25% reduksjon i antall blader ved en konsentrasjon på 4,7-12,3 mg U/L og 25% reduksjon i tørrvekt ved en konsentrasjon på 6,4-13,3 mg U/L avhengig av hardhet. Få studier har blitt utført på marine organismer, men en 41% reduksjon i respirasjon har blitt observert for en marin amfipode eksponert for 0,1 mg U/L i 10 uker.

Det er blitt etablert grenseverdier for ferskvannsorganismer i Canada (Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life). De akutte og kroniske grenseverdiene er henholdsvis 33 og 15  $\mu\text{g U/L}$  (CCME, 2011). Det finnes ingen norske grenseverdier for U i ferskvann mht beskyttelse av akvatiske organismer.

## 6 Andre forhold av betydning

### 6.1 Samvirkende påvirkningsfaktorer og effekter

Flere stoffer og andre faktorer kan påvirke samtidig (samvirkende faktorer) og også påvirke på ulike måter. Segner et al. (2014) peker på at dette kan resultere i uventede økologiske effekter (ecological surprises). Disse forfatterne mener at det derfor bør gjøres en samlet vurdering av hvilke stoffer som kan påvirke, påvirkningenes art og biologiske forhold i resipientene.

Partikler fra sprengningsarbeider kan gi flere typer biologiske effekter og Al og en rekke spormetaller i surt vann kan påvirke akvatiske organismer, som tidligere nevnt. Noen mineraler kan avgi både en rekke metaller og radionuklider. De radioaktive stoffene kan også skade organismer ved ekstern bestråling (Statens Strålevern 2005).

Avrenning av en blanding av stoffer fra veganlegg kan gi økte biologiske effekter. Meland et al. (2010) fant en rekke fysiologiske effekter på aure (*Salmo trutta* L.) etter eksponering for avrenning fra et sedimentasjonsbasseng ved E6, Oslo. Sammensetningen av de fysiologiske effektene tydet på at fisken var påvirket av metaller og flere andre miljøgifter fra vegavrenning.

Påvirkning fra flere stoffer samtidig kan gi mindre, samme eller større effekt enn enkeltstoffene gir hver for seg. Mens kunnskap om enkeltstoffer har gitt grunnlag for å utarbeide grenseverdier (se 6.2), er det lite kunnskap om den samlede biologiske effekten av spesifikke sammensetninger av ulike stoffer. Blandingstoksisitet (samvirkende effekter) er på nåværende tidspunkt ikke tatt inn i vannforskriften av mangel på kunnskap. Gitt kompleksiteten i avrenningsvannet fra et anleggsområde (muligheter for uavhengig variasjon i konsentrasjon av forskjellige stoffer i tid og rom, eksponeringstid), vil også kunnskap om samvirkende påvirkningsfaktorer og blandingstoksisitet kunne være vanskelig å omsette i tiltak utover det som allerede er påkrevd basert på enkeltstoffene.

Det vil være forskjeller i påvirkning mellom en veg i utbyggingsfasen og en veg i ordinær drift, men resultatene viser at faren for påvirkning fra flere samvirkende faktorer vil være til stede både i anleggs- og i driftsfasen. Det er vist at partikler, som i seg selv kan gi biologiske effekter, innenfor visse grenser kan moderere giftvirkning av metaller. Det kan også løst organisk materiale (NOM). Merovich og Petty (2007) viste imidlertid at biologisk gjenhenting var rask etter påvirkning av enten AMD eller varmtvann fra et kjernekraftverk i rennende vann, men ikke etter en kombinert påvirkning av begge ved relativt lave nivåer.

## 6.2 Grenseverdier for vannkvalitet

EU har gitt miljøkvalitetsstandarder relevant for ferskvann og kystvann, samt for biota, for utvalgte stoffer i Directive 2013/39/EU. For disse stoffene finnes en EU-"dossier" med en oversikt over viktige parametere som er brukt i EU til å utlede deres Environmental Quality Standard (EQS). Grenseverdier settes generelt på basis av kunnskap om effekter på organismer ved eksponering for ulike konsentrasjoner av enkeltstoffer. Der kunnskapen er mangelfull kan assessment factors (AF) brukes for å sikre seg mot uønskede effekter (EU, 2011). I enkelte tilfeller kan dette føre til lave verdier, som en følge av svært begrenset datagrunnlag.

Med bakgrunn i dette har Miljødirektoratet satt i gang arbeidet med å revidere miljøkvalitetsstandarder og klassegrenser i vann, sediment og biota, for en rekke miljøgifter inkludert tungmetaller. Både prioriterte stoffer under vanddirektivet og stoffer som er aktuelle som vannregionspesifikke stoffer er omfattet. Forslag til nye miljøkvalitetsstandardene og klassegrensene er publisert i 2014 (Miljødirektoratet 2014).

I skrivende stund har det enda ikke blitt offentliggjort hvilke grenser som vil gjelde, hvordan de vil bli definert (totalkonsentrasjon, løst konsentrasjon, biotilgjengelig konsentrasjon), eller om naturlig bakgrunnskonsentrasjon kan påvirke grensene. Reviderte grenseverdier vil bli å finne på nettsidene til Miljødirektoratet ([www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)) og Vannportalen ([www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)) når de foreligger.

Grenseverdier for viktige vannkvalitetsparametre i surt vann som pH og Al-konsentrasjon er satt i forhold til naturtilstanden i samme vanntype og kjente effekter (Direktoratsgruppa 2013). Det tas hensyn til at både Ca-konsentrasjon og løst organisk materiale påvirker kritiske nivåer. Utgangspunktet for grensesettingen er vannforekomster som er rammet av sur nedbør.

Partikler måles som turbiditet eller suspendert tørrstoff (STS), og de grenseverdier som settes er uavhengig av partikkeltype (størrelse og form) og eksponeringstid. Det er ikke mange dokumenterte eksempler på akutt dødelighet av vannlevende organismer forårsaket av forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler. Kunnskapsgrunnlaget for å sette grenseverdier for partikler er derfor begrenset. Kanadiske myndigheter oppgir retningslinjer i form av en maksimal anbefalt økning i forhold til vassdragets utgangspunkt. Det forutsetter at den naturlige variasjonen i vassdraget er kjent (Billotta og Brazier, 2008).

Billotta et al. (2012) skriver: "... at present there is a poor understanding of the SPM (*dvs.* STS) conditions that water quality managers should aim to achieve in contrasting environments in order to support good ecological status". De skriver videre at det er grunnlag for si at det også er skadeeffekter (detrimental impacts) på alle nivåer også ved konsentrasjoner under 25 mg/L. Særlig for vann med lave bakgrunnskonsentrasjoner bør grenseverdiene være mye lavere.



### 6.3 Hydrologisk fortynning/resipientforhold

I et anleggsområde vil det produseres en viss mengde partikler, løste metaller og i sjeldne tilfeller radionuklider. Hvis en ikke klarer å holde disse stoffene tilbake i anleggsområdet ved passive og aktive tiltak (se neste kapittel), kan influensområdet for biologiske skader i vann bli stort. Utlekking av tungmetaller fra deponier med svovelrike bergarter anlagt i forbindelse med ny E18 mellom Kristiansand og Grimstad er eksempel på dette (Johnsen et al. 2013 og Hindar and Nordstrom 2014).

Biologiske effekter kan isolert sett være betydelige i små vannforekomster nær anleggsområdet, men små eller ikke-eksisterende lengere nede i vassdraget eller i en stor innsjø. Selv om sannsynligheten for skade basert på mineraltypen kan være stor, kan skadeomfanget være begrenset. Som del av en risikovurdering er det derfor avgjørende også å kartlegge det potensielle utbredelsesområdet for påvirkningen og hvilke biologiske verdier som står på spill. I denne sammenhengen er definering av resipientens sårbarhet ut i fra vannforekomstens hydromorfologiske-, fysisk-kjemiske- og biologiske egenskaper viktig. En metodikk for definering av resipientens sårbarhet vil bli utarbeidet i FoU-programmet NORWAT i samarbeid med NIVA og Norsk institutt for naturforskning (NINA) i løpet av 2015.

Før eller samtidig med at dette utbredelsesområdet kartlegges, bør en se på alternativer for hvor avløpsvann kan slippes og deponier legges. Det kan være bedre å legge et deponi med sulfidstein i en liten sidedal framfor i et vassdragsområde med en verdifull sjørretbestand. Hvis en da sliter med effektive tiltak for å begrense utlekking av potensielt skadelige metaller, kan en kanskje begrense biologiske effekter til en mindre bekk.

## 7 Undersøkellesmetodikk og vurdering av bergarter

### 7.1 Kartgrunnlag og kartlegging

Den første naturlige etappen av bergartsidentifikasjon er å bruke geologisk grunnlag. Geologiske kart gir informasjon om hvilke bergarter en kan forvente å påtreffes i grunnen. Det er to viktige kartserier som ligger til grunn, 1:50.000 serien og 1:250.000 serien. Det anbefales å skaffe kart i begge serier. Kartene inneholder mer utdypende informasjon enn det som fremkommer på NGU sitt nettsted (ngu.no). Kart kan bestilles hos Norges geologiske undersøkelser (NGU). NGU skrifter 113 gir utfyllende informasjon om geologisk informasjon i kart (NGU, 1995). Denne publikasjonen anbefales. Nettstedet ngu.no gir en oversikt om berggrunnen, men kan ikke erstatte kartseriene. I vedlegg C gis en oversikt som kan være til hjelp ved en innledende bergartsvurdering og aktsomhetsvurdering i forhold til potensielle effekter på resipienten. En bør videre være oppmerksom på at potensielt forurensende berggrunn i flere tilfeller ikke er markert. Det er derfor alltid nødvendig å få utført geologiske tilleggsregistreringer og kartlegging i detaljert målestokk. Det er ofte også sterkt anbefalt å ta kontakt med lokale kjentfolk og andre som har god kunnskap om de lokale forholdene. Berggrunnsgeologer kan hjelpe med identifisering og kartlegging av bergtypene.

Type prosjekt, prosjektfase og prosjektets størrelse og utstrekning avgjør behovet for og omfanget av en geologisk kartlegging og andre undersøkelsesmetoder. Ulike temakart kan også gi verdifull informasjon. Kartlegging i felt skal avklare i nødvendig detalj hvor de ulike bergarter opptrer i grunnen, og danne grunnlag for å vurdere behov for prøvetaking og hvordan prøvetaking bør gjennomføres.

Flere temakart kan brukes:

- Urankart. Det er utgitt flere temakart som gir informasjon om berggrunnen. Temakart som viser uran i grunnen gir indikasjoner om urankonsentrasjoner i bergartene.
- Radonkart (aktsomhetskart for radon) viser områder med potensiell sannsynlighet for uønskede radonkonsentrasjoner. Radonkartene sammenfaller dels med områder der Alunskiferformasjonen er kartlagt. Kartene viser ikke alle områder der det er alunskifer. Radonkartene dekker nesten hele Østlandsregionen og sporadiske områder ellers i landet.
- Dypforvitring. NGU har utarbeidet temakart som viser dypforvitring. Dette er informasjon som har relevans også ved vurdering av stabilitet, driveforhold, bergsikring ved tunnelbygging og uttak av skjæringer.
- Flyfoto gir verdifull informasjon om topografi og orientering og hyppighet av sprekker og sprekkesett. Bør kobles med topografiske kartinformasjon og berggrunnskart.

## 7.2 Prøvetaking

Prøvetaking kan ha ulike formål. Et grunnleggende formål ved prøvetaking er i tillegg til å kartlegge tekniske egenskaper, å identifisere og kvantifisere miljørisiko. En må da vite hvilke bergartstyper som kan påtreffes i et prosjekt og hvilke mineraler som kan medføre uønskede miljøeffekter.

Mektigheten eller tykkelsen på de ulike bergartstyper kan være for liten til at de vises på berggrunnsgeologiske kart. Kartlegging bør derfor inngå som del av vurderingsgrunnlaget og for planlegging av prøvetaking. Planlegging og utførelse av prøvetaking vil variere fra prosjekt til prosjekt. Prøvetaking må være representativ for formålet, og en skal sikre at en har et tilstrekkelig antall prøver for identifisering av og omfang av miljørisiko ved bygging og drift av veganlegg. Her fokuseres på berggrunnen og forståelsen av denne. Det er forståelsen av hvilke bergartsvarianter som kan gi miljøeffekter, samt hvordan lagene / foliasjonsplanene er orientert i grunnen som avgjør hvordan et prøveprogram planlegges.

Det er visse karakteristiske trekk ved utseendet til de ulike bergarter som kan benyttes til å gjenkjenne en bergtype. Geologisk vurdering baseres på ulike metoder: mineralogiske observasjoner og identifikasjon, knusing og strek ved riping med eller på hammer, reaksjoner med syre, farge, m.m. Det har også stor betydning om en betrakter en naturlig terrengflate, en nylig utsprengt byggegrop eller skjæring, og på hvilken skala en gjør observasjonene.

Imidlertid anbefales ikke visuelle trekk alene som dokumentasjon av bergtype, selv om koblinger av flere karakteristiske trekk vil gi større sikkerhet. For å fremskaffe informasjonen kan ulike prøvetakingsmetoder brukes (NGI, 2014a):

- Kjerneboring gir sammenhengende hel kjerne som kan inspiseres og logges. En kan da ta ut utvalgte lengder til videre analyse. Kjerner gir også informasjon om lagenes orientering og sprekkesystemer (både orientering og antall).
- Prøvetaking med fjellborerigg er en praktisk og enklere måte å ta prøver på. Borekaks som samles opp vil gi en viss informasjon om lagene i berggrunnen. Metoden vil imidlertid medføre omblending av materialet som gjør identifisering av lagdelingen mer usikker. Borekaks kan også gi informasjon om kornform ved fragmentering. En kan også "mikroskopere" borekaks og samtidig også gjøre en kornfordelingsanalyse. Ulike bergarter vil produsere ulike kornfraksjoner.
- Prøvetaking med gravemaskin kan være praktisk der det er overdekning av løsmasser eller om noen masser allerede delvis er sprengt. Løsmasser som ligger for eksempel over skifer kan være forvitrede bergmasser, og er i hvert fall ofte påvirket av bergmassegeokjemi. Sprengt stein kan endre seg relativt fort hvis den lagres i fri luft.

- Prøvetaking med håndholdt slagdrill kan brukes for å fremskaffe frisk prøve på forvitrede flater. Borekaket (pulveret) samles i en plastpose. Det anbefales å registrere eventuelle fargeendringer og borbarhet underveis.
- Prøvetaking med hammer utføres ofte sammen med geologisk overflatekartlegging. Valg av prøvetakingspunkter er viktig å vurdere da det kan være variasjoner over kort avstand. Prøvene må omfatte både friske og omvandlete eller forvittra varianter.

Prøvene brukes til geokjemisk analyse, mineralidentifikasjon og andre vurdering.

I tillegg er det ofte nyttig å ta prøver av vann som har vært i kontakt med bergmassene. Vannets kjemi kan gi informasjon om bergart, sprekkefylling, bergmassens forvitringsgrad og -forhold. Dette er spesielt tydelig når det gjelder syredannende bergmasser eller alunskifer som forvittrir.

Uttak av representative prøver kan være en utfordring. Tilstrekkelig antall prøver vil variere fra prosjekt til prosjekt og krever forståelse av geologien for det aktuelle området, samt lokal variasjon. Det er viktig å avklare hensikten med prøvetakingen før det endelige program bestemmes. Avklaringen kan ha store konsekvenser for design av flere aspekter i et prosjekt. Både antall og størrelse av prøver må vurderes. Små prøver vil ofte gi større usikkerhet i den representative analysen.

Karakterisering av kornstørrelser og partikkelform er standardiserte metoder. Metode for utførelse er beskrevet i Statens vegvesens håndbok R210, Laboratorie-undersøkelser. Partikkel formen avgjøres med bakgrunn i mineralogien.

## 7.3 Geokjemisk vurdering

### 7.3.1 Generelle geokjemiske og mineralogiske analyser

#### **Kjemisk analyse**

Kjemiske analyser kan danne grunnlaget for identifisering og karakterisering av flere bergarter og særlig de syredannende. Dersom det er behov for å analysere bergmassen kjemisk, kan disse sendes til et laboratorium for kjemisk analyse hvor det utføres metallanalyse. Analysen skal inkludere hoved- og sporelementer (inkl. oksider), uorganisk karbon (TIC), organisk karbon (TOC), uran (U) og thorium (Th), avhengig av den geologiske vurderingen (

Tabell 6). Analysen gir grunnlag for vurdering av syredannende potensial, radonrisiko og forurensningsrisiko. Slike analyser kan også gi støtte til å identifisere og karakterisere svartskifertype som det følgende avsnitt har hovedfokus på.

### 7.3.2 Identifisering av svartskifer

Riktig identifisering av svartskifer er kritisk i mange bygge- og anleggsprosjekter. NGI har utviklet en veileder for Miljødirektoratet (NGI, 2015) og hovedprinsippene beskrives i det følgende. For nærmere detaljer henvises til NGI rapporten 20120842-01-R.

De ulike syredannende bergarter har ulike egenskaper og forurensningspotensiale. Det har stor nytteverdi å kunne identifisere bergartstype i forbindelse med planlegging og prosjektering av byggeprosjekt, både nybygg og rehabilitering. Generelt gjelder dette alle typer tiltak og inngrep i grunnen.

Tabell 6 Kjemisk analyse av bergarter med hoved- og sporelementer, uorganisk karbon (TIC), og organisk karbon (TOC) måleenhet og ønsket deteksjonsgrense er angitt.

Element	Hovedelement (H) Sporelement (S)	Analysemetode	Deteksjonsgrense/ enhet
Tørrstoff	-	Gravimetrisk	%
TIC	-	Kolometrisk	0,01%
TOC	-	Kolometrisk	0,01%
Glødetap (LOI)	-	Gravimetrisk	%
Si /Silisium)	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Al/Aluminium	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Ca/Kalsium	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Fe/Jern	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Mg/Magnesium	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Na/Natrium	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
K/Kalium	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Ti/titan	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
Mn/Mangan	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
P/Fosfor	H	ICP- (MS/OES/AES)	mg/kg TS
As/Arsen	S	ICP- (MS/OES/AES)	3 mg/kg TS
Barium	S	ICP- (MS/OES/AES)	2 mg/kg TS
Beryllium	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,5 mg/kg TS
Cd/Kadmium	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,1 mg/kg TS
Co/Kobolt	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,08 mg/kg TS
Cr/Krom	S	ICP- (MS/OES/AES)	10 mg/kg TS
Cu/Kopper	S	ICP- (MS/OES/AES)	1 mg/kg TS
Hg/Kvikksølv	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,01 mg/kg TS
Mo/Molybden	S	ICP- (MS/OES/AES)	5 mg/kg TS
Nb/Niob	S	ICP- (MS/OES/AES)	5 mg/kg TS
Ni/Nikkel	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,5 mg/kg TS
Pb/Bly	S	ICP- (MS/OES/AES)	1 mg/kg TS
S/Svovel	H	ICP- (MS/OES/AES)	80 mg/kg TS
Sc/Scandium	S	ICP- (MS/OES/AES)	1 mg/kg TS
Sn/Tinn	S	ICP- (MS/OES/AES)	20 mg/kg TS
Sr/Strontium	S	ICP- (MS/OES/AES)	2 mg/kg TS
V/Vanadium	S	ICP- (MS/OES/AES)	2 mg/kg TS
W/Wolfram	S	ICP- (MS/OES/AES)	50 mg/kg TS
Y/Yttrium	S	ICP- (MS/OES/AES)	2 mg/kg TS
Zn/Sink	S	ICP- (MS/OES/AES)	4 mg/kg TS
Zr/Zirkon	S	ICP- (MS/OES/AES)	2 mg/kg TS
U/Uran	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,03 mg/kg TS
Th/Thorium	S	ICP- (MS/OES/AES)	0,1 mg/kg TS

### 7.3.3 Utlekkingstester

Utlekkingstester er beskrevet i Avfallsforskriften og går ut på at bergprøven ristes med vann i et døgn og vannkjemien analyseres deretter. Resultatene gir bare et øyeblikksbilde og et usikkert bilde av forvitningsgrad og har derfor begrenset verdi for sulfidførende bergarter som ikke er forvitret. Utlekking kan også måles i en kolonnetest der vannet

pumpes gjennom massene i løpet av flere uker. Utlekkingspotensial kan nærmere vurderes ved å sammenligne utlekkingsresultater fra synlig uforvitret og forvitret leirskifer. Dette vil kunne gi en antydning hva som vil kunne skje på lengre sikt ved for eksempel deponering av masser som per i dag betegnes som uforvitret eller etablering av drenerte fundamenteringsløsninger i svarte leirskifre. Det skal i så tilfelle analyseres for parametere for avfallskarakterisering beskrevet i Avfallsforskriften.

### 7.3.4 Mineralidentifikasjon

For en mer detaljert og mer presis vurdering av leirskifernes egenskaper, vil en mineralidentifikasjon ved hjelp av røntgen diffraksjonsanalyse (XRD) gi verdifull informasjon. En vil da få en vurdering av hvilke mineraler leirskiferen består av og samtidig en omtrentlig mengde av de ulike mineralene. Det er visse nøkkelmineraler som er viktige å identifisere. Sulfatinnhold gir verdifull informasjon med hensyn til forvitningsgrad, forvitringsegenskaper og svelleegenskaper.

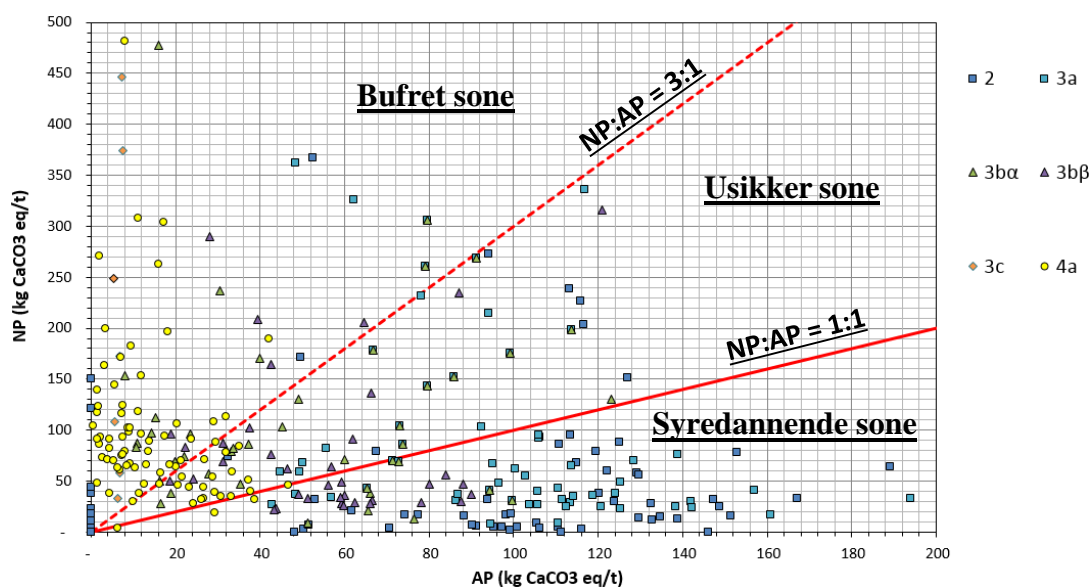
### 7.3.5 Tolkning av analysedata

Identifiseringen av bergartstype og skiferhorisonter gjør at man direkte kan identifisere de forventede egenskaper til materialet. For å kunne identifisere og karakterisere bergartstyper nærmere er det utviklet en metode basert på å gjenkjenne kjemiske fingeravtrykk til bergarten. Det fokuserer på tolkningsmetoder som gjør det mulig å skille mellom bergarter som er:

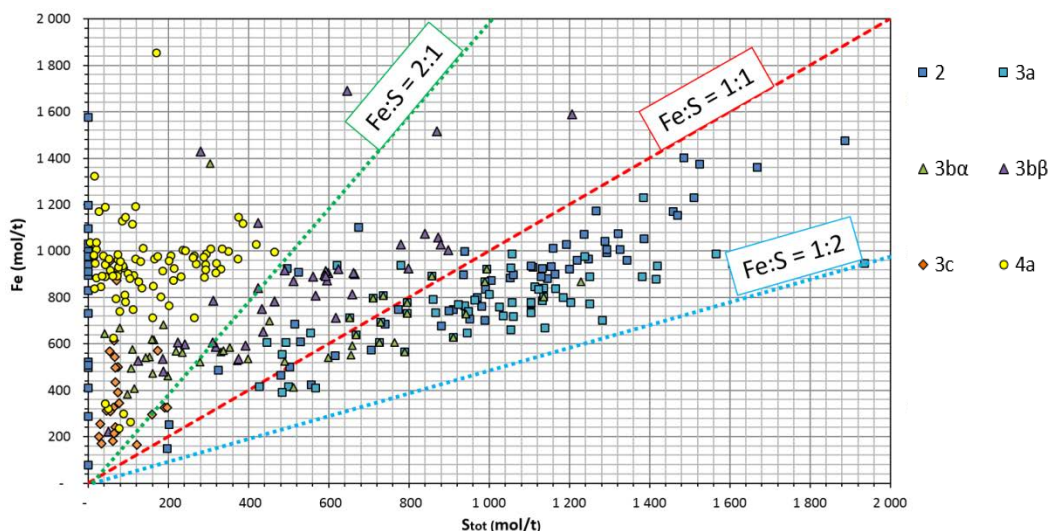
- ↗ **Sikkert syredannende** og trenger spesiell håndtering.
- ↗ **Ikke syredannende** og kan disponeres fritt.
- ↗ **Mulig syredannende** og krever nærmere karakterisering og vurdering.

Tolkningen av de kjemiske analysene består av følgende ledd:

- ↗ AP/NP diagram (acidification potential/neutralisation potential) som gir et bilde av bergarters syredannende potensiale (se Figur 15)
- ↗ Jern (Fe) – svovel (S) diagram som gir informasjon om forholdet mellom jern og svovel. Dette forholdet forteller om jern kan sitte bundet i andre mineraler enn sulfider, og dermed også om hvor andre tungmetaller kan være bundet (Figur 16).
- ↗ Trekantdiagrammer som viser relativt elementinnhold i forhold til referansebergarter. Dette er avanserte tolkningsmetoder som vil være avgjørende for å identifisere **mulig syredannende bergarter** (Figur 17).



Figur 15 AP-NP diagram som viser eksempler for skiferprøver tatt fra ulike skiferhorisonter i Oslofeltet: Alunskiferformasjonen (2 og 3a), Hagaberg-formasjonen (3b $\alpha$ ), Galgebergformasjonen (3b $\beta$ ), Hukformasjonen (3c) og Elnesformasjonen (4a).

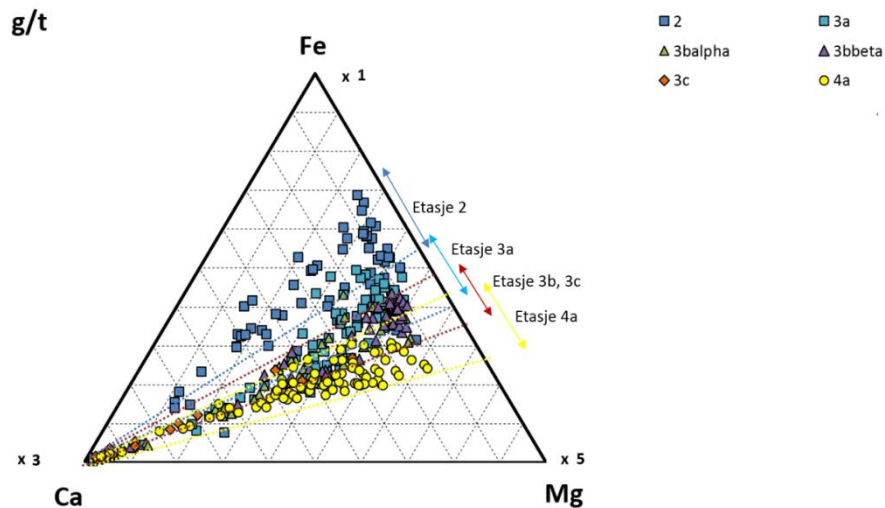


Figur 16 Jern (Fe), svovel (S) plot i mol/t. Stiplede linjer viser ulike forhold av Fe og S. Forholdet Fe:S >2:1 indikerer at Fe og tungmetaller også er bundet i silikater og har redusert syredannelsespotensialet, Fe:S = 1:1 indikerer at alt Fe er bundet som sulfider, Fe:S < 1:2 indikerer at S også er bundet i andre mineraler enn sulfider. Plasseringen av referanseprøver fra Alunskiferformasjonen (2 og 3a), Hagabergformasjonen (3b $\alpha$ ), Galgebergformasjonen (3b $\beta$ ), H

Bruk av trekantdiagrammer er en relativ avansert tolkningsmetode som krever en god referansedatabase for å gi pålitelige resultater. Arbeidet bør utføres av personer med



geologisk kompetanse. Trekantdiagrammer konstrueres på følgende måte: En tar konsentrasjoner av tre grunnstoffer og summerer. Denne summen settes så lik 100%. Deretter regner en ut mengde i prosent-vekt for hvert av de tre grunnstoffene og plotter de i et trekantdiagram (Figur 17).



Figur 17 Eksempel på trekantdiagram der ulike kombinasjoner av grunnstoffer sammenlignes for å se på sammenfallende egenskaper i prøvene. Diagrammet viser forenklete utviklingstrender for prøver fra Alunskiferformasjonen (2 og 3a), Hagabergformasjonen (3b $\alpha$ ), Galgebergformasjonen (3b $\beta$ ), Hukformasjonen (3c) og Elnesformasjonen (4a).

### 7.3.6 Uraninnhold

De fleste skiferbergarter med syredannende potensiale har også høyere konsentrasjoner av uran. Uran medfører radioaktiv stråling og produksjon av radongass. Disse egenskapene må også kvantifiseres ved vurdering av leirskiferprøver.

Analyse for å avklare aktivitet for naturlige forekommende radioaktive elementer (nuklider) kan utføres av IFE (Institutt for energiteknikk) på Kjeller. En skal være oppmerksom på at analysen av total innhold nuklider ikke friskmelder et materiale med hensyn til radonproduserende potensial.

Masser med en total aktivitet på  $>1$  Bq/g defineres som radioaktiv avfall og skal håndteres i henhold til Avfallsforskriftens regelverk for radioaktivt avfall. Uraninnholdet i svarte leirskifre varierer sterkt. Erfaringsmessig indikerer et uraninnhold på  $>80$  mg/kg at en burde måle radioaktiviteten for å avgjøre om den ikke overstiger 1 Bq/g. I forhold til potensial for dannelse av radongass kreves det at aktiviteten til radium-226 i tilkjørte masser, som skal brukes under eller rundt bygninger, ikke overstiger 0,3 Bq/g.

## 8 Mulige tiltak for å beskytte vannmiljøet

### 8.1 Planleggingsfasen

Planleggingsfasen i et veganlegg vil være avgjørende for at de riktige tiltakene settes inn på riktig tidspunkt. Det er i denne fasen konsekvensutredninger gjennomføres og reguleringsplaner lages og vedtas. Føringer for dette arbeidet er gitt i Statens vegvesens håndbøker og veiledere V710 Oversiktsplanlegging, N500 Vegtuneller og V 220 Geoteknikk og vegbygging. Nødvendig kartlegging av potensielt skadelige mineraler, innregulering av deponier for farlig sprengstein og grovplanlegging av øvrige tiltak bør gjøres på et tidlig tidspunkt. Denne kartleggingen og planleggingen kan ha avgjørende betydning for prosjektets totale kostnader og for omfanget av miljøeffekter. Det bør planlegges med og budsjetteres for avskjærende tiltak langs vegskjæringer og tetting av bergmassen i områder hvor det kan påtreffes reaktive bergarter. Det må også vurderes om tiltak og løsninger har konsekvenser for driftsbudsjettene.

Det er også viktig at konsekvensen av akvatiske effekter kartlegges i denne fasen, slik vi allerede har omtalt. Først da kan miljørisikoen ved veganlegget vurderes.

I veganlegg og annen anleggsvirksomhet kan vi skille mellom passive og aktive tiltak for å beskytte vannmiljøet. Passive tiltak kan vi si er summen av det en kan gjøre i en tidlig fase for å unngå eller redusere omfanget av aktiv vannbehandling seinere. Dette kan illustreres med et eksempel:

Ved å skille ut og legge sulfidstein eller alunskifer i egne deponier (på land eller under vann), sørge for at rent vann ledes utenom landdeponier og ved en tilstrekkelig overdekking med riktige materialer, kan oksygentilgangen og dermed hastigheten av de geokjemiske forvittringsprosessene reduseres. Disse passive tiltakene krever lite vedlikehold, men engangsutgiftene kan være betydelige både for fagutredninger og gjennomføring. Hvis man unngår å gjennomføre dem, kan omfanget av vannbehandling bli stort. Hindar og Nordstrom (2014) presenterte data som indikerte at det kunne ta 250-800 år før syreproduksjonen i tre sulfidsteindeponier ved E18 var over. Aktiv vannbehandling i en slik tidsperiode vil stille store krav til drift, kontinuitet og være svært kostbart. Som et resultat av MiMi-prosjektet (Mitigating the environmental impact of mining waste; programperiode 1997-2004) anbefalte Fröberg og Höglund (2004) å ha sterkt fokus på de passive tiltakene for å unngå / redusere de aktive tiltakene (vannbehandling).

### 8.2 Anleggsfasen

Anleggsfasen er preget av krevende logistikk. Anleggsveger anlegges, jord og løsmasser tas vekk fra berggrunnen, fjell sprenges og masse transporteres til midlertidige eller permanente lagringssteder. Effektive tiltak i denne fasen kan være en stor utfordring.

Det gjelder både for partikkelspredning og metallutlekking. Det er viktig at tiltak er planlagt og at for eksempel midlertidig arealbehov og grunnerverv er avklart.

Det kan være hensiktsmessig eller nødvendig å mellomlagre masser i forbindelse med uttak og utkjøring, siden logistikken ikke alltid tillater direkte slutt disponering. Det kan også oppstå situasjoner der det påtreffes masser som ikke var ventet, for eksempel hvis potensielt syredannende masser ikke har blitt påvist i forkant.

Utsprengte, syredannende bergarter anbefales ikke mellomlagret, med mindre dette gjøres i lukkede containere. Masser som allerede er forvitret utgjør en umiddelbar risiko, ettersom nedbør eller overflatevann vil kunne få svært redusert pH og vaske ut relativt store mengder metaller.

### 8.2.1 Tiltak mot partikkelpåvirkning

Partikler dannes i alle faser i et veganlegg. Selv om dokumentasjonen av biologiske effekter er begrenset, er det naturlig å skille mellom naturlig forekommende jord- og erosjonsmateriale på den ene siden, og finstoff fra sprengning på den andre. Tiltak mot spredning av bore- og sprengstøv til vannresipienter vil ha størst positiv effekt på akvatiske organismer. Tiltak under boring og ved sprengning, tiltak i avrenningsvannet fra anlegget og i innsjø/vassdrag er aktuelle.

Boring med støvsamlere kan redusere spredningen av borkaks, men det forutsetter at støvet deponeres eller håndteres slik at det ikke kommer i kontakt med strømmende vann. Uten en slik håndtering vil finstoffet i borkakset kunne fraktes til vannresipienter ved regnskyll sammen med finstoff fra selve sprengningen og annet støv fra anleggsområdet.

I dagsoner benyttes normalt borerigger som borer tørt. I tunneler tas vann inn og brukes i boreprosessen. Våtboring gjøres for å hindre støveksposering i anlegget, fjerne borkaks og for kjøling, og vil ha en avrenning som må håndteres. Vannforbruket fra en tunnelborerigg er normalt 200-300 L/min (Norsk forening for fjellsprengningsteknikk, 2009). Partikkelforurenset vann må samles opp og ledes til sedimentasjonsanlegg.

Selv om flere prosjekter (f.eks. Less Fines Project (Moser, 2003a, b, 2005)) er gjennomført for å redusere finstoffdanning og forbedre sprengning, er det fremdeles store partikelmengder som må håndteres. Det viktigste er imidlertid å holde vannet unna, dvs. avskjære bekker og grunnvannstrømmer fra å vaske gjennom anlegget eller de deponerte massene. For å redusere partikkelinnholdet, er det normalt å benytte sedimenteringskteinere/-tanker, men en form for koagulering må til for å fjerne små partikler. Ved tilsats av flokkuleringsmiddel med etterfølgende sedimentering kan partikelmengden reduseres til ca. 100 mg/L suspendert stoff (SS) som ukemiddelverdi (Norsk forening for fjellsprengningsteknikk, 2009). Dersom det er behov for ytterligere rensing, kan filtrering eller infiltrasjon benyttes (Statens vegvesen, 2013a).

Partikler kan lett nå fram til innsjøer og fjorder, enten via transport med bekk/elv eller ved at anlegget ligger nær eller i innsjøen eller fjorden. En effektiv måte å hindre spredning utover i innsjøen kan være bruk av siltgardin. Vegvesenet har utredet metodikk og gitt anbefalinger (Statens vegvesen, 2013b). Riktig montering og plassering på en slik måte at duken ikke revner er avgjørende for god effekt. Det er som regel lett å se om siltgardinen virker – det skal være et markert visuelt skille mellom rent vann og partikkelholdig vann på innsiden av siltgardinen.

### 8.2.2 Vannhåndtering

I anleggsfasen kan det være vanskelig å hindre utlekking av partikler og metaller. Det skyldes at deponier vanskelig kan tildekkes på optimal måte før de er ferdig etablert og at masser mellomlagres før de deponeres endelig. Da må det også finnes mellomløsninger som gjør at avrenningens skadepotensial reduseres. Et viktig prinsipp er å lede rent vann utenom problemmasser og arealer med mye finstoff, slik at forurensningsbegrensende tiltak blir mest mulig effektive. Tiltak kan være utjevnings- og sedimentasjonsdammer for avrenningsvann, kalking av problemmassen og kalking i utjevningsdammen. Utjevningsdammer vil redusere episodisk påvirkning av resipient og kalk vil øke pH og dermed øke mulighetene for å holde metaller tilbake.

### 8.2.3 Tiltak mot metallutlekking

Svovelholdige masser og masser med radionuklider må håndteres på en slik måte at faren for metallutlekking reduseres maksimalt. For å få dette til må det gjøres et tilstrekkelig arbeid i planleggingsfasen, se over, slik at man i anleggsfasen kan gjennomføre det vi har kalt passive tiltak. Disse krever en tilpasset logistikk, særlig hvis anoksiske masser skal holdes anoksiske under forflytning til bruksområdet. Håndtering av alunskifer fra rv. 4 vil gi verdifull erfaring med om dette kan gjennomføres som forutsatt.

De omfattende tiltakene som er nødvendige for å hindre avrenning av løste metaller fra sulfidholdige masser er omtalt i påfølgende kapittel.

## 8.3 Lagring og deponering av svovelholdige masser

### 8.3.1 Bunntetting

I Norge, som i mange andre land i verden, er det et krav om dobbel bunntetting under deponier for ordinært og farlig avfall, og det stilles også krav til topptildekking, se Veileder til deponiforskriften (SFT, 2003). Dette vil gi kontroll på sigevann fra de deponerte massene. Reaktive bergarter som sulfidholdige masser er å regne som avfall og skal deponeres i tråd med dette (NGI, 2015)

### 8.3.2 Topptetting

Lagring av reaktive (sulfidrike) masser i deponier må gjøres på en slik måte at man hindrer/reducerer omfanget av reaksjoner mellom vann, oksygen og sulfider (SRK, 1989; Aubertin et al., 2002). Det er mulig å begrense oksidasjonsprosessene og syredannelsen ved å isolere en av disse faktorene. De vanligste metodene inkluderer (Aubertin et al., 2002):

- Vannbarriere (vanntett dekning), bestående av f.eks. impermeable membraner, tettingsmateriale, naturlige løsmasser med lav hydraulisk konduktivitet, blandinger (med bentonitt, sement, m.m.).
- Oksygenbarriere (oksygentett dekning), som inkluderer vanddeknninger, flere-lag deknninger (for eksempel deknninger med kapillære effekter), oksygenforbrukdeknninger eller impermeable deknninger.
- Behandling av masser, som svovelfjerning, stoffbelegg eller overflatebehandling.
- Indirekte metoder som påvirker oksidasjonsforhold, som kontroll av bakterieaktivitet, temperatur eller nøytraliseringskapasitet.

Å velge et optimalt tiltak, dvs. et tiltak som gir god effekt til lavest mulig kostnad, krever et eget prosjekt, basert på felt- og laboratorieforsøk, beregninger og/eller simuleringer på forskjellige tids- og romskalaer (Rykaart et al., 2006). Det finnes ingen generell metodelære for etablering av slike deponier, og hvert deponi må vurderes for seg (Khire et al., 2000; Aubertin et al., 2002; Scanlon et al., 2005, 2006; Gee et al., 2006). Eksempler på ulike deponiløsninger er gitt i NGI (2015).

## 9 Konklusjon og anbefalinger

Det er svært viktig å vurdere bergartene man kommer i kontakt med før anleggsvirksomhet kommer i gang. En grundig kartlegging, basert på befaring og detaljert geologiske feltarbeid kan som regel hjelpe til med å identifisere problematiske bergarter. Lokal kunnskap og erfaring kan også være av stor verdi. I tillegg kan det være nødvendig å utføre fysiske og geokjemiske undersøkelser for å vurdere potensielle effekter.

Det er fire hovedproblemer som bryting av fjell kan forårsake i vannmiljø, nemlig tilførsel av unaturlige partikler, syre, metaller og radionuklider:

- Nydannet bore- og sprengstøv inneholder partikler med skarpe kanter. De kan skade fiskegjeller og gi sårdannelse i annet biologisk vev. Partikler med størst skadepotensiale kommer fra asbestmineraler som skiller seg ut pga. sin nåleform, og fra harde mineraler fordi de skarpe kantene brytes saktere ned. All anleggsvirksomhet vil imidlertid kunne gi partikkelavrenning som kan ha skadelige effekter i vannmiljø hvis det ikke gjennomføres tiltak.
- Det finnes også bergarter som inneholder sulfider og andre svovelførende mineraler med stort skadepotensiale. Det skyldes syredannelse og sur avrenning når bergarten kommer i kontakt med oksygen og vann. Sulfider produserer svovelsyre når de blir oksidert, og kan løse opp og mobilisere aluminium og de fleste tungmetaller. Vanligvis karakteriseres avrenningen av at pH er lavere enn 4 og at konsentrasjonen av aluminium (Al) og tungmetaller (Cu, Zn, As, Cd, Pb og Ni) er veldig høy. Det finnes også eksempler på sulfatmineraler som kan gi lignende effekter. Metallers giftvirkning for vannlevende organismer er kjent.
- Alunskifer og andre svartskifere kan inneholde høye konsentrasjoner av uran. Ustabilt uran danner radium og radon, og det kan derfor oppstå problemer med stråling og dannelse av radongass. Svartskifer finnes hovedsakelig i Akershus, Oslo, Oppland, Buskerud og Hedmark.

Litteraturgjennomgangen i dette prosjektet har avdekket at det er god tilgang på forskningsresultater for sammenhengene mellom surhet/metaller og biologiske effekter, men lite forskningsresultater på effekter av partikler i vann. Det er generelt mer resultater på invertebrater og fisk enn på vannvegetasjon.

Når de ovenfor nevnte effektene opptrer samtidig, eller de opptrer sammen med effekter av andre forurensninger, kalles dette samspilleffekter. Det er en fare for at dette kan føre til en effekt som er større enn summen av enkelteffektene. Det kan også være at det skal lavere konsentrasjoner til for at effekten opptrer. Det er for tiden svært liten oversikt over denne problematikken.

Tiltak for å redusere avrenningen av partikler fra anleggsområder er viktig for å unngå skader i vannmiljøet. Det er viktig å fange opp og holde partikler tilbake ved boring, sprengning og transport internt i anlegget. Sedimentasjonsbassenger fanger lettest opp

større partikler, mens de små ofte ikke sedimenterer uten at det tilsettes kjemikalier. Siltgardiner i innsjøer kan hindre spredning hvis de monteres riktig.

For å redusere og kanskje unngå syredannelse og tungmetallavrenning må massene som inneholder potensielt skadelige svovelmineraler skilles ut og deponeres på en slik måte at oksidasjonen og dermed syreproduksjonen reduseres mest mulig. Dette gjelder sulfidmineraler generelt, men spesielt alun/svartskifrene. Ved fornuftig deponering og tildekning kan man redusere/unngå avrenning og dermed behov for aktiv vannbehandling i en svært lang tidsperiode.

Det er generelt viktig med god planlegging av forurensningsbegrensende tiltak ved anleggsvirksomhet. Dette kan redusere/hindre potensielle problemer og sannsynligheten for at det oppstår uforutsette hendelser.

Gjennomgangen av tilgjengelig litteratur viser at det mangler forskningsresultater og dermed kunnskap på en del områder. På enkelte områder (partikkelpåvirkning og samspillseffekter) bør det stimuleres til mer forskning.

Det finnes svært mange vannkjemiske og biologiske data fra allerede gjennomførte veganlegg. Slike data sammenstilles i årsrapporter og det rapporteres i forhold til krav som er stilt. Oversikten over bergarter og mineraler er også langt bedre etter enn før anleggene kom i gang. En forskningsmessig bearbeiding av eksisterende data på tvers av prosjekter vil kunne øke kunnskapsgrunnlaget. Hvilken påvirkning har anleggene hatt, og i hvilken grad fungerte de avbøtende tiltakene? Hvordan kunne bedre planlegging redusert akutte og langsiktige miljøeffekter?

## 10 Ordforklaringer

**Aksessoriske mineraler** Mineraler som kun finnes i små mengder i en bergart

<b>Alunskifer</b>	Svartskifer i alunskiferformasjonen
<b>Alloktone</b>	Bergmasse som har blitt flyttet fra sitt dannelsesområde, f.eks. skyvedekker fra den Kaledonske fjellkjedefoldningen som ligger inn over grunnfjellet
<b>Anoksisk</b>	Oksygenfritt
<b>Autoktone</b>	Bergmasse som kan bli funnet på sitt dannelse- eller avsetningssted
<b>Desintegrasjon</b>	Radioaktiv nedbryting; omdanning av atomkjerner ved utsendelse av stråling
<b>EC<sub>50</sub></b>	(EC; half maximal effectiv concentration); konsentrasjonen halvveis mellom ingen og maksimal effekt
<b>Felsisk</b>	Vulkanske bergarter som er relativt rik på elementer som danner feltspat og kvarts
<b>Forkastning</b>	Bruddflate hvor det har foregått synlig forskyvning av bergartene på den ene siden av bruddflaten i forhold til den andre
<b>Formasjon</b>	En naturlig tilhørende sekvens av skiferbergarter
<b>Forvitring</b>	Naturlig prosess som fører til nedbryting av fast fjell. Det skilles mellom kjemisk forvitring og mekanisk forvitring (frostsprengning)
<b>Forvitringspotensial</b>	Bergartens potensial til forvitring i forhold til dagens tilstand
<b>Geokjemisk karakterisering</b>	Undersøke kjemisk innhold i bergarter / jord og identifisere kjemiske prosesser som kan oppstå ved forvitring
<b>Grunnfjell</b>	Bergarter fra jordens urtid (eldre enn 570 millioner år) som danner kjernen på landjorda
<b>Gruppe</b>	Innen stratigrafi, gruppe består av en eller flere formasjoner Røyken, Hedmark, Oslo
<b>Intrusjon</b>	Innen geologi er flytende stein som former under jordas overflate. Er en av de to måtene magmatisk bergart kan danne
<b>Kaldera</b>	Gryteformet landskapsform (kan dekke flere km) som er restene etter innsynkning av kantene rundt en vulkan eller magmarom.
<b>Kalsitt</b>	Mineral bestående av kalsiumkarbonat, CaCO <sub>3</sub> . Er et av de vanligste mineralene i jordskorpen. Kalsitt kan være bergartsdannende og kalles da kalkstein eller marmor.
<b>Kambrium</b>	Geologisk periode fra 542 til 596 millioner år siden
<b>Kolloider</b>	Store aggregater av molekyler i løsning med partikkelstørrelse fra 1 µm (0,001 mm) og ned til en tusendels µm.



<b>Kondisjonsfaktor (hos fisk)</b>	Forholdet mellom vekt og lengde ( $K=V*100/L^3$ ; vekt i gram, lengde i cm)
<b>LC<sub>50</sub></b>	(LC; lethal concentration); ved akutt eksponering – konsentrasjonen der halvparten av individene dør
<b>Leirmineral</b>	Sjiktsilikat som dannes ved lave trykk og temperaturer
<b>Leirskifer</b>	Sedimentær bergart dannet ved avsetning (sedimentering) av leire, på bunnen av vann (innsjøer eller hav)
<b>Mafisk</b>	Vulkanske bergarter, som er rik på magnesium og jern
<b>Metamorfose</b>	Prosessen der bergarter omdannes til nye bergarter.
<b>Mineral</b>	Homogene naturlig forekommende, faste, uorganiske stoffer med en definert krystallstruktur av atomer av bestemte grunnstoffer. Mineraler dannes gjennom geologiske og biologiske prosesser. Berggrunnen og løsmassene som dekker berggrunnen (de organiske komponentene unntatt) er bygd opp av mineraler.
<b>Nedbrytning</b>	kjemisk oppløsning av materialer av bakterier eller andre biologiske midler
<b>Oppsmuldring</b>	bryte ned bergarter ved fysiske prosesser
<b>Ordovicium</b>	Geologisk tidsavsnitt eller periode som ligger 488–444 millioner år tilbake.
<b>Oslofeltet</b>	Innsunket del av jordskorpen (paleorift) som strekker seg fra Langesund i sør til Brumunddal i nord, og har bergarter som skiller det fra områdene omkring.
<b>Perm</b>	Geologisk periode 299-347 millioner år siden
<b>Polymerisering</b>	Løste stoffer som reagerer og danner større molekyler
<b>Radon</b>	Naturlig forekommende edelgass som siver gjennom berggrunnen og løsmasser og utgjør en helserisiko for mange nordmenn.
<b>Reaktiv bergart</b>	Grunn som danner syre eller andre stoffer som kan medføre forurensning i kontakt med vann og / eller luft.
<b>Redoksreaksjon</b>	Kjemisk reaksjon hvor ett stoff blir redusert og et annet oksidert.
<b>Resipient</b>	Vannforekomst (bekk, elv eller innsjø) som mottar forurensning
<b>Retensjon</b>	Tilbakeholdelse.
<b>Salmonider</b>	Laksefisk.
<b>Sedimentær bergart</b>	Består av konsoliderte sedimenter. Den kan være en lagdelt bergart (som skifer), homogen (som sandstein og kalkstein) eller inneholde boller av bergarter, innstøpt i en sement som konglomerater
<b>Silur</b>	Geologisk periode 444-472 millioner år siden

- Skifer** Bergart som lett lar seg spalte i tynne flak eller skiver pga. konsentrasjon av mineraler som glimmer og kloritt i bestemte lag.
- Streckeisen diagram** Klassifiseringssystem for vulkanske bergarter basert på mineralogiske sammensetningen.
- Sulfid** Mineraler der svovel utgjør det negativt ladde grunnstoff (anionet). Eksempler er jernsulfidet pyritt ( $\text{FeS}_2$ ).
- Suspenderte partikler** Uopløst fast stoff/partikler som holdes svevende i vannfasen.
- Svartskifer** Leirskifer som er mørk i fargen pga. høyt organisk innhold
- Svellepotensial** Potensial til å utvide seg på grunn av kjemiske / fysiske reaksjoner
- Syredannende potensial** Bergartens potensial til å danne syre ved tilgang på vann og oksygen
- Syrenøytraliserende potensial** Bergartens potensial til å hindre syredannelse ved tilgang på vann og oksygen
- TIC** Total inorganic carbon – totalt uorganisk karbon.
- TOC** Total organic carbon – totalt organisk karbon

## 11 Referanser

- Alkattan, M., Oelkers, E.H., Dandurand, J.L., and Schott, J. 2002. An experimental study of calcite dissolution rates at acidic conditions and 25°C in the presence of NaPO<sub>3</sub> and MgCl<sub>2</sub>. *Chemical Geology*, 190: 291–302.
- Ansoborlo E., Berard P., Den Auwer C., Leggett R., Menetrier F., Younes A., Montavon G. og Moisy P. 2012. Review of Chemical and Radiotoxicological Properties of Polonium for Internal Contamination Purposes. *Chem. Res. Toxicol.* 25 (8): 1551–1564, DOI: 10.1021/tx300072w
- Appelo, C.A.J., and Postma, D. 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2<sup>nd</sup> ed. Balkema Publishers, Rotterdam, NL.
- ASTM D5744-96. 1998. Standard test method for accelerated weathering of solid materials using a modified humidity cell. ASTM International.
- ASTM D5821-13. 2013. Standard Test Method for determining the percentage of fractured Particles in Coarse Aggregate. ASTM International.
- Aubertin, M., Bussière, B., and Bernier, L. 2002. *Environnement et gestion des rejets miniers*. Published by Presses Polytechnique Int.
- Belzile, N., Chen, Y.W., and Li, Y. 2004. A review on pyrrhotite oxidation. *Journal of Geochemical Exploration*, 84, 65-76.
- Berge, D., Bækken, T., Romstad, R., Källkvist, T., Corneliusen, C.H., Dahl-Hansen, G.A., Christensen, G.N., og Rygg, B. 2009. Samlet plan for utslipp til vann fra steinindustrien (larvikittprodusentene) i Larvik, Del 1: Resipientundersøkelser 2006-2008 (Tekstdel). NIVA-rapport 5834.
- Berkman, H.E. and Rabeni, C.F. 1987. Effects of siltation on stream fish communities. *Environm. Biol. Fishes* 18: 285-294.
- Bhandari, S. 1975. Studies on fragmentation of rock by blasting. Ph.D. Thesis, University of New South Wales, 201p.
- Bilotta, G. S., Burnside, N. G., and Cheek, L., 2012. Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. *Water Res.*, 46: 2324-2332.
- Bilotta, G.S. and Brazier, R.E. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota (Review). *Water Res.* 42: 2849-2861.
- Bisson, P., and Bilby, R. 1982. Avoidance of Suspended sediment by juvenile Coho salmon. *North Am. J. Fisheries Manage.* 4: 371-374.
- Bjerknes, V., og Aanes, K.-J. 1990. Anleggsarbeid på RV13 ved Bulken i Voss kommune. Effekter på vannkvalitet og bunndyr. NIVA-rapport 2428.
- Blowes, D.W., and Ptacek, C.J. 1994. Chapter 10: Acid-neutralization mechanisms in inactive mine tailings. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor, 22, 271-292.

- Blowes, D.W., Ptacek, C.J., Jambor, J.L. and Weisener, C.G. 2003. The geochemistry of acid mine drainage. In *Environmental Geochemistry - Treatise on Geochemistry*, Edited by Holland, H.D. and Turekian, K.K., Oxford, 9, 149-204.
- Brantley, S.L. 2004. Reaction kinetics of primary rock-forming minerals under ambient conditions. In *Surface and Ground Water, Weathering, and Soils*, Vol. 5, ed. J. I. Drever, pp. 73–118.
- Brantley, S.L. 2008. Kinetics of Mineral Dissolution. In *Kinetics of Water-Rock Interaction*, Springer science, 151-210.
- Brown J.E., Jones S.R, Saxén R., Thørring H. and Vives i Batlle J. 2004. Radiation doses to aquatic organisms from natural radionuclides *J. Radiol. Prot.* 24 A63.
- Busenberg, E., and Plummer, L.N. 1986. A comparative study of the dissolution and crystal growth kinetics of calcite and aragonite. In *Studies in Diagenesis*, ed. F. A. Mumpton, pp. 139–168.
- Bækken, T., og Tjomsland, T. 2005. Utslipp av tunnelvann til Korten-bekken. Virkninger på sediment og biologi i Kortenbekken, Homannsbekken og Ilene naturreservat. NIVA-rapport 4948-200.
- Bækken, T. og Berge, D. 2010. Miljørisikovurdering av tunnelvann for fellesprosjektet E6-Dovrebanen på strekningen Minnesund-Espa i Eidsvoll og Stange kommuner. NIVA-notat
- Carling, P.A. and Reader, N.A. 1982. Structure, composition and bulk properties of upland stream gravels. *Earth Surf. Proc. Landforms*, 7: 349-365.
- Carling, P.A., and McCahon, C.P. 1987. Natural siltation of brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning gravels during low-flow conditions, p. 229-244. In: *Regulated Streams: Advances in Ecology*, Craig, J.F. and Kimper, J.B. (eds). Plenum Press, New York.
- Cathles, L.M., Schlitt, W.J. 1980. A model of the dump leaching process that incorporates oxygen balance, heat balance, and two dimensional air convection. In *Proceedings of the Leaching and Recovering Copper from As-Mined Materials Symposium*, 26 Feb, 1980, Las Vegas, NV, 9–27.
- CCME, 2011. Canadian Water Quality Guidelines: Uranium. Scientific Criteria Document. Canadian Council of Ministers of the Environment, Winnipeg.
- Cho, S.H., and Kaneko, K. 2004. Rock fragmentation control in blasting. *Materials Transactions*, 45(5): 1722-1730.
- Cho, S.H., Nishi, M., Yamamoto, M., and Kaneko, K. 2003. Fragment size distribution in blasting. *Materials Transactions*, 44(5): 951-956.
- Chou, L., Garrels, R.M., and Wollast, R. 1989. Comparative study of the kinetics and mechanisms of dissolution of carbonate minerals. *Chemical Geology*, 78: 269–282.

- Cline, L. D., Short, R.A., and Ward, J.V. 1982. The influence of highway construction on the macroinvertebrates and epilithic algae of a high mountain stream. *Hydrobiologia*, 96:149–159.
- Connolly, N. M., and Pearson, R.G. 2007. The effect of fine sedimentation on tropical stream macroinvertebrate assemblages: a comparison using flow-through artificial channels and recirculating mesocosms. *Hydrobiologia*, 592: 423–438.
- Crisp, D.T. 1993. Population-densities of juvenile trout (*Salmo Trutta*) in 5 upland streams and their effects upon growth, survival and dispersal. *J. Appl. Ecol.* 30:759-771.
- Desborough, G.A., Smith, K.S., Lowers, H.A., Swayze, G.A., Hammarstrom, J.M., Diehl, S.F.D., Driscoll, R.L., and Leinz, R.W. 2006. The use of synthetic jarosite as an analog for natural jarosite. In *Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage*, March 26-30, St. Louis, MO, USA, 458-475.
- Direktoratsgruppa 2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Veileder 01:2013. [Vannportalen.no](http://Vannportalen.no)
- Djordjevic, N. 2002. Origin of blast induced fines. *Min. Technol.*, 112: 143-146.
- Edwards, K.J., Bond, P.L., Druschel, G.K., McGuire, M.M., Hamers, R.J., and Banfield, J.F. 2000. Geochemical and biological aspects of sulfide mineral dissolution, lessons from Iron Mountain, California. *Chem. Geol.*, 169, 383-397.
- Elberling, B. 2005. Temperature and oxygen control on pyrite oxydation in frozen mine tailings. *Cold Regions Science and Technology*, 41, 121-133.
- EPA South Australia. 2007. EPA Guidelines – Site contamination: acid sulfate soil materials. 15p.
- Esen, S., Onederra, I., and Bilgin, H. 2003. Modelling the size of the crushing zone around a blasthole. *Int. J. Rock. Mech. Min. Sci.*, 40: 485-495.
- EU, 2011. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Guidance document no. 27. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC)
- Evangelou, V.P., and Zhang, Y.L. 1995. A review, pyrite-oxidation mechanisms and acid mine drainage prevention. *Critical Rev. Environ. Sci. Technol.*, 25, 141-199.
- Falk, H., Lavergren, U., and Bergbäck, B. 2006. Metal mobility in alum shale from Öland, Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, 90: 157-165.
- Fjermestad, H. 2013. Mobility of uranium and other metals in bedrock materials from Gran, Norway – Implications for tunnel construction. Master Thesis, Norwegian University of Life Science, 65. (*In Norwegian*).
- Fröberg, G. og Höglund, L.O. 2004. MiMi Light – en populärvetenskapelig sammanfatning av MiMi-programmets forskning kring efterbehandling av gruvavfall. *MiMi Rapport 2004:8*. 76 s.
- Garmo, T. 1989. *Norsk Steinbok: norsk mineral og bergarter*. Universitetsforlaget.

- Gasharova, B., Güttlicher, J., and Becker, U. 2005. Dissolution at the surface of jarosite: an in situ AFM study. *Chemical Geology*, 215: 499-516.
- Gee, G.W., Benson, C.H., and Albright, W.H. 2006. Comments on « Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA ». *Vadose Zone Journal*, 52, 809-812.
- Grande, M. 1987. Virkning av partikler på fisk. – Partikler i vann: Norsk limnologforenings tidsskrift: 71-92.
- Grande, M., Iversen, E.R. og Bildeng, R. 1985. Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag. Resultater 1984. NIVA-rapport 1732. 64 s.
- Gray, J.E., Meier, A.L., O’Leary, R.M., Outwater, C., and Theodorakos, P.M. 1996. Environmental geochemistry of mercury deposits in southwestern Alsaka – mercury contents in fish, stream-sediment, and stream-water samples. In U.S. Geological Survey Bulletin, 2152, 17-29.
- Greig, S., Sear, D. and Carling, P. 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. *Sci. Tot. Environ.* 344: 241-258.
- Gunsinger, M.R., Ptacek, C.J., Blowes, D.W., and Jambor, J.L. 2006. Evaluation of long-term sulfide oxidation processes within pyrrhotite-rich tailings, Lynn Lake, Manitoba. *Journal of Contaminant Hydrology*, 83, 149-170.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., and Bussière, B. 2008a. Acid mine drainage potential in the Kettara abandoned mine Morocco, Part 1, Environmental characterization. *Mine water and Environment*, 273, 145-159.
- Hakkou, R., Benzaazoua, M., and Bussière, B. 2008b. Acid mine drainage potential in the Kettara abandoned mine Morocco, Part 2, Mine waste geochemical behavior. *Mine Water and Environment*, 273, 160-170.
- Hawthorne, F. C., Oberti, R., Della Ventura, G., and Mottana, A. 2007. Amphiboles: Crystal Chemistry, Occurance and Health Issues *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, 67.
- Helmers, T.A. 2013. The mobility of uranium from U-containing bedrock materials as a function of pH: implications for tunnel construction. Master Thesis, Norwegian University of Life Science, 87p.
- Herbert, D. and Richards, J. 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. *Int. J. Air Water Poll.* 7, 297-302.
- Herbert, D.W. and Merckens, J.C. 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. *Int. J. Air Water Poll.* 5, 46-55.
- Hernandez Santos, S. 2014. Potential mobility of radionuclides and trace elements in bedrock materials and in the deposition area at a tunnel construction site, Rv4 Gran, Hadeland. Master Thesis, Norwegian University of Life Science, 125 p.

- Hessen, D.O. 1992. Uorganiske partikler i vann – effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-Rapport 2787.
- Hessen, D.O., Bjerknæs, V., Bækken, T. og Aanes, K.-J. 1989. Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr. NIVA-rapport 2226.
- Hindar, A. and Nordstrom, D.K. 2014. Effects and quantification of acid runoff from sulfide-bearing rock deposited during construction of Highway E18, Norway. *Appl. Geochem.* (In press) doi: 10.1016/j.apgeochem.2014.06.016
- Hindar, A., and Lydersen, E. 1994. Extreme acidification of a lake in southern Norway caused by weathering of sulphide-containing bedrock. *Water, Air, Soil Pollut.* 77, 17-25.
- Hosseini A., Beresford N.A., Brown J.E., Jones D.G., Phaneuf M., Thørring H. and Yankovich T. 2010. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. *J Radiol Prot.* 30, 235-64.
- Howard B J, Beresford N A, Andersson P, Brown J E, Coppelstone D, Beaugelin-Seiller K, Garnier-Laplace J, Howe P D, Oughton D and Whitehouse P. 2010. Protection of the environment from ionising radiation in a regulatory context—an overview of the PROTECT coordinated action project. *J. Radiol. Prot.* 30, 195-214.
- Huertas, F.J., Chou, L., and Wollast, R. 1999. Mechanism of kaolinite dissolution at room temperature and pressure Part II: Kinetic study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 63: 3261-3275.
- Institutt for energiteknikk, 2002. Prosjekt OPS E18 Nørholm – Timenes. Sulfidførende gneis og forsuring – bruk av isotoper for sporing av kilder.
- Jacobsen, P., Grande, M., Aanes, K.-J., Kristiansen, H. og Andersen, S. 1987. Vurderinger av årsaker til fiskedød hos G.P.Jægtvik A/S, Langstein. NIVA-rapport 87114.
- Jambor, J.L. 1994. Chapter 3, Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor.
- Jambor, J.L., and Blowes, 1998. Theory and applications of mineralogy in environmental studies of sulfide bearing mine tailings. In *Modern Approaches to Ore and Environmental Mineralogy*, Edited by L.J. Cabri and D.J. Vaughan, 27, 376-401.
- Jamieson, H.E., Robinson, C., Alpers, C.N., Nordstrom, D.K., Poustovetov, A., and Lowers, H.A. 2005. The composition of coexisting jarosite-group minerals and water from the Richmond mine, Iron Mountain, California. *The Canadian Mineralogist*, 43: 1225-1242.

- Janzen, M.P., Nicholson, R.V., and Scharer, J.M. 2000. Pyrrhotite reaction kinetics: reaction rates for oxidation by oxygen, ferric iron, and for nonoxidative dissolution. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 64: 1511–1522.
- Janzen, M.P., Nicholson, R.V., and Scharer, J.M. 2003. The role of enhanced particle surface area, crystal structure and trace metal content on pyrrhotite oxidation rates in tailings. In *Proc Sudbury 2003: Mining and the Environment*.
- Johnsen GH, Eilertsen M, og Haugsøen HE. 2013. Resipientundersøkelse av Kaldvellfjorden, Lillesand kommune. Virkninger av avrenning fra deponier med sulfidholdig stein. Rådgivende Biologer rapport nr 1703. Rådgivende Biologer AS, pp. 56
- Keene, A., Johnston, S., Bush, R., Sullivan, L., and Burton, E. 2010. Reductive dissolution of natural jarosite in a tidally inundated acid sulfate soil: geochemical implications. In *Proceedings of the 19th World Congress of Soil Science*, 1-6 August 2010, Brisbane, Australia, 100-103.
- Kefford, B.J., Zaluzniak, L., Dunlop, J.E., Nugegoda D., Choy S.C. 2010. How are macroinvertebrates of slow flowing lotic systems directly affected by suspended and deposited sediments? *Environm. Pollut.* 158, 543-550.
- Keith, C.N., and Vaughan, D.J. 2000. Mechanisms and rates of sulphide oxidation in relation to the problems of acid rock mine drainage. In *Environmental Mineralogy , Microbial Interactions, Anthropogenic Influences, Contaminated Land and Waste Management. The Mineralogical Society Series*, 9, 117-140.
- Khire, M.V., Benson, C.H., and Bosscher, P.J. 2000. Capillary barriers , design variables and water balance. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering*, 1268, 695-708.
- Kuipers, J. R., Maest, A.S., MacHardy, K.A. and Lawson, G. 2006. Comparison of Predicted and Actual Water Quality at Hardrock Mines: The reliability of predictions in Environmental Impact Statements. Kuipers and Associates, PO Box 641, Butte, MT USA 59703.
- Kynch G. J. 1952. A theory of sedimentation. *Trans. Faraday Soc.*, 48, 166-176
- Kwong, E.C.M. 1995. Abiotic and biotic pyrrhotite dissolution. MSc thesis. University of Waterloo, Waterloo, ON.
- Kwong, Y.T.J. 1993. Prediction and prevention of acid rock drainage from a geological and mineralogical perspective. MEND Project 1.31.1, NRC, Ottawa, ON.
- Lapakko, K. 2002. Metal mine rock and waste characterization tool – An overview. *Mining, Minerals and Sustainable Development*, 67: 31p.
- Larsson CM. 2008. An overview of the ERICA integrated approach to the assessment and management of environmental risks from ionising contaminants. *J Environ Radioact.* 99 (9):1364-70. doi: 10.1016/j.jenvrad.2007.11.019. Epub 2008 Feb 7.



- Lehner, S., Savage, K., Ciobanu, M., and Cliffel, D.E. 2007. The effect of As, Co, and Ni impurities on pyrite oxidation kinetics. *Geochimica and Cosmochimica Acta*, 71, 2491-2509.
- Lin, Z., and Herbert, R.B. 1997. Heavy metal retention in secondary precipitates from a mine rock dump and underlying soil. *Environ. Geol.*, 33, 1-12.
- Løset, F. 2006. *Norges Tunnelgeologi*. Norges Geotekniske Institutt
- Matthaei, C. D., Weller, F. Kelly, D.W. and Townsend, C.R. 2006. Impacts of fine sediment addition to tussock, pasture, dairy and deer farming streams in New Zealand. *Freshw. Biol.* 51: 2154–2172.
- Mayer, K.U., Frind, E.O., and Blowes, D.W. 2002. Multicomponent reactive transport modeling in variably saturated porous media using a generalized formulation for kinetically controlled reactions. *Water Resour. Res.*, 38(9): 1174.
- McGuire, M.M., Banfield, J.F., and Hammers, R.J. 2001a. Quantitative determination of grunstoff al sulfur at the arsenopyrite surface after oxidation by ferric iron, mechanistic implications. *Geochemical Transactions*, 4, 5p.
- McGuire, M.M., Edwards, K.J., Banfield, J.F., and Hamers, R.J. 2001b. Kinetics, surface chemistry, and structural evolution of microbially mediated sulfide mineral dissolution. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 65, 1243-1258.
- McIntosh, J.M., Silver, M., and Groat, L.A. 1997. Bacteria and the breakdown of sulfide minerals. In *Short Course Handbook on Biological – Mineralogical Interactions*, Edited by McIntosh, J.M., and Groat, L.A. Mineralogical Association of Canada. Special Vol. 25, 63-92.
- McLeay, D., Birtwell, I., Hartman, G. and Ennis, G. 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci* 44: 658-673.
- Meland, S., Salbu, B., and Rosseland, B.O. 2010. Ecotoxicological impact of highway runoff using brown trout (*Salmo trutta* L.) as an indicator model. *J. Environ. Monitor.* 12: 654-664.
- Meland, S. 2015. Management of contaminated runoff water – a review. CEDR-report (in preparation).
- Meldrum, J.L., Jamieson, H.E., and Dyke, L.D. 2001. Oxidation of mine tailings from Rankin Inlet, Nunavut, at subzero temperatures. *Can. Geotech. J.*, 38, 957-966.
- Merovich Jr, G.T. and Petty, J.T. 2007. Interactive effects of multiple stressors and restoration priorities in a mined Appalachian watershed. *Hydrobiol.* 575: 13-31.
- Miljødirektoratet, 2014. Kvalitetssikring av miljøkvalitetsstandarder. M241/2014
- Molson, J., Aubertin, M., Bussière, B., and Benzaazoua, M. 2008. Geochemical transport modeling of drainage from experimental mine tailings cells covered by capillary barriers. *Applied Geochemistry*, 23, 1-24.

- Molson, J.W., Frind, E.O., Aubertin, M., and Blowes, D. 2005. POLYMIN v 3.0 , 2d reactive mass transport model with oxygen diffusion, sulfide oxidation and geochemical speciation. User guide. Polymin 2005.
- Monterroso, C. and Macias, F. 1998. Drainage waters affected by pyrite oxidation in a coal mine in Galicia NW Spain , composition and mineral stability. *Sci. Total Environ.*, 216, 121–132.
- Moser, P. 2005. Less Fines in aggregate and industrial minerals production - Results of an European research project, in *Proceedings 3rd EFEE World Conference on Explosives and Blasting* (Ed: R Holmberg) pp 567-574
- Moser, P., Cheimanoff, N., Ortiz, R., and Hochholdinger, R. 2000. Breakage characteristics in rock blasting. In *Proceeding of the 1st EFEE Conference on Explosives and Blating Techniques*, 165-170
- Moser, P., Grasedieck, A., du Mouza, J., and Hamdi, E. 2003a. Breakage energy in rock blasting. In *Proceedings of the 2nd EFEE World Conference on Explosives and Blasting Technique*, 323-334.
- Moser, P., Grasedieck, A., Olsson, M., and Ouchterlony, F. 2003b. Comparison of the blast fragmentation from lab-scale and full-scale tests at Bårarp. In *Proceedings of the 2nd EFEE World Conference on Explosives and Blasting Technique*.
- Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S., and Mills, A.L. 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and ferric iron. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 51, 1561-1571.
- Multiconsult, 2013a. Notat fra region øst prosjekt Vestoppland rv.4. Gran grense-Jaren. Grunnlag for interne grenseverdier - i lys av geokjemisk statistikk og utlekkings tester.
- Multiconsult, 2013b. Notat fra region øst prosjekt Vestoppland rv.4. Gran grense-Jaren. Søknad om midlertidig og permanent utslippstillatelse. ID 121027-YM-02
- NGI, 2015. Deponering av syredannende bergarter. Grunnlag for veileder. NGI rapport 20140693-01-R, datert 2015-05-12
- Nicholson, R.N., Gillham, R.W., and Reardon, E.J. 1990. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solutions. 2. Rate control by oxide coatings. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 54, 395-402.
- Nicholson, R.V. 1984. Pyrite oxidation in carbonate-buffered systems, Experimental kinetics and control by oxygen diffusion in the porous medium. Ph.D. Thesis, University of Waterloo, Waterloo, ON.
- Nicholson, R.V. 1994. Chapter 6, Iron-sulfide oxidation mechanisms , Laboratory studies. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor, 164-183.

- Nicholson, R.V., and Scharer, J.M. 1994. Pyrrhotite oxidation kinetics. In *The Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*. Am. Chem. Soc. Symp. Ser., 550, 14-30.
- Nicholson, R.V., Gillham, R.W., and Reardon, E.J. 1988. Pyrite oxidation in carbonate-buffered solution, 1. Experimental kinetics. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 52, 1077–1085.
- NGU, 1995. Bergartsklassifikasjon og kartfremstilling Norges geologiske undersøkelse, Skrifter nr. 113
- NGU, 2005. E18 Grimstad - Kristiansand. Geologisk kartlegging 2005. Norges geologiske undersøkelse, rapport nr. 2005-052
- NGI, 2013. Tunnel Gran-Jaren - Identifisering og karakterisering av skiferhorisonter i tunneltrasé. Norges geotekniske institutt rapport 20120110-01-R.
- NGI, 2014a. *Skred, skredfare og sikringstiltak: praktiske erfaringer og teoretiske prinsipper*. Norges geotekniske institutt, Universitetsforlaget.
- NGI, 2014b. Identifisering og karakterisering av leirskifer - Veileder for Miljødirektoratet. Norges geotekniske institutt, rapport 20120842-01-R.
- Nilsen, O. 2005. Teksturelle termer i magmatisk og metamorf petrografi. Institutt for geofag, Universitetet i Oslo. 50 p.
- Norsk forening for fjellsprenningsteknikk, 2009. Behandling og utslipp av driftsvann fra tunnelanlegg. Teknisk rapport 09.
- NORWAT,  
<http://www.vegvesen.no/Fag/Fokusomrader/Forskning+og+utvikling/NORWAT>
- Oelkers, E.H. 2001. General kinetic description of multioxide silicate mineral and glass dissolution. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65(21): 3703–3719.
- Oftedahl, C. (1981). *Norges Geologi, En oversikt over Norges regionalgeologi*. Tapir.
- Onederra, I., Esen, S., and Jankovic, A. 2004. Estimation of fines generated by blasting - Application for the mining and quarrying industries. *Mining Technology*, 113(4): 237-247.
- Orlova, T.A., Stupnikov, V.M., and Krestan, A.L. 1989. Mechanism of oxidative dissolution of sulphides. *Zhurnal Prikladnoi Khimii*, 61, 2172– 2177.
- Ouchterlony, F., and Moser, P. 2006. Likenesses and differences in the fragmentation of full-scale and model-scale blasts. In *Proceedings of the 8th Fragblast Conference*, Santiago, Chile, 207-220.
- Paktunc, A.D. 1999a. Characterization of mine wastes for prediction of acid mine drainage. In *Environmental Impacts of Mining Activity*, Springer, Berlin, Germany, 19–40.

- Paktunc, A.D. 1999b. Mineralogical constraints on the determination of neutralization potential and prediction of acid mine drainage. *Environ. Geol.*, 39, 103–112.
- Pellegrino, A. 1965. Geotechnical properties of coarse-grained soils. *Proceedings. International Conference of Soil Mechanics and Foundation Engineering. Vol. 1*, pp. 97-91.
- Perkins, E.H., Nesbitt, H.W., Gunter, W.D., St-Arnaud, L.C., and Mycroft, J.R. 1995. Critical review of geochemical processes and geochemical models adaptable for prediction of acidic drainage from waste rock. Report 1.42.1, Mine Environment Neutral Drainage MEND.
- Plumlee, G.S. 1999. The environmental geology of mineral deposits. In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and Health Issues. Rev. Econ. Geol.*, 6A, 71-116.
- Plumlee, G.S., and Logsdon, M.J. 1999. An Earth-system science toolkit for environmentally friendly mineral resource development. In *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and Health Issues. Rev. Econ. Geol.*, 6A: 1-27.
- Plummer, L.N., Wigley, T.M.L., and Parkhurst, D.L. 1978. The kinetics of calcite dissolution in CO<sub>2</sub>-water systems at 5 to 60°C and 0.0 to 1.0 atm CO<sub>2</sub>. *American Journal of Science*, 278: 179–216.
- Pratt, A.R., Nesbitt, H.W., and Muir, I.J. 1996. Generation of acids from mine waste, oxidative leaching of pyrrhotite in dilute H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> solutions at pH 3. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 5147-5159.
- Ptacek, C.J., and Blowes, D.W. 1994. Influence of siderite on the pore-water chemistry of inactive mine-tailings impoundments. In *Environmental Geochemistry of Sulfide Oxidation*, Edited by C.N. Alpers and D.W. Blowes, 550, 172-189.
- Redding, J., Schreck, C. and Everest, F. 1987. Physiological effects on Coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. *T. Am. Fish. Soc.* 116: 737-744.
- Rickard, D., and Sjöberg, E.L. 1983. Mixed kinetic control of calcite dissolution rates. *American Journal of Science*, 283: 815–830.
- Ritchie, A.I.M. 1994. Chapter 5, The waste-rock environment. In *Short Course Handbook on Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-Wastes*. Edited by D.W. Blowes and J.L. Jambor.
- Robertson, M., Scruton, D. and Clarke, K. 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. *T. Am. Fish. Soc.* 136: 822-828.
- Rodriguez, J.M., Edeskär, T., and Knutsson, S. 2013. Particle shape quantites and measurement techniques - A review. *Electronic Journal of Geotechnical Engineering*, 18: 169-198.
- Rosenberg, D.M. and Wiens, A.P. 1978. Effects of sediment addition on macrobenthic invertebrates in a northern Canadian river. *Water Res.* 12: 753-763.

- Runde, J.M. and Hellenthal, R.A. 2000. Behavioral responses of *Hydropsyche sparna* (Trichoptera: Hydropsychidae) and related species to deposited bedload sediment. Environm. Entomol. 29, 704-709.
- Russel, R.D. 1938. Effects of transportation on sedimentary particles. 32-47.
- Ryan, P.A. 1991. Environmental-effects of sediment in New-Zealand streams – a review. New Zealand J. Marine Freshw. Res. 25: 207-221.
- Rykaart, M., Hockley, D., Noel, M., and Paul, M. 2006. Findings of international review of soil cover design and construction practices for mine waste closure. In Proceedings of the 7th International Conference on Acid Rock Drainage ICARD, 1473-1482, March 26-30, 2006, St. Louis, MI.
- Sakaguchi, T., Takao, H. and Akira, N. 1978. Uptake of Uranium from Sea Water by Microalgae : Studies on the Accumulation of Heavy Metals in Biological Systems (VI). J. Ferm. Technol. 56: 561–65.
- Sánchez, D. J., M. Bellés, M. L. Albina, J. J. Sirvent, and J. L. Domingo. 2001. Nephrotoxicity of simultaneous exposure to mercury and uranium in comparison to individual effects of these metals in rats. Biol Trace Elem Res. 84: 139–54.
- Sanchez-Espana, J., Yusta, I., and Lopez, G.A. 2012. Schwertmannite to jarosite conversion in the water column of an acidic mine pit lake. Mineralogical Magazine, 76(7): 2659-2682.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., and Dwyer, S.F. 2005. Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA. Vadose Zone Journal, 41, 55-71.
- Scanlon, B.R., Reedy, R.C., Keese, K.E., and Dwyer, S.F. 2006. Response to « Comments on « Evaluation of evapotranspirative covers for waste containment in arid and semiarid regions in the Southwestern USA » ». Vadose Zone Journal, 52, 813-814.
- Segner, H., Schmitt-Jansen, M. and Sabater, S. 2014. Assessing the impact of multiple stressors on aquatic biota: The receptor's side matters. Environ. Sci. Technol. 48: 7690-7696.
- Servizi, J. and Martens, D. 1992. Sublethal responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1389-1395.
- SFT, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Veiledning 97:04. TA-1468/1997, Statens forurensningstilsyn (SFT), Oslo.
- SFT, 2003. Veileder til deponiforskriften. TA-1951/2003, Statens forurensningstilsyn, Oslo.
- Shaw, E. and Richardson, J. 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58: 2213-2221.

- Shelp, M.L., and Yanful, E.K. 2000. Oxygen diffusion coefficient of soils at high degrees of saturation. *Geotechnical Testing Journal*, 231, 36-44.
- Shiraki, R., Rock, P.A., and Casey, W.H. 2000. Dissolution of calcite in 0.1M NaCl solution at room temperature: An atomic force microscope (AFM) study. *Aquatic Geochemistry*, 6: 87–108.
- Sigler, J., Bjørn, T. and Everest, F. 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. *T. Am. Fish. Soc.* 113: 142-150.
- Sjoberg, E. L., and Rickard, D. 1984. Calcite dissolution kinetics: Surface speciation and the origin of the variable pH dependence. *Chemical Geology*, 42: 119–136.
- Sjoberg, E.L. 1978. Kinetics and mechanism of calcite dissolution in aqueous solutions at low temperatures. *Stockholm Contributions in Geology*, 32: 1–92.
- Smith, K. S., and L. O. Huyck. 1999. An overview of the abundance, relative mobility, bioavailability and human toxicity of metals. In: *Environmental Geochemistry of Mineral Deposits. Part A: Processes, Techniques and Health Issues. Vol. 6A. Reviews in Economic Geology*. Boulder, CO: Society of Economic Geologists, Inc.
- SRK. 1989. Draft acid rock drainage. Technical Guide Vol. 1, British Columbia Acid Mine Drainage Task Force Report, Prepared by Steffen, Robertson and Kirsten in Association with Norecol Environmental Consultants and Gormely Process Engineering.
- Statens Strålevern. 2005. Kommentarer til slutrapporten fra Barentshav-konferansen og kommentarer til tre andre rapporter utarbeidet for Forvaltningsplanen for Barentshavet.
- Statens strålevern (2013) Måleprosedyre for radon i boliger. 22.11.2013
- Statens Strålevern (2014) Radon i vann. Hentet 08.04.2015 fra: [www.nrpa.no/fakta/90036/radon-i-vann](http://www.nrpa.no/fakta/90036/radon-i-vann)
- Statens vegvesen. 2003. Motorveg E18 Grimstad-Kristiansand, Sulfidførende gneisar: sur avrenning, konsekvensar og avbøtande tiltak. Oppdrag I-279A rapport nr. 1, 51p.
- Statens vegvesen. 2013a. Rensing av vann fra veg og anlegg. En sammenstilling av metoder og praksis i 12 land. Statens Vegvesen, rapport 195. 95 s.
- Statens vegvesen. 2013b. Siltgardiner, funksjon, tilpassing og oppfølging. Statens Vegvesen, rapport 205. 38 s.
- Strelek, S., Gazdek, M., and Mesec, J. 2011. Blasting design for obtaining desired fragmentation. *Technical Gazette* 18, 1: 79-86.
- Strålberg E., Smith Varskog A. Th., Raaum A. og Varskog P. (2003). Naturlige radionuklider i det marine miljø – en oversikt over eksisterende kunnskap med vekt på Nordsjø-området. Report by Norse Decom. ND/E-17-03. ISBN 82-92538-00-3.

- Stumm, W., and Brauner, P.A. 1975. Chemical speciation. *Chem. Oceanogr.* 2: 173–239.
- Stumm, W., and Morgan, J.J. 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, 3rd ed. John Wiley and Sons.
- Suren, A. M. and Jowett, I. G. 2001. Effects of deposited sediment on invertebrate drift: an experimental study. *N. Z. J. Marine Freshw. Res.* 35:725–737.
- Sverdrup, H.U. 1985. *Calcite Dissolution Kinetics and Lake Neutralization*, Thesis, Lund Institute of Technology. LUTKDH/TKKT/1002/1-169/1985. 170 p.
- Sverdrup, H.U. 1990. *The Kinetics of Base Cation Release Due to Chemical Weathering*. Lund University Press, Lund, Sweden.
- Sykora, J.L., Synak, M. and Smith, E.J. 1972. Effects of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill). *Water Res.* 6: 935.
- Torp, M., og Vikan, H. 2013. pH-regulering av tunneldrivevann med CO<sub>2</sub>-gass – prinsipper og eksempler. Statens vegvesens rapporter nr 244.
- Turnpenny, A.W.H. and Williams R. 1980. Effects of the sedimentation on the gravels of an industrial river system. *J. Fish. Biol.* 17: 681-693.
- UNSCEAR, 2013. Sources, effects and risks of ionizing radiation. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Report to the General Assembly with scientific annexes.
- Vasconcelos, M.de C. and Melo, A.S. 2008. An experimental test of the effects of inorganic sediment addition on benthic macroinvertebrates of a subtropical stream. *Hydrobiol.* 610: 321-329.
- Walling, D., Collins, A. and McMellin, G. 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. *Hydrobiol.* 497: 91-108.
- Wantzen, K. M., 2006. Physical pollution: effects of gully erosion on benthic invertebrates in a tropical clear water stream. *Aquatic Conservation: Marine Freshw. Ecosyst.* 16: 733–749.
- Wedepohl, K.H. 1971. *Geochemistry*. Holt, Rinehart and Winston. 231 pp.
- Welch, S.A., Kirste, D., Christy, A.G., Beavis, F.R., and Beavis, S.G. 2008. Jarosite dissolution II – Reaction kinetics, stoichiometry and acid flux. *Chemical Geology*, 254: 73-86.
- Westrich, H.R., Cygan, R.T., Casey, W.H., Zemitis, C., and Arbold, G.W. 1993. The dissolution kinetics of mixed-cation orthosilicate minerals. *American Journal of Science*, 293(9): 869–893.
- Whitman, R., Quinn, T. and Brannon, E. 1982. Influence of suspended volcanic ash on homing behaviour of adult Chinook Salmon. *T. Am. Fish. Soc.* 111: 63-69.

- Williamson, M.A., and Rimstidt, J.D. 1994. The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 58, 5443-5454.
- Wood, P. J. and Armitage, P. D. 1997. Biological Effects of Fine Sediment in the Lotic Environment. *Environ. Manage.* 21: 203-217.
- Workman, L., and Eloranta, J. 2003. The effects of blasting on crushing and grinding efficiency and energy consumption. Calder and Workman Inc.*



# Vedlegg A

FAKTAARK - PROBLEMSTILLINGENE OG  
KLASSIFISERINGEN AV NORSKE  
BERGARTENE

# Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet – et NORWAT-prosjekt

## Problemstillingene og klassifiseringen av norske bergartene

*NGI og NIVA har gjennomført et litteraturstudium for å beskrive og klassifisere bergarters potensielle negative effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet. Med anleggsvirksomhet i Norge tenker vi ikke bare på veg, men også jernbane og utvikling av næringsarealer. Det ble identifisert fire problemer som bryting av fjell kan forårsake i vannmiljø, nemlig tilførsel av unaturlige partikler, syre, metaller og radionuklider. All slik anleggsvirksomhet kan i prinsippet gi samme type effekter i vannmiljø.*

### Mineralpartikler i vannmiljøet

*Hva er problemet?*

Partikler dannes ved anleggsdrift og sprengning av bergmasse. Partikler kan påvirke vannmiljøet på en rekke forskjellige måter. Partiklenes mengde og egenskaper, samt vannforekomsten selv avgjør skadepotensialet.

*--- og hvorfor?*

Det er begrenset vitenskapelig dokumentasjon som knytter partiklers egenskaper og eksponeringsforhold til biologiske effekter.

Nydannet bore- og sprengstøv inneholder partikler med skarpe kanter. De kan skade fiskegjeller og gi sårdannelse i annet biologisk vev. Slike partikler blir etter en tid, avhengig av mineralogi og transport/slitasje, mindre og rundere. De minste partiklene er betydelig mer kantete, viser større skarpheter og har stort sett en mer kompleks form.

Fysiske egenskaper, som form og størrelse på partikler produsert, er også avhengig av geologi og utførelse av sprengning (salveplan, type og mengde sprengstoff). Geologiske egenskaper påvirker utfallet av sprengningen og derfor også størrelsen på partiklene. Struktur (sprekkesystemer, foliasjon, svakhetssoner), mikrostruktur (kornstørrelse og orientering), elastisitet, strekkstyrke, densitet (tetthet) og hastighet av energioverføringen (detonasjonshastigheten) er viktig.

Partikler med størst skadepotensiale kommer fra asbestmineraler pga. sin nåleform og fra harde mineraler fordi de skarpe kantene brytes saktere ned.

Men nedslamming av gyte- og leveområder, redusert lystilgang i innsjøer og andre indirekte effekter er uavhengig av partiklenes form. Konsentrasjon, partikkelstørrelse og vannforekomstens egenskaper spiller inn.

*Hva kan gjøres for å redusere effektene?*

Tiltak for å redusere avrenningen av partikler fra anleggsområder er viktig for å unngå skader på vannmiljøet. Det er viktig å fange opp og hindre partikkelspredning under boring, sprengning og transport internt i anlegget. Sedimentasjonsbassenger fanger lettest opp større partikler, mens de små ofte ikke sedimenterer uten at det tilsettes kjemikalier. Siltgardiner i innsjøer kan hindre spredning hvis de monteres riktig.

### Syredannelse og tungmetallavrenning

*Hva er problemet?*

Bergarter som inneholder sulfider har et stort skadepotensiale. Ved anleggsdrift og sprengning av bergmasse tilføres det oksygen og fuktighet som fører til syredannelse og sur avrenning. Sulfider (også naturlig svovel  $S^0$ , tiosalter og sulfosalter) har et potensial til å oksidere og produsere syre, og følgelig oppløse og mobilisere aluminium og de fleste tungmetaller. Vanligvis karakteriseres syredanningen av pH lavere enn 4, at aluminium (Al) er med å bufre vannet mot enda lavere pH og at det frigjøres jern og mangan og en rekke andre tungmetaller (Cu, Zn, As, Cd, Pb og Ni). Konsentrasjonene av alle disse metallene, særlig Al, kan bli svært høye, avhengig av sulfidmengder i anlegget og fortynningsforhold i vannforekomstene nedstrøms.

*... og hvorfor?*

Metallers giftvirkning for vannlevende organismer er godt beskrevet i internasjonal forskningslitteratur, særlig tungmetallers effekter i områder med avrenning fra sulfidgruver. I Skandinavia har vi imidlertid også god kjennskap til effekter av sur nedbør, som kan være en mild variant av surt vann (pH over 4), men med skadelige konsentrasjoner av Al.

Al i surt vann og Fe skader fisk ved at ioner adsorberes til gjelleoverflater og påvirker både oksygenopptaket og saltbalansen hos fisken. Koppers giftvirkning er bl.a. knyttet til svikt i ionereguleringen over gjellene hos laks. Skader inntreffer ved svært lave konsentrasjoner (10-20 µg/L).

*Hva kan gjøres for å redusere effektene?*

Massene som inneholder sulfider må skilles ut og deponeres på en slik måte at oksidasjonen og dermed syreproduksjonen reduseres mest mulig. Deponier på land må bestå av en tett bunn og ha en toppdekning som enten er en barriere for luft eller vann/fuktighet. En vanlig metode er et dekke av leire pga. gode tette- og vannhusholdningsegenskaper og med et beskyttende toppdekke av morene. Alternative løsninger inkluderer vanndekninger (f.eks. sjødeponi), tildekking bygget opp av flere lag tildekninger, deknings med kapillære effekter, eller oksygenforbrukende tildekninger. Andre metoder kan brukes i tillegg for å redusere mengden av masser som må behandles, som svovelfjerning, stoffbelegg (blanding) eller passiv behandling. Deponering i vann/sjø kan være et alternativ hvis en finner egnede områder, f.eks. dypområder med oksygenfritt bunnslam. Aktive tiltaksmetoder (rensaneanlegg) kan brukes i anleggsfasen, men er ikke en langsikt løsning. Det stilles også ulike krav til behandling for ulike metaller. Hvis metaller felles og konsentreres i slammet, må slammet håndteres som metallholdig slam.

## **Radionuklider**

*Hva er problemet?*

Alunskifer (en type svartskifer) inneholder høye konsentrasjoner av sulfider og tungmetaller, og er også en karbonkilde for mikroorganismer. Men skiferen kan også inneholde så mye karbonater at pH blir over 7,0.

Alunskifer/svartskifer inneholder dessuten forholdsvis høye konsentrasjoner av uran. Ustabilt uran danner radium og radon, og det kan derfor oppstå problemer med stråling generelt og radon-gass spesielt.

*... og hvorfor?*

Stråling kan forårsake kreft og skader på arvematerialet. Skadepotensialet for vannmiljøet er derfor stort, ikke minst pga. antatte samspillseffekter når stråling kommer i tillegg til metalltoksisitet og effekter av annen påvirkning.

*Hvilke områder er mest aktuelle?*

Svarte leirskifre finnes hovedsakelig i Akershus, Oslo, Oppland, Buskerud og Hedmark.

*Hva kan gjøres for å redusere effektene?*

Som for sulfidmineraler generelt, gjelder at oksidasjonen reduseres mest mulig. Da reduseres også frigjøringen av uran.

## **Kontaktpersoner**

SVV Vegdirektoratet: Sondre Meland ([sondre.meland@vegvesen.no](mailto:sondre.meland@vegvesen.no))

NGI: Thomas Pabst ([thomas.pabst@ngi.no](mailto:thomas.pabst@ngi.no))

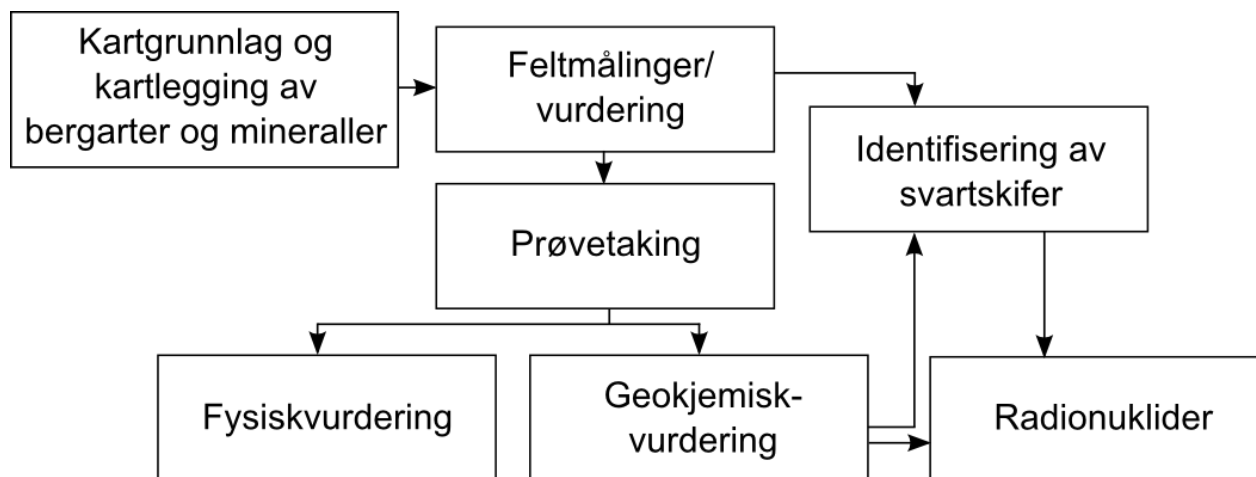
NIVA: Atle Hindar ([atle.hindar@niva.no](mailto:atle.hindar@niva.no))

## Vedlegg B

FAKTAARK - ENKLE UNDERSØKELSER  
FOR Å AVDEKKE BERGARTENES  
POTENSIELLE NEGATIVE EFFEKTER PÅ  
VANNMILJØET

# Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet – et NORWAT-prosjekt

Enkle undersøkelser for å avdekke bergartenes potensielle negative effekter på vannmiljøet



## Kartgrunnlag og kartlegging

Bergartsidentifikasjon bør begynne med kartlegging av berggrunn basert på et geologiske kart. Kart kan bestilles hos Norges geologiske undersøkelser (NGU). I tillegg inneholder nettstedet [ngu.no](http://ngu.no) informasjon om berggrunnen. Fokus bør være på: bergarter, innhold av potensielt reaktive mineraler, dypforvitringssoner og geologiske distribusjonssystemer for løste elementer. Det er anbefalt å ta kontakt med lokale kjentfolk (som regiongeologer) som kan hjelpe med identifisering, kartlegging og karakterisering av bergtypene.

## Feltnålinger/vurdering

I felt kan karakteristiske trekk ved ulike bergarter benyttes for å gjenkjenne en bergarter. Utseende kan fortelle mye. En del bergarter må analyseres kjemisk for en sikker identifikasjon og dermed også avklaring av egenskaper. Det har også stor betydning om en betrakter en naturlig terrengflate, en nylig utsprenget byggegrop eller skjæring, og på hvilken skala en gjør observasjonene.

Håndholdte instrumenter for måling av røntgenfluoresens (XRF) gjør det mulig å bestemme kvalitativt grunnstoff innholdet i et prøvemateriale direkte i felt. Skal håndholdte XRF-instrumenter benyttes til kvantitative analyser, må det enkelte instrument være kalibrert mot sikre kjemiske analyser. Faste prosedyrer må følges for å minimalisere tilfeldige feil.

Petrografisk undersøkelse og observasjoner av mineraler ved mikroskopering i tynnslip kan også hjelpe å karakterisere bergarter og mineraler.

## Prøvetaking

For å fremskaffe informasjonen kan ulike prøvetakingsmetoder som kjerneboring eller prøvetaking med fjellborerigg, gravemaskin, håndholdt slagdrill eller hammer brukes. I tillegg er det ofte nyttig å ta prøver av vann som har vært i kontakt med bergmassen. Vannets kjemi kan gi informasjon om bergart, sprekkefylling, bergmassens forvitningsgrad og –forhold. pH er en god indikator for forvitningsforhold og -omfang.

## Fysisk vurdering

Sikting, som er relevant for fine partikler, er stort sett standardisert (e.g. ASTM. American Society for Testing and Materials) Bildeanalyse er også en enkel, presis og rask metode for å måle kornstørrelse og partikkelform.

## Geokjemisk vurdering/karakterisering

Kjemiske analyser (ICP-AES og ICP-SFMS) kan danne grunnlag for identifisering og karakterisering av flere bergarter og særlig de syredannende. Analysen bør inkludere hovedelementer, sporstoffer, oksider), uorganisk karbon (TIC), organisk karbon (TOC), uran (U) og thorium (Th), avhengig av den geologiske vurderingen. Analysen kan gi grunnlag for vurdering av syredannende potensial, metallulekking og risiko for radondannelse.

Slike analyser kan også gi støtte til å identifisere og karakterisere bergartstype. For en mer detaljert og mer presis vurdering av bergarters geokjemiske egenskaper, vil en mineralidentifikasjon ved hjelp av røntgendiffraksjon (XRD) eller optiske metoder (SEM, Scanning Electron Microscope eller EPMA, Electron Probe Microanalyser) gi verdifull informasjon. En vil da få en vurdering av hvilke mineraler skiferen består av og samtidig en omtrentlig mengde av de ulike mineralene. Det er visse nøkkelmineraler som er viktige å identifisere.

## Utlekkingstester

Utlekkingstester er beskrevet i Avfallsforskriften og går ut på at bergprøven ristes med vann i et døgn og vannkjemien analyseres deretter. Resultatene gir bare et øyeblikksbilde og et usikkert bilde av forvitningsgrad og har derfor begrenset verdi for sulfidførende bergarter som ikke er forvitret. Utlekking kan også måles i en kolonnetest der vannet pumpes gjennom massene i løpet av flere uker. Utlekkingspotensial kan nærmere vurderes ved å sammenligne utlekkingsresultater fra synlig uforvitret og forvitret bergmasser. Dette vil kunne gi en antydning hva som vil kunne skje på lengre sikt ved for eksempel deponering av masser som per i dag betegnes som uforvitret masser. Det skal i så tilfelle analyseres for parametere for avfallskarakterisering beskrevet i Avfallsforskriften.

## Identifisering av svartskifer

En metodikk for å identifisere svartskifer er utviklet av NGI. Basert på kjemiske analyser vurderes det om materiale er:

- **Sikkert syredannende** og trenger spesiell håndtering.
- **Ikke syredannende** og kan disponeres fritt.
- **Mulig syredannende** og krever nærmere karakterisering og vurdering.

Innledningsvis vurderes syredanningspotensialet (acidification potential, AP) og nøytraliseringspotensialet (neutralisation potential, NP) basert på karbonat og svovel innholdet. For å forenkle sammenligningen mellom AP og NP er parameterne uttrykt i kg CaCO<sub>3</sub> eq/tonn. kan produsere syreavrenning (AP > NP) eller ikke.

Jern (Fe) – svovel (S) diagram gir informasjon om forholdet mellom jern og svovel. Dette forholdet forteller om jern kan sitte bundet i andre mineraler enn sulfider, og dermed også om hvor andre tungmetaller kan være bundet

Trekantdiagrammer som viser kombinasjoner av kjemiske grunnstoffer og relativt elementinnhold i forhold til referansebergarter. Dette gjenspeiler dannelsesbetingelsene, og den geologiske historien til bergarten Dette er avanserte tolkningsmetoder som vil være avgjørende for å identifisere mulig syredannende bergarter

## Radionuklider og radondannelse

Radioaktivitet i bergarter kommer fra naturlig forekommende radionuklider og først og fremst <sup>238</sup>U, <sup>232</sup>Th og <sup>40</sup>K, radium (Ra), radon (Rn), polonium (Po), vismut (<sup>209</sup>Bi) og bly (Pb). Uran er den viktigste av disse. Det er generelt snakk om lav radioaktivitet i norske bergarter (<< 1 Bq/g). Bergarter med ≥1 Bq/g radioaktivitet defineres som radioaktivt avfall (Statens Strålevern). Dette antas å gjelde ved et uraninnhold større enn 80 mg/kg, noe som kan observeres i enkelte lag i alunskifer-rekken. Masser med en total aktivitet på >1 Bq/g defineres som radioaktivt avfall og skal håndteres i henhold til Avfallsforskriftens regelverk for radioaktivt avfall.

## Kontaktpersoner

SVV Vegdirektoratet: Sondre Meland  
([sondre.meland@vegvesen.no](mailto:sondre.meland@vegvesen.no))

NGI: Thomas Pabst ([thomas.pabst@ngi.no](mailto:thomas.pabst@ngi.no))

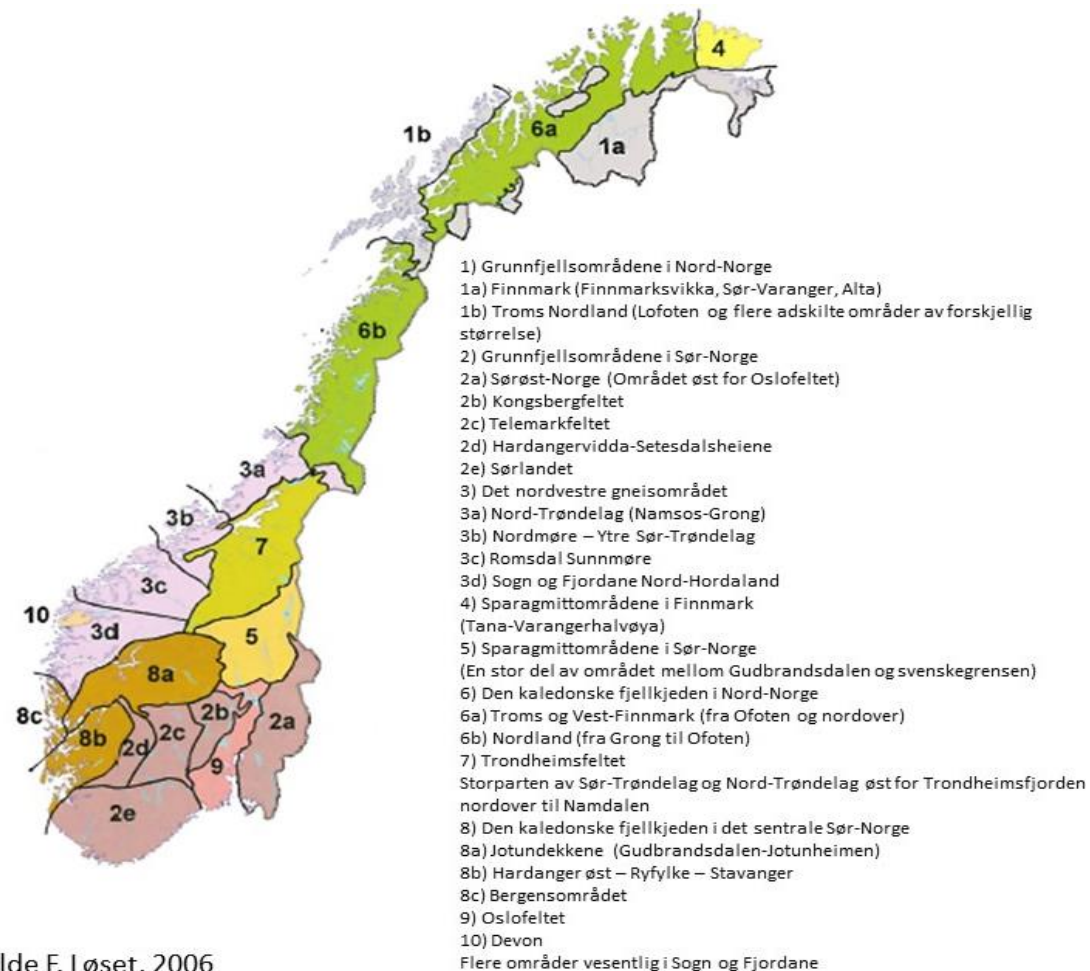
NIVA: Atle Hindar ([atle.hindar@niva.no](mailto:atle.hindar@niva.no))

## Vedlegg C

KLASSIFISERINGSTABELLER FOR  
BERGARTER, MINERALER OG  
AKTSOMHET I FORHOLD TIL EFFEKTER  
PÅ RESIPIENT

## Bruksanvisning for bergartskarakteriseringen:

- trinn 1** Finn den geologiske regionen og subregionen som prosjektet tilhører i figuren
- trinn 2** Gå til **C-2 Bergarter**, og identifiser hvilke hovedbergarter finnes i regionen
- trinn 3** C-2 viser bergartene og den karakteristiske forvitningsgraden
- trinn 4** På kartutsnittene nederst på C-2 finnes eksempler på detaljer fra enkelte regioner
- trinn 5** Gå videre til **C-3 Mineraler**, basert på de bergartene som finnes i prosjektområdet
- trinn 6** **C-4 Aktsomhet**, viser de ulike mineralenes påvirkning på vannmiljøet



Kilde F. Løset, 2006

<b>Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet</b>	Dokumentnr. 20120247-01-R
Nordic Road Water (NORWAT) Klassifiseringstabeller for bergarter, mineraler og aktsomhet i forhold til effekter på resipient	Fisurac Vedlegg C1
	Dato 2015-06-05
	Tegnet av EEC
<b>Bruksanvisning</b>	





Generelt navn Bergart	Metamorfi grad Lav-Middels-Høy	Forvitring	Bergartsdannende mineraler	Bergartsdannende mineraler																				Kommentarer					
				Kvarts	Alkalifeltspat	Plagioklas	Olivin	Pyroksen	Amfibol	Glimmer	Biotitt	Muskovit	Sjelfrid (dyrt) (pyrrhotitt)	Jernsulfid	FeS	FeS (3) sulfid	Asbestmineraler	Wapackitt	Ilmenitt	Titanitt	Zirkon	Kapat	Wapackitt		Koritt	Epidot	Kalott	Lærningegaler	Uranminerale
Syenitt	LMH	sprekker, dyp i Oslofelt	Syenitt	1	3	1		1	1	2	2	1	1				1	1	1	1	1	1	1		1	1			Umetamorfe syenitter kan dypforvitte (eksempel Oslofeltet)
Monsonitt	LMH	sprekker, dyp i Oslofelt	Monsonitt	1	2	3		2	2	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1		1	1			Uraninnhold
Granitt	LMH	sprekker, dyp i Oslofelt	Granitt	3	3	2		2	2	1	1	1	1				1	1	1	1	1	1	1		1	1			Uraninnhold
Alkalifeltspatgranitt		sprekker, dyp i Oslofelt	Alkalifeltspatgranitt	3	3	1		2	2	1	1					1	1	1	1	1	1	1		1	1			Uraninnhold, Permbergarter har riebeckitt/arfredsonitt og andre amfiboler som kan være asbestform eksempel: Ekeritt	
Alkalifeltspatsyenitt		sprekker, dyp i Oslofelt	Alkalifeltspatsyenitt	1	3	1		2	2	1	1				1			1	1					1				Nordmarkitt, uraninnhold, riebeckitt og andre alkaliamfiboler som kan være asbestform	
Rombeoporfyrr		sprekker, lavatopp, Oslofelt	Dagbergart monsonitt	1	2	3		2	2	1													1	1				Uraninnhold, overgang mellom lavastrømmer	
Dioritt	H	sprekker	Dioritt	1	1	3		2	2	1		1									1	1	1					Forvittrings/ omdanningsmineraler kan være asbestmineraler	
Dunitt	H	sprekker, gjennomgripende	Dunitt/olivinstein	0	0	3		3	3	1					1				1	1	1	1					1	Forvitrer til bergarter med asbestmineraler	
Gabbro	H	sprekker, gjennomgripende	Gabbro	0	0	3		1	2	1					1				1	1	1	1					1	Kan omdannes til amfibolitt, kan ha asbestmineraler	
Peridotitt	H	sprekker, gjennomgripende	Peridotitt	0	0	3		2	3	1					1					1	1	1	1				1	Olivinstein, kan forvitre til serpentinitt	
Serpentinitt	ML	gjennomgripende	Serpentinitt	1	1	2	2	2	3	2			1		3					1	1	1	1				1	Serpentinitt er metamorft omvandlet ultramafisk bergart f.eks dunitt, mulig nikkelkilde	
Amfibolitt	MH	sprekker	Amfibolitt	1	1	2		1	2	2				2						1	1	1	1				1	Særlig båndete amfibolitter kan ha høyt sulfidinnhold	
Grønnstein	L	gjennomgripende	Grønnstein	1	1	1		1	2	1			2		1					1	2	1					1	Kan inneholde fibrig asbest og amfibol	
Basalt		sprekker, gjennomgripende	Basalt	0	0	2		3	3	1					1						1	1	1					Kan inneholde fibrig amfibol	
Granittisk gneis	MH	sprekker	Granittisk gneis	3	3	3		1	2	2	1				1	1				1	1	1	1						
Glimmergneis/skifer	MH	sprekker	Glimmergneis/-skifer	3	3	2		1	1	2		2								1	1	1	1					Amfibol kan være fibrig	
Kalksilikat-karbonatskifer	H	sprekker, gjennomgripende	Kalksilikat-karbonatskifer	2	1	2		2	3	3		2			2					1	2	1	1					Tremolitt-aktinollitt asbestamfibol	
Klorittskifer	L	sprekker, gjennomgripende	Klorittskifer								1									1	1	1	1						
Fyllitt	L	sprekker, gjennomgripende	Fyllitt	3	2	2		1	2	1	1	1			1	1				1	1	2	1	1			1	Kan inneholde en del sulfider, kan også være opprinnelig svartskifer	
Svart leirskifer	M	sprekker	Svart leirskifer	3	2	2		0	0	1	1	3	3	3						1	1	3					3	Alunskifer i Oslofeltet, ligger i lavere lag i kaledonske skyvedekker samt i front av kaledonidedekkene	
Leirskifer	L	spalter, gjennomgripende	Leirskifer		3	1					1	2	1							1	2	3						Forvitrer raskere enn andre bergarter	
Grønnskifer			Grønnskifer	3								2								1	1	1	1			3		Forvitrer raskere enn andre bergarter	
Pegmatitt	varierer	varierer	Pegmatitt	3	3	1		1	1	1	2	2			1	1	1			1	1	1				1		Inneholder ofte sjeldne mineraler i drivverdige kvanta	
Migmatitt (lys)	H	sprekker	Gneis migmatitt lys					2	2	1	1	2								1	1							Migmatitter er tegn på høy metamorfose (delvis oppsmelting)	
Migmatitt (mørk)	LMH	sprekker, gjennomgripende	Gneis migmatitt mørk			2		2	2	1	1	2								1	1							Mørk migmatitt kan være amfibolittisk eller skjærdeformert mylonitt (mørk tett av granittiske sammensetning)	
Sandstein/arkose			Sandstein, konglomerat	3	3	1					1	1	1								1	1						Kan ha mer sulfider i enkelte horisonter i Sparagmittekkene	

Metamorfi grad påvirker hvilke mineraler en bergart kan bestå av.

Det er viktig å vurdere omfang av retrograd metamorfose eller overpreping av en lavere eller høyere grads metamorfose.

Retrograd metamorfose omtales som en ny metamorfose ved lavere trykk og temperatur som vil påvirke forvittringsgrad og mineraldannelse av nye lav-temperatur mineraler.

Lav-temperaturmineraler ved retrogradmetamorfose er gjerne leirmineraler.

Sulfider kan dannes ved flere temperaturer, ofte er de dannet ved lave temperaturer som et "sekundært mineral".

Alkaligranitter kan ha asbestamfibol. Kalkrike paragneiser kan ha aluminiumsilikater mineraler som kan ha fibrøs form. Kalk-skifer kan inneholde amfiboler med asbestform.

De mafiske bergarter har ofte asbestmineraler knyttet til retrograd metamorfose.

3	Hovedmineral
2	Karakteriserende mineral
1	Aksessorisk
	Sjelden

#### Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet

Nordic Road Water (NORWAT)  
 Klassifiseringstabeller for bergarter, mineraler og aktsomhet i forhold til effekter på resipient

#### Mineraler

Dokumentnr:	2012/20247-01-R
Utgave:	Vedlegg C3
Dato:	2015-06-05
Tegnet av:	EGC
	

Mineraler/ systematisk gruppe	Aktsomhet i forhold til resipient	Forvittringsprodukt				
		Syredannelse	Metallutlekkning	Partikkelutslipp	Radionuklider	
Feltspat	Alkalifeltspat			2		Al-kilde
	Plagioklas			2		Svakt bufringseffekt
Pyroksen	Augitt			2		Omvaldingsprodukt kan være fibrige mineraler
	Enstatitt			2		Omvaldingsprodukt kan være fibrige mineraler
Amfibol	Aktinolit			3		Flere amfiboler har asbestform
	Antofyllitt			3		Asbestform
	Tremolit			3		Asbestform, vermikulitt og talk mineralselskap, tremolite-actinolite-richterite-winchite solid solution series
	Riebeckitt/arfvredsonitt			3		Asbestform krokidolit, bergartsdannende i Ekeritt, på sprekker i kontaktene basalt/larvikitt Porsgrunn. Også rapportert ved Sandefjord
Asbest	Krysotil			3		Asbestmineral
Glimmer	Biotitt			2	1	
	Muskovitt			2	1	
Leirmineraler	Montmorillonitt			2		Mikrostrørrelse
	Vermikulitt			2		Mikrostrørrelse
Feltspatoid	Nefelin			2		
	Olivin			2		Omvaldingsprodukter er asbestmineraler
Kvarts	Kvarts			3		Respiratorisk effekt
Sulfid	Pyritt	3	3	2		Syredannende prosesser
Sulfater	Jarositt	3	3	2		Flere varianter, hydrogen-jarositt er minst stabil og frigir mest protoner
	Fe/Al-sulfater	3	3	2		Flere jern-aluminiumsulfater dannes ved oksydasjon av sulfider, de er vannløselige og indikerer pH <3
Oksyd	Magnetitt			2		
Karbonat	Dolomitt			1		
	Kalsitt			1		
	Magnesitt			1		
	Epidot			1	2	Allanitt kan ha høye uranverdier
Al-silikat	Kyanitt			1		
	Sillimanitt			2		Fibrig form, må avklares på biota
	Andalusitt			1		
	Kloritt			2		
Uran i mineraler	Monsonitt/Granitt/Nordmarkitt/Dr ammensgranitt/Romboporfyrr/Alkali feltspatgranitt				3	Uran er stedvis fordelt også i bergartsdannende mineraler. Uran vil lekke ut av mineraler ved forvitring. Dette skjer også ved nøytrale pH verdier
Thorium	Søvitt, melteigitt, vipetoitt og damtjernitt				3	Kan frigjøre Th og radon

Aktsomhet ved planlegging og prosjektering

- 3 Høy aktsomhet
- 2 Middels aktsomhet
- 1 Lav aktsomhet
- Veldig lav/Ingen fare

**Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet**

Nordic Road Water (NORWAT)  
Klassifiseringstabeller for bergarter, mineraler og aktsomhet i forhold til  
effekter på resipient

Referanse:  
20120247-01-R

Ekstern  
Vedlegg C4

Dato  
2015-06-05

Tegnet av  
EEC

**Aktsomhet**



<b>Dokumentinformasjon/Document information</b>		
<b>Dokumenttittel/Document title</b> Bergarters potensielle effekter på vannmiljøet ved anleggsvirksomhet		<b>Dokumentnr./Document no.</b> 20140247-01-R
<b>Dokumenttype/Type of document</b> Rapport / Report	<b>Distribusjon/Distribution</b> Fri/Unlimited	<b>Dato/Date</b> 2015-06-05
		<b>Rev.nr.&amp;dato/Rev.no.&amp;date</b> 0 /
<b>Oppdragsgiver/Client</b> Statens vegvesen		
<b>Emneord/Keywords</b> Water quality, tunneling, fines, treatment		

<b>Stedfesting/Geographical information</b>	
<b>Land, fylke/Country</b>	<b>Havområde/Offshore area</b>
<b>Kommune/Municipality</b>	<b>Felt navn/Field name</b>
<b>Sted/Location</b>	<b>Sted/Location</b>
<b>Kartblad/Map</b>	<b>Felt, blokknr./Field, Block No.</b>
<b>UTM-koordinater/UTM-coordinates</b> Sone: Øst: Nord:	

<b>Dokumentkontroll/Document control</b>					
<b>Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001</b>					
<b>Rev/Rev.</b>	<b>Revisjonsgrunnlag/Reason for revision</b>	<b>Egenkontroll av/Self review by:</b>	<b>Sidemanns-kontroll av/Colleague review by:</b>	<b>Uavhengig kontroll av/Independent review by:</b>	<b>Tverrfaglig kontroll av/Inter-disciplinary review by:</b>
0	Originaldokument	2015-06-05 Thomas Pabst	2015-06-05 Gunvor Baardvik	2015-06-05 Gijs Breedveld	

<b>Dokument godkjent for utsendelse/Document approved for release</b>	<b>Dato/Date</b> 5. juni 2015	<b>Prosjektleder/Project Manager</b> Thomas Pabst
---	----------------------------------	--

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

[www.ngi.no](http://www.ngi.no)

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

[www.ngi.no](http://www.ngi.no)





Statens vegvesen  
Vegdirektoratet  
Publikasjonsekspedisjonen  
Postboks 8142 Dep 0033 OSLO  
Tlf: (+47 915) 02030  
publvd@vegvesen.no

ISSN: 1893-1162

vegvesen.no

**Trygt fram sammen**