



RAPPORT

Miljødirektoratet

DEPONERING AV SYREDANNENDE
BERGARTER. GRUNNLAG FOR VEILEDER.

DOK.NR. 20140693-01-R
REV.NR. 0 / 2015-05-12
M-385|2015

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autenticiteten 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: Syredannende bergarter
Dokumenttittel: Deponering av syredannende bergarter. Grunnlag for veileder.
M-385 | 2015
Dokumentnr.: 20140693-01-R
Dato: 2015-05-12
Rev.nr. / Rev.dato: 0 /

Oppdragsgiver

Oppdragsgiver: Miljødirektoratet
Kontaktperson: Rita Vigdis Hansen
Kontrakthereferanse: Avtale signert 2012-12-19

for NGI

Prosjektleder: Gijs Breedveld
Utarbeidet av: Erlend Sørmo, Gijs Breedveld, Thomas Pabst
Kontrollert av: Erik Endre, Paul S. Cappelen

Sammendrag

Miljødirektoratet har engasjert NGI til å lage grunnlaget for en veileder for deponering av syredannende bergarter. Dette er en videreføring av arbeidet NGI har gjort ved å lage en veileder for karakterisering og identifisering av syredannende bergarter. Forvitring av sulfider i syredannende bergarter, som følge av kontakt med luft og vann, kan medføre avrenning med svært lav pH og høye konsentrasjoner av løste tungmetaller, jern, aluminium og uran. Masser av syredannende bergarter kan derfor skape store problemer i deponier som ikke er riktig utformet.

Dersom oksygentilførsel til masser av syredannende bergarter hindres, vil forurensningspotensialet minimeres, ettersom forvitningsreaksjonene stoppes. Sikker deponering krever derfor at massene legges i tette celler hvor det benyttes en tildekking som hindrer inntrengning av oksygen. Diffusjonsraten til oksygen i vann er svært lav og vann er derfor nøkkelen til å hindre inntrengning av oksygen.

Driftsfasen, med mellomlagring og åpne celler, er den mest kritiske perioden i deponeringsprosessen, siden massene da har kontakt med luft og vann/fuktighet. Det anbefales at denne fasen er kortest mulig, for å begrense og / eller hindre forvitningsreaksjonene. Samdeponering med alkaliske avfallsmaterialer og komprimering av massene vil kunne regulere pH-forholdene i deponicellene i driftsfasen. Det vil være nødvendig med tilpassede renseanlegg for sigevann fra deponier som justerer pH og feller ut løste metaller.

Innhold

1	Innledning	6
1.1	Bakgrunn	6
1.2	Avgrensing av oppgaven	6
1.3	Miljørelaterte problemer knyttet til syredannende bergarter	7
2	Avfallskarakterisering	10
2.1	Ulike typer syredannende bergarter	10
2.2	Klassifisering av avfallstype	12
3	Mellomlagring og mottak av masser	18
3.1	Mellomlagring før deponering	18
3.2	Mellomlagring og mottak av masser på deponi	19
4	Tiltak for å begrense syredannende reaksjoner	20
4.1	Tildekking	20
4.2	Inntrenging av vann	22
4.3	Tilsats av pH-regulerende materialer	22
4.4	Volum / overflate på deponerte masser	26
4.5	Komprimering	26
4.6	Sigevann fra deponerte masser	26
5	Etablering og drift av nye deponier / deponiceller for syredannende bergarter	28
5.1	Lokalisering av nye deponier for syredannende bergarter	28
5.2	Etablering av deponiceller for syredannende bergarter i eksisterende deponier	28
5.3	Bunn/sidetetting	29
5.4	Tildekking i driftsfasen	29
5.5	Vannmettet løsning	30
5.6	Selvantenning	30
5.7	Sigevann	30
6	Avslutning av deponier	34
6.1	Toppdekke	34
6.2	Overvåkning og etterdrift	37
7	Oppsummering / anbefalinger	38
8	Referanser	39

Vedlegg

Vedlegg A	Gjennomsnittskonsentrasjoner av grunnstoffer i leirskifre
Vedlegg B	Korrelasjon mellom uran og målt aktivitet for radioaktive nuklider

Kontroll- og referanseside

1 Innledning

1.1 Bakgrunn

Miljødirektoratet har engasjert NGI til å lage grunnlaget for en veileder for deponering av syredannende bergarter.

Berggrunn som danner syre eller frigjør tungmetaller ved forvitring utgjør byggegrunn flere steder i Norge. I Østlandsområdet er dette knyttet til svarte leirskifre som alunskifer. Slik grunn må håndteres riktig i forbindelse med tiltak ved ulike byggeprosjekter og grøfting. Utenfor Østlandsområde er det kjent at gneiser som kan omtales som "fahlbånd", kan være syredannende når de fragmenteres ved sprengningsarbeider. Dette er en problemstilling det har vært lite oppmerksomhet rundt. Mørke bergarter, som amfibolitter, kan også være anriket av sulfider som kan medføre forvitring med utvikling av sur avrenning.

Syredannende bergarter kan ved forvitring føre til sur avrenning med høye konsentrasjoner av løste metaller og sterkt begrense levetiden på konstruksjoner og infrastruktur gjennom svelle-, setnings- og korrosjonsskader. Alunskifer og andre typer syredannende bergarter kan vanligvis ikke benyttes til gjenbruk eller som fyllmasser uten spesielle tiltak. Bergarter med forurensende potensial må derfor som utgangspunkt deponeres. Per i dag sendes alunskifer og en rekke andre mindre syredannende bergarter til deponi for farlig avfall, NOAH Langøya.

For å identifisere og karakterisere potensielt syredannende bergarter, har NGI utarbeidet grunnlaget for en veileder for Miljødirektoratet (NGI, 2015).

1.2 Avgrensing av oppgaven

Denne veilederen beskriver avfallskarakterisering og riktig håndtering av syredannende bergarter, hovedsakelig for ordinære avfallsdeponi (kategori 2 deponier) over bakkenivå på land. Underjordisk deponering av syredannende bergarter kan også være en mulighet. Avfall med forhøyet innhold av uran og økt risiko for radondannelse må vurderes særskilt. Underjordiske deponier er ikke omfattet av dette dokumentet.

Dokumentet er rettet mot avfallsaktører som driver deponier, eller aktører som har et ønske om å opprette et deponi for syredannende bergarter.

I sjø vil lavt oksygeninnhold i dypvannet kunne hindre tilførsel av oksygen og dermed forhindre syredannende reaksjoner, samtidig som sjøvannets naturlige bufferegenskaper kan sikre stabile pH-forhold rundt de deponerte massene. Dessuten vil disse forholdene også bety liten transport av sur avrenning og metaller ut av massene. En har imidlertid lite erfaring med deponering av slike masser i sjø sammenlignet med landbaserte løsninger. I tillegg er det annet lovverk som vil gjelde. Deponering i sjø inngår derfor ikke i dette arbeidet.

1.3 Miljørelaterte problemer knyttet til syredannende bergarter

1.3.1 Potensial for syredannelse

Det er kjemiske endringer i bergarten som, under innflytelse av oksygen og vann, fører til sur avrenning som kan påvirke miljøet. Sulfidmineraler i bergarten omdannes til svovelsyre og andre sulfatforbindelser og mineraler.

Jernsulfider er de dominerende sulfidmineralene i syredannende bergarter. Derfor er både jern- og svovelinnhold nøkkelparametere for karakterisering av syredannende bergarter. Det totale potensialet for syredannelse i en bergart vil forøvrig være avhengig av forskjellen mellom det syredannende potensialet til sulfidene og det nøytraliserende potensialet til karbonatene i bergarten. Derfor er innhold av karbonater en tredje nøkkelparameter. I tillegg er form, størrelse og fordeling av sulfidmineralene avgjørende for det reelle syredannende potensialet, da disse faktorene styrer forvittringshastigheten. For detaljer henvises det til karakteriseringsveilederen (NGI, 2015).

Både oksygen og vann er nødvendige for de syredannende reaksjonene, men oksygen er vanligvis den begrensende faktoren, så dersom oksygen ikke er tilgjengelig vil forvittringsprosessen ikke komme i gang.

Det er omfanget av syredannelse som bestemmer hvor mye en bergart kan lekke ut til omgivelsene og som avgjør om en bergart betraktes som potensielt forurensende eller ikke. Derfor vil syredannende bergarter ikke medføre forurensning dersom en klarer å hindre de syredannende reaksjonene.

1.3.2 Utlekking av metaller

Utlekking av tungmetaller skyldes forvitring av sulfidmineralene. Sivevann i kontakt med særlig alunskifer kan ha høye konsentrasjoner av tungmetaller, uran og aluminium. pH i slikt sivevann kan bli lav ($\text{pH} < 4$). På engelsk omtales sivevannet som *Acid Rock Drainage* (ARD). Tabell 1 viser pH og konsentrasjoner av ulike metaller i vann som har vært i kontakt med forvitret og uforvitret alunskifer.

Tabell 1 Eksempler på analyser av vann som har vært i kontakt med forvitret og uforvitret alunskifer.

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

Fra forvittringsprosessen vil det kunne dannes sulfatmineraler. Jernsulfatmineralene inneholder tungmetaller som før var bundet i sulfidene. Ettersom jernsulfatene er lettloslig i vann, vil en forvitret leirskifer med høy andel av sulfatmineraler raskt kunne frigjøre forholdsvis store mengder tungmetaller i kontakt med vann. Dersom pH holder seg over 4, vil typisk jernhydroksider erstatte sulfatmineralene som dannes under forvittringen. Jernhydroksider er gode "feller" for tungmetaller som bindes i hydroksidmineralene som dannes, og en vil da få lavere utlekking av tungmetaller. Hvis pH synker til under 3, vil imidlertid hydroksidmineralene løses og det kan skje en akselerert forvitring og frigjøring av store mengder tungmetaller i løselig form.

Det kan også pågå forvittringsreaksjoner ved nøytrale pH-verdier, men de vil vanligvis forløpe tregere enn ved lave pH-verdier. Sige vann med nøytrale pH-verdier ($\text{pH} > 6$) kan derfor også være anriket av tungmetaller, noe som på engelsk omtales som *Neutral Rock Drainage* (NRD). I en syredannende bergart med et høyt innhold av både sulfider og karbonater, som ikke har et netto syredannende potensial, vil den sure avrenningen som produseres av forvittringsreaksjonene nøytraliseres av karbonatmineraler i bergarten. Samtidig vil metaller som er mobile ved nøytrale pH-forhold (As, Cd, Co, Mo, Ni, Sb, U og Zn) kunne frigjøres fra de forvitrede massene. For ytterligere detaljer henvises det til karakteriseringsveilederen (NGI, 2015).

1.3.3 Radioaktivitet

Svarte leirskifre inneholder naturlig forekommende radioaktive nuklider, og uran (^{238}U) er den viktigste av dem. Tabell 2 viser eksempler på innholdet av uran i utvalgte leirskifere (utdrag fra Vedlegg A). Det er alunskifer som har de høyeste konsentrasjonene av uran, fulgt av Galgebergskifer. Enkelte lag i Alunskiferen kan ha >200 mg uran per kg faststoff (se etasje 2 i Tabell 2).

Bergarter med ≥ 1 Bq/g radioaktivitet defineres som radioaktivt avfall. Dette antas å gjelde ved et uran innhold større enn 80 mg/kg. Korrelasjoner mellom uraninnhold og stråling viser imidlertid at grenseverdien for radioaktivt avfall på (1 Bq/g) tilsvarer en urankonsentrasjon på nærmere 100 mg/kg (Vedlegg B). Dermed kan det være hensiktsmessig å gjøre en måling av total aktivitet hvis urankonsentrasjonen ligger mellom 80 og 100 mg/kg.

Tabell 2 Typiske konsentrasjoner av uran (mg/kg) i enkelte bergarter (utdrag fra Vedlegg A).

Skifer / bergart	Etasje	Uran (mg/kg)
Alunskifer	2	60 – 300
	3a	30 – 150
Hagabergskifer	3b α	5 – 20
Galgebergskifer	3b β	10 – 40
Huuskifer	3c	1 – 7
Elnesskifer	4a	< 15
Granitter	-	5 – 40

Over tid henfaller uran til andre grunnstoffer (eksempelvis radium, radon, polonium, bly). I henfallsprosessen skilles det ut ioniserende stråling i form av alfa, beta og gamma fra atomkjernen. Ioniserende stråling kan medføre helserisiko. Særlig radon, en radioaktiv edelgass som dannes som en følge av henfall av uran, stiger opp fra grunnen. Der man fører opp bygninger på slik grunn uten avbøtende tiltak, vil radongassen kunne trenge inn i bygget via gulv, vegger og / eller vannrør og føre til eksponering for radioaktive stoffer og påfølgende fare for helsen.

Radon er en radioaktiv gass som dannes som følge av spalting av radium (som igjen dannes av spalting av uran). Når det dannes en gass inne i et mineral, oppstår et overtrykk der gassen presses ut av mineralkornet. Generelt gjelder at jo høyere uraninnhold i en bergart, desto større radonproduserende potensial. Radon transporteres langs sprekkeflater i bergarter og til overflaten. Jo flere sprekker, dess større sannsynlighet for at radon kommer ut i luft. Forvitring øker overflateareal på sprekker og gir dermed større spredning av radon til luft.

Radon er en gass med relativt kort halveringstid (3,8 dager), som under gjentatt eksponering (ved innånding) kan medføre alvorlige helsemessige konsekvenser som lungekreft. Risiko øker med eksponeringstid og radonkonsentrasjonen. Statens strålevern anbefaler derfor å holde radonkonsentrasjonene under 100 Bq/m^3 , med en absolutt grenseverdi på 200 Bq/m^3 for innendørs rom for varig opphold (Strålevern forskriften § 6, 5. ledd). Radon kan også finnes i vann og selv om det er mye mindre mobilt pga. redusert diffusjon, er det anbefalt å holde konsentrasjonene under 500 Bq per liter vann. (Statens Strålevern, 2014).

Syredannende bergarter som er anriket på uran har et svært høyt potensial for å føre til radioaktiv forurensning. Dette gjelder også syredannende bergarter med en aktivitetskonsentrasjon av uran under grenseverdien for radioaktivt avfall. Syredannende bergarter som svartskifere må derfor leveres til mottak som også har tillatelse fra Statens strålevern til å motta denne type avfall. Dette er for å sikre at avfallet blir håndtert på en trygg og hensiktsmessig måte.

2 Avfallskarakterisering

2.1 Ulike typer syredannende bergarter

Identifisering av bergartstype er en svært viktig del av avfallskarakteriseringen for syredannende bergarter. Dette fordi de forurensende egenskapene i stor grad vil være de samme for alle forekomster av en bestemt bergartstype innenfor geografiske områder. De forurensende egenskapene til ulike typer svartskifer (bergartstyper) er godt kjent. Hvis en har identifisert typen leirskifer, vil en allerede kunne gjøre en vurdering av hvilke deponialternativer som kan være aktuelle. En fullstendig geokjemisk karakterisering er imidlertid nødvendig for en tilfredsstillende vurdering av massene som ønskes deponert (NGI, 2015).

2.1.1 Svarte leirskifre

Svarte leirskifre er dannet av sedimenter avsatt under oksygenfattige forhold. Svarte leirskifre har høyt innhold av sulfider og kan inneholde mye uran (U). Svarte leirskifre finnes hovedsakelig i Oslofeltet, fra Porsgrunn/Skien i Sør til Hamar og Lillehammer i Nord. (se NGI, 2015). Alunskifer er en type svart leirskifer, dannet i sen kambrium og tidlig ordovicium (ca. 500 millioner år siden), som inneholder høyere konsentrasjoner av tungmetaller, organisk materiale, sulfider og uran, enn andre typer svarte leirskifre.

Kjennetegn og egenskaper for leirskiferlagrekken fra kambro-silur er vist i

Tabell 3. Det er flere typer leirskifer som kan forveksles visuelt, noe som kan føre til feilvurderinger. Det kreves derfor en geokjemisk karakterisering av leirskifertype i henhold til karakteriseringsveilederen (NGI, 2015).

Tabell 3 Leirskiferlagrekken fra kambro-silur, med navn slik de er beskrevet i Oslo-Asker formasjonen. Utseende, egenskaper og potensiell avfallsklasse er oppsummert for hver horisont (modifisert etter NGU berggrunnskart og Owen et al., 1990).

Etasje	Navn formasjon (Oslo-Asker)	Navn ledd (Oslo-Asker formasjonen)	Utseende	Egenskaper	Mektighet
4d	Grimsoya	-	Knollekalk	-	-
4ca	Venstop	-	Leirskifer	-	-
4bδ	Solvang	-	Leirskifer med kalk	-	-
4by	Nakkholmen	-	Leirskifer	Leirskifer med knoller av pyritt i nedre del.	-
4bβ	Frognerkilen	-	Knollekalk	-	-
4bα	Arnestad	-	Leirskifer	-	> 50 m
4aβ	Vollen	-	Knollekalk	Kalkrik skifer	-
4aα	Elnes	-	Leirskifer. Grå-svart til grå farge. Rød-brunt forvittringslag.	Kalkrik. Inneholder noe sulfider, men svært lavt potensial for syredannelse.	> 80 m
3c	Huk		Tredelt med kalkstein i topp og bunn og en kalkrik leirskifer i midtparti	Kalkrik. Vurderes ikke til å ha potensial for syredannelse.	Ca. 30 m
3bβ	Tøyen	Galgeberg	Svart til grå-svart farge. Rustbrunt forvittringslag. Innslag av gult.	Moderat til lavt potensial for syredannelse, varierende innhold av tungmetaller.	10 – 20 m
3bα	Tøyen	Hagaberg	Grønn-svart til grå-svart farge. Rød-brunt forvittringslag.	Mulig potensial for syredannelse, varierende innhold av tungmetaller.	5 – 10 m
3ay	Alunskifer	Bjørkåsholmen	Grå farge.	Kalkrik, ofte massiv horisont.	1 – 4 m
3aα, 3aβ	Alunskifer	Alunskifer etasje 3	Svart farge med gult, rød-brunt og hvitt forvittringslag.	Høyt potensial for syredannelse, høyt til moderat innhold av tungmetaller, mulig radioaktiv.	5 – 20 m
2a-2e	Alunskifer	Alunskifer etasje 2	Svart farge med gult og hvitt forvittringslag.	Høyet potensial for syredannelse i lagrekken, høyt innhold av tungmetaller, mulig radioaktiv.	60 – 80 m
1	Alunskifer	Alunskifer etasje 1	Sandstein, leirskifer	Ingen potensial for syredannelse.	-

2.1.2 Andre syredannende bergarter

Potensielt syredannende bergarter med høyt innhold av sulfidmineraler finnes flere steder i landet. I sørlandsfylkene Aust- og Vest-Agder har slike gneiser, med innslag av amfibolittkropper, medført sur avrenning fra deponerte masser.

Avgangsmasser fra sulfidmalmgruver kan ha et sterkt syredannende potensial som følge av sulfidforvitring. Problemet er godt kjent fra flere norske gruver.

2.2 Klassifisering av avfallstype

2.2.1 Representativ prøvetaking på gravetomta

For å karakterisere omfang og type svart leirskifer i grunnen, kreves grundig prøvetaking. Prøvetakingen skal identifisere bergarter som utgjør byggegrunn og overskuddsmasser, samt om og i hvilken grad disse er syredannende.

Prøvetaking skal sikre et tilstrekkelig antall prøver for en sikker identifisering av bergartstype. Det vesentligste ved vurdering av uttak av prøver er en forståelse av geologien for det aktuelle området, og lokale variasjoner. Det vil derfor være hensiktsmessig at prøvetakingen utføres av en person med kompetanse innen geologi.

Det skal tas minimum 4 representative prøver fra en lokalitet. Det skal det tas minimum 2 prøver fra alle adskilte lag/skiferhorisonter som observeres. En skal ikke blande prøvemateriale av ulike horisonter eller ulikt utseende. En må være oppmerksom på kalkrike lag, spesielt i alunskiferformasjonen. Dersom en er i tvil om steinmassene er uniforme, skal det tas flere prøver. Utover minimumskravene skal det tas prøver slik at hver 1000 m³ er representert av en prøve.

Generelt gjelder at jo mindre prøvemateriale er, jo flere prøver må en ta for å få en representativ beskrivelse. Små prøver vil kunne vise en stor spredning og gi større usikkerhet i den representative analysen av bulkmassene. For flere detaljer og informasjon om ulike prøvetakingsmetoder, henvises det til veileder for karakterisering (NGI, 2015).

2.2.2 Metallinnhold

For tilstrekkelig karakterisering av syredannende bergarter kreves en analyse av totalt innhold av en rekke grunnstoffer, både hoved- og sporelementer (NGI, 2015). Disse brukes til å identifisere leirskifre i geologisk kontekst (etasje i kambro-silurlagrekken,

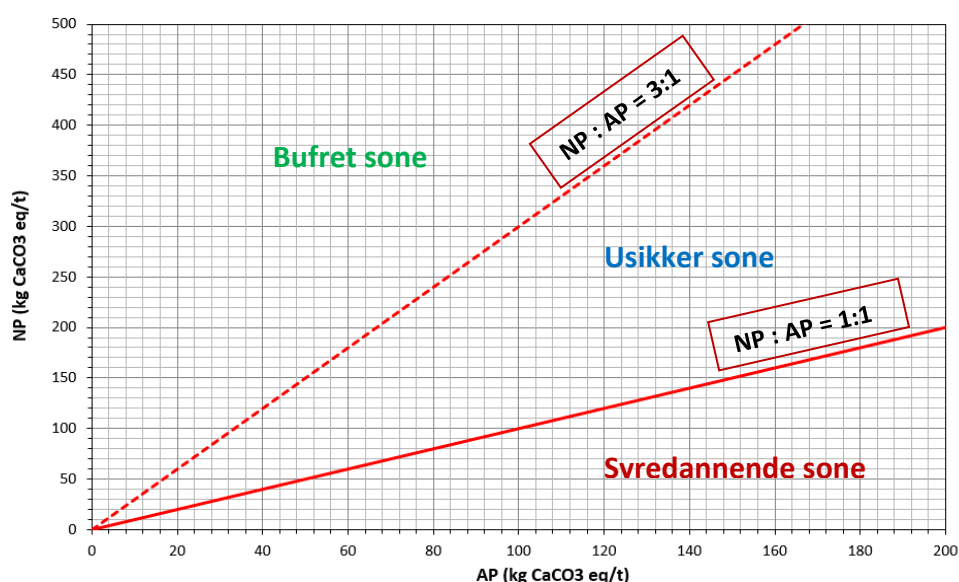
Tabell 3), i tillegg til å vurdere potensial for syredannelse (kapittel 2.3.3).

Svarte leirskifre kan inneholde relativt høye konsentrasjoner av tungmetaller. Dette betyr imidlertid ikke at innholdet av tungmetallene skal sammenlignes med tilstandsklassene i Miljødirektoratets veileder *Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn* (SFT, 2009). Disse tilstandsklassene gjelder for jord med antropogene forurensningskilder. Tungmetallene i syredannende bergarter er naturlig forekommende og vil utelukkende kunne bli mobile i betydelig grad som en direkte følge av sulfidforvitring.

Grenseverdiene for farlig avfall (som definert i SFT, 2009), vil erfaringsmessig ikke overskrides i svarte leirskifre (Vedlegg A).

2.2.3 Syredannende potensial og utlekking av metaller

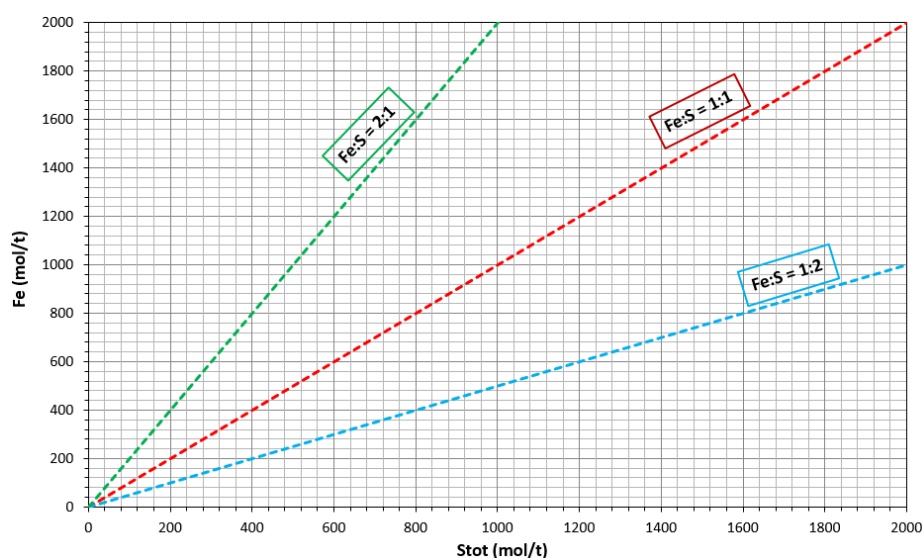
Syredannende potensial vurderes gjennom et NP/AP-diagram (AP = acidification potential, NP = neutralization potential), som vist i Figur 1. Her plottes syredannende potensial (basert på sulfidinnhold) mot nøytraliserende potensial (basert på karbonatinnhold). En prøve vil, basert på analyseresultatene, bli plassert i en av tre soner: 1) syredannende 2) usikker og 3) bufret. For fullstendig informasjon angående karakterisering og vurdering av syredannende potensial, vises det til karakteriseringsveilederen (NGI, 2015).



Figur 1 NP/AP-diagram som viser 3 soner: syredannende sone ($NP : AP < 1:1$), usikker sone ($1:1 < NP : AP < 3:1$) og bufret sone ($NP : AP > 3:1$).

Det er viktig å merke seg at et NP/AP-diagram kun viser et teoretisk potensial for syredannelse. For at syredannelse skal skje må sulfidmineraler i bergarten komme i kontakt med luft og vann. I tvilstilfeller (usikker sone) er det derfor viktig at det gjøres tilleggsvurderinger, som for eksempel vurdering av forvitningsgrad og fordeling av sulfidmineralene i bergarten.

Karakteriseringen av syredannende potensial gjennom NP/AP-diagrammet er basert på at totalt svovelinnhold i en bergprøve antas å være lik sulfidinnhold. Dette kan føre til en overestimering av syredannende potensial dersom svovel er bundet i andre mineraler enn sulfider. Et plot av jern (Fe) mot svovel (S) (Figur 2) kan gi informasjon om sulfidinnhold og kan brukes til å justere en eventuell overestimering. For mer detaljert informasjon henvises det til karakteriseringsveilederen (NGI, 2015).



Figur 2 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 syredannelsepotensialet, $Fe:S = 1:1$ indikerer at alt Fe er bundet som sulfider, $Fe:S < 1:2$ indikerer at S også er bundet i andre mineraler enn sulfider.

2.2.4 Utlekkingspotensial

I henhold til avfallsforskriften stilles det krav til en basiskarakterisering av avfallets utlekkingspotensial gjennom både ristetest og kolonnetest. Et unntak fra dette kravet gjelder for ikke farlig avfall som deponeres på et deponi for ordinært avfall uten kontakt med farlig avfall, jf. *Avfallsforskriften kap. 9, vedlegg II, pkt. 1.2, bokstav d*.

En ristetest går ut på at en avfallsprøve ristes med vann i et døgn og vannkjemien analyseres deretter. I en kolonnetest pumpes vann gjennom en avfallsprøve og det kan tas ut prøver av utlekkingsvannet ved ulike tidspunkt, som blir analysert for vannkjemi. Basert på

resultatene avgjøres det om avfallet kan deponeres ved et deponi for inert avfall, ordinært avfall eller farlig avfall.

Resultatene fra tradisjonelle riste- og kolonnetester vil gi begrenset informasjon om egenskapene til syredannende bergarter. Hva som lekker ut vil være avhengig av omfang av forvittringsreaksjoner i bergarten; en uforvitret prøve vil ha svært begrenset utlekking. En utlekkingstest gir dermed hovedsakelig informasjon om forvittringsgraden. Utlekkingspotensial kan bedre vurderes ved å sammenligne utlekkingsresultater fra synlig uforvitrede og forvitrede prøver av en syredannende bergart. Dette vil kunne gi en antydning hva som vil kunne skje på lengre sikt ved deponering av masser som per i dag betegnes som uforvitret.

Det anbefales at det gjøres utlekkingstester for alle masser av potensielt syredannende bergarter for å avgjøre akutt utlekkingsrisiko og forvittringsomfang. I Tabell 4 beskrives to utlekkingstester som kan brukes til å vurdere utlekkingsrisiko og forvittringsomfang.

Tabell 4 Oversikt over metoder for utlekkingstester.

Type test	Beskrivelse	Informasjon/ begrensninger	Standard/referanse
Ristettest	Prøven, i fast fase (S), blandes med vann (L) i et forhold på L/S = 10 og ristes så over en periode på 24 timer. Det tas så en prøve av vannet som filtreres på 0,45 µm og analyseres for pH og metaller.	Gir informasjon om hva som kan lekk ut når et materiale kommer i kontakt med store mengder vann. Surheten på vannet og mengden metaller vil kunne si noe om forvittringsgraden av et materiale.	NS-EN 12457-1,2,3 og 4: 2003
Kolonnetest	Prøven, i fast fase (S) pakkes i en kolonne som en lar vann (L) strømme igjennom. Når en bestemt mengde vann i forhold til fast stoff har strømmet igjennom prøven, tas det prøver av eluatet som filtreres på 0,45 µm og analyseres for pH og metaller. Det tas som regel ut eluater ved L/S = 0,1, 2 og 10.	Gir informasjon hva som kan lekk ut når et materiale kommer i kontakt med vann over tid. L/S = 0,1 gir informasjon om hva som vil bli løst i en første utskylling av materialet. Surheten på vannet og mengden metaller vil kunne si noe om forvittringsgraden av et materiale.	CEN/TS 14405: 2006

2.2.5 Kartlegging av radioaktivitet

De fleste leirskiferbergarter med syredannende potensial har også høyere konsentrasjoner av uran enn andre leirskifere. Uran medfører radioaktiv stråling og produksjon av radongass. Derfor må uraninnhold bestemmes ved vurdering av leirskiferprøver.

Analyse for å avklare aktivitet for naturlige forekommende, radioaktive elementer (nuklider) kan utføres av ulike kommersielle laboratorier og forskningsinstitutter. En skal være oppmerksom på at analysen av totalinnhold nuklider ikke friskmelder et materiale med hensyn til radonproduserende potensial.

Masser med en total aktivitet på ≥ 1 Bq/g (~ 80 mg/kg uran) defineres som radioaktiv avfall og skal håndteres i henhold til Avfallsforskriftens regelverk for radioaktivt avfall. Uraninnholdet i svarte leirskifre kan imidlertid variere sterkt. Derfor kan det være nyttig å

måle radioaktiviteten for å avgjøre om den ikke overstiger grensen på 1 Bq/g (1000 Bq/kg, Vedlegg B).

Deponi for farlig avfall kan ta imot radioaktivt avfall som har en total aktivitet <10 Bq/g uten spesielle tillatelser. Det er svært usannsynlig at en vil påtreffe svarte leirskifre med urankonsentrasjoner tilsvarende en total aktivitet på ≥ 10 Bq/g, dermed vil det ikke være nødvendig å måle aktiviteten til masser av svarte leirskifre som skal sendes til deponi for farlig avfall med mindre de geokjemiske analysene viser svært høye urankonsentrasjoner (>500 mg/kg).

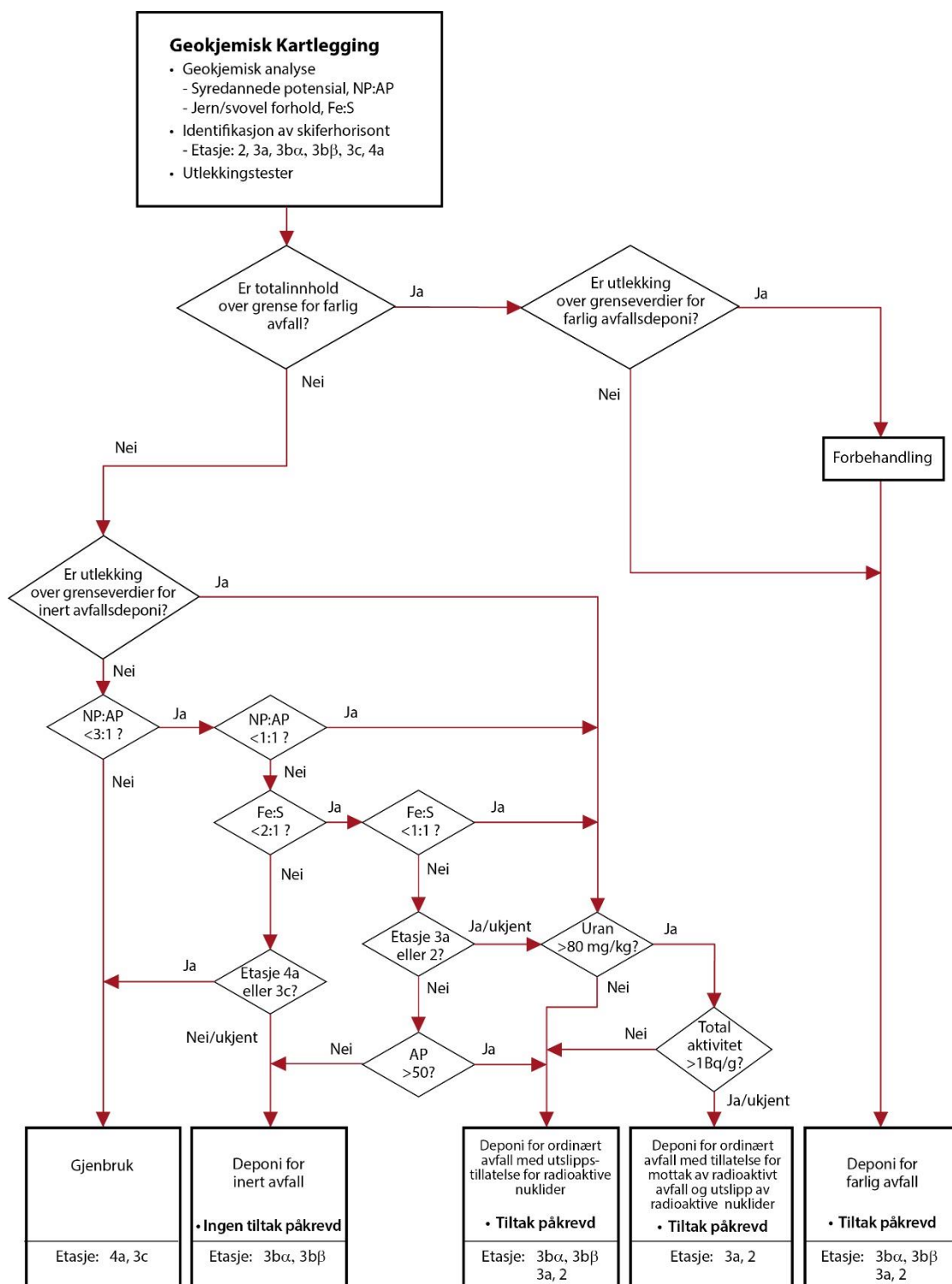
Det må påpekes at selv om masser av syredannende bergarter ikke defineres som radioaktivt avfall, kan en risikere avrenning fra massene med høyt innhold av radioaktive isotoper, spesielt uran. Grenseverdier for utslipp fastsettes i en tillatelse fra Statens strålevern. Det finnes ingen grenseverdi for uran i vann i Norge, men Verdens helseorganisasjon har satt en maksgrense på 30 $\mu\text{g/L}$ (WHO, 2012).

2.2.6 Blandmasser med innhold av syredannende bergarter

Håndtering av blandmasser med innhold av syredannende bergarter byr på utfordringer. Masser av syredannende bergarter skal i alle tilfeller skilles fra andre masser så langt det er mulig. Dersom massene ikke skilles vil hele den totale mengden masser måtte behandles som syredannende masser. I tvilstilfeller, hvor det ikke lar seg gjøre å skille massene og andelen syredannende bergarter synes å være lav, må det gjøres en særskilt vurdering av massene. Da må forurensning og mulig bufrende evne i omkringliggende masser kartlegges, sammen med volumandel syredannende bergarter, syredannende potensial og utlekkingspotensial for de samlede massene. Deponeringsløsning vil så bestemmes etter en vurdering av de samlede egenskapene til blandmassene.

2.2.7 Evaluering av analyseresultater

Flytskjemaet i Figur 3 beskriver hvordan resultatene fra den geokjemiske kartleggingen kan brukes til en avfallskarakterisering av syredannende bergarter og valg av deponeringsløsning. Ved bruk av flytskjemaet forutsettes det at den geokjemiske kartleggingen er gjort på forhånd. Skjemaet viser hvordan en skal tolke resultatene, ved å ta stilling til spørsmålene en etter en. Når en har konkludert med en deponeringsløsning, må resultatet kryssjekkes med identifisert skiferhorisont, ettersom deponeringsalternativ i stor grad er forutbestemt av de ulike leirskiferhorisontene. Dersom resulterende deponeringsalternativ ikke stemmer overens med identifisert skiferhorisont, tyder dette på feil i tolkningen av analysedata, eller dårlig prøvetaking.



Figur 3 Flytskjema for avfallskarakterisering av syredannende bergarter.

3 Mellomlagring og mottak av masser

3.1 Mellomlagring før deponering

I bygg- og anleggsprosjekter kan det være hensiktsmessig eller nødvendig å mellomlagre masser i forbindelse med uttak og utkjøring, siden logistikken ikke alltid tillater direkte levering til deponi. Det kan også oppstå situasjoner der det påtreffes masser som ikke var ventet, for eksempel hvis potensielt syredannende masser ikke har blitt kartlagt i forkant.

Syredannende bergarter utgjør en fare for spredning av forurensning som følge av eksponering for luft og vann over tid. Syredannelse og utlekking av metaller vil følge sulfidforvitring, men denne forvitringen tar tid. Tidsaspektet er et viktig element og mellomlagringstid vil derfor være avgjørende. 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 fra forvitrede bergmasser. Derfor vil det kun være forsvarlig å mellomlagre uforvitrede, syredannende bergarter i et begrenset tidsrom. Forvitrede, syredannende bergarter anbefales ikke mellomlagret, med mindre dette gjøres i lukkede containere.

Ifølge *Avfallsforskriftens kap. 9* skal ikke masser mellomlagres mer enn 1 år før de deponeres. Det må stilles strengere krav til masser bestående av syredannende bergarter, fordi det vil skje betydelig forvitring og avrenning fra slike masser i løpet av 1 år på mellomlager. Syredannende bergarter skal ikke mellomlagres mer enn totalt 8 uker fra og med massene blir gravd ut.

Med "forvitrede masser" menes for eksempel oppfliset materiale med et øvre forvittringslag på overflaten, som vist i Figur 4. Forvitrede masser skal håndteres separat fra uforvitrede masser. Dersom den totale mengden utgravde masser av syredannende bergarter inneholder mer enn 20 – 30 % forvitret materiale, regnes den totale mengden masser som forvitret.

Hvis det skal graves ut store volum syredannende bergarter, som har et tydelig forvitret sjikt, kan det være hensiktsmessig å fjerne det øverste sjiktet og håndtere det separat. Forvittringslaget vil vanligvis ikke trenge dypere ned enn 0,2 – 1 m i berggrunnen. Praktisk sett kan det som en gravemaskin får løs ved hjelp av skuffe / grabb betraktes som forvitret materiale.

Mellomlager skal etableres slik at masser bestående av syredannende bergarter lagres separat fra andre masser. Forvitrede masser skal tydelig skilles fra uforvitrede masser. Dersom det skulle påtreffes mulig syredannede bergarter som ikke har blitt kartlagt på forhånd, anbefales det at disse skilles ved mellomlagring inntil karakterisering har blitt gjennomført og deponialternativer kan avgjøres.



Figur 4 Forvittringslag på svarte leirskifre. Alunskifer fra etasje 2 (øverst) med gult forvittringslag av jernsulfatforbindelser ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$). Alunskifer fra etasje 3a (nederst t.v.) og Galgebergskifer fra etasje 3b6 (nederst t.h.) med rustbrunt forvittringslag av jernhydroksider.

3.2 Mellomlagring og mottak av masser på deponi

Ved mottak av syredannende masser på deponi skal massene lagres separat og slik at en har kontroll på avrenningen inntil kontrollrutiner har blitt gjennomført. Kontroll skal gjøres som beskrevet i *Veileder til karakterisering og mottakskontroll av avfall til deponi* (Avfall Norge, 2010). Nødvendig dokumentasjon skal fremvises og kontrolleres. Analyser og karakterisering av stikkprøver skal følge prinsippene som er beskrevet i kapittel 2.3 (Avfall Norge, 2010). For en mer utfyllende veiledning til karakterisering og identifisering av syredannende bergarter, vises det til karakteriseringsveilederen (NGI, 2015).

Tidsperspektivet for mellomlagringen av masser på deponi er mindre kritisk, ettersom det her kreves at en har kontroll på avrenningen. Det er imidlertid fordelaktig å ikke lagre massene så lenge at forvittringsprosessene får et akselerert forløp. Jo raskere massene kan komprimeres (kapittel 4.5), tilsettes pH-regulerende materialer (kapittel 4.3) og tildekkes (kapittel 4.1), desto mindre forvitring vil oppstå. Av samme årsaker som beskrevet for mellomlagring før deponering (kapittel 3.1) er det viktig med en raskere håndtering av forvitrede masser enn for uforvitrede masser.

4 Tiltak for å begrense syredannende reaksjoner

Som beskrevet i kapittel 2.2.1 er det forvitring av sulfidmineraler i kontakt med oksygen og vann som skaper forurensningspotensialet i syredannende bergarter. Her spiller særlig oksygen en viktig rolle, fordi det er den begrensende faktoren for reaksjonene. Tiltak for å stoppe syredannende reaksjoner vil derfor i hovedsak være fokusert på å minimere kontakt mellom de deponerte massene og oksygen, samt kontrollere kontakten med vann.

4.1 Tildekking

4.1.1 Hindre inntrenging av oksygen

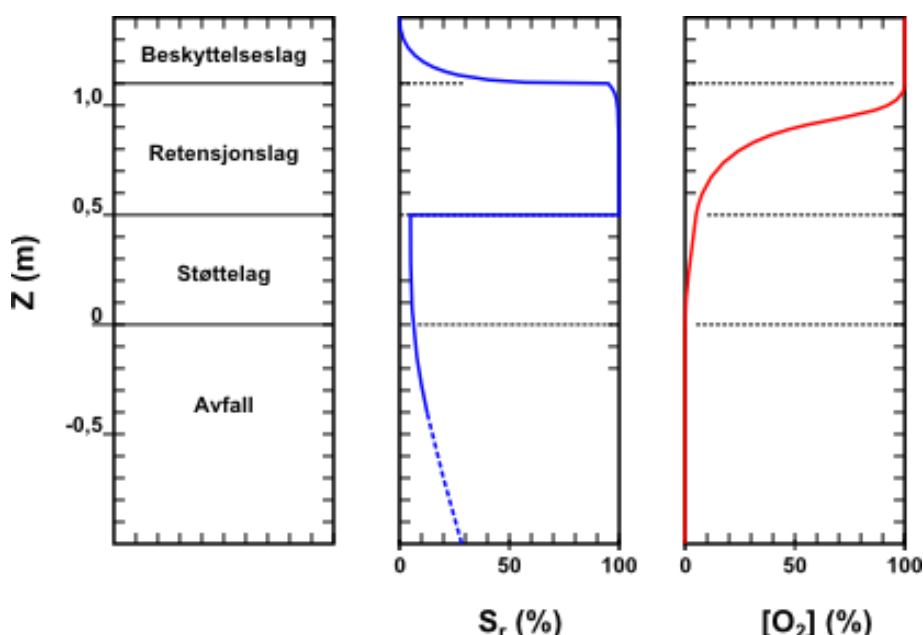
Tildeckingsløsninger for ordinære deponier er hovedsakelig fokusert på å hindre inntrengning av vann til de deponerte massene. En bentonittmembran er et mye brukt sperresjikt som hindrer vann, men tykkelsen på en slik membran, som ofte er <1 cm, er ikke nok til å hindre inntrengning av oksygen.

Inntrengning, eller diffusjon, av oksygen gjennom et materiale er beskrevet gjennom Ficks lov (Ligning 1). Her er fluks av oksygen, J_{O_2} , over lengden, z , av et materiale avhengig av den materialspesifikke diffusjonskoeffisienten, D_a , og konsentrasjonsgradienten av oksygen, C_{O_2} .

$$J_{O_2} = -D_a \frac{\delta C_{O_2}}{\delta z} \quad (1)$$

Oksygendiffusjon gjennom masser skjer gjennom vann og luft i porerom. Diffusjon av oksygen i luft er ti tusen ganger raskere enn i vann. Dermed vil diffusjonshastigheten synke med metningsgraden av vann i massene. Enn vannmetningsgrad på over 85 % i sperresjikt er ideell for å redusere diffusjonsraten, ettersom det ved denne metningsgraden ikke vil være noen vei gjennom porene i sperresjiktet som ikke er blokkert av vann (Hillel, 2004). Selv med denne vannmetningsgraden kreves det en massetykkelse på minimum 0,5 m (dette avhenger også av porøsiteten til materialet) for å redusere oksygendiffusjonen til et neglisjerbart nivå (Aubertin et al., 1995, 1997 og 1999).

For å sikkert hindre inntrengning av oksygen, kreves det altså et sperresjikt med over 0,5 m mektighet av et materiale med forholdsvis lav porøsitet og høy metningsgrad av vann (>85 %). Dersom et slikt sperresjikt skal kunne hindre oksygeninntrengning over tid må det sørges for at vannmetningsgraden ikke synker. En måte å gjøre dette på er med en multilagstildekking, eller *cover with capillary barrier effect* (CCBE). Dette er en type tildekking som har blitt anvendt i Canada i forbindelse med tildekking av syredannende gruveavfall. En konseptmodell som viser oksygenkonsentrasjon og vannmetning i de tre lagene er vist i Figur 5.



Figur 5 Konseptmodell som viser vannmetningsgrad S_r (%) og oksygenkonsentrasjon $[O_2]$ (%) i de ulike sjiktene av en multilagstildekking, der retensjonslaget er sperresjiktet for oksygen (CCBE).

En annen enkel og effektiv løsning for å hindre inntrengning av oksygen er en ren vannbarriere med ≥ 1 m mektighet. Her vil oksygenets lave diffusjonsrate i vann hindre betydelige mengder med oksygen i å nå ned til de deponerte massene. En slik løsning byr imidlertid på praktiske utfordringer (se kapittel 5.5).

For å hindre oksygeninntrengning til en tilfredsstillende grad slik at man stopper forvit-ringsreaksjonene, vil en i praksis måtte lage et fullstendig toppdekke. Konkrete eksempler på løsninger for toppdekke er beskrevet i kapittel 6.1.

4.1.2 Utslipp av radongass

Uranrike, svarte leirskifre er en viktig kilde til radongass (kapittel 2.2.3). Denne gassen vil diffundere langs sprekker, porer og hulrom og sive ut av deponerte masser. En tildekking vil kunne holde tilbake noe av denne gassen, men det ansees ikke som en prioritet for toppdekket å kunne hindre utslipp av radongass. Dette er fordi det vil være relativt små mengder radongass som når ut av deponiet hvor gassen raskt vil bli fortynnet i store volum av frisk luft. Et sperresjikt som skal hindre oksygeninntrengning vil imidlertid også effektivt hindre diffusjon av gasser i motsatt retning.

4.2 Inntrenging av vann

Vann er en av faktorene som bidrar til syredannende reaksjoner (kapittel 2.2.1), men oksygen er den begrensende faktoren. Tilførsel av vann til deponerte masser av syredannende bergarter må reguleres slik at massene enten ligger tørt, eller slik at de er mettet med stillestående vann.

I en tørr løsning må massene skjermes fra inntrengning av vann. Det vil aldri være realistisk å fullstendig hindre inntrengning av vann, men hvis en følger kravene til bunn- og sidetetting (kapittel 5.3) og tildekking (kapittel 5.4) vil den begrensede tilførselen av vann til massene kun ha en ubetydelig effekt på de syredannende reaksjonene. Følgene av tilførsel av nedbør i driftsfasen vil kunne motvirkes ved tilsats av pH-regulerende materialer (kapittel 4.3).

I en vannmettet løsning må massene legges fullstendig under vann i et basseng eller en dam. For at en slik løsning skal virke, må vannet være stillestående; dvs. ingen gjennomstrømning av vann i massene. Vannsig gjennom en vannmettet løsning vil nemlig tilføre oksygen som kan bidra til syredannende reaksjoner og spredning av forurensning. I oppstart- og driftsfasen vil det være oksygen løst i vannet og det vil tilføres noe oksygen via overflatevann. Det vil derfor være fordelaktig å regulere pH-forholdene i vannet med tilsats av alkaliske materiale (kapittel 4.3).

4.3 Tilsats av pH-regulerende materialer

Tungmetaller er særlig mobile ved lav pH. Hvis pH øker, reduseres løseligheten av en rekke tungmetaller. I tillegg vil jernhydroksider felle ut og fungere som sorbenter for tungmetaller ved $\text{pH} > 4$. Ved $\text{pH} < 3$, derimot, løses de fleste mineraler (sulfider, oksider og silikater), noe som fører til en potensiell økt mobilisering av en rekke tungmetaller. I tillegg vil $\text{pH} < 3$ føre til akselerert forvitring av sulfidmineraler som danner tungmetaller i lett-løselige sulfatkomplekser. Det er derfor viktig å regulere pH-forhold for å hindre akselerert forvitring og mobilisering av tungmetaller. Det optimale er at pH ligger rundt nøytral (6,5-7,5), siden mange metaller (som for eksempel As, U og Sb) er mobile ved enten svært høye ($\text{pH} > 11$) eller lave pH-forhold (Stumm & Morgan, 1996).

pH-regulering vil hovedsakelig være viktig i driftsfasen, når deponiet er åpent og massene er i kontakt med luft og kan bli tilført overflatevann. Når et deponi avsluttes, vil inntrengning av oksygen hindres, noe som stopper de syredannende reaksjonene. I det følgende foreslås materialer som kan tilsettes syredannende bergarter under driftsfasen for å kontrollere pH-forholdene i deponerte masser.

4.3.1 Alkaliske avfallsmaterialer

Fra et driftsmessig og samfunnsøkonomisk perspektiv vil det være fordelaktig å benytte avfallsmaterialer til pH-regulerende tiltak. Det vil være kostnadsreduserende, samtidig som

en ikke fyller opp deponier med rene masser. Tabell 5 oppsummerer aktuelle avfallsmaterialer som er lett tilgjengelig. Andre typer alkalisk avfall kan også være egnet til innblanding. Dette må vurderes særskilt i hvert enkelt tilfelle.

Tabell 5 Eksempler på alkaliske avfallsmaterialer som egner seg for pH-regulering i deponier for syredannende bergarter

Avfallsmateriale	Nøytraliserende bestanddel
Bunnaske fra avfallsforbrenning	Karbonater, (kalsiumhydroksider/-silikater)
Bioaske fra forbrenning av biologisk materiale	Kalsiumhydroksider/-silikater, (karbonater)
Betong	Kalsiumhydroksid

Bunnaske fra avfallsforbrenning

Bunnaske er den tyngre fraksjonen av forbrent materiale som faller til bunn og blir liggende igjen i forbrenningsovner. Avfallet varierer mye i forhold til avfallsprodusent og grad av sortering til gjenvinning før forbrenning. Grovt sett kan man dele inn avfallet i husholdningsavfall og næringsavfall.

Bunnaske fra avfallsforbrenning er oftest klassifisert som ikke-farlig avfall og deponeres derved vanligvis på deponi for ordinært avfall. De viktigste problemstoffene i forbindelse med gjenvinning og avfallsklassifisering for deponering er klorid, fluorid, kobber, antimon, DOC (løst organisk karbon) og i noen tilfeller bly og krom (Hjelmar et al. 2009).

Studier viser at bunnaske kan ha et betydelig utlekkingspotensial. Det er imidlertid et stort spenn i resultatene fra ulike typer bunnaske, siden kjemisk innhold / sammensetning og egenskapene til bunnasken er sterkt avhengig av hvilket type avfall som brennes. Dersom en velger å bruke bunnaske som et pH-regulerende materiale, må derfor asken på forhånd klassifiseres i forhold til *Avfallsforskriftens kapittel 9*.

Bunnaske har en alkalisk karakter grunnet et innhold av karbonater (5 – 10 %) og noe kalsiumhydroksider / -silikater. Et studie fra Sveits beregnet den syrenøytraliserende kapasiteten (til pH 7,5) til fersk bunnaske til å være 1,2 – 1,7 mol syre per kg aske (Johnson et al, 1995). Den syrenøytraliserende kapasiteten til bunnasken vil kunne avta noe etterhvert som asken eldes. Dette skyldes at kalsiumhydroksider / -silikater forbrukes ved å nøytralisere svak syre som dannes når CO₂ fra luften løser seg i porevann. I gammel aske kan syrenøytraliseringskapasiteten være nærmest halvert (Johnson et al, 1995).

Den syrenøytraliserende kapasiteten i bunnaske kan bestemmes gjennom titrering til pH 7,5. En vil så kunne kalkulere mengden bunnaske som er nødvendig til å utligne et spesifikt syredannende potensial for mottatte masser av syredannende bergarter.

Bioaske

Bioaske er et blandingsprodukt av bunnaske og flyveaske fra forbrenning av biologisk materiale eller biobrensel (trevirke, planterester osv.). Den kjemiske sammensetningen av bioaske kan variere mye.

Den syrenøytraliserende kapasiteten i bioaske kan, i likhet med bunnaske, bestemmes gjennom titrering til pH 7,5. En vil så kunne kalkulere mengden bioaske som er nødvendig til å utligne et spesifikt syredannende potensial for deponerte masser av syredannende bergarter.

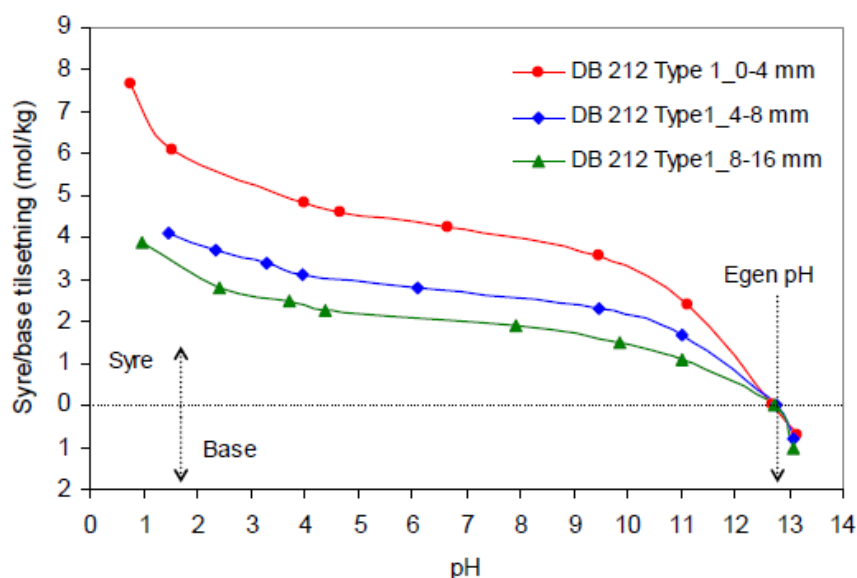
Betong

Betong har høyalkalisk karakter grunnet blant annet høyt innhold av kalsiumhydroksid (CaO , Ca(OH)_2). Porevann i betong har ofte $\text{pH} > 13$. Dette gjør at betong har gode syrenøytraliserende egenskaper. De syrenøytraliserende egenskapene til et avfallsmateriale bestående av 94 % betong er vist i Figur 6. Her kan en se at betong vil kunne tilsettes omtrent 5 mol syre per kg betong før pH synker under 4. Gammel betong vil ha vært utsatt for karbonatisering (CO_2 som løses i vann og danner svak syre), noe som gjør at pH-verdien i porevann i det ytterste sjiktet kan synke til <10 . Karbonatisering senker nøytraliseringskapasiteten til betongen (SVV, 2007).

Videre er knusningsgrad og dermed overflatearealet til betongmaterialet en viktig faktor som bestemmer den syrenøytraliserende kapasiteten. Dette kan en se fra Figur 6, hvor betongmasser med partikkelstørrelse 0 – 4 mm har omtrent dobbelt så høy syrenøytraliserende kapasitet som betongmasser med partikkelstørrelse 8 – 16 mm (SVV, 2007).

Syrenøytraliserende kapasitet i betongmasser kan bestemmes etter standard CEN/TS 14429:2005. Ved å kartlegge denne kapasiteten for en type betong med en bestemt partikkelstørrelse, kan en gjøre en kvantitativ vurdering av hvor mye betong som må tilsettes for å utligne det spesifikke syredannende potensialet til deponerte masser av syredannende bergarter.

Det anbefales ikke at betong forurenset med organiske miljøgifter samdeponeres med syredannende bergarter, på grunn av risiko for mobilisering av miljøgiftene i sigevann fra massene.



Figur 6 Syre-/basenøytraliseringskapasitet for et avfallsmateriale bestående av 94 % betong, ved ulike partikkelfraksjoner (SVV, 2007).

4.3.2 Kalking

I tilfeller hvor en ikke har alkaliske avfallsmaterialer (kapittel 4.2.1) tilgjengelig, vil det likevel være nødvendig å tilføre andre masser med nøytraliserende egenskaper.

Kalkholdige bergarter som inneholder dolomitt eller kalsitt er mye brukt i behandling av avfall med lav pH. Det er karbonatene (CaCO_3 og $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) i disse mineralene som har evnen til å nøytralisere sterke syrer. Dersom kalkstein blandes med sur avrenning med høyt innhold av sulfat, slik en vil få fra syredannende bergarter, vil gips ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) felles ut. Utfelling av gips og jernhydroksider vil hindre syrenøytralisering til karbonatene. Derfor må kalkholdige masser males opp før de benyttes til nøytralisering av sur avrenning.

Kalkrike leirskifre og kalkstein som Huk (etasje 3c i

Tabell 3), eller andre skiferhorisonter høyere opp i kambro-silurlagrekken, vil også kunne ha nøytraliserende egenskaper. De nøytraliserende karbonatene utgjør kun en andel av disse bergartene og de har derfor ikke det samme nøytraliserende potensialet som ren kalkstein eller dolomitt. I tillegg er karbonatene i slike leirskifre mindre tilgjengelige. Masser av kalkrike leirskifre vil derfor ha bedre virkning i et langtidsperspektiv enn til rask regulering av sure forhold. Den hurtigvirkende, nøytraliserende effekten vil kunne forbedres ved å redusere kornstørrelsen på massene.

I byggeprosjekter kan kalkrike leirskifre påtreffes innenfor samme planområde som syredannende, svarte leirskifre. I slike tilfeller kan det være hensiktsmessig å benytte utgravde masser av slike kalkrike leirskifre i behandlingen av de syredannende svarte leirskifrene på deponiet.

4.4 Volum / overflate på deponerte masser

Overflaten til deponerte masser vil danne hovedkontaktflaten med luft og vann. Det er om å gjøre å begrense kontakten med luft og vann for å forhindre syredannende reaksjoner (kapittel 2.2.1). Begrensning av overflaten i en deponicelle er derfor et viktig tiltak for å forhindre syredannende reaksjoner, spesielt i driftsfasen. Det anbefales derfor å etablere dype deponiceller fremfor deponiceller med stor utstrekning.

4.5 Komprimering

Komprimering av deponerte masser vil være fordelaktig av flere grunner. Volumreduksjon er positivt for å kunne øke den totale mengden deponerte masser i en celle, og medvirker samtidig til å redusere porer med luft og vann i massene. Forvittringsreaksjonene drives av oksygen og vann (kapittel 2.2.1). Minimering av transportveier og hulrom for luft og vann vil derfor bremse forvittringsreaksjonene. I tillegg vil komprimering redusere risiko for setninger. Dette vil bidra til å holde toppdekket, som legges ved avslutning, stabilt over tid.

På den andre siden vil komprimering redusere kornstørrelsen til massene. Dette vil øke den totale overflaten til massene og dermed gjøre sulfidkorn mer tilgjengelig for oksidasjon. Det er likevel trolig at den totale effekten vil være positiv, ettersom komprimeringen vil redusere inntrengning av luft i massene. Det anbefales at komprimering av massene gjøres sammen med tilsats av pH-justerende materialer.

4.6 Sige vann fra deponerte masser

Selv om det gjøres tiltak basert på de prinsippene som beskrives her, må det regnes med at sige vann fra masser av syredannende bergarter kan ha lav pH og inneholde høye konsentrasjoner av løste metaller, særlig i driftsfasen før etablering av toppdekke. Tabell 1 viser eksempler på analyser av vann som har vært i kontakt med svarte leirskifre. Det er særlig masser av forvitret alunskifer som kan gi svært lav pH og høye konsentrasjoner av uran, aluminium og tungmetaller, slik som prøve 1 i Tabell 1. Det vil derfor kreves at sige vann fra deponerte masser av syredannende bergarter behandles i et lokalt renseanlegg hvor pH justeres og tungmetaller og radioaktive nuklider felles ut (kapittel 5.6).

Sigevann fra norske ordinære avfallsdeponier blir i stor grad ledet til kommunalt renseanlegg. Sigevann med lav pH vil kunne medføre store problemer for renseanlegg som ikke er tilpasset denne type vann. Påslipp til kommunalt nett fordrer relativt nøytral pH 6 – 9. I tillegg kreves det en egen tillatelse fra Statens strålevern for påslipp av sigevann med radioaktive nuklider til kommunalt nett. Mange deponier for ordinært avfall har lokale renseanlegg,

Tabell 6 oppsummerer slike renseanleggs evne til å takle sigevann fra syredannende bergarter.

Tabell 6 Renseanleggs egnethet for behandling av sigevann fra syredannende bergarter.

Type renseanlegg	Renseprinsipp	Egnethet
Luftet lagune	Dam med lufting og omrøring. Tilført oksygen oksiderer vannløselig Fe^{2+} til Fe^{3+} for å felle ut tungmetaller i jernhydroksider, og hjelper mikroorganismer med nedbrytning. Tilført CO_2 forskyver karbonatlikevekten og feller ut metaller som karbonater.	Uegnet ved lav pH i sigevannet da dette vil kunne hindre/reducere utfelling av metaller. Metoden vil virke best sammen med forbehandling/justering av pH.
Våtmarksfilter	Sigevann ledes inn i naturlig eller tillaget våtmarksområde. Biologiske prosesser bryter ned, feller ut, binder opp eller omdanner forurensning.	Uegnet ved lav pH og høye konsentrasjoner av tungmetaller vil kunne drepe planter, dyr og andre organismer i våtmarksområdet.
SBR (Sequential Batch Reactor). Aktivt slam anlegg	Dam med trinnvis lufting og utfelling. Lufting holder aktivt slam og partikler suspendert. Utfelling følger av lufting. Aktivt slam av heterotrofe organismer bryter ned organiske forbindelser. Utfelling fjernes og slam resirkuleres.	Uegnet/delvis egnet. Lav pH vil kunne hindre/reducere utfelling av metaller og i tillegg skape problematiske forhold for mikroorganismene i det aktive slammet.
Kjemisk felling	Tilsats av spesifikke kjemikaler som forandrer pH, setter i gang fellings- eller flokkuleringsreaksjoner, oksiderer eller adsorberer forurensning i sigevannet.	Egnet. Særlig ved tilsats av pH-regulerende kjemikaler og flokkulenter i kombinasjon med en luftet lagune.
Membranfiltrering/omvendt osmose	Sigevann presses igjennom en semipermeabel membran som filtrerer ut partikler, salter, metaller og organiske forbindelser. Filtrert materiale fjernes og etterbehandles/deponeres.	Delvis egnet. Vil kunne fjerne mange problematiske komponenter fra sigevannet, men vil ikke regulere pH. Tilslamming av filteret vil også kunne bli et problem. Best egnet som etterbehandling før utslipp til resipient.

5 Etablering og drift av nye deponier / deponiceller for syredannende bergarter

5.1 Lokalisering av nye deponier for syredannende bergarter

5.1.1 Fordelaktige forhold for etablering av nye deponier

Dersom en velger å etablere et nytt deponi for syredannende bergarter, står en fritt til å velge løsninger og design som er tilpasset både lokale forhold og særkravene som stilles til deponering av syredannende bergarter. En rekke forhold vil kunne avgjøre om en lokalitet er egnet for etablering av et nytt deponi for syredannende bergarter. Her oppsummeres kort forhold som må tas i betraktning ved valg av lokalitet for etablering av et nytt deponi.

Geografi

Deponiets beliggenhet må vurderes opp mot hvor hovedkildene til syredannende bergarter befinner seg. Dette av både miljømessige og samfunnsøkonomiske hensyn, for å reduserte transportveier.

Syredannende bergarter som alunskifer finnes særlig på Østlandet, hvor det også vil være mange store bygge- og samferdselsprosjekter som potensielt kan produsere store mengder deponipliktige masser av syredannende, svarte leirskifre i fremtiden.

Geologiske forhold

Naturlig berggrunn eller naturlige avsatte løsmasser vil vanligvis være den geologiske barrieren som kreves i bunn- og sidetetting (kapittel 5.2), forutsatt at kravene til hydraulisk konduktivitet og mektighet oppfylles (permeabilitet $K \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s, mektighet > 1 m).

Topografi og hydrologi

Deponiet bør etableres på en lokalitet hvor det er relativt enkelt å kontrollere sigevann. Det skal prosjekteres løsninger som ivaretar overflatevann. I tillegg skal det være mulig å hindre inntrengning av grunnvann i deponiet.

Spesielle tilpasninger

NOAH Langøya, deponi for farlig avfall, er et eksempel på meget god utnyttelse av lokale forhold for å etablere en sikker deponiløsning. Deponiet ble etablert i et nedlagt kalksteinsbrudd, hvor berggrunnen består av kalkstein med lav permeabilitet. I tillegg tetter oppsprekninger i berggrunnen seg selv ved innsig av sjøvann når mineraler fra kalksteinen løser seg opp og felles ut igjen.

5.2 Etablering av deponiceller for syredannende bergarter i eksisterende deponier

Dersom et eksisterende deponi ønsker å ta imot syredannende bergarter, skal det opprettes separate celler for dette. Det anbefales ikke å deponere masser av syredannende bergarter

over annet avfall. Særkrav til drift, avslutning og overvåkning vil gjelde for disse cellene i forhold til avfall i resten av deponiet.

Bunn- og sidetetting i cellene skal oppfylle kravene spesifisert i kapittel 5.3. Det vil også kreves sigevannsoppsamling og –rensing som beskrevet i kapittel 5.5. I praksis vil dette ofte bety at en må lage separat oppsamling og rensing av sigevann fra deponiceller for syredannende bergarter, med mindre eksisterende renseanlegg oppfyller prinsippene beskrevet i kapittel 5.6.2, eller kan tilpasses i tilfredsstillende grad. Overvåking av cellene skal følge kravene beskrevet i kapittel 5.6.

Samdeponering av annet avfall i celler for syredannende bergarter tillates dersom det samdeponerte avfallet bidrar til å øke pH-forholdene i cellen og / eller til å redusere permeabiliteten i massene. I slike tilfeller skal avfallet ha en dokumentert syrenøytraliserende effekt (kapittel 4.3.1). Mengden samdeponert avfall skal tilpasses mengden syredannende bergarter, slik at syredannende potensial og syrenøytraliserende kapasitet utligner hverandre.

5.3 Bunn/sidetetting

I *Veileder til deponiforskriften* (TA-1951/2003) stilles det krav til dobbel bunn- og sidetetting i deponier for ordinært avfall, for å beskytte jord og vann i deponiets lokalmiljø mot forurensende avrenning. En slik bunn- og sidetetting ansees som tilstrekkelig også for nye deponier for syredannende bergarter. For detaljert informasjon vises det til TA-1995/2003.

Et bentonittmembran brukes ofte som tetningslag i en bunn- og sidetetting. En slik membran vil kunne få svekket holdbarhet i kontakt med sur avrenning, grunnet ionebytting med H^+ i vannet og kationer i leirmineralene.

Det anbefales at det brukes en syntetisk tetningsmembran som er bestandig mot sur avrenning (lav pH), for eksempel en polyetylen- eller polypropylenmembran.

5.4 Tildekking i driftsfasen

Alle midlertidige former for tildekking som ikke oppfyller kravene til et permanent toppdekke (kapittel 6.1), vil ikke kunne stoppe oksygeninntrengning fullstendig. En midlertidig tildekking vil likevel kunne begrense inntrengningen av både oksygen og vann, noe som vil sterkt redusere forvittringsreaksjonene. Størrelsen på en deponicelle må utformes slik at cellen fylles opp relativt raskt. Dermed blir driftstiden per celle kort og en midlertidig tildekking kan legges så snart cellen er fylt. En deponicelle burde ikke stå åpen lengere enn 3 måneder før midlertidig tildekking legges.

Det anbefales at en midlertidig tildekking konstrueres av et tetningslag med på 0,3 – 0,5 m av et komprimert materiale med $K < 10^{-8}$ m/s (for eksempel leire), med et egnet beskyttelseslag over, bestående av for eksempel de alkaliske avfallsmaterialene beskrevet i kapittel 4.3. Mektigheten av beskyttelseslaget må tilpasses lokale klimatiske forhold, slik at

den beskytter det underliggende beskyttelseslaget mot frost og tørke (typisk 1,5 – 2 m). Beskyttelseslaget burde også komprimeres.

5.5 Vannmettet løsning

Dette er en løsning som kun vil være relevant dersom en oppretter et nytt deponi.

Syredannede bergarter deponert under vann i et basseng eller en dam av stillestående vann utgjør teoretisk sett en god løsning for å hindre syredannende reaksjoner. Masser mettet med stillestående vann vil ha lav oksygentilførsel, noe som vil sterkt redusere de syredannende reaksjonene. En annen fordel med en slik løsning er at en vil kunne ha en lengre driftstid på en slik deponicelle. Så lenge massene ligger under en vannbarriere (kapittel 6.1.3) vil en kunne deponere masser kontinuerlig, samtidig som massene er sikkert skjermet mot oksygeninntrengning i en grad som tilsvarer et endelig toppdekke i effektivitet.

I praksis er imidlertid slike løsninger svært utfordrende, særlig i et langtidsperspektiv. Det vil for eksempel være vanskelig å sikre den geotekniske stabiliteten til store basseng eller dammer og hindre utlekking på lang sikt. En vannmettet celle vil ha samme krav til bunn- og sidetetting som er beskrevet i kapittel 5.2 for å hindre avrenning.

5.6 Selvantenning

Dersom forvittringsreaksjonene får forløpe uhindret vil det være risiko for at varmeutviklingen som følger av disse reaksjonene, kan føre til selvantenning og brann i de deponerte massene. Dette kan skje dersom masser av syredannende bergarter deponeres fritt uten spesiell håndtering. Tiltakene som er beskrevet i kapittel 4 vil sterkt redusere muligheten for slik selvantenning. Ved mistanke om varmeutvikling og mulig selvantenning i en deponicelle, kan vann tilføres massene.

5.7 Sigevann

5.7.1 Sigevannsoppsamling

Gode løsninger for sigevannsoppsamling skal etableres. Disse må ta høyde for at sigevannet fra deponerte masser av syredannende bergarter vil kunne være svært surt ($\text{pH} < 3$). Derfor skal det brukes syrebestandige materialer i drenerings- og avløpsrør, som plast eller syrefast stål.

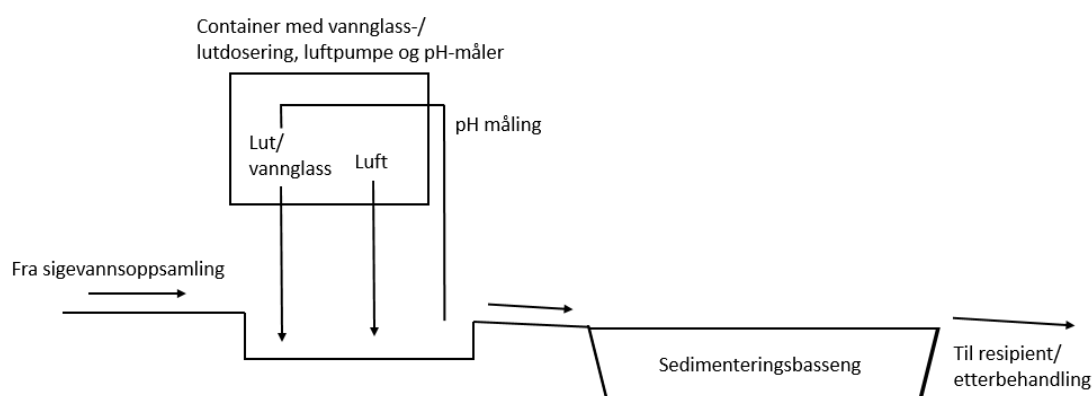
5.7.2 Sigevannsrensing

Ved etableringen av et nytt deponi skal en prosjektere renseanlegget slik at det er optimalisert for rensing av surt sigevann. Sigevann fra ordinære deponier skal ikke slippes direkte ut til resipient. Surt sigevann vil også kunne være en belastning for kommunale renseanlegg, så det skal konstrueres egne renseanlegg på deponi hvor forbehandling kan utføres før eventuelt utslipp til kommunalt avløpsnett.

Renseprosessen må innebære pH-justering og fjerning av jern, aluminium, tungmetaller (inkludert uran) fra sigevannet. Dette kan gjøres ved å tilsette et basisk materiale under omrøring / pumping av luft inn i sigevannet. Metallhydroksider som ikke er løselige under nøytrale pH-forhold vil da kunne felles ut i et sedimenteringsbasseng. Lufting bidrar til å oksidere toverdige jern, som er vannløselig, til treverdige jern som ikke er vannløselig. Utfelling av jernhydroksider bidrar for øvrig også effektivt til sedimenteringen av andre metallhydroksider. Dersom jern ikke fjernes i renseanlegget, vil effektiviteten av rensingen av andre metaller sterkt reduseres og en vil få oksidering og utfelling av et rustrødt slamlag nedstrøms for renseanlegget.

Ved bruk av kalkstein til pH-justering er det en fare for at metallhydroksider og gips (CaSO_4) feller ut på overflaten til kalksteinen og reduserer utløsning av nøytraliserende kalsiumkarbonat (CaCO_3), noe som vil redusere effekten av kalkingen betydelig. Sigevannet vil kunne inneholde relativt store mengder sulfat og derfor vil muligheten for gipsutfelling være stor. I tillegg har uran økt løselighet i vann med høyt innhold av karbonater. En pH-styrt dosering av lut eller vannglass (natriumsilikat) er et godt alternativ til bruk av kalkstein, som vil gi en kontrollert og effektiv pH-justering. Vannglass er å foretrekke av disse to, siden lut må oppbevares ved temperatur på ca. 20 °C, mens vannglass bør oppbevares og doseres ved temperatur over ca. 10 °C. I tillegg opptrer vannglass som en flokkulent og øker utfellingen ved å binde sammen metallhydroksider og andre salter til større aggregater.

En løsning med lufting, pH-justering og sedimentering i en lagune som vist i Figur 7 anbefales.



Figur 7 Prinsippskisse for sigevannrensing med lufting og pH-justering fulgt av sedimentering i lagune.

Det vil kunne felles ut store mengder slam på bunnen av sedimenteringsbassenget. Dette slammet vil måtte fjernes regelmessig fra bassenget, og derfor er det fordelaktig med et hardt dekke, som asfalt, i bunnen. Ved opphopning av slam i sedimenteringsbassenget må slammet fjernes. Slammet vil kunne plasseres i en deponicelle for masser av syredannende

bergarter. Dersom en ikke har åpne celler med deponerte masser av syredannende bergarter, må slammet prøvetas, karakteriseres i henhold til *Avfallsforskriften* og deponeres på godkjent mottak.

Dersom sigevannet skal slippes videre ut til vassdrag, vil det sannsynligvis være nødvendig med etterbehandling av vannet. Dette vil avhenge av renhetsgraden til sigevannet etter forbehandling og grenseverdier for utslipp til resipient. En slik etterbehandling vil for eksempel kunne være membranfiltrering eller våtmarksfilter.

Det vises her til *Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier* TA-1995/2003.

5.7.3 Overvåking av sigevann

For beskrivelse av overvåkning av sigevann fra deponier / deponiceller for syredannende bergarter, henvises det til *Veileder om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier* (TA-2077/2005).

Analyseparametere i deponier / deponiceller som kun mottar syredannende bergarter er vist i lave pH-verdier ($\text{pH} < 4$) og høye konsentrasjoner av sulfat, jern og tungmetaller i sigevann fra deponiceller, vil indikere at det foregår aktiv forvitring i de deponerte massene. Sur avrenning med høyt metallinnhold vil også kunne forekomme dersom en har deponert store mengder forvitrede masser i en deponicelle.

Tabell 7. Metaller markert i rødt inngår ikke i TA-2077/2005. Disse må imidlertid vurderes å ha med ettersom de vil kunne lekke ut under nøytrale forhold.

Lave pH-verdier ($\text{pH} < 4$) og høye konsentrasjoner av sulfat, jern og tungmetaller i sigevann fra deponiceller, vil indikere at det foregår aktiv forvitring i de deponerte massene. Sur avrenning med høyt metallinnhold vil også kunne forekomme dersom en har deponert store mengder forvitrede masser i en deponicelle.

Tabell 7 Overvåkningsparametere for sigevann fra deponier / deponiceller med kun syredannende bergarter (utdrag fra TA-2077/2005 med tillegg).

Parameter	Enhet	Bestemmelsesgrense*
Surhetsgrad	pH	-
Suspendert stoff (SS)	mg/l	-
Ledningsevne	mS/m	-
DOC**	mg/l	-
Sulfat (SO ₄ ²⁻)**	mg/l	-
Aluminium (Al)**	mg/l	-
Antimon (Sb)**	µg/l	-
Arsen (As)	µg/l	2
Bly (Pb)	µg/l	1
Jern (Fe)	mg/l	1
Kadmium (Cd)	µg/l	0,1
Kobber (Cu)	µg/l	1,5
Kobolt (Co)**	µg/l	-
Krom (Cr)	µg/l	1
Kvikksølv (Hg)	µg/l	0,01
Mangan (Mn)	mg/l	0,1
Molybden (Mo)**	µg/l	-
Nikkel (Ni)	µg/l	5
Sink (Zn)	µg/l	3
Uran (U)**	µg/l	-
Thorium (Th)**	µg/l	-

*Bestemmelsesgrense = kvantifiseringsgrensen ved analyse, definert som 10 ganger standart avvik til en blindprøve.

**Parametere som ikke er inkludert i TA-2077/2005

6 Avslutning av deponier

6.1 Toppdekke

Det må gjøres en stedsspesifikk vurdering av hvert deponi / deponicelle før valg av toppdekke avgjøres. Toppdekke burde være valgt allerede ved etablering av deponi / deponicelle, ettersom deponeringsløsning henger tett sammen med valg av toppdekke. Det er også formålstjenlig å vurdere valg av materialer til toppdekke opp mot tilgjengelige masser og lokale ressurser. Det anbefales at det stilles krav til at midler til toppdekke settes til side ved oppstart av deponi / deponicelle, for å sikre at en forsvarlig tildekking blir gjort.

Alternativer til toppdekke som beskrives her er utprøvde metoder som har dokumentert effekt på reduksjon av inntrengning av oksygen og vann. Alternative løsninger kan benyttes så lenge hindring av oksygeninntrengning og kontroll på innsig av vann kan dokumenteres for en slik løsning.

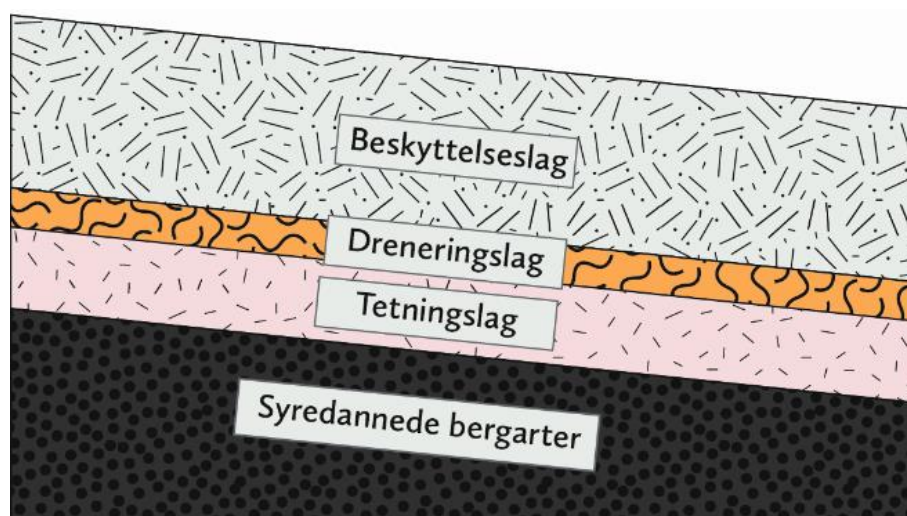
I et deponi som er opprettet for og fylt utelukkende med syredannende bergarter, er det ikke nødvendig å lage et toppdekke som er fullstendig vanntett (se kapittel 4.1). Et slikt toppdekke har som hovedoppgave å stoppe diffusjon av oksygen ned til de deponerte massene.

Det anbefales for øvrig ikke at det bygges eller planter noe annet enn gress og små planter på toppdekket, for å sikre at tildekkingslagene ikke skades av røtter.

6.1.1 Tradisjonelt toppdekke (Compacted Clay Liner, CCL)

Et tradisjonelt toppdekke er i hovedsak fokusert på å hindre inntrengning av vann i de deponerte massene. Et slikt toppdekke vil typisk bestå av et tredelt lag som vist i Figur 8. Her legges det et tetningslag med lav hydraulisk konduktivitet ($K \leq 1 \times 10^{-9}$ m/s) over de deponerte massene. Over tetningslaget etableres det først et dreneringslag av grovere masser og så et beskyttelseslag med stor mektighet. Det er også vanlig å legge et vekstlag med vegetasjon på toppen. Med denne løsningen vil overflatevann som trenger gjennom beskyttelseslaget på toppen, penetrere tetningslaget i svært liten grad og heller dreneres bort gjennom dreneringslaget.

Løsningens evne til å hindre inntrengning av oksygen vil avhenge av vannmetningen i tetningslaget og om tetningslaget holdes intakt over tid. Leire vil ved tørking eller frost kunne sprekke opp og slippe til oksygen. Derfor konstrueres beskyttelseslaget slik at det hindrer fordamping av vann og med en slik mektighet at tele ikke når ned til tetningslaget (frostsikkert / telesikkert). Dersom denne tildekkingen konstrueres riktig, vil tetningslaget holde en høy vannmetningsgrad (>85 %) og hindre inntrengning av oksygen.



Figur 8 Tradisjonelt toppdekke, Compacted Clay Liner (CCL).

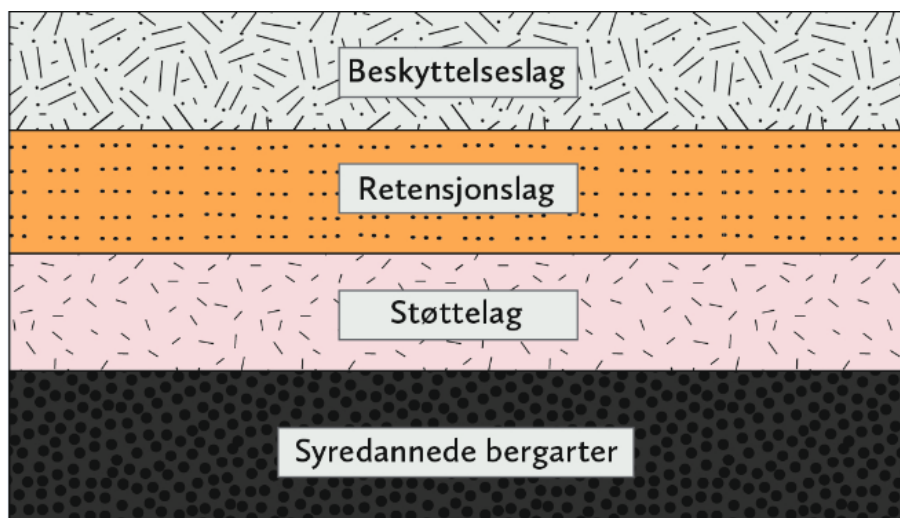
6.1.2 Multilagstoppdekke (Cover with Capillary Barrier Effect, CCBE)

Oppbygningen av en multilagstoppdekke er vist i Figur 9. Hvilke masser som benyttes til tildekkingslagene og mektigheten av de respektive lagene, vurderes spesifikt for en deponilokalitet. Det midtre retensjonslaget konstrueres vanligvis av 0,5 – 1 m av et finkornet materiale, for eksempel silt, som holdes mettet med vann. Vannmetningen og mektigheten av dette laget hindrer inntrengning av oksygen ned i de deponerte massene under, slik at retensjonslaget virker som et sperresjikt.

Det øvre beskyttelseslaget konstrueres ofte av rundt 0,3 – 0,5 m av et grovere materiale enn retensjonslaget, for eksempel sand. Dette laget skal beskytte og hindre fordamping av vann fra retensjonslaget, samtidig som det skal tillate transport av noe overflatevann ned til retensjonslaget.

Små mengder vann vil dreneres nedover fra retensjonslaget dersom støttelaget under består av rundt 0,5 m av et mer grovkornet materiale enn retensjonslaget. Dette materialet kan for eksempel komponeres av alkaliske avfallsmaterialer (kapittel 4.3), forutsatt at massene har riktig kornstørrelse. Vann som dreneres nedover fra retensjonslaget vil erstattes av overflatevann, slik at retensjonslaget holder seg vannmettet. Denne løsningen forutsetter et relativt fuktig klima. Tørke i 2 – 3 måneder vil kunne ødelegge retensjonslaget. Vann som dreneres gjennom de deponerte massene samles opp som sigevann.

Denne løsningen er utviklet og dokumentert av Aubertin et al. (1995, 1997 og 1999). Virkningen av denne løsningen ble dokumentert ved et deponi for syredannende gruveavfall i Canada (Bussière et al, 2006). Denne løsningen vil begrense oksygendiffusjon i større grad enn det tradisjonelle toppdekket (kapittel 6.1.1), ettersom diffusjonsbarrieren, det vannmettede retensjonslaget i CCBE, er av større mektighet enn det vannmettede tetningslaget i CCL.

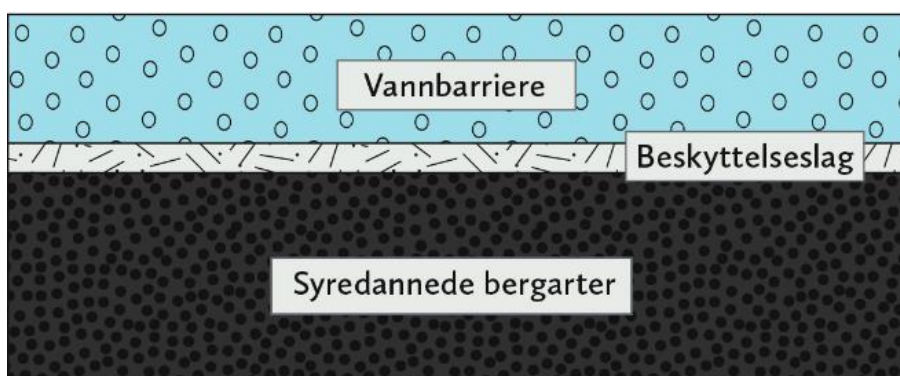


Figur 9 Skjematisk oppbygging av Multilagstildekking (CCBE).

6.1.3 Vannmettede masser med vannbarriere eller monolag som toppdekke

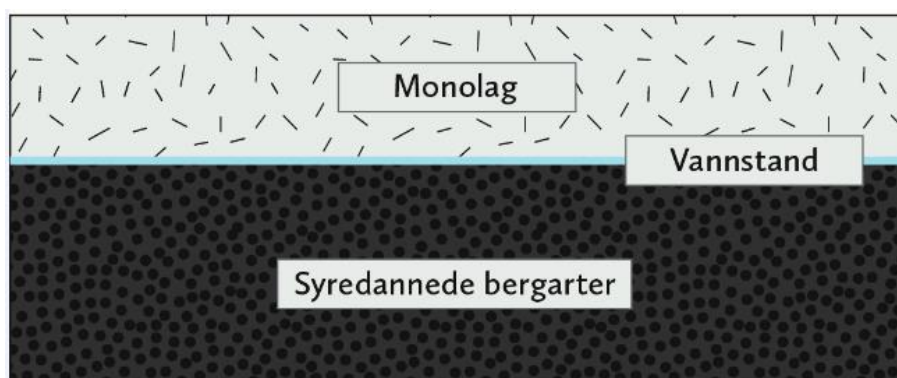
En deponicelle med en vannmettet løsning krever en fullstendig tett bunn- og sidetetting, som tilfredsstiller kravene omtalt i kapittel 5.2. Vannet i deponicellen skal være stillestående for å hindre innsig av friskt, oksygenholdig vann.

Toppdekket kan bestå av en vannsøyle på >1 m over de deponerte massene (Figur 10). Løsningen er dokumentert av blant annet Awoh et al. (2013). Dersom det deponerte materialet er finkornet kan det være en risiko for oppvirvling av partikler. I et slikt tilfelle kan det legges et beskyttelseslag av mer grovkornede, rene masser over de deponerte massene. Et overvannssystem konstrueres i toppen av cellen for å kontrollere at vannstanden ikke blir for høy. Her bør også vannkvaliteten overvåkes.



Figur 10 Deponicelle med vannmettet løsning og vannbarriere som tildekking.

Alternativt kan toppdekket i en vannmettet deponicelle bestå av et monolag dersom en ikke ønsker et åpent vannspeil i deponicellen (Figur 11). Løsningen er dokumentert av blant annet Orava et al. (1997) og Ouangrawa et al. (2010). Det deponeres masser til like over vannspeilet i deponicellen. Kapillærkrefter i massene vil sørge for at vann suges opp og metter en delen av massene over vannspeilet. Over de deponerte massene konstrueres så et monolag av et grovt materiale, som for eksempel sand, som har i oppgave å beskytte og forhindre fordamping av vann fra de deponerte massene. Mektigheten av dette laget vurderes i forhold til tildekkingsmaterialet og lokale klimatiske forhold. Et overvannssystem konstrueres for å holde vannstanden stabil.



Figur 11 Deponicelle med vannmettet løsning og monolag som tildekking.

6.2 Overvåkning og etterdrift

Teoretisk sett vil sigevann fra deponerte masser av syredannende bergarter ikke være forurenset så lenge oksygeninntrengning unngås. Ved å hindre forvitring vil massenes forurensende potensial ikke aktiveres. I praksis vil dette være avhengig av virkningen av tildekking og oksygenbarriere i et langtidsperspektiv. Det må derfor stilles krav til overvåking i ettertid av både toppdekkets stabilitet, samt sigevannsmengde og -kvalitet. Det må stilles krav til etterbruk av arealet for å sikre at toppdekket vil være intakt. Det må for eksempel ikke plantes større vekster med rotsystemer som kan trenge ned i og forstyrre beskyttelseslag (Figur 8) eller retensjonslag (Figur 9).

7 Oppsummering / anbefalinger

Ved deponering av syredannende bergmasser er det kritisk at oksygentilførsel til massene hindres, slik at forvittringsreaksjonene stoppes og forurensningspotensialet minimeres. For å oppnå sikker deponering anbefales følgende:

- Massene legges i tette celler hvor det benyttes en tildekking som hindrer inntrengning av oksygen. Ulike utforminger er presentert i denne veilederen.
- Det anbefales en tørrløsning for å hindre spredning av eventuelle forvittringsprodukter.
- Driftsfasen, med mellomlagring og åpne celler, er den mest kritiske perioden i deponeringsprosessen, siden massene da har kontakt med luft og vann. Det anbefales at denne fasen gjøres så kort som mulig for å begrense forvittringsreaksjonene.
- Samdeponering med alkaliske avfallsmaterialer og komprimering av massene anbefales for å regulere pH-forholdene i deponicellene og begrense infiltrasjon i driftsfasen.
- Det vil være nødvendig med tilpassede renseanlegg for sigevann som justerer pH og feller ut løste metaller for å hindre at eksisterende renseanlegg slutter å virke.

8 Referanser

- Aubertin, M. et al. (1995).
Evaluation en laboratoire de barrières sèches construites à partir de résidus miniers. Ecole Polytechnique de Montréal, NEDEM/MEND Projet 2.22.2a.
- Aubertin, M. et al. (1997).
Etude de laboratoire sur l'efficacité des barrières de recouvrement construites à partir de résidus miniers. Canadian Mine Environment Neutral Drainage, MEND Report 2.22.2b
- Aubertin, M. et al. (1999).
Etude sur les barrières sèches construites à partir des résidus miniers. Phase II , Essais en place. Rapport de Recherche, Projet CDT P1899. NEDEM/MEND 2.22.2c.
- Avfall Norge (2010)
Veileder til karakterisering og mottakskontroll av avfall til deponi. Utgave: november 2010.
- Awoh, S.A. et al. (2013)
Field study of the chemical and physical stability of highly sulphide-rich tailings stored under a shallow water cover at the Don Rouyn site. Mine Water and the Environment 32(1): 42-55.
- Bussière, B. et al. (2006)
Performance of the oxygen limiting cover at the LTA site, Malartic, Quebec. CIM Bulletin, 1 (6), 1-11.
- Hall, G.E.M. et al. (1996a)
Selective leaches revisited, with emphasis on the amorphous Fe oxyhydroxide phase extraction. Journal of Geochemical Exploration, 56, 59–78.
- Hall, G.E.M. et al. (1996b)
Analytical aspects of the application of sodium pyrophosphate reagent in the specific extraction of the labile organic component of humus soils. Journal of Geochemical Exploration, 56, 23–36.
- Johnson et al. (1995)
Acid Neutralizing Capacity of Municipal Waste Incinerator Bottom Ash. Environmental Science and Technology 29, 142-147.
- MEND (2009)
Prediction Manual for Drainage Chemistry from Sulphidic Geologic Materials. MEND Report 1.20.1. December 2009.
- NGI (2015)
Karakterisering og identifisering av syredannende bergarter. Norges geotekniske institutt, Rapport 20120842-01-R.
- Orava, A.D. et al. (1997)
Prevention of acid rock drainage through the application of in-pit disposal and elevated water table concepts. In Proceedings of the 4th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), Vancouver, 3: 973-983.

Ouangrawa, M. et al. (2010).

Preventing acid mine drainage with an elevated water table: Long-term column experiments and parameter analysis. Water, Air and Soil Pollution 213, 437

Owen et al. (1990)

The Ordovician successions of The Oslo Region, Norway; NGU, special publication 4

SVV (2007)

Miljøpåvirkning fra gjenbruksmaterialer i veg – Sementbaserte materialer. Gjenbruksprosjektet 2002-2005. Statens vegvesen, Teknologirapport nr. 2433

SFT (2009)

Helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn. Statens forurensningstilsyn (SFT). TA-2553/2009.

SFT (2005)

Veileder om overvåking av sigevann fra avfallsdeponier. Statens forurensningstilsyn. TA-2077/2005

SFT (2003a)

Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier. Statens forurensningstilsyn. TA-1995/2003.

SFT (2003b)

Veileder til deponiforskriften. Statens forurensningstilsyn. TA-1951/2003.

Statens strålevern (2013)

Måleprosedyre for radon i boliger. 22.11.2013

Statens Strålevern (2014)

Radon i vann. Hentet 08.04.2015 fra: <http://www.nrpa.no/fakta/90036/radon-i-vann>

Stumm & Morgan (1996)

Aquatic Chemistry, Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters 3rd ed. John Wiley and Sons Inc.

WHO (2012)

Uranium in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. World Health Organization, document WHO/SDE/WSH/03.04/118/Rev/1.

Dokumentinformasjon/Document information		
Dokumenttittel/Document title Deponering av syredannende bergarter. Grunnlag for veileder		Dokumentnr./Document No. 20140693-01-R
Dokumenttype/Type of document Rapport / Report	Distribusjon/Distribution Ingen/None	Dato/Date 2015-05-12
		Rev.nr.&dato/Rev.No.&date 0 /
Oppdragsgiver/Client Miljødirektoratet		
Emneord/Keywords Black shale, disposal, leachate, acid rock drainage		

Stedfesting/Geographical information	
Land, fylke/Country	Havområde/Offshore area
Kommune/Municipality	Feltnavn/Field name
Sted/Location	Sted/Location
Kartblad/Map	Felt, blokknr./Field, Block No.
UTM-koordinater/UTM-coordinates	

Dokumentkontroll/Document control					
Kvalitetssikring i henhold til/Quality assurance according to NS-EN ISO9001					
Rev/Rev.	Revisjonsgrunnlag/Reason for revision	Egenkontroll av/ Self review by:	Sidemanns-kontroll av/ Colleague review by:	Uavhengig kontroll av/ Independent review by:	Tverrfaglig kontroll av/ Inter-disciplinary review by:
0	Originaldokument	2015-05-08 Erlend Sørmo	2015-04-15 Erik Endre	2015-05-08 Paul S. Cappelen	

Dokument godkjent for utsendelse/ Document approved for release	Dato/Date 12. mai 2015	Prosjektleder/Project Manager Gijs Breedveld
--	----------------------------------	--

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

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

