

MILJØ- OG SAMFUNNSTJENLIGE TUNNELER

Rapport nr: **14**

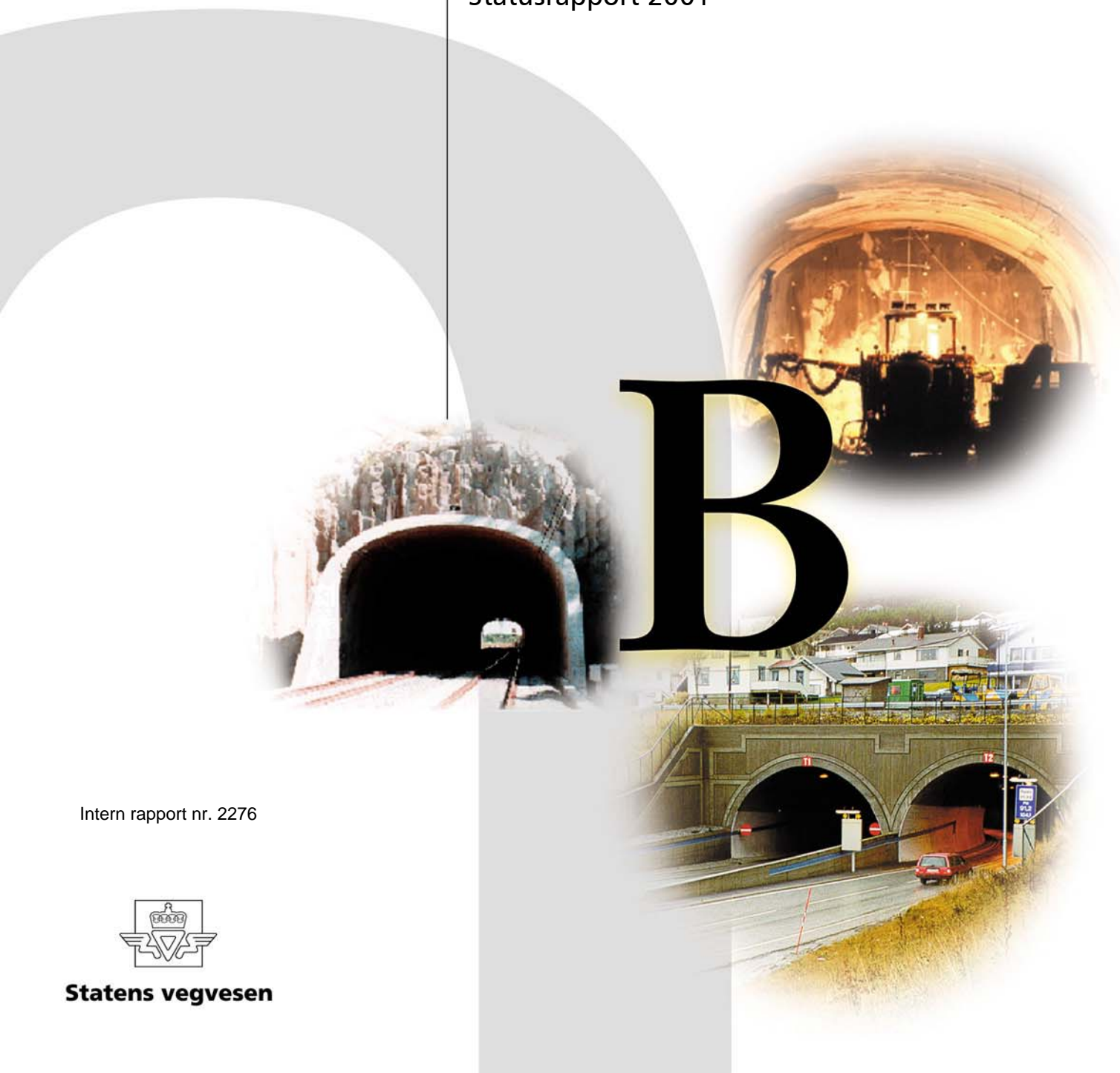
Konsekvenser av tunnellekkasjer
for det ytre miljø.
Statusrapport 2001

B

Intern rapport nr. 2276



Statens vegvesen



Rapport nr. 14

Konsekvenser av tunnellekkasjer for det ytre miljø.

Statusrapport 2001

Sammendrag

Delprosjekt B «Samspill med omgivelsene» har i løpet av 2001 utarbeidet en statusrapport som omhandler et tunnelanleggs mulige og akseptable konsekvenser for det ytre miljø. Rapporten gir en samlet vurdering av naturens tålegrenser, vannbalanse og konsekvenser ved endringer i grunnvannstanden. I tillegg er det utarbeidet et utkast til vurdering av akseptkriterier ved inngrep.

Statusrapporten er et utgangspunkt for videre utarbeidelse av et verktøy til hjelp ved planlegging og prosjektering av tunnelprosjekter. Den gir et bedre grunnlag for å vurdere sårbarheten til berørte områder og konsekvenser for ulike miljø, både urbanområder og naturmiljø, ved endringer i poretrykk og grunnvannstand. Resultater fra kartlegging, analyser og modelleringer vil bidra til å sette tetthetskrav ut fra definerte akseptkriterier for inngrep. Dette gir muligheter for å unngå skadeeffekter som følge av grunnvannsenkning, og vil gi større treffsikkerhet ved beregning av kostnadene ved tunnelprosjekt.

Rapporten er utarbeidet av

Kjell Karlsrud, Norges Geotekniske Institutt
Vidar Kveldsvik, Norges Geotekniske Institutt
Petter Snilsberg, Jordforsk
Anne Kristine Søvik, Jordforsk
Lars Erikstad, NINA
Egil Bendiksen, NINA
Kevin Tuttle, Norconsult AS
Rebecca T. Worsely, Norconsult AS

Forord

«Miljø- og samfunnstjenlige tunneler» er et prosjekt som involverer store deler av tunnelbransjen i Norge. Prosjektet ble etablert bl.a. på bakgrunn av økt interesse angående grunnvannsproblematikk og hvordan vi kan unngå negative konsekvenser for omgivelsene ved grunnvannstandsendringer som følge av tunnelbygging. Temaene har i tillegg betydning for forbedrete prognoser for gjennomføringen og bidrar til mer presise kostnadsoverslag.

Tunneler vurderes oftere som et alternativ til daganlegg. Det legges ikke beslag på kostbare arealer i byområder, tunneler gir større fleksibilitet med hensyn til transportløsninger og et bedre miljø for naboene. Dessuten vil tunneler begrense inngrep i vernede eller betydningsfulle landskapsområder. Forutsetningen for vellykkete prosjekter er at anleggene ikke forårsaker endringer i grunnvannstand som utsetter vegetasjon, vannkilder eller bygninger for uønskede konsekvenser.

I framtidige tunnelprosjekt forventes strengere og mer spesifikke krav til påvirkning av vannbalansen. Kunnskapen om hvordan skadeeffekter på omgivelsene kan begrenses har imidlertid vært mangelfull hos utbyggerne.

Et første mål for delprosjekt B «Samspill med omgivelsene» har vært å utarbeide en statusrapport som omhandler et tunnelanleggs mulige og akseptable konsekvenser for det ytre miljø.

Delprosjekt B er inndelt i følgende aktiviteter:

Klassifisering av vegetasjonstypers sårbarhet

Klassifisering av vannkilders sårbarhet

Sammenheng mellom lekkasje og endring i grunnvannstand

Poretrykksendringer og skader i urbanområder

Klassifisering av akseptgrenser for tunnellekkasje

Statusrapporten gir en samlet gjennomgang av disse emnene. Sammenstillingen er enestående i sitt slag. Det finnes ingen tilsvarende systematisk gjennomgang av konsekvensvurderinger for grunnvann, vannkilder, vegetasjon og setningsproblematikk i forbindelse med tunnelbygging. Statusrapporten er et utgangspunkt for videre utvikling av et redskap som skal gjøre utbyggere i stand til å bedømme berørte områders sårbarhet og følgene av en grunnvannsenkning i en tidlig fase av prosjektet.

Resultatene vil gi bedre grunnlag for beslutninger om trasévalg, og fastsettelse av lekkasjekrav som er fornuftige i forhold til hva området kan tåle, og hva som kan aksepteres. Dette vil igjen bidra til større treffsikkerhet ved beregning av kostnadene ved framtidige tunnelprosjekt.

Innhold

1	Innledning	7
1.1	Generell problemstilling	7
1.2	Sårbare naturområder	7
1.3	Risiko og influensområde	7
1.4	Verdi	8
1.5	Tålegrenser / akseptkriterier	8
2	Grunnvann i fjell, tunnellekkasjer og grunnvannstandsendringer	10
2.1	Hydrologisk kretsløp	10
2.2	Vannbalanse	10
2.3	Naturlig infiltrasjon / nydannelse	11
2.4	Strømning i umettet sone	13
2.5	Naturlige endringer i grunnvannstand	14
2.6	Grunnleggende prinsipper for tunnellekkasjer og grunnvannstand-/poretrykksendringer	15
2.7	Erfaringstall fra lekkasjer/grunnvannsenkning	16
2.8	Numerisk modellering for estimering av grunnvannsenkning og lekkasjeberegning – tilnærming til en helhetlig vurdering	16
3	Naturområder	19
3.1	Utsatte naturtyper	19
3.2	Eksempel på prosedyre for regional sårbarhetsanalyse basert på eksisterende kunnskap	20
3.3	Verdi	24
3.4	Klassifisering av vannkilders sårbarhet	25
3.4.1	Generelt	25
3.4.2	Vannmengde	25
3.4.3	Endringer i vannkjemien	25
3.5	Akseptkriterier for naturmiljø	29
4	Bestemmelse av setningspotensial og lekkasjekrav i urbane områder	32
4.1	Generelt	32
4.2	Poretrykksreduksjon i relasjon til lekkasje og avstand fra tunnel	32
4.3	Bestemmelse av innlekkasje	36
4.3.1	Teoretiske modeller	36
4.3.2	Tilbakeregnet hydraulisk konduktivitet	37
4.4	Vurdering av forventede setninger og setningsforløp	40
4.5	Skadepotensial	43
4.6	Tillatt setning	44
4.7	Kost-nytte vurdering	45
4.8	Tiltak for å begrense lekkasje og medfølgende setninger og skader	45
4.9	Sammenstilling av prosedyre for bestemmelse av tetthetskrav	46
5	Referanser	49
Vedlegg		
I	Analytiske beregningsmetoder for lekkasje i tunneler	55
II	Analytiske beregningsmetoder for estimering av grunnvannsenkning	59
III	Numerisk modellering av grunnvannsenkning og lekkasjeberegning	63
IV	Numerisk simulering: eksempel på sammenheng mellom tunnellekkasje og endring i grunnvannstand. Innlegg på Fjellsprengningskonferansen 2001	69

1 Innledning

1.1 Generell problemstilling

Målsettingen med rapporten er å utarbeide et første utkast til veileder som behandler spørsmål som går på et tunnelanleggs mulige konsekvenser for det ytre miljø. Dette gjelder primært spørsmål knyttet til

- hva som kan forventes av lekkasje og endring av grunnvannsforhold
- hva som kan bli effektene for vegetasjon og åpne vannkilder
- hva som kan aksepteres av effekter på naturmiljøet ut fra faglige vurderinger
- hva som kan forventes av poretrykksendringer og potensielle setningsskader.
- hvordan sette lekkasjekrav i tunnelen som sikrer akseptable effekter på naturmiljøet og som hindrer uforutsette setningsskader

Når en får tilfredsstillende svar på disse spørsmålene kan myndighetene bestemme endelige lekkasjekrav ut fra samfunnsmessige hensyn, både miljømessige og økonomiske.

1.2 Sårbare naturområder

I en konsekvensutredning (KU) vil spørsmål om områdets verdi, dets sårbarhet i forhold til inngrepet og risiko for skade (influens) være avgjørende spørsmål som må klargjøres for å kunne analysere konsekvensen av inngrepet (Statens vegvesen 1995, Erikstad 1999, Erikstad & Stabbetorp 2000b).

Størst sårbarhet for skader på naturområder ved grunnvannsdrenering i fjell er knyttet til våte naturtyper med naturlig høy grunnvannstand; myr og sumpskog, tjern, vann og vassdrag. Slike arealer er viktige områder både for biologisk mangfold og friluftaktiviteter.

Sårbarhet og omfang av eventuelle skader på våte naturtyper ved drenering av berggrunnen avhenger av:

- 1) Hvordan grunnvannsnivået i løsmassene og overflatevannstanden vil påvirkes i forhold til naturlige variasjonsmønstre for naturtypene.
- 2) Hvordan slike endringer vil påvirke vegetasjon, terreng og vannkvalitet.

Erfaringer fra ulike tunneler, f.eks. Romeriksporten, viser at sårbarheten og omfanget av drenerings-effekter på overliggende utsatte naturtyper varierer (jf. Snilsberg og Kværner 1997, Kværner og Snilsberg 1997) og avhenger av lokale hydrogeologiske forhold; dvs. sammenhengen mellom løsmassene, berggrunnen og nedbørfeltets hydrogeologiske egenskaper. Lekkasje / strømming av vann fra løsmasser ned i berggrunnen er generelt en kompleks prosess som avhenger av så vel løsmassenes jordfysiske egenskaper og tektonikk som berggrunnens egenskaper (Olofsson 1993). Våte norske naturtyper har varierende oppbygging og egenskaper. Det er videre utført svært få systematiske studier for å belyse strømming / lekkasje i overgangssonen mellom fjell og løsmasser (Olofsson 1998).

Nyere studier viser betydningen av nedbørfelthydrogeologien for vannkvaliteten i små nedbørfelt (Devito og Hill 1997, Devito og Hill 1999) og understreker betydningen av grunnvannsmønsteret som en grunnleggende vegetasjonsøkologisk faktor (Klijn og Witte 1999). Dette har medført at økohydrologi har blitt eget forskningsfelt internasjonalt. Økt kunnskap om slike sammenhenger vil være sentralt ved klassifisering av sårbarhet ved tunnellekkasje, men det finnes allerede nå utviklet tilnærminger til systematisk kartlegging av sårbarhet som er behandlet senere i rapporten.

1.3 Risiko og influensområde

For å definere risiko for at lekkasje oppstår må det benyttes en kombinasjon av flere fagdisipliner knyttet til geologi og geohydrologi og som danner grunnlaget for å vurdere risikoen for negativ effekt av en tunnelutbygging. Ved å vurdere sannsynligheten for lekkasje og grunnvannsenkning, gjennom en grundig struktur- og hydrogeologisk forståelse av området, gir det mulighet til å vurdere både

effekten og konsekvensen av lekkasjen og grunnvannsenkningen enten det gjelder konsekvenser for naturmiljøet eller skade på eventuelle bygninger og konstruksjoner gjennom setninger.

En systematisk vurdering av sannsynligheten for lekkasje og konsekvensen av lekkasjen vil i kombinasjon gi mulighet for å vurdere så vel konsekvensens omfang som betydning (Statens vegvesen 1995).

Innledningsvis i en tunnelplanlegging er det viktig å avgrense de områdene som kan bli påvirket av tunnelen. Videre er det viktig å fokusere innsatsen på sårbare områder innenfor influensområdet. Ved tunneldrift kan en normalt regne med at de sårbare områdene arealmessig er betydelig mindre enn det som forventes ved daginngrep.

1.4 Verdi

Når det gjelder å vurdere ikke-prissatte konsekvenser av tekniske inngrep kan en ta utgangspunkt i Statens vegvesens håndbok 140 om konsekvensanalyser. Denne tar utgangspunkt i begrep som "verdi" "konsekvensens omfang" og "konsekvensens betydning".

Begrepet "**konsekvensens omfang**" vil si hvor store endringer vegprosjektet kan medføre for vedkommende interesse/tema. Det er i utgangspunktet en nøytral beskrivelse av den forventede endring tiltaket vil få. Denne kan sammenlignes med risikovurderingen beskrevet over, det vil si vurdere omfanget ut fra sannsynligheten for lekkasje og sannsynligheten for at lekkasjen vil medføre endringer på naturmiljøet.

Begrepet "**verdi**" er uttrykt gjennom tilstand, egenskaper og utviklingstrekk for vedkommende interesse/tema i det området vegprosjektet planlegges. Det er en kvalitativ vurdering av verdien av de enkelte elementene i et influensområdet før inngrepet, vurdert ut fra det aktuelle områdets premisser. Det benyttes et sett med aksepterte kriterier på de enkelte naturtyper (bio- og geotoper) for de ulike temaene (naturmiljø, nærmiljø, friluftsliv). For eksempel vil en myr få tildelt "verdi" både ut fra en vurdering av nasjonalt naturmiljø, ut fra nærmiljø og ut fra friluftsliv. Verdien for et tjern kan for eksempel bli satt lavt for naturmiljø (på nasjonalt nivå) mens det samme tjernet kan få tildelt høy verdi for nærmiljø og/eller friluftsliv. I denne sammenheng er det viktig bl.a. å se på tidligere menneskelige inngrep som både kan påvirke områders verdi og sårbarhet. Et godt eksempel er grøfting av myr som både fører til redusert naturverdi og redusert sårbarhet fordi naturskaden allerede er skjedd.

Begrepet "**konsekvensens betydning**" er en kombinasjon av "konsekvensens omfang" og "verdi". Betydningen av et inngrep kan dermed bli betydelig enten ved at omfanget er stort og/eller at verdien av et området er vurdert særlig høyt.

1.5 Tålegrenser / akseptkriterier

Det foreligger begrenset grunnlagskunnskap og dokumentasjon relatert til hydrologisk og økologisk tunnelpåvirkning av utmark. Eksisterende datagrunnlag er usikkert med hensyn til å sette tålegrenser for våte norske naturtyper. Det er imidlertid satt i gang overvåking ved flere lokaliteter etter at episoden med Romeriksporten viste alt for tydelig hvor sårbar naturområder kan være. Det foregår overvåking av myr- og sumpskogvegetasjon, grunnvannsnivå i løsmasser og berggrunn samt vannkvalitetsundersøkelser ved flere nye tunnelanlegg. Heller ikke langtidseffekter på vegetasjon og vannkvalitet er særlig dokumentert og relatert til de geohydrologiske endringene. Det er imidlertid kjent at flere eksisterende tunneler har endret de økologiske betingelsene for overliggende myrer og tjern som følge av grunnvannsdrenering, for eksempel i tilknytning til Tokke-utbyggingen (Skjeseth 1982).

Det å sette tålegrenser for nye tunnelprosjekt blir derfor et arbeid som kombinerer datainnhenting, beregninger, modeller og geologisk og biologisk kunnskap med tidligere erfaringer og generell sunn fornuft. Dette innebærer at det nødvendigvis fortsatt blir en god del subjektiv vurdering og anbefalinger fra fagpersonene til utbyggingsmyndighetene. Det er derfor viktig å presisere at det er samfunnet som må ta den endelige diskusjonen, basert på kost/nytte vurderinger, av hvilke akseptable lekkasjer og medfølgende effekter en er villig til å akseptere i de enkelte tilfellene.

En første tilnærming til utarbeidelse av akseptkriterier er fremstilt i kapittel 3.5.

2 Grunnvann i fjell, tunnellekkasjer og grunnvannstandendringer

2.1 Hydrologisk kretsløp

Det hydrologiske kretsløp danner basis for forståelsen av vannbevegelse og vannkvalitet, på stor og liten skala, både over og under bakken. Hovedprinsippet er at ikke noe vann forsvinner, og at vannet er i stadig bevegelse. Oppholdstiden for vannet i de ulike mediene er svært forskjellig, fra noen uker i elvene, til mange tusen år i havet og dype grunnvannsmagasin. Vann i elver og mindre innsjøer utgjør en svært liten andel av de totale vannmengder, men de er lett tilgjengelige og har relativt korte oppholdstider. Dette gjør at vannmengden og vannkvaliteten i overflatevann raskt endres.

Grunnvann inngår med en relativt liten volum-andel (8 %) i det store hydrologiske kretsløpet, men utgjør over 90 % av alt tilgjengelig ferskvann på kloden. Tilgjengeligheten reduseres imidlertid av den langsomme transporthastigheten, noe som gjør at mesteparten av grunnvannet er bundet og vanskelig tilgjengelig i dypereliggende akviferer i fjell og løsmasser. Den lange oppholdstiden for grunnvannet bidrar derimot til en utjevne faktor både på vannmengden, vannbevegelsen og på vannkvaliteten.

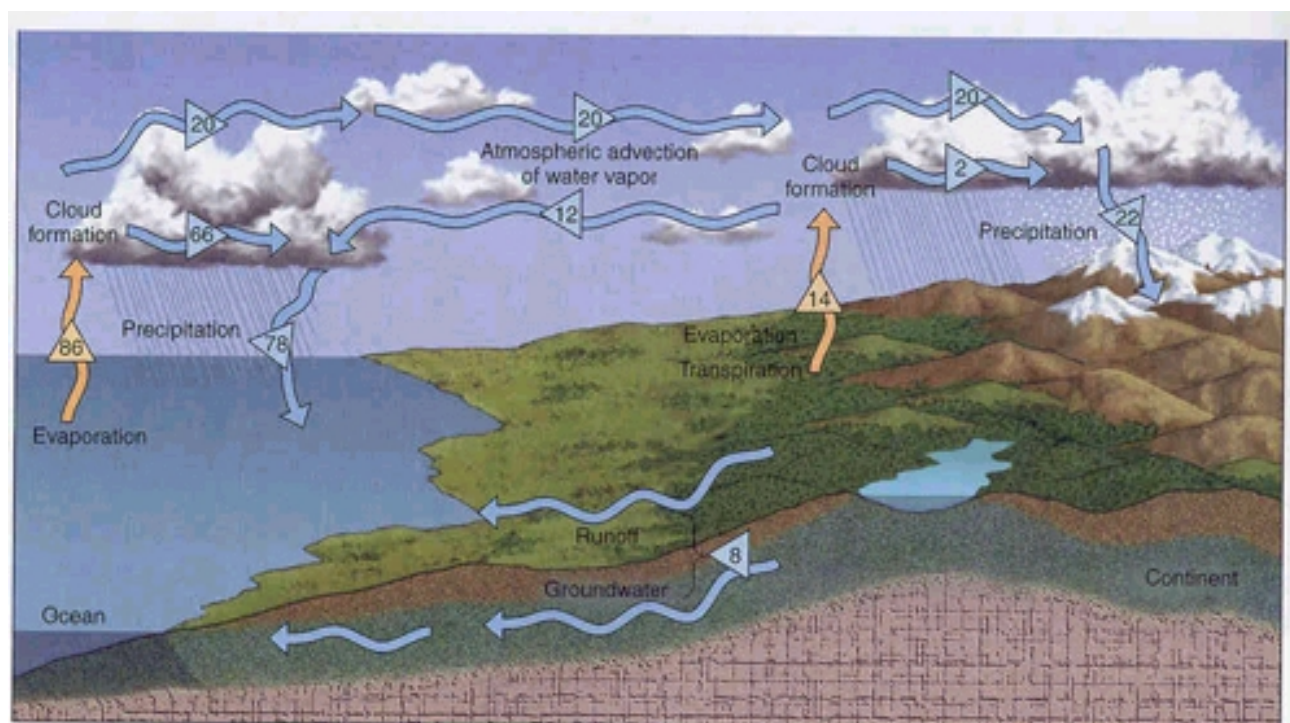


Figure 9-1 The hydrologic cycle model.

The model shows how water travels endlessly through the hydrosphere, atmosphere, lithosphere, and biosphere. The triangles show global average values as percentages. Note that all evaporation (86% + 14% = 100%) equals all precipitation (78% + 22% = 100%), when all of Earth is considered. Locally, various parts of the cycle will vary, creating imbalances.

Figur 2.1 Hydrologisk kretsløp

2.2 Vannbalanse

Vannbalansen for et nedbørfelt er på lang sikt statisk, det vil si at nedbøren (P) enten fordamper (E) eller renner ut av feltet (Q): $P = E + Q$.

Alt vannet som kommer i form av nedbør fordamper eller renner imidlertid ikke ut av feltet samtidig, men lagres midlertidig (ΔS) enten i innsjøer og elver, som jordfuktighet, i grunnvannet eller som snø. Den dynamiske vannbalansen blir da: $P = E + Q + \Delta S$

Det er mange forhold i naturen som påvirker hvordan vannet lagres og transporteres i et nedslagsfelt. Klima, topografi, vegetasjon, løsmasser og berggrunn er de viktigste naturlige forhold. Selv om mye er kjent er det fortsatt usikkerhet i metodene og beregningene av:

- hvor vannet strømmer gjennom et nedbørfelt
- hvilke veier det følger
- hvor lenge vannet oppholder seg i de ulike delene.

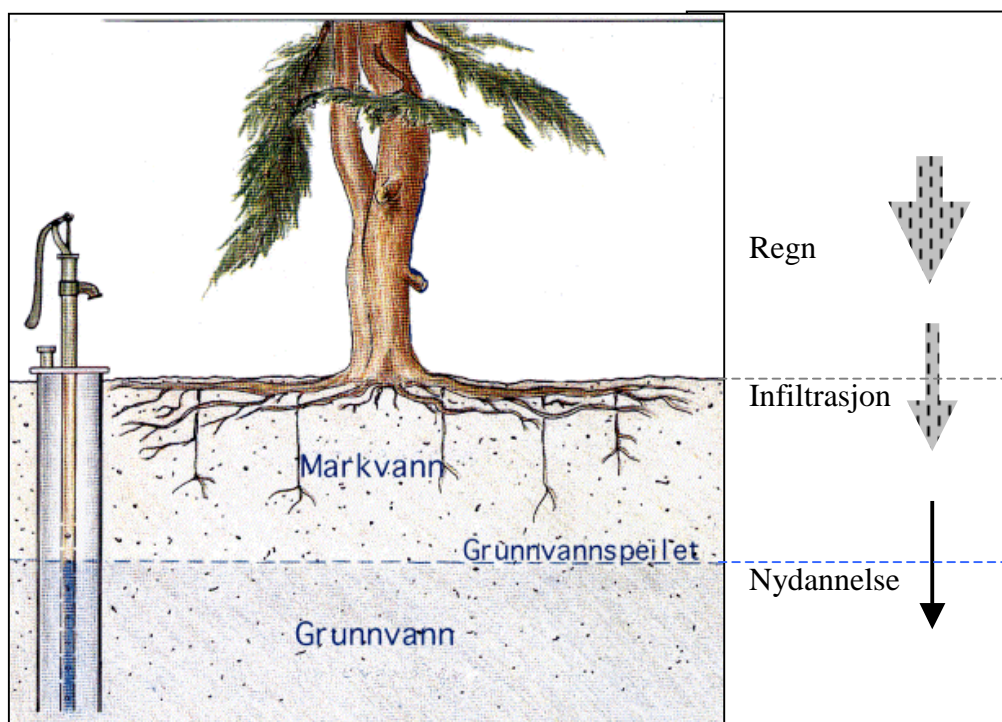
Usikkerheten øker når detaljeringsbehovet øker. Også for å forstå og kunne forutsi de kjemiske endringene som vannet gjennomgår på veien gjennom et nedbørfelt må en kjenne strømningsveiene og oppholdstidene.

Menneskelige inngrep vil endre de naturgitte lokale forholdene i nedbørfeltet. Det vil oppstå ubalanse i systemet. Dette vil påvirke både strømningsveier og oppholdstider. Også den kjemiske sammensetningen på både grunnvann og overflatevann vil endres. Det vil imidlertid etter en periode oppstå nye likevekter. Større inngrep vil kunne medføre betydelige endringer i dynamikken og medføre forandringer i sentrale likevekter innen et nedbørfelt, også på lang sikt.

Effekten av dreneringen avhenger av hvor sårbare de ulike naturmiljøene er for endringer i vannhusholdningen. Størst sårbarhet for skader på utmarksområder ved grunnvannsdrenering i fjell er knyttet til våte naturtyper med naturlig høy grunnvannstand: myr og sumpskog, tjern, vann og vassdrag. Slike arealer er viktige områder både for biologisk mangfold og friluftaktiviteter, og det bør foretas gode undersøkelser på forhånd som kan vurdere skadepotensialet i de enkelte områdene.

2.3 Naturlig infiltrasjon / nydannelse

Infiltrasjon refererer til alt vann som siger ned i grunnen, mens nydannelse referer til det vannet som når helt ned til grunnvannssonen, se figur 2.2. Vegetasjonen utnytter både det eksisterende markvann og grunnvann samt det vannet som infiltrerer og det som nydannes.



Figur 2.2 Figuren viser begrepene grunnvann og markvann, samt infiltrasjon og nydannelse. Tegningen er hentet fra miljøforum, UiO, modifisert fra Grip & Rohde (1988).

Naturlig infiltrasjon er en dynamisk prosess som er avhengig av blant annet klima, topografi, vegetasjon, samt løsmassenes og berggrunnens egenskaper. Infiltrasjonen er nært knyttet til nedbør, men foregår lokalt også i perioder uten direkte nedbør, og infiltrasjonsområdene kan i vårt klima grovt deles i tre:

1. På alle tilgjengelige flater foregår det infiltrasjon under nedbørsepisoder
2. I forsenkninger fortsetter infiltrasjonen i perioden etter nedbøren, vannet konsentreres som følge av overflateavrenning
3. Langs innsjøer, elver og bekker foregår det infiltrasjon også i perioder uten nedbør, men med høyt vannivå.

Metoder for å måle/beregne infiltrasjon/nydannelse

Nedbøren i Norge varierer fra 300 mm i tørre innlandsstrøk til over 4000 mm på Vestlandet. Fordampningen vil i varme år komme opp i 300-400 mm i sør-Norge. Det resterende vannet vil delvis gå til avrenning og delvis til infiltrasjon. Infiltrasjonen og nydannelsen av grunnvann vil dermed også variere stort i ulike deler av landet.

Infiltrasjonskapasiteten, dvs. den maksimale vannmengden som kan sige ned i jorden på et gitt tidspunkt, vil variere fra sted til sted, og også endres på samme sted med for eksempel ulikt vanninnhold i jorda. Transport av vann i umettet jord foregår svært langsomt. I jord, men spesielt i fjell forekommer foretrukne strømningsveier. Dette gjelder både for strømming generelt, men også særlig for infiltrasjon og nydannelse. Kanaler i jorda, dannet av for eksempel røtter, lagdeling eller meitemark og i fjellet som følge av sprekker, lagdeling eller bergartsgrenser vil ofte lede hoveddelen av vannstrømmen. Slike inhomogeniteter gjør det vanskelig å måle infiltrasjonen, eller beregne nydannelsen for mindre arealer.

Nydannelsen av grunnvann vil være et sted mellom 2 og 50 % av nedbøren. Å kvantifisere nydannelsen de enkelte steder er imidlertid ikke lett, fordi den er avhengig av mange faktorer: jordtype, geologi og hydrogeologi, nedbør (mengde, type, intensitet, snøsmelting), jordfuktighet før nedbør, avrenning, topografi, vegetasjon og fordampning.

Det fins både direkte og indirekte metoder for å bestemme/måle infiltrasjonen. På grunn av store inhomogeniteter i infiltrasjonsmediet, er det store usikkerheter i alle metodene. Variasjonene i infiltrasjon er stor både i forhold til tid og sted. Når det gjelder tid må en definere hvilke tidsperspektiv en skal beregne infiltrasjonen over. Dette kan spenne fra øyeblikkelig, episode, årstid, år, 30 års normaler eller over historisk perspektiv. For å vurdere stedsvariasjonen bør en tidlig definere inn- og utstrømningsområdene i nedbørfeltet. Grensen mellom inn- og utstrømning forandres noe gjennom året, og overgangssonene må behandles spesielt. Ved en drenering og senkning av grunnvannsnivået vil tidligere utstrømningsområder gå over til å bli infiltrasjonsområder. Det å definere infiltrasjonsområdene blir gradvis mer usikkert når en går nedover i skala og skal vurdere mindre og mindre nedbørfelt.

Lagringskapasiteten og strømningsmulighetene (hydraulisk ledningsevne) i de ulike mediene er sentrale parametere. Disse kan måles ved:

- a) direkte måling ved hjelp av lysimeter (opp til ca 100 m²). Kan benyttes i områder med relativt homogene forhold.
- b) empiriske metoder benytter oftest en funksjon av nedbøren. Hvis en har gode målinger i et nedbørfelt kan en overføre data til andre lignende felt etter gitte korrelasjoner ut fra erfaring (nedbør, høyde over havet, størrelse på nedbørfelt).
- c) vannbalansebudsjett hvor jordfuktighetsmålinger inngår i budsjettet. Metoden utnytter at det er lettere å måle de andre leddene i vannbalanseligningen, det vil si nedbør, avrenning og fordampning og grunnvannsnivå. Problemet er ofte at resten, dvs. nydannelsen er liten og at usikkerheten dermed blir stor.

- d) tracermålinger som kan benyttes ved å se på konsentrasjoner av naturlige eller kunstige tracere på ulike nivå. Problemer kan oppstå som følge av miksing med annet vann eller ukjente strømningsveier. Tracere kan derimot benyttes for å undersøke foretrukne strømningsveier forut for andre metoder for å beregne infiltrasjonen.
- e) strømningsberegninger basert på Darcys lov som gir informasjon om vannstrømmen ut fra kjennskap om hydraulisk ledningsevne, vannnivå og vanninnhold. Det er imidlertid problemer med å beregne vannstrømmen i umettet sone, pga. at ligningene har stor følsomhet for jordfuktigheten, og estimatene kan bli usikre.

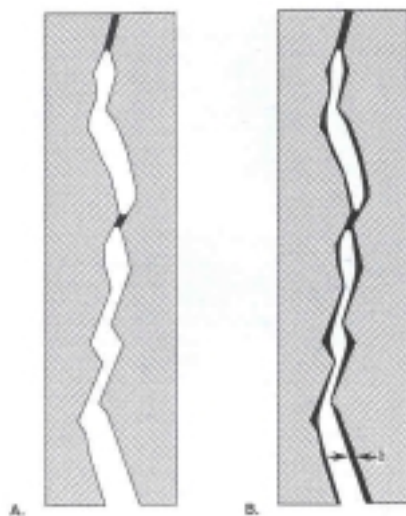
Tidsaspektet ved infiltrasjonen er også av stor betydning. En kan beregne infiltrasjon eller nydannelse for øyeblikket, for en episode, for en sesong, årlig, historisk eller i geologisk perspektiv. Vannbalanseberegninger anses som best for å beregne infiltrasjonen for en episode, mens kunstige tracere anbefales for sesongberegninger.

Ulike studier viser at nedbørintensitet og jordfuktighet før nedbør er de viktigste parametrene som styrer infiltrasjonsmengden på et gitt sted. Generelt er det mye større infiltrasjon i grove løsmasser enn i finere silt og leirjord. I fjell er det særlig slake områder med ur eller forsenkninger med grovere løsmasser som kan bidra til økt infiltrasjon. I små nedbørfelt kan infiltrasjonen være svært inhomogen, og det er vanskelig å kvantifisere og lokalisere de sentrale områder hvor infiltrasjonen foregår.

Grunnvann og overflatevann kan i mange situasjoner sees på som en ressurs. Særlig gjelder det i områder hvor vegetasjonen er avhengig av mye vann. I slike områder vil det være særlig viktig å forstå interaksjonen mellom vannet på overflaten og grunnvannet.

2.4 Strømning i umettet sone

Strømningsteorien for umettet sone i bergsprekker har i hovedsak vært basert på fordelingen av sprekkeåpninger og kapillærkreftene. Ved en viss metning i umettet sone, skulle sprekkeåpningene ikke være større enn at vannet ved hjelp av tyngdekraften klarte å overvinne kapillærkreftene for å strømme nedover i sprekken (figur 2.3a). Dette satte klare begrensninger for hvor raskt det infiltrerte vannet kunne migrere nedover i sprekken, ved at der sprekkeåpningen var større enn den kritiske åpningen for å overvinne kapillærkreftene, ville denne delen av sprekken være tørr. Prosessen er også avhengig av vannmetningen i sprekken på grunn av vekten av vannsøylen over sprekkeåpningen som er en del av forholdet til kapillærkreftene (analogt til en porehals).



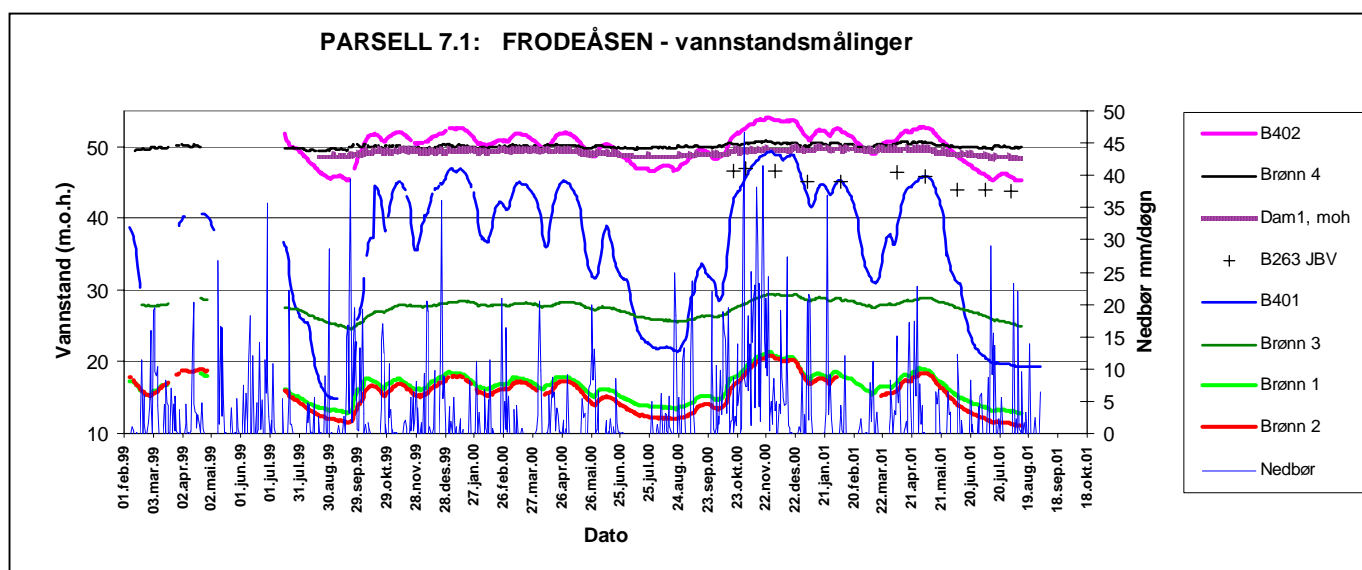
Figur 2.3 To modeller for vannstrømning i en bergsprekk i umettet sone. (A) viser prinsippet for sprekkeåpningsmodellen. (B) viser prinsippet for kombinerte prosesser i sprekkeoverflatemodellen. Vannfilmens tykkelse er angitt med δ . Figuren er hentet fra Tokunaga & Wan (1997).

Nyere målinger viser imidlertid at oppholdstiden i umettet sone i bergsprekkene er mye kortere enn tidligere antatt. Tokunaga & Wan (1997) beskriver en strømningsmekanisme som bidrar til umettet strømming i tillegg til sprekkeåpningsmodellen. Deres modell (Op. cit.) kan kalles for sprekkeoverflatemodellen, der det dannes en film av vann på sprekkes overflate på grunn av adsorpsjonskreftene mellom vannet og berggrunnen. Ved hjelp av tyngdekraftene vil vannet i vannfilmen strømme nedover, selv om sprekkeåpningen er for stor for en strømming kun ved sprekkeåpningsmodellen (figur 2.3b).

En kombinasjon av vann som strømmer i en vannfilm på sprekkes overflate og forbi sprekkeåpningen kan forklare en del av den raskere strømningshastigheten som man måler i felt. Andre prosesser omfatter en ansamling av vann for å øke vannmetningen, som dermed også øker strømningshastigheten i den umettede sonen. Denne "traktstrømmingen" kan forekomme internt i berggrunnen pga. heterogeniteter i hydraulisk ledningsevne og sprekkefordeling. Traktstrømmingen kan også forekomme ved en ansamling av vann på terrengoverflaten, slik at det er allerede ved dette nivået en høyere metningsgrad i et bestemt område (Pruess 1998).

2.5 Naturlige endringer i grunnvannstand

Naturlige endringer i grunnvannstand er avhengig av flere faktorer, inkludert infiltrasjon, grunnvannsforekomstens lagringsevne, forholdene ved det ovenforliggende løsmassedekke, og grunnvannsforekomstens grensebetingelser. Et godt eksempel er målinger som samles inn av Jernbaneverket og Statens vegvesen ved Frodeåsen, Tønsberg (figur 2.4).



Figur 2.4 Vannstandsmålinger fra Frodeåsen, Tønsberg. Sju brønner, en vanndam og nedbør.

Figur 2.4 viser måleresultater fra sju brønner og en vanndam på åsen. Brønnene B401, B402, Brønn 1 og Brønn 2 har forholdsvis store svingninger, særlig B402. Svingningene er raske og skjer i tilnærmet direkte respons med nedbørshendelser. Brønnene Brønn 3 og Brønn 4 viser et mye jevnere forløp med små endringer og utglattede kurver. Denne forskjellen mellom de to gruppene med brønner tolkes som en effekt av et løsmassedekke ved Brønn 3 og Brønn 4. De andre brønnene har lite eller ingen løsmasseoverdekning ved brønnene, slik at nedbøren kan infiltrere direkte inn i fjellsprekken og ned til grunnvannet. I områder med store løsmassemektheter vil nedbørsepisodene som vil kunne gi en matning til grunnvannsforekomsten, først fordeles i løsmassene før det vannet eventuelt infiltrerer videre inn i berggrunnen.

2.6 Grunnleggende prinsipper for tunnellekkasjer og grunnvannstand-/poretrykksendringer

Etter de siste tunnelanlegg der det har vært store lekkasjer og medfølgende endringer i naturen, har tunnelprosjektering vært sterkt preget av gjennomgripende tettestrategier forankret i dagens akseptkriterier for anleggets miljøkonsekvenser. Tetningsarbeidene skal sikre miljøet omkring traséen slik at anlegget ikke medfører nevneverdige ødeleggelser i naturen og samfunnet. Dette har selvfølgelig økonomiske konsekvenser, men disse har for tiden måttet vike plass, til en viss grad, for samfunnets akseptkriterier vedrørende nivået på miljøkonsekvensene.

Reduksjon av tunnellekkasjer (eller lekkasjer ved fjellhaller) til et akseptabelt nivå, har medført et behov for å forstå sammenhengen mellom lekkasjerate, berggrunnspermeabilitet, setningspotensial, naturens sårbarhet og tetteknikk. Erfaringsmaterialet gir oss et inntrykk av størrelsesordenen på de forskjellige parametre, men gir oss ingen klar forståelse av deres innbyrdes betydning og sammenheng.

Grunnvannsenkning på grunn av tunnellekkasje er en viktig faktor for bestemmelse av tettekrav, da det er grunnvannsenkningen som innvirker på omfanget av poretrykksreduksjonen i løsmassene (setningsproblematikken), uttørkning av våtområder og reduksjon i brønncapasitet. Det er mange andre faktorer som må vurderes i en tettestrategi, men grunnvannsenkning spiller en avgjørende rolle i flere fagvurderinger.

Tillatte lekkasjerater er den enkleste parameteren å måle i felt, og det er en parameter som vi kan gjøre noe med. Dette er imidlertid ikke den parameteren som oftest er av mest betydning for tettearbeidet. Blant andre Lindblom (1999) har påpekt at det ikke bør være lekkasjeraten som er dimensjonerende for tettearbeidet men konsekvensene på overflaten ved en lekkasje i tunnelen. Da det er vanskelig å beregne lekkasjerater basert på en forhåndsbestemt grunnvannsenkning (invers modellering), kan man estimere lekkasjerater og deretter tilsvarende grunnvannsenkning (influensområde). Dette bør i første omgang utføres ved hjelp av analytiske ligninger, da disse gir en størrelsesorden på lekkasjeratene. De beregnede verdiene må ses i sammenheng med en vannbalansevurdering for å oppnå en helhetlig hydrogeologisk modell. Estimatenes bør også sammenlignes med erfaringstall fra lignende anlegg.

Dersom de hydrogeologiske forholdene kan avgrenses og grensebetingelsene kan estimeres, er det hensiktsmessig å etablere en **numerisk grunnvannsmodell** som kan ta i betraktning flere parametre samtidig (steady state simulering), samt se på endringene med tid (transient simulering). Det er kun med numeriske modeller man vil kunne gjøre en helhetlig vurdering av samtlige parametre. Numerisk modellering har blitt benyttet under og i etterkant av anleggsfasen i Romeriksporten (Kitterød m.fl. 1998, Jensen 1998, Jensen m.fl. 1998, Rudolph-Lund & Jensen 1998) og i forkant av anleggsfasen for blant annet tunnelen i Frodeåsen, Tønsberg (Tuttle 1999, 2000b) og Jong-Asker (Tuttle 2000a).

I modellene utført for tunnelene i Tønsberg og Jong-Asker har det vært nødvendig med forenklinger og generaliseringer. Den største forenklingen er at i stedet for å simulere grunnvannstrømning i sprekker, er simuleringene utført i et porøst medium med omtrent samme gjennomsnittspermeabilitet som gjennomsnittet av sprekken med bergmassen ("Equivalent porous medium" modell, (Anderson & Woessner 1992) eller "continuum modell" (Finsterle 2000)). Dette er en metode benyttet for å simulere grunnvannstrømning i berg når vurderingene skal omfatte en eller flere større områdeenheter og det er ikke nok bakgrunnsdata for å kunne simulere strømninger i enkeltsprekken (Committee on Fracture Characterization and Fluid Flow, 1996).

Størrelsen på enhetsområdet bør være så pass stort at mindre områder innenfor enheten har omtrent samme gjennomsnittspermeabilitet. Vurderinger av simuleringene kan derfor ikke omfatte en oppløsning mindre enn de mindre "gjennomsnittsområdene". Denne metoden med å simulere regional grunnvann i sprekker ved hjelp av en porøs-media modell har blitt publisert flere ganger i

internasjonale fagtidsskrifter, f.eks. Gburek m.fl. (1999), Allen & Michel (1999), Pohll m.fl. (1999) og Finsterle (2000).

Tenkte (conceptual) hydrogeologiske modeller

Vurderinger av tunnellekkasje og grunnvannstandsendringer/poretrykksendringer er ofte utført med en tenkt 2-D profil av problemet. Tunnelen er vinkelrett på profilet, slik at man ekstrapolerer løsninger i tunnelens lengderetning. I analytiske vurderinger antar ligningene at grunnforholdene er homogene, isotrope i en semi-uendelig porøs grunnvannsforekomst med statisk grunnvannstand. De tar ikke hensyn til et løsmassedekke, og grunnvannstanden skal være i det mediet som vurderes. I numeriske modeller er det mulig å inkludere mange av de heterogenitetene som man kjenner til, og det er mulig å utføre analyser i 3-D og ved ulike tidsperioder.

Grunnvannstanden er nivået på grunnvannspeilets overflate. I berggrunnen er det ofte vanskelig å snakke om et grunnvannspeil da grunnvannstanden i nærliggende sprekker ofte viser forskjellige nivå, og at det ofte ikke finnes en grunnvannstrøm i bergmassen. Poretrykk er summen av høydepotensialet og trykkpotensialet ved det punktet man måler, og poretrykket måles stort sett i løsmasser. Det er mulig å ha to grunnvannspeil, et i forholdsvis tette masser, og et i berggrunnen under. Det øvre grunnvannspeilet er matet av overflateinfiltrasjon, mens det nedre grunnvannspeilet kan være matet fra grunnvannstrømmen som er matet fra et høyereliggende infiltrasjonsområde. Det nedre grunnvannspeilet kan ligge oppe i løsmassene, men ha et lavere eller høyere nivå enn grunnvannspeilet i løsmassene. I forholdsvis grove løsmasser vil grunnvannspeilet i løsmassene også vise grunnvannstanden i berggrunnen.

Når det gjelder de konsekvensene som er av mest betydning for et tunnelanlegg, med hensyn til det ytre miljøet, er det en reduksjon i grunnvannsutstrømning til vannkrevende flora og fauna, samt en poretrykksreduksjon (mht. setningspotensialet) ved overgangen mellom tette løsmasser og berggrunnen, som bør vurderes. Selv om grunnvannspeilet i tette løsmasser ikke påvirkes av en poretrykksreduksjon i berggrunnen, da matingen kommer fra overflateinfiltrasjon, kan grunnvannsutstrømning bli påvirket i "flankene", der det kan være kilder eller våtmark som er avhengige av det opprinnelige grunnvannsnivået.

Analytiske beregningsmetoder for lekkasje i tunnel, og for estimering av grunnvannsenkning er vist i hhv. vedlegg 1 og 2.

2.7 Erfaringstall fra lekkasjer/grunnvannssenkning

Det er veldig viktig å kunne sammenligne estimert lekkasjerate og senkningstrakt med erfaringstall fra lignende installasjoner. Det er selvsagt nødvendig å sammenligne med områder som har flest mulig fellestrekk, med tanke på tunneldimensjon, grunnvannstand over tunnelen, bergartstype og oppsprekking, for å nevne noen parametre. I kapittel 4.2 er det sammenstilt erfaringstall fra flere norske tunnelanlegg. De målte og utledede verdiene viser en spredning innenfor det som kan forventes ved ulike forhold.

2.8 Numerisk modellering for estimering av grunnvannssenkning og lekkasjeberegning - tilnærming til en helhetlig vurdering

Vurdering av tunnelens innvirkning på grunnvann er komplisert dels på grunn av de mange variable parametere som er involvert i det totale bildet, og dels på grunn av vanskeligheten med å kvantifisere parametrene på en praktisk måte. Det er få kvantifiserte erfaringer fra tidligere anlegg der flere av de innbyrdes parametre er inkludert slik at en bedre forståelse av hver parameters innvirkning kan vurderes.

Hovedfaktorer som er viktig for vurdering av lekkasje i tunneler er som følger:

- Strukturgeologiske forhold
- Grunnvannsnivået over tunnelen og dets variasjon med tid
- Naturlig infiltrasjon av vann til akviferen (grunnvannsforekomst)
- Hydrogeologiske grenser
- Heterogeniteten av akviferen og forståelse av foretrukne strømningsveier (høypermeable soner)
- Permeabilitetsforhold mellom akviferen og tetteskjermen
- Forholdet mellom lekkasjeraten og tetteskjermens permeabilitet og akviferens permeabilitet.

Alle hovedfaktorene nevnt over er med på å definere graden av grunnvannssenkning ved en lekkasje i en tunnel, og de kan bli vurdert i numeriske modeller. I vedlegg 3 er det vist et eksempel på simulering av lekkasje i en forinjisert tunnel.

Hovedkonklusjoner fra simuleringene:

- Den isotrope, homogene modellen er for enkel til å simulere berg med svakhetssoner, men gir interessante sammenhenger i forhold til gjennomsnittspermeabiliteter.
- Influensområdet oppstrøms tunnelen er større enn i nedstrøms retning.
- For å oppnå de valgte lekkasjeratene er det behov for meget lave permeabilitetsverdier i tetteskjermen rundt tunnelen.
- Ved en berggrunnspermeabilitet på $2\text{-}5\cdot 10^{-7}$ m/s er det et stort sprang i influensområde ved lave innlekkasjer (4 l/min/100m). Influensområdet i den lavere permeable berggrunnen er flere hundre meter på begge sider av tunnelen i motsetning til tilnærmet intet influensområde i den høyere permeable berggrunnen.
- Influensområdet for fjell med permeabilitet tilsvarende $2\cdot 10^{-7}$ m/s var stort ved alle lekkasjer, og endret seg lite fra 4 til 24 l/min/100m. Dette kan forklares ved at det er lite grunnvann i fjellet (liten lagringsevne) da berggrunnen er modellert med et sprekkevolum (effektiv porøsitet) på ca. 1 %. Når det er lite vann i fjellet og tilstrømningen fra ytterkantene går forholdsvis sakte, vil influensområdet bre seg lenger ut til sidene.
- Stort sprang i influensområdet for lekkasjer fra 4 til 10 l/min/100m for fjell med permeabilitet $5\cdot 10^{-7}$ m/s og $20\cdot 10^{-7}$ m/s. Det samme gjelder fra 10 til 24 l/min/100m for fjell med permeabilitet $20\cdot 10^{-7}$ m/s. Høypermeabelt fjell tåler små lekkasjerater bedre enn lavpermeabelt fjell med hensyn til influensområde. Ved store lekkasjer i høypermeabelt fjell får man det største influensområdet, siden grunnvannet strømmer forholdsvis raskt til og det er fremdeles en begrenset vannlagringsevne i berggrunnen (ca. 1 %).
- De tre forrige punktene viser at influensområdet er svært følsomt for forskjell i permeabilitet mellom tetteskjermen og berggrunnen omkring.
- Det var forholdsvis liten forskjell i utbredelsen av influensområdet når det sammenlignes mellom den tetteste og den mest permeable berggrunnen ved høyeste innlekkasjerate.

Det er viktig å huske at i en større sammenheng, er problemet en kvasi-3D prosess, der høypermeable sprekker mater mindre permeable sprekker. Dette vil kunne redusere konsekvensene av en lekkasje i forholdsvis lavpermeable sprekker dersom de blir matet i nærheten av lekkasjen. Infiltrasjon fra overflaten vil også bidra til å redusere grunnvannsenkningen over tunnelen. Denne effekten er ikke tatt hensyn til i analysene, slik at de vil gi et konservativt estimat på grunnvannsenkningen.

Numeriske modeller av grunnvann ved tunneler har blitt benyttet for å vurdere konsekvenser ved ulike tettestrategier, effekter ved vanngardiner og bestemmelser av tettekrav ved forskjellige strekninger av en trasé. Selv om simuleringene kanskje ikke vil gi eksakte tall for ulike forhold ved tunnelen da modellen er en forenkling av naturen, vil analysearbeidet gi fagfolk en helhetlig forståelse av område når det gjelder:

- Den tenkte hydrogeologiske modellen av området (conceptual model)
- Sammenstillingen av mange parametere som er integrert i en modell; infiltrasjon, utstrømning, permeabilitet, heterogenitet, grensebetingelser, osv.
- Konsekvenser ved inngrepet, for eksempel grunnvannstandsendringer/poretrykksreduksjon, endringer i kildevannføring og endrete grunnvannsbevegelser.

Tettekrav til tunneler bør ha som mål å sikre miljøet mot nevneverdige negative konsekvenser. I så måte er det nødvendig med en tverrfaglig vurdering som omfatter geologi, hydrologi, "naturmiljø" og hydrogeologiske forhold langs traséen.

Ved å benytte analytiske ligninger for å få et estimat på størrelsesorden av lekkasjer i en tunnel, kan man gjøre en grov vurdering av vannets massebalanse i hele systemet. Numeriske grunnvannsmodeller bør benyttes der det er praktisk mulig for å sette flest mulig parametre i sammenheng. Med slike beregninger er det mulig å kunne forutsi konsekvensene.

Effekt på kilde og poretrykk i leire ved tunnel i fjellås.

En del av prosjektet har omfattet en parameterstudie som har til hensikt å illustrere, på en forenklet måte, i hvilken grad små lekkasjerater reduserer poretrykk og kildevannføring i områder som ofte anses for å ligge utenfor tunnelens influensområde. Grunnvannsforekomsten bør ses på som et system som har oppnådd en naturlig likevekt. Denne likevekten endres selv ved små tunnellekkasjer. Når tunnelen anlegges i en fjellås som ligger på et høyere nivå enn et omkringliggende leirbasseng, kan grunnvannet i fjellåsen betraktes som et trykk-kammer for poretrykket til leirbassenget. Selv om grunnvannstanden like oppstrøms leirbassenget (i fjellåsen) ikke synes å endres nevneverdig, kan poretrykket under leirbassenget reduseres ved små tunnellekkasjer.

Vedlegg 4 viser en eksempelstudie av poretrykksendringer i leire som følge av tunnellekkasje. Simuleringene viser omfanget av grunnvannssenkning, poretrykksreduksjon, endret vannføring til kilder og forflytning av grunnvannskille ved ulik hydraulisk ledningsevne i berggrunnen og ved forskjellige lekkasjerater i tunnelen. En forståelse for hvordan disse sammenhengene påvirker et grunnvannssystem er viktig for utarbeidelse av en tettestrategi for tunneler og bergrom.

3 Naturområder

3.1 Utsatte naturtyper

Naturtypene som er utsatt for skader i forbindelse med tunnellekkasje er først og fremst de som antas å være direkte avhengige av den stedlige grunnvannstand. En stor andel av myr, sumpskog og kilder, samt bekker og vann vil påvirkes direkte ved en senkning av grunnvannstanden, mens sigpåvirkete typer som høgstaudegranskog vil kunne påvirkes i de tilfeller hvor sigeffekten er grunnvannsrelatert. Videre vil det kunne oppstå skadeeffekter på skogtyper som er avhengig av periodevise flommer fra elver som får redusert vannmengde.

Myr og sumpskog

Innenfor hovedtypene myr og sumpskog finnes noen av de mest truede vegetasjonstypene i Norge. Både i sumpskog og myr gir små høydeforskjeller store forskjeller i artssammensetning innenfor små avstander. Store vegetasjonsendringer er velkjent fra myr- og skogsgrøfting og kan i noen grad sammenliknes med grunnvannslekkasje. Overflategrøfting drenerer imidlertid overflatevann og overflatenært vann i våte perioder. Dypdrenering som følge av tunnellekkasje vil derimot kunne drenere dypere jordvolum i tørre perioder, men vil ha mindre evne til rask drenering av overflatevann i fuktige perioder (J. Kværner, pers. medd.). Store vegetasjonsendringer inntrådte ved Puttjerna og på Kjerringmyr i Østmarka i forbindelse med lekkasjene til Romeriksporten. Merkbare endringer mot en ny likevektstilstand pågår fortsatt fire år etter (Bendiksen et al. 2001). Den hårfine likevekten som karakteriserer grunnvannsbetingete naturtyper er vel illustrert ved analysesettet av referanseruter utenfor lekkasjeinfluert område. Det er en merkbart naturlig dynamikk og mellomårsvariasjon som følge av vekslingen mellom tørre og fuktige år, særlig mht. arter som vokser nær sin økologiske yttergrense.

Økland et al. (2000) undersøkte 11 lokaliteter av myr og sumpskog i Østmarka naturreservat, Akershus. De fant store forskjeller i artsinventaret mellom rike skoger, som ikke kunne relateres til økologiske forskjeller og med mulig forklaring at hver av lokalitetene gjennom sin lange utviklingshistorie har akkumulert arter mer eller mindre uavhengig av hverandre. Dermed har hver lokalitet blitt et mer eller mindre unikt naturdokument, som gjerne inneholder mindre vanlige arter som mangler på andre økologisk tilsvarende lokaliteter i nærheten. Som en viktig delkonklusjon fra Mis (Miljøregistreringer i skog)-prosjektet "Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog" anbefales det at man sikrer alle intakte sumpskoger på næringsrik grunn dersom man ønsker å ta vare på det biologiske mangfoldet i skog (Økland et al. 2000).

Rikmyr

Rikmyr er en svært artsrik naturtype som er voksested for mange sjeldne arter av ulike organisme-grupper. I lavlandet har rikmyrsarealet gått kraftig ned som følge av oppdyrking og grøfting (jf. Moen 1973). Noe areal er sikret gjennom myrreservatplanen. I kartleggingsprosjektet for biologisk mangfold i kommunene betraktes all rikmyr under skoggrensa som viktig (DN 1999), til tross for at typen fortsatt kan være lokalt vanlig. Dette siste gjelder imidlertid innenfor begrensede regioner med høyt næringsinnhold i berggrunnen.

Som følge av høyt næringsinnhold og relativt sett høy omsetning vil små lekkasjeskader lett kunne medføre uttørring og gjenvoksningsprosess på den vernete Geiteryggmyra på Toten som følge av et begrenset inngrep i den ene enden av myra (Bendiksen & Korsmo 1996).

Høymyr

Høy naturverdi er ofte forbundet med typer avhengig av rik berggrunn / høy konsentrasjon av mineralnæringsstoffer og stort artsmangfold, inkludert mange rødlistearter. Ingen av disse egenskapene oppfylles imidlertid for den morfologiske myrtypen høymyr (Moen et al. 2001) som domineres av ombrotrof (nedbørs-) myrvegetasjon, som nesten utelukkende består av trivielle plantearter. Interessen

knytter seg her til en mosaikk av vegetasjonstyper i velutviklede kompleks. Den ombrotrofe torva er imidlertid knyttet til forekomst av fastmarksvann, slik at systemet totalt sett er grunnvannsbetinget.

Opp til og med sørlig boreal region er det tilbake så få av store og intakte ombrotrofe myrer (over 50 dekar) at alle gjenværende lokaliteter som er upåvirket eller lite påvirket av inngrep karakteriseres som truet og verneverdig. Interesse knytter seg likeledes til velutviklede komplekser av strengmyr og bakkemyr i mellomboreal og nordlig boreal region, som er sjeldne i mange deler av landet. Generelt er ”intakte myrer i lavlandet” oppført som en av de naturtypene hvor inngrep skal unngås i henhold til Stortingsmelding 8 1999-2000.

Rikmyr og sumpskog er allerede fra naturens side svært begrenset i areal, betinget av krav til topografi og kalkrik berggrunn. Sumpskoger representerer brannrefugier og dermed kontinuitet over lang tid (Hörnberg et al. 1995).

Kilder

Kilder er en naturtype som er svært utsatt for endring i grunnvannstand eller avskjæring av grunnvannsbaner (jf. Moen 2001). Dette er konsentrerte framspring av grunnvann som opptrer punktvis i terrenget, oftest knyttet til at vannførende bergarter eller løsavleiringer grenser mot mindre gjennomtrengelige lag. Næringsinnhold og dermed arts sammensetning er sterkt avhengig av om berggrunnen er rik eller fattig. Et større antall arter er eksklusive kildearter, noen av dem avhengig av å vokse i kildesentrum med høy og konstant vannføring. Ødeleggelse av en artsrik kilde kan således redusere det totale artsmangfoldet i et større område merkbart, selv om effekten bare berører et lite areal.

Høgstaudegranskog

Den vanligste typen av sigpåvirket skogvegetasjon er høgstaudegranskog, en type med stort artsmangfold og på arealer som ofte representerer brannrefugier med lang skoglig kontinuitet og mange rødlistearter. Det finnes imidlertid også eksempler på andre skogtyper som er helt betinget av grunnvannssig. Sjeldne utforminger av hygrofil kalkfurusskog i Røverkollen og Bånkallåsen, Oslo, finnes flekkvis direkte på den sure bergarten nordmarkitt, betinget av grunnvannssig fra innsmeltete blokker av kambrosiluriske bergarter med høyt kalkinnhold, som ble hengende igjen da den permiske hovedbergarten størknet (Bendiksen & Salvesen 1992). Et tunnelalternativ for ny riksvei 4 under Bånkallåsen vil ved en tunnelekkasje som avskjærer viktige sigbaner kunne utradere forekomster av en svært sårbar vegetasjonstype (jf. Hårklau 1998).

3.2 Eksempel på prosedyre for regional sårbarhetsanalyse basert på eksisterende kunnskap

Fordi de arealene som utsettes for negativ konsekvens ved bygging av tunneler er små i forhold til det store arealet som tunnelene passerer, er det viktig å gjennomføre regionale analyser av risiko og sårbarhet i en tidlig fase av planleggingen. Selv om det er klare mangler i eksisterende kunnskap, ikke minst når det gjelder detaljert og korrekt prediksjon av effektene ved tunnelbygging, har det vist seg mulig å gjennomføre regionale oversiktsanalyser basert på eksisterende data. Den metoden som er beskrevet her er utviklet i forbindelse med flere tunnelprosjekter den senere tid (Erikstad & Stabbetorp 2000a,b). Metodikken har foreløpig vært knyttet til konkrete planleggingssaker, og det har derfor ikke vært ressurser tilgjengelig for å evaluere hvor god metoden er. Ingen av de tre tunnelprosjektene er gjennomført ennå, slik at det finnes ikke noe empirisk grunnlag for å evaluere metodens evne til å forutse problemer.

Metoden er lett å innpasse i det generelle utredningsprogrammet som går forut for tekniske inngrep. Den er kostnadseffektiv og lett å tilpasse en hierarkisk prosjektstruktur som innebærer at en først gjør en teoretisk analyse av risiko og sårbarhet, deretter validering og verdivurdering av områder som peker seg ut som særlig viktige for den videre planleggingen.

Store deler av naturområdene i Norge har et relativt tynt dekke av løsmasse over berggrunnen, og metoden som her er beskrevet er utviklet først og fremst for slike forhold. Det er tatt utgangspunkt i at det er i områder hvor naturtypen er avhengig av direkte kontakt med grunnvannet, at en grunnvannsenkning vil få størst effekter på naturmiljøet. I praksis konsentreres oppmerksomheten om følgende naturtyper:

- Vann og tjern
- Myr av alle slag (de grøftede er allerede ødelagt, men grøftet myr kan allikevel inneholde tykke torvlag slik at sprekkdannelse og terrengendringer kan oppstå, og føre til skade på f.eks. skog)
- Sumpskog og andre forsumpningstyper
- Kilder og bekker som er avhengig av tilsig ovenfra. Dette er gjerne små arealer, og normalt vil en forvente at det er områder som ligger lavere enn det punkterte grunnvannsmagasinet som vil bli berørt.

I områder med marin leire er situasjonen annerledes. Leiren slipper ikke så lett vann igjennom og overflatevegetasjonen er i mindre grad avhengig av kontakt med grunnvannet under leiren. Lekkasje fra vann og myr er også mindre sannsynlig fordi leiren virker som et tettende lag. Grunnvannsendringer vil imidlertid kunne føre til poretrykksendringer i leira, og det kan oppstå betydelige setninger. Dette behøver ikke bety noen stor endring i naturmiljøet, men setningsskader på bygninger og installasjoner kan være et alvorlig problem.

I planleggingsammenheng kan sårbarheten til et objekt teoretisk defineres som en forutsigelse av hvor stor effekt en gitt påvirkning vil ha for objektet. I vår sammenheng tenker vi objektet som en naturtype, og effekten vil være endringer i de økologiske funksjoner som er nødvendige for å opprettholde naturtypen, og å bibeholde artssammensetningen i naturtypen. Påvirkningen i tunnelsammenheng er altså primært gjennom redusert grunnvannstand, og det virker rimelig å anta at jo mer grunnvannstanden senkes, jo større vil effekten på de angjeldende naturtypene bli.

Det man kan ta utgangspunkt i, er at grunnvannstanden i et område uten påvirkning av tekniske inngrep er et resultat av:

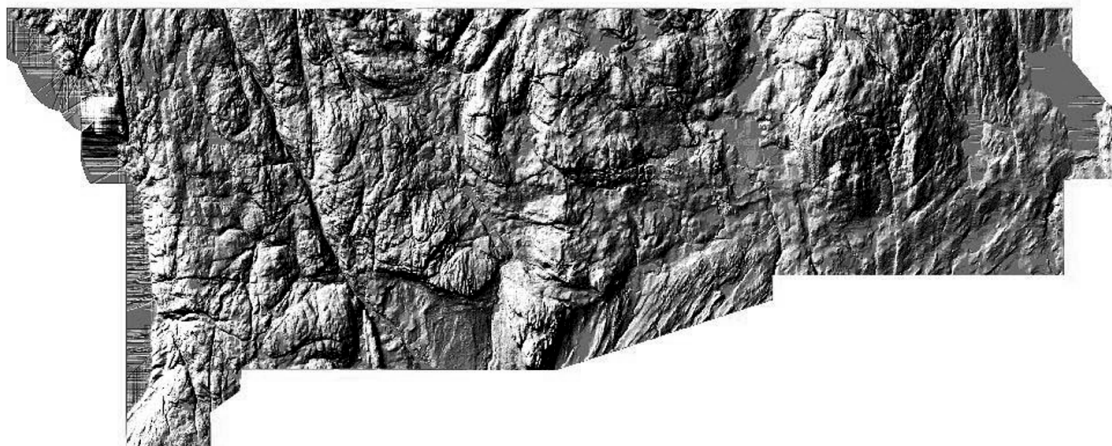
- hvor mye vann som tilføres grunnvannsmagasinet fra overflaten
- hvor mye vann som lekker ut av grunnvannsmagasinet.

Når en tunnel forårsaker grunnvannslekkasje, vil dette (med unntak av ev. påvirkede grunnvannskilder) ikke påvirke tilførselen, bare uttaket. Dette innebærer at jo mindre vanntilførsel en grunnvannsforekomst har, jo mindre lekkasje skal til for at vi får en økologisk effekt av lekkasjen. Eller sagt på en annen måte: en lekkasje av et gitt omfang vil ha større effekt på en naturtype med lite tilsig enn en naturtype med stort tilsig. Sårbarheten til et område har derfor sammenheng med områdets tilsig og dermed nedbørfeltets størrelse.

Arbeidsgangen

Utgangspunktet for analysen er digitale markslagskart (DMK), som gir grunnlag for å isolere naturtyper som er grunnvannsavhengige, dvs. vann og tjern, myrer og sump-pregete naturtyper. Sårbarheten av disse klassifiseres etter hvor mye tilgjengelig overflatevann som drenerer til området, dvs størrelsen på nedbørfeltet til det aktuelle området. Nedbørfeltet beregnes ut fra en digital høydemodell (DEM) med oppløsning 10 x 10 meter. Denne modellen interpoleres med utgangspunkt i 5 meters kotene i økonomisk kartverk (figur 3.1).

For å benytte den digitale høydemodellen til å beregne størrelsen på nedbørfelt, er det nødvendig å fjerne lokale "sinks" (forsenkninger som i følge modellen er uten utløp). Fra denne reviderte høydemodellen beregnes arealet som drenerer til hvert enkelt punkt. Dermed kan arealet av nedbørfeltet beregnes. I første omgang beregnes delnedbørfelt til hver enkelt vann/myr-forekomst, deretter det totale nedbørfeltet for hver vann/myr-forekomst ved å addere til de delnedbørfelt som ligger oppstrøms. De sårbare naturtypene klassifiseres i sårbarhetsklasser etter størrelsen på deres nedbørfelt.



Figur 3.1 Eksempel på digitalt markslagskart

Det er ikke gitt at de valgte våte polygonene fra markslagskartet representerer alle områder med grunnvannsbetinget vegetasjon innen området. Det er derfor utviklet en prosedyre for å finne konkave punkter i terrenget, dvs. områder som kan forventes å ha tilsig av sigevann, og eventuelt lokal kontakt med grunnvannet. De identifiserte områdene betegnes som "potensielt sårbare", siden noen nærmere vurdering av grunnvannsforholdene i dem ikke kan vurderes uten feltkontroll. Også her er den digitale høydemodellen brukt som grunnlag.

Prinsippet for beregningen er å velge ut områder der områdets høyde er mindre enn gjennomsnittet for området rundt punktet. Naboområdet som brukes for beregningen representeres ved en sirkel med radius 250 m. Dette valget gir både en nedre og en øvre grense for dimensjonene av de terrengformene som oppdages. Små forsenkninger og søkk oppdages ikke hvis deres areal er så lite at de ikke påvirker middelveidien nevneverdig, mens de midtre delene av større terrengformasjoner gjerne har et sentralt parti som er relativt flatt. Ofte finner vi imidlertid her vann eller myr, og slike områder dekkes derfor opp av nedbørsfeltmodellen. For å fjerne områder i bratte skråninger (som sannsynligvis bare er avhengig av sigevann) fjernes punkter med beregnet skråning på mer enn 15° fra datasettet.

Resultatene av disse beregningene inkluderes i sårbarhetskartet fordi vi regner med at sannsynligheten for grunnvannsavhengige naturtyper er større i slike terrengposisjoner enn i det øvrige terreng. Vi har gjort noen tester av denne antagelsen der resultatene av modellen ble sammenlignet med et vegetasjonskart (Erikstad et al. 1998), og det ble funnet en god overensstemmelse mellom disse områdene og vegetasjonstyper som er avhengig av jevn fuktighetstilgang.

Risikoanalyse

Det har i praktisk arbeid vist seg svært nyttig å kombinere denne sårbarhetsanalysen kartmessig med strukturgeologisk informasjon som er viktig for å analysere risiko for lekkasje. Dels er det en direkte sammenheng mellom geologiske sprekker (svakhetssoner i berggrunnen) og forsenkninger i terrenget med sump, myr og vann, og dels er det en klar fordel å se risiko og sårbarhet i en felles framstilling når traséalternativer og justeringer skal vurderes. Et eksempel på et slikt sammenstilt datasett er vist i figur 3.2.



Figur 3.2 Eksempel på sårbarhetskart

Forbedringer

Metoden bærer ennå preg av en teoretisk tilnærming til problemet. For videreutvikling trengs både mer omfattende validering og forskning om effekter av grunnvannssenkning på ulike skala. Ikke minst trenger vi en bedre forståelse av ulike naturtypers grunnvannsavhengighet. På svært detaljert skala er det også behov for bedre å fange opp forekomst av og virkning på grunnvannskilder. Det vil også være interessant å koble nedbørfeltberegningene til eksisterende nedbørs- og grunnvannsberegninger for å etablere klarere sammenhenger mellom lekkasje og skade. Dette har sammenheng med hva som oppfattes som "tolerabel" lekkasje fra et område, det vil si akseptable grenseverdier som kan brukes i den tekniske planlegging av tunnelen.

3.3 Verdi

I vid forstand vil verdibegrepet knyttet til naturtyper kunne knytte seg til mange ulike aspekter. Med hensyn til friluftsliv og naturopplevelse vil estetiske verdier stå sentralt. Dette er i denne sammenheng godt eksemplifisert ved Puttjerna med tilhørende myrer og gammel naturskog i en forkastningsdal med steile bergvegger. Området ble utsatt for store lekkasjeskader i 1997-98 i forbindelse med jernbanetunnelen Romeriksporten, jf Eilertsen et al. (1998), Bendiksen et al. (1999, 2000). I forbindelse med vurdering av mulige konsekvenser av et tiltak vil vurdering av verdi for naturmiljø, friluftsliv og nærmiljø være relevante tema som bør vurderes. Det må understrekes at verdivurderingene for disse ulike temaene ikke nødvendigvis blir sammenfallende. Verdi for friluftsliv og nærmiljø vil ofte verdsette relativt trivielle naturtyper høyt hvis de f.eks. er mye brukt til rekreasjon, ligger lett tilgjengelig for store befolkningsgrupper mv.

Når det gjelder naturmiljø finnes det en rekke vurderingskriterier som for en stor del er relatert til naturfaglige egenskaper. Disse er bl.a. benyttet i forbindelse med vassdragsvern, konsekvensutredning av vassdragsreguleringer og nasjonale verneplaner for ulike naturtyper (se f. eks. Erikstad 1991). Som eksempler på slike kriterier kan nevnes

- mangfold (inkl. biodiversitet)
- uberørthet
- sjeldenhet
- representativitet
- vitenskapelig betydning
- pedagogisk betydning
- referanseverdi.

Når det gjelder forholdet til områder som er vernet etter naturvernloven er det viktig å være klar over at disse områdene bare i begrenset grad har fanget opp mengden av områder som scorer høyest på verdiskalaen. Sentralt i denne sammenheng er forekomsten av truede og sårbare naturtyper som kan registreres med basis i aktuelle vegetasjonstyper. Det er nylig utkommet en sammenstilling av kunnskap om truede og sårbare vegetasjonstyper i Norge (Fremstad & Moen 2001).

Et problem man fortsatt kan oppleve er at tunneler legges under naturreservater med tilhørende fare for at det oppstår skade som følge av lekkasje. Dette er for tida aktuelt i forbindelse med ny rv 35 mellom Roa og Gardermoen (Oppland/Akershus) hvor deler av en 3,8 km lang tunnel går under de mest verdifulle delene av Rinilhaugen naturreservat med en stor andel myr og sumpskog (Bendiksen 2001). Forbud mot endring av naturmiljøet som følge av drenering er hjemlet i forskriften, noe som medfører høye krav til tetting, men det vil alltid være en viss risiko. Ideelt sett bør derfor tunneltraséer gå utenom verneområder inkludert influensområdene omkring.

3.4 Klassifisering av vannkilders sårbarhet

3.4.1 Generelt

Vannkilders sårbarhet skal si noe om hvilke endringer i vannmengde og vannkvalitet som på kort og lang sikt kan forventes som følge av tunneldrenering og nye grunnvannsforhold. Effekten av tunneldrenering kan påvirke både vannmengde og vannkvalitet, men det kan også være tilfeller der bare en av de to kan få merkbare negative konsekvenser. Sårbarheten må vurderes ut fra praktisk utnyttelse av grunnvannsressursen til vannforsyning eller rekreasjon, men også ut fra opprettholdelse av et naturlig biologisk mangfold som i mange tilfeller er avhengig av de gitte hydrologiske betingelsene.

3.4.2 Vannmengde

Det er særlig mindre vannkilder og enkeltbrønner som er utsatt for reduserte vannmengder som følge av tunnelbygging. Et større vannverk kan også få problemer i perioder hvor det er liten infiltrasjon og nydannelse av vann, samtidig som det er stort forbruk. I de fleste tilfeller kan en vurdere de økonomiske konsekvensene ved redusert vannføring og kostnader ved alternativ vannforsyning. Det er imidlertid viktig også å vurdere vannkvalitet og konsekvenser for naturmiljø i tillegg til effekten av redusert vannmengde.

- Overvann benyttet til regional vannforsyning. Beregninger av størrelsen på nedslagsfeltet, vannvolumet i tjernet/vannet sammenholdt med lekkasjen kan en sette opp relativt gode vannbalanseberegninger på effekten av en tunnellekkasje. Hvis grunnvann bidrar med en betydelig andel til vannet kan det være vanskeligere å anslå omfanget av påvirkningen.
- Grunnvannsreservoar med brønner benyttet til regional vannforsyning. Basert på vannbalanseberegninger kan en gi generelle vurderinger av sannsynligheten for endringer i vannmengde for brønner eller brønnområder. Lokale forhold kan imidlertid gjøre det vanskelig å avgrense brønnenes influensområde.
- Lokale brønner (åpne eller dype borede brønner). Slike må vurderes ut fra kost/nytte når det gjelder mulighet for annen vannforsyning. Her må en både ta hensyn til vannmengde og vannkvalitet på eksisterende brønn sett opp mot alternativene.
- Vannstand og/eller vannstandsvariasjoner i tjern eller vann. Dette er i hovedsak en vurdering av områdets "verdi" både ut fra nasjonale begrep som naturmiljø, men ofte vel så viktig er en vurdering av verdi ut fra nærmiljø og friluftsinnteresser.
- Rennende vann (bekker med mer).

3.4.3 Endringer av vannkjemien

Det er knyttet mange brukerinteresser til ferskvann som betinger tilstrekkelig mengde vann av en tilfredsstillende kvalitet. For at ferskvann skal være egnet som råvann til drikkevann, bading og rekreasjon, fritidsfiske og jordvanning må vannet ha en bestemt kvalitet med hensyn på innhold av bakterier, organisk materiale, pH etc. (SFT 1997). Under kommunenes arbeid med fastsetting av miljømål for vannforekomster planlegges/iverksettes tiltak for å bedre/beskytte kvalitetsmessige forhold ved vannforekomstene. Inngrep som forringer kvalitetsmessige forhold ved en vannforekomst vil derfor kunne komme i direkte konflikt med ulike brukerinteresser for vannforekomstene på forskjellige nivåer (individ, interessegrupper, kommune, fylke). Videre er vannkvalitet av avgjørende betydning for det generelle naturmiljø med hensyn til bl.a. arts mangfold og artsantall i tilknytning til våte naturtyper.

I områder som er direkte berørt av vannstandsendringer (f.eks. strandsonen, tørrlagte bekker) er det kjent at det oppstår effekter på vannlevende organismer. Mindre undersøkt er imidlertid indirekte effekter som kan oppstå som følge av hydrologiske endringer i området, selv om dette er blitt dokumentert relativt tidlig. Allerede på 1920-tallet ble det observert fiskedød i forbindelse med stor vannføring etter en periode med sterk tørke (Huitfeldt-Kaas 1922 og Dahl 1926). Kjemiske analyser

viste at vannet inneholdt svovelsyre. Også i forbindelse med nedtapping av regulerte vann er det tidligere observert forsuring (Selmer-Olsen 1981). Av nyere dato har lekkasjer i forbindelse med bygging av Romeriksporten medført forsuring av overliggende tjern pga. vannstandsening (Lund og Straith 1999, Brettum et al. 1999). I bunnsjiktet på Puttjern er det registrert pH-verdier helt nede i 3,3 pga. høye sulfatverdier. Ved blottlegging av sedimenter og uttørking av myrområder i Puttjernområdet er reduserte S-forbindelser blitt oksidert til sulfat, som så er vasket ut ved stigende vannstand. Lave pH-verdier i Puttjern har bidratt til ekstreme verdier for flere metaller, eksempelvis: Al 19,3 mg/l, Zn 0,6 mg/l, Cu 50 µg/l, Pb 4 µg/l og Cd 3 µg/l. Fysiske og kjemiske endringer har igjen innvirket på biologiske forhold i Puttjern (Brabrand et al. 1998), på en måte som er lite forenlig med bruk av vannforekomsten til f.eks. fritidsfiske og rekreasjon.

Ved siden av endringer i vannstand, som regulerer størrelsen på mettet og umettet sone, vil endringer i strømningsmønster også påvirke kvaliteten på avrenningsvannet. Vann som drenerer horisontalt igjennom et humusrikt overflatelag har en annen kvalitet enn avrenning som stammer fra et dypere-liggende grunnvannsreservoar (f.eks. Ødelien et al. 1976). Studier av Devito og Hill (1997) viser at hydrogeologien (tykkelse på løsmasser, strømningsmønster, vannstand) i nedslagsfeltet til et våtmarksområde påvirker den romlige og tidsmessige variasjonen i sulfatkonsentrasjonen. I tilknytning til tørkeperioder vil bl.a. nedslagsfeltets magasineringsevne for vann og kontakt mellom lokale magasiner være av avgjørende betydning for størrelsen på vannstandsendingene og utbredelsen av soner hvor det skjer en oksidasjon/reduksjon av svovelforbindelser.

Forsuring

Flere jordkjemiske prosesser bidrar til forsuring av jord og vann (Appelo & Postma 1996). Surhet er definert som den negative logaritmen til aktiviteten til hydrogenionet (H^+).

1. Den viktigste naturlige forsuringprosessen er produksjon av CO_2 ved nedbrytning av organisk materiale og rot-ånding.
2. En annen kilde til forsuring er nitrifikasjon, der ammonium omdannes til nitrat og hydrogenioner. Denne prosessen er vanligvis balansert ved denitrifikasjon, en reaksjon som forbruker hydrogenioner. Høy konsentrasjon av nitrat i svært mange grunnvannsmagasiner viser derimot det motsatte, og det må antas at dagens forbruk av gjødsel bidrar til forsuring.
3. En tredje viktig forsuringprosess er oksidering av pyritt (FeS_2) og andre jernsulfider.

Pyrittoksydering

I forbindelse med senkning av grunnvannsstanden som en følge av eventuelle tunnellekkasjer, er pyrittoksydering den viktigste prosessen som bidrar til forsuring av bekker og vann. Pyritt finnes, i hvert fall i små mengder, i de aller fleste reduserende sedimenter. Når sedimentene eksponeres for luft, vil pyritt oksideres, en prosess som genererer hydrogen-, sulfat- og Fe^{2+} -ioner. Ved høye pH-verdier vil Fe^{2+} raskt oksideres til Fe^{3+} , som også fungerer som et oksidasjonsmiddel for pyritt. Oksideringsraten ved bruk av Fe^{3+} som oksidasjonsmiddel er høyere enn ved bruk av oksygen som oksidasjonsmiddel. Ved lave pH-verdier derimot er kjemisk oksidasjon av Fe^{2+} til Fe^{3+} en langsom prosess. Syre-tolerante jernoksyderende bakterier derimot, vil kunne katalysere oksideringen av Fe^{2+} . Naturlige svingninger i grunnvannsstanden kan tørrlegge myrer og føre til pyrittoksydering, med påfølgende forsuring. Dette har blitt observert i Canada, der konsentrasjonen av sulfat i porevannet i myrer fluktuerte i samsvar med forskjeller i grunnvannsstanden (Devito & Hill 1999).

Ved menneskelige inngrep som drenering og bygging av tunneler med potensielle lekkasjer, kan grunnvannet senkes permanent. Lekkasjer i forbindelse med Romeriksporten har ført til senking av grunnvannsstanden i Østmarka. Dette førte bl.a. til at vannet i Søndre og Nordre Puttjern sank med flere meter, og omkringliggende myrer ble tørrlagt. Sulfat- og hydrogenioner ble akkumulert i Puttjern som følge av utvasking fra omkringliggende sedimenter. Dette førte til pH-verdier ned mot 3,3 i Nordre Puttjern (Lund og Straith 1999).

En heving av vannstanden kan normalisere forholdene i tjernet. Dette skjer ved reduksjon av sulfat som er en reaksjon som forbruker hydrogenioner. Mens oksidasjon av pyritt er en spontan kjemisk

oksidasjon, er sulfat derimot, et svært stabilt stoff som bare reduseres ved at sulfatreduserende bakterier bruker sulfat som elektronakseptor (Brock et al. 1994). Sulfatreduserende bakterier er obligate anaerobe som bare blir aktive under reduserende forhold. En kjapp heving av vannstanden i et tørrlagt tjern med påfølgende vannføring i tidligere bekkedar, kan dermed medføre at surt vann renner ut i bekker og andre vann. Dette fordi vannkvaliteten i det opprinnelige tjernet ikke har rukket å normalisere seg på grunn av for korte tidsrammer.

Bufningsreaksjoner

Kjemiske reaksjoner i jord og vann vil til en viss grad nøytralisere surt vann gjennom såkalte bufningsreaksjoner. Geologien i det aktuelle området vil her spille en stor rolle. I områder med karbonatholdig berggrunn vil vannet vanligvis ikke bli surt, på grunn av kjapp oppløsning av karbonatmineraler som virker syrenøytraliserende (Appelo & Postma 1996). I tillegg vil andre mineraler og kjemiske forbindelser kunne virke som buffere. Ved pH-verdier over 6 regnes bikarbonatsystemet for å være det dominerende buffersystemet. Innsjøer med høyt innhold av bikarbonat vil dermed ha større bufferkapasitet mot forsuring enn innsjøer med lite bikarbonat. Ved svært sure forhold vil bufferkapasiteten til bikarbonatsystemet bli overskredet, dette skyldes at karbonsyre er en svak syre som ikke dissosierer ved lave pH-verdier. Dissosiering av aluminiumforbindelser vil derimot fungere som et buffersystem ved lave pH-verdier. Surt vann reagerer med forvitningsprodukter som gibbsitt og andre $\text{Al}(\text{OH})_3$ -forbindelser, ved at hydrogenioner forbrukes og aluminiumioner blir løst ut. Al-ioner kan deretter byttes ut med bl.a. kalsium på ionebyttekompleksene. En høy konsentrasjon av kalsium ble observert i Nordre Puttjern i forbindelse med forsuring av tjernet (Lund & Straith 1999). Ionebyttreaksjoner fører til at mer aluminium løses ut og pH-verdien heves, inntil en likevekt har innstilt seg mellom Al-mineralene, ionebyttekompleksene og vannet. Denne prosessen er ikke en syrenøytraliserende prosess, men fungerer bare som et midlertidig lager for "surhet". Ved kalking vil gibbsitt felles ut, dette senker konsentrasjonen av aluminium i jordvæsken, og aluminium desorberer fra ionebyttekompleksene. Endring av likevekten fører og til at konsentrasjonen av hydrogenioner øker og pH-verdien synker. Dermed må alt aluminium på ionebyttekompleksene felles ut som gibbsitt før pH-verdien kan økes. Ved enda lavere pH-verdier vil jernforbindelser fungere som buffersystemer ved at jernforbindelser går i oppløsning (Appelo & Postma 1996). Høye konsentrasjoner av jern og aluminium ble observert i Nordre Puttjern, etter at vannstanden sank som følge av lekkasjer i Romeriksporten (Lund & Straith 1999). En permanent nøytralisering av surt vann kan bare skje via forvitring av primære silikatmineraler. Lave pH-verdier kan også føre til at løseligheten av spormetaller øker, da lav pH øker desorpsjon av metaller fra overflater.

Utglidninger

Senkning av grunnvannsspeilet fører til endring av både fysiske og kjemiske forhold i tjern og innsjøer og kjemiske endringer kan lede til fysiske endringer og vice versa. Direkte fysiske endringer ved senkning av vannstanden kan være utglidning av sedimenter langs vannkanten og oppsprekking av tørrlagte myrer. Dette vil føre til at større overflater blir eksponert for luft og dermed øker oksidasjonen av pyritt. Utglidninger av jordmasser langs vannkanten og vannstandsendringer kan føre til utvasking av partikler, noe som kan øke turbiditeten i vannmassene. Dette kan igjen redusere lystilgjengeligheten i vannmassene, og dermed ha en negativ effekt på fotosyntesen, og på oksygenproduksjonen i innsjøen/tjernet (Lund & Straith 1999).

Sirkulasjon

Kjemiske endringer som fører til oppløsning av mineraler og oppkonsentrering av ioner i vannet, kan på den annen side endre på fysiske forhold som sirkulasjonsmønsteret i tjernet/innsjøen (Lund & Straith 1999). Det er mange faktorer som påvirker sirkulasjonen i en innsjø, så som vind, vanndybde, mengde organisk materiale og tilførsel av salter til bunnvannet. Salt vann er tyngre enn ferskt vann, og selv om bunnvannet i innsjøer om vinteren kan stige til temperaturer over 4 °C, kan oppkonsentrering av salter gjøre at det likevel er tyngre enn vannmassene over. Dette kan resultere i ufullstendige vår-

og høstsirkulasjoner og stagnerende bunnvann. Ufullstendig sirkulasjon fører til anoksiske forhold i bunnvannet da det tilgjengelige oksygenet fort blir brukt opp, og nytt oksygen ikke blir tilført ovenifra.

Vi har i teksten ovenfor pekt på forhold, både kjemiske og fysiske, som kan inntreffe i innsjøer og tjern ved at grunnvannsstanden endres som følge av menneskelige inngrep. Kort oppsummert kan følgende endringer inntreffe:

- Senkning av vannstanden i innsjøer/tjern og tilgrensende myrområder vil føre til oksidering av jernsulfidminerale i de tørrlagte sedimentene. Pyrittoksidering er en surhetsgenererende prosess.
- Nedbør fører til utvasking av sedimentene, med påfølgende akkumulering av sulfat- og hydrogenioner i vannmassene.
- Surt vann fører til oppløsning av aluminium- og jernminerale.
- Surt vann øker løseligheten til spormetaller.
- Oppkonsentrering av salter i bunnvannet kan føre til at sirkulasjonsforholdene i innsjøen endres, og helt eller delvis stagnerende bunnlag kan utvikles.
- Utvasking av partikler fra de tørrlagte sedimentene kan føre til større turbiditet i vannmassene, og redusere sikten. Dette kan ha en negativ effekt på fotosyntesen.
- En rask heving av vannstanden, uten at vannets pH har fått tid til å normalisere seg, kan føre til at surt vann ledes ut i bekker og nærliggende innsjøer.

Effekt på flora og fauna

Alle disse endringene vil ha konsekvenser for flora og fauna i de berørte områdene. Ved at myrer dreneres og tidligere fuktige områder tørrlegges, vil vegetasjonen endres. Planter som trenger fuktige forhold for å vokse vil bli fortrent, og artsrikdommen kan forringes. Redusert vannstand i innsjøer vil for det første innskrenke leveområdet til vannlevende organismer, videre vil flora og fauna bli påvirket av vannets surhetsgrad, både direkte og indirekte. Løseligheten av aluminium øker når pH synker, og økende aluminiumskonsentrasjoner har vist seg å ha en negativ effekt på fiskebestanden i innsjøer. Økt løselighet av andre spormetaller kan også ha en negativ effekt på levende organismer.

Tiltak

Flere tiltak kan iverksettes for å begrense de negative effektene av en grunnvannssenkning. Tetting av tunneler for å minimere lekkasjer er det viktigste tiltaket. På permanent basis bør ikke lekkasjene overstige tilsiget til innsjøer eller nydannelsen til grunnvannet. En positiv vannbalanse vil gi et stabilt vannivå, og medføre at vann igjen strømmer ut i bekker. Kunstig tilførsel av vann til de mest utsatte områdene i tørre perioder er også et viktig tiltak. Dette vil imidlertid gi redusert vanntilgang der vannet tas ut. Vanntilførsel bør derfor begrenses og bare de mest utsatte innsjøer/bekker bør få tilført vann. Det tilførte vannet bør ha en kvalitet mest mulig lik vannkvaliteten som naturlig finnes på stedet (Florgård et al.). Kalking er et mye brukt tiltak for å øke pH i innsjøer og vassdrag. Kalking fører også til økt syrenøytraliseringskapasitet og økt konsentrasjon av kalsium. Gjenforsuring vil starte umiddelbart etter at kalkingen er gjennomført. Tilførsel av surt vann fra nedbørsfeltet vil forbruke bufferkapasiteten som ble bygget opp ved kalking. Faktorer som nedbørsintensitet, tilførselsvolum, vannets oppholdstid i innsjøen, termisk sjiktning, oppløsning av restkalk og vannets bufferkapasitet vil være bestemmende for gjenforsuringshastigheten.

Nedbørsfeltets betydning

Endring av vannkvaliteten i innsjøer i Østmarka som en følge av lekkasjer til Romeriksporten har vært studert av flere involverte parter (Kværner & Snilsberg 1997; Brettum et al. 1999; Lund & Straith 1999). Resultatene fra Lund & Straith (1999) ga viktige indikasjoner angående forhold i nedbørsfeltet, men var ikke tilstrekkelige til å si noe om nedbørsfeltets innflytelse på vannkjemien i Nordre Puttjern. Videre undersøkelser av jordsmonn, myrer og sedimenter gjennom sesongen, vil gi informasjon som er nødvendig for å forstå hvordan biokjemiske prosesser og hydrologiske episoder i nedbørsfeltet

virker inn på vannkjemien. Videre er det lite kunnskap om hvor raskt vannkvaliteten i et tjern normaliseres, både kjemisk og fysisk, etter en vannstandsheving. Reduksjon av sulfat går som allerede nevnt, tregere enn oksidasjon av sulfidmineraler. Tidsperspektiver er det derimot vanskeligere å si noe om. Redusert konsentrasjonen av sulfat og metaller (hovedsakelig jern og aluminium) i vannmassene vil trolig svekke den vertikale konsentrasjonsgradienten. Dette vil resultere i bedre omrøring av vannmassene. Igjen er det vanskelig å forutsi hvor lang tid en slik prosess vil ta. Vannkvalitetsdata i tid og rom vil være nødvendig for å bedre kunnskapen om langtidseffekter av vannstandsendringer som følger av tunnellekkasjer.

3.5 Akseptkriterier for naturmiljø

Det er flere forhold som påvirker hvilke endringer/konsekvenser som kan aksepteres i omgivelsene som følge av lekkasje av grunnvann til en tunnel under et naturområde, det vil si et område der det naturlige miljøet, og ikke byggverk og diverse infrastruktur, vil kunne påvirkes. Disse forholdene kan oppsummeres i begrepet akseptkriterier, og står for et ikke helt entydig definert sett av faktorer som innvirker på akseptable/tillatte endringer i omgivelsene. Avhengig av lokale forhold vil endringene kunne defineres som skader.

I forhold til å vurdere hvilke endringer i / konsekvenser for naturmiljøet som kan aksepteres er det klart at størrelsen på tunnellekkasjen i seg selv er av liten interesse. Det er konsekvensene av tunnellekkasjen for grunnvannsforholdene som betyr noe. Det kan illustreres ved at en stor tunnellekkasje i ett område ikke vil gi endringer i et naturmiljø, mens en mindre tunnellekkasje vil kunne gi endringer i et annet naturmiljø. For en fornuftig planlegging, fra valg av trasé til gjennomføring av et tunnelprosjekt bør det likevel etableres et sett av akseptabel/tillatt tunnellekkasje langs tunnelen.

Verdisetting

Innenfor tunnelens influensområde bør det gjennomføres en form for verdisseting av de naturtyper og naturelementer som finnes. Denne verdissetingen er avgjørende for å definere akseptable endringer/konsekvenser. Verdisettingen kan deles i følgende hovedelementer:

- Naturverdi er en kvalitativ, ikke økonomisk, verdi. Som vurderingskriterier gjelder: mangfold (biodiversitet), uberørthet, sjeldenhet, representativitet, referanseverdi, vitenskapelig betydning og pedagogisk betydning. De to sistnevnte er definert som bruksverdier.
- Friluftsliv er en kvalitativ, ikke økonomisk, verdi. Som vurderingskriterier gjelder: friluftslivsinteresser, jaktinteresser med verdier som urørthet, opplevelse, egnethet, dagens bruk, tilgjengelighet, naturkvalitet og kulturkvalitet.
- Nærmiljø er en kvalitativ, ikke økonomisk, verdi. Som vurderingskriterier gjelder:
 - Arealbruk: lokalisering av boliger, skoler, institusjoner, butikker, friområder mv.
 - Miljøtilstand: støy, lokal luftforurensning
 - Planlagt arealbruk: kvalitativ vurdering ut fra tilstand mht. dekning av nærmiljøfunksjoner og miljøkvalitet, homogenitet, stabilitet, mangfold, fravær/nærvær av fremmedtrafikk.
- Økonomisk verdi. Som vurderingskriterier gjelder den beregnede verdien av for eksempel skogbruk, kommersielt fiske, turisme (friluftsliv), osv.

Videre kan verdissetingen gjøres langs en skala, fra internasjonal målestokk (sjeldent) til lokal målestokk (ofte).

Et eksempel på verdisseting er Nordre Puttjern i Østmarka ved Oslo, her ble vannet nesten helt drenert under bygging av Romeriksporten. Da denne hendelsen gikk opp for brukere av Østmarka ble det raskt klart at Nordre Puttjern ble tillagt stor verdi for natur- og friluftsliv i lokal skala av brukerne. De mest berørte deler av dette området har vist seg naturfaglig sett ikke å ha noen høy naturverdi. Et forsøk på verdisseting under planleggingen av tunnelen ville muligens kunne fanget opp den høye verdien for friluftsliv. Tabell 3.1 oppsummerer hvordan en verdisseting kan gjennomføres.

Tabell 3.1 Verdisetting

Naturelement/ naturtype	Naturverdi				Friluftsliv			Nærmiljø	Økonomisk	
	Internasjonalt	Nasjonalt	Regionalt	Lokalt	Nasjonalt	Regionalt	Lokalt	Lokalt	Regionalt	Lokalt
Vann og tjern	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Større elver	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Små elver og bekker	IR	IR	X	X	IR	X	X	X	IR	X
Kilder	IR	X	X	X	IR	IR	X	X	IR	X
Myr	X	X	X	X	X	X	X	X	IR	IR
Sumpskog	X	X	X	X	IR	X	X	X	IR	IR
Vegetasjon	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Organismer	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X

X: må defineres (høy, middels, lav, eller tallfestet økonomisk verdi) og beskrives/begrunnes.

IR: sjelden eller lite relevant for naturelementet/naturtypen.

Under naturelementer/naturtyper er det mulig å dele flere av disse, for eksempel vegetasjon og organismer, i undergrupper. Man bør imidlertid være varsom med å gå for detaljert frem. Under gjennomføring av verdisetting i et konkret tunnelprosjekt, vil listen over aktuelle naturelementer/naturtyper i mange tilfeller skrumpe betydelig inn slik at vurderingen ikke trenger å bli så omfattende som det kan synes ved første øyekast.

Veiing av de ulike verdiene vil være viktig i mange prosjekter. I noen tilfeller kan veiingen være enkel. Som et eksempel kan en naturtype ha høy naturverdi i nasjonal skala. Det er da nokså åpenbart at man søker å unngå konsekvenser for denne naturtypen. Naturverdien veies altså så tungt at lav uttelling på andre verdityper (friluftsliv, økonomi) ikke får noen betydning. Vanskeligere blir det når en naturtype/-element kun har fått uttelling på lokalt nivå for friluftsliv og/eller nærmiljø. Kostnaden for å unngå endring eller forårsake en relativt ubetydelig endring kan være stor. Hvor stor (om noen) endring aksepteres i disse tilfellene, og hvor tungt veies de lokale interessene? Her finnes det ikke noe entydig svar, og veiingen vil kunne variere fra prosjekt til prosjekt.

Konsekvensvurdering og akseptert endring

Verdisettingen tjener som et grunnlag for å vurdere akseptable endringer i / konsekvenser for naturmiljøet. Det er naturlig å starte med å vurdere mulige endringer/konsekvenser for de aktuelle naturtypene/-elementene slik det er vist i tabell 3.2.

Tabell 3.2 Konsekvensvurdering og kravspesifisering

Naturelement/ naturtype	Konsekvens for / endring i naturmiljø		Kravspesifisering	
	Trinn 1 Grov risikovurdering	Trinn 2 Detaljert risikovurdering	Trinn 1 Grunnvannsmagasin/ grunnvannspeil/ vanninnhold/vannføring/ vannspeil	Trinn 2 Tunnellekkasje
Vann og tjern	Overordnet vurdering av sannsynlighet for konsekvens og konsekvensens størrelse. Gir grunnlag for utvelgelse av områder for mer detaljerte analyser	Undersøkelser, modellering (scenarier) og risikovurderinger for utvalgte sårbare naturelementer/naturtyper. Inkl. beskrivelse av aksepterte og ikke aksepterte konsekvenser ut fra verdisetting	Tallfest akseptert endring i grunnvannsnivå, vannspeil, vannføring, eller annen relevant størrelse.	Tallfestes som: mengde per tidsenhet for aktuell tunnelstrekning. Styres av den minste aksepterte endring (mest sårbare naturtype/-element) langs aktuell tunnelstrekning
Større elver				
Små elver og bekker				
Kilder				
Myr				
Sumpskog				
Vegetasjon				
Organismer				

Trinn 1 under konsekvensvurderingen er å gjennomføre en overordnet vurdering av sannsynlighet for endring i / konsekvens for aktuelle naturtyper/-elementer og dennes størrelse, dvs. en grov risiko-vurdering. I praksis vil dette bety å definere hva som finnes innenfor tunnelens influensområde som kan tenkes å påvirkes av endringer med hensyn til grunnvannsforhold og overflatevann, og hvor sårbart/følsomt det er for slike endringer. Gjennom en slik analyse får man definert hvilke tema det må jobbes videre og mer detaljert med.

Trinn 2 i konsekvensvurderingen er å gjennomføre en mer detaljert risikovurdering i de utvalgte sårbare naturelementene fra trinn 1. Dette kan inkludere undersøkelser og modelleringer for best mulig å kunne beskrive akseptable og ikke akseptable konsekvenser med begrunnelse i verdivurderingen.

Trinn 1 i kravspesifiseringen setter krav til / kriterier for grunnvannsforholdene i form av aksepterte endringer/variasjoner i tid og rom for relevante størrelser (grunnvannsnivå, vannføring, etc.), for å sikre at de foreslåtte akseptable konsekvensene overholdes.

I trinn 2 i kravspesifiseringen "oversettes" akseptable endringer i grunnvannsforholdene til krav/kriterier i form av maksimal innlekkasje i tunnelen (f.eks. liter/minutt/100 meter).

Kartlegging, analyser og forståelse av de hydrogeologiske forholdene kommer inn som et meget viktig grunnlag for trinn 1 og trinn 2 under "Kravspesifisering". I praksis vil det være en utveksling av data og vurderinger mellom konsekvensvurderingen og kravspesifiseringen.

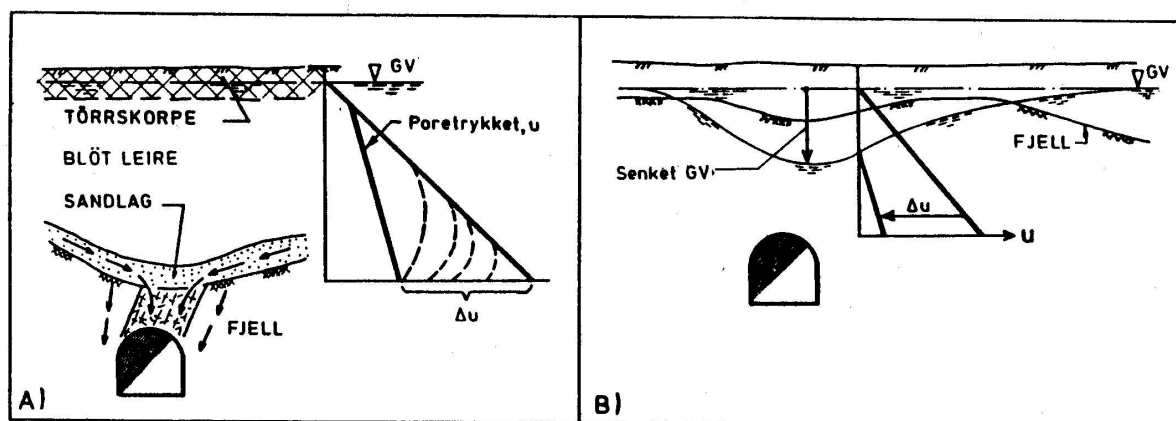
4 Bestemmelse av setningspotensial og lekkasjekrav i urbane områder

4.1 Generelt

Når et tunnelanlegg i fjell drives gjennom et område der det finnes løsmasser over fjellet vil lekkasje inn i tunnelanlegget kunne føre til reduksjon av poretrykket og eventuelt også grunnvannstanden i løsmassene som illustrert i figur 4.1. Når poretrykket avtar øker effektivspenningene i massene tilsvarende, hvilket medfører setninger. Har løsmassene relativt lav permeabilitet vil reduksjonen av poretrykket oppover i avsetningen og utvikling av setninger ta tid.

Potensialet for setninger og derav følgende skader på bebyggelse eller andre konstruksjoner fundamentert på eller i løsmassene er størst der løsmassene består av bløte marine leiravsetninger, eventuelt torv. Det er imidlertid sjelden at man finner bebyggelse og konstruksjoner direkte fundamentert på torv. Det etterfølgende konsentrerer seg derfor om tunnelanlegg som berører marine leiravsetninger.

Marine leiravsetninger finnes over store deler av det sentrale tettstede befolkede østlandsområdet og i Trøndelag. Denne problemstillingen har derfor vært et meget vesentlig aspekt ved alle de tunnelanlegg som er bygget i Osloregionen. Erfaringer fra disse tunnelanleggene danner også mye av grunnlaget for de prosedyrer som er beskrevet i det etterfølgende for å bestemme potensialet for poretrykksreduksjon, setninger og skader sett i forhold til innlekkasje til et tunnelanlegg.



Figur 4.1 Virkning av tunnelanlegg på poretrykk og grunnvannstand

4.2 Poretrykksreduksjon i relasjon til lekkasje og avstand fra tunnel

Tabell 4.1 gir en oversikt over de tunnelanlegg som er drevet i Osloregionen og hvor setningsproblematikken har vært et vesentlig aspekt. Tilgjengelige data fra samtlige av disse anleggene har vært sammenstilt og bearbeidet av NGI over lengre tid for å søke å etablere empiriske relasjoner mellom påvirkning på poretrykk i leirfylte dyprenner og innlekkasje til tunnelen eller bergrommet, kfr. blant annet Karlsrud (1987, 1990) og NGI (1998).

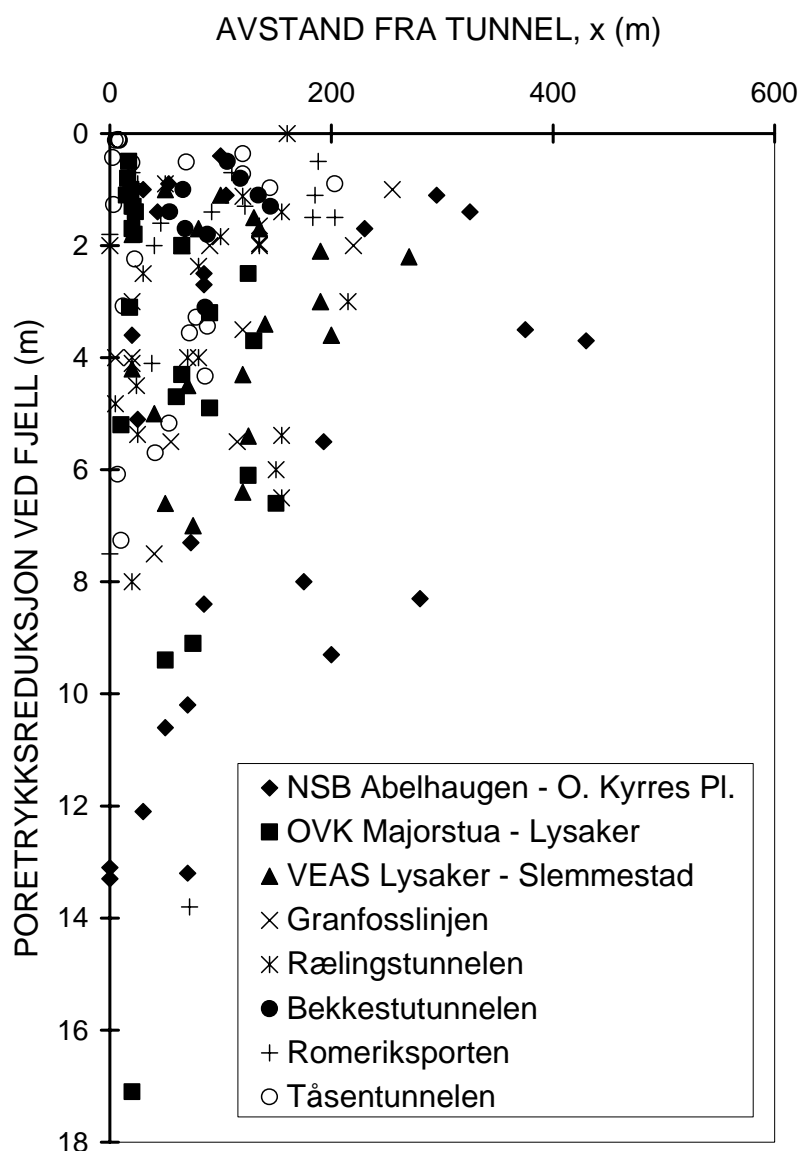
Tabell 4.1 Oversikt over fjelltunneler i Oslo-regionen

Anlegg	Tid drevet	Lengde tunnel (km)
Holmenkollbanen	1912-16 1926-27	1,4
OTB-Transporttunnel Sentrum stasjon	1968-70	0,3
OTB-Sentrum stasjon Domkirken-Stortinget	1972-75	0,9
NSB-Sentrum stasjon Jernbanetorget-Stortinget	1973-75	0,5
NSB-Vest Abelhaugen- O.K.plass	1973-79	2,0
VEAS kloakktunneler	1976-82	23
OVK kloakktunneler	1975-85	13
OTB-vendesløyfe Sentrum	1982-85	1,1
Oslo-tunnelen, E18 (Fjellinjen)	1987-89	1,4
Rv 160 Granfosslinjen	1990-92	2,0
Rv 160 Bekkestuatunnelen	1993-94	0,7
Vestbanekrysset	1992-94	0,4
Rælingstunnelen	1995-1996	1,4
Nye Nat.theateret Stasjon	1996-1997	0,8
Romeriksporten	1995-1997	14
Tåsentunnelen	1997-1998	0,9

Figur 4.2 sammenstiller maksimal poretrykksreduksjon målt ved fjell i bunnen av dyprenner, Δu_F , i relasjon til målepunktets horisontale avstand fra tunnelens senterlinje for de tunneler som er drevet i Osloområdet frem til i dag (hvis det er to parallelle løp er senterlinjen definert midt mellom løpene). Merk at disse dataene gjelder registreringer gjort uten påvirkning av noen form for kunstig vanninfiltrasjon.

Figur 4.2 viser at der er en klar sammenheng mellom forventet poretrykksreduksjon og avstand fra tunnelen. For hvert enkelt anlegg er det riktignok en god del spredning som kan ha sammenheng med en rekke forhold som gir lokale effekter, som:

- Forhold som påvirker den naturlige vanntilførsel til dyprennen, som dyprennens dybde, bredde og lengde og områdets topografi.
- I hvilken grad det er mer permeable vannførende glasifluviale silt-/sandavsetninger eller bunnmorene i overgangen mellom leire og fjell.
- Omfang og orientering av spesielt vannførende sprekkesoner i fjellet (f.eks. diabasganger, knusningssoner eller forkastninger/tensjonssprekker) og i hvilken grad disse er direkte gjennomskåret av tunnelen.
- Reell grad av tetting som er oppnådd i ulike deler av tunnelen, dvs. hvorledes lekkasjene i tunnelen fordeler seg lokalt.

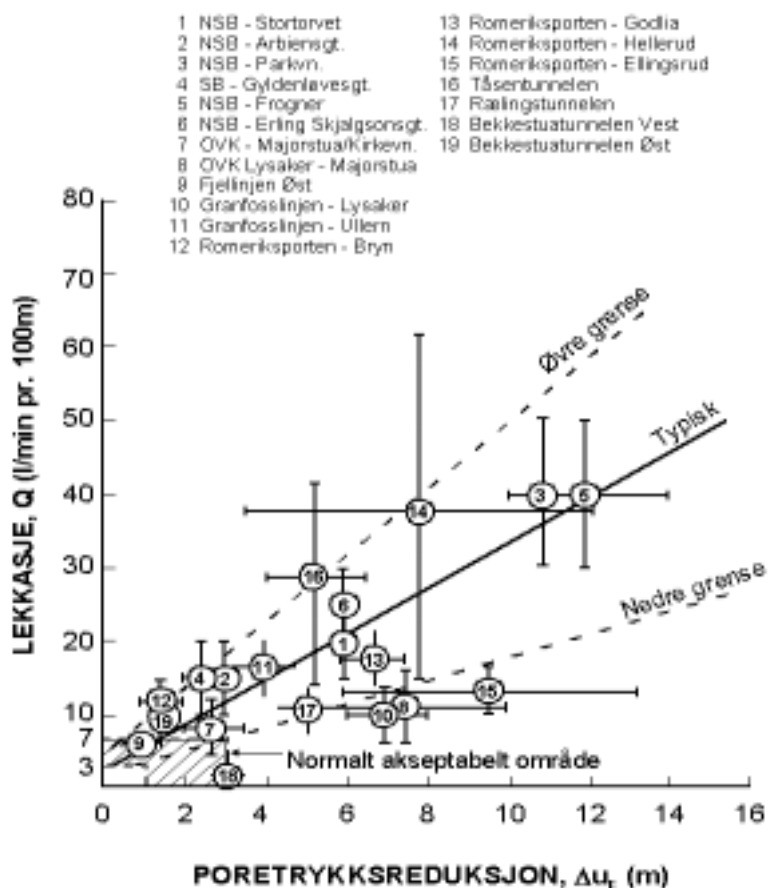


Figur 4.2 Målt poretrykksreduksjon ved fjell, i relasjon til avstand fra tunnel.

I et forsøk på å etablere enkle modeller for å forutsi forventet poretrykksreduksjon er det sett på sammenhengen mellom lekkasjeverdier og maksimal poretrykksreduksjonen, Δu_F , som er målt i dyppenner vertikalt over tunnelen, dvs. i avstand $x=0$, figur 4.3.

Som det fremgår av figur 4.3 er det som forventet en klar sammenheng her. Spredningen i dataene kan delvis tilbakeføres til:

- De faktorene som påvirker poretrykket og som ble beskrevet ovenfor
- Reell usikkerhet i målte lekkasjeverdier, som kan være ganske stor
- I hvilken grad lekkasjeverdiene er representative for den aktuelle strekning poretrykket er påvirket av.



Figur 4.3 Sammenheng mellom lekkasje og poretrykksreduksjon ved fjell rett over tunnelanlegg ($i x=0$).

I figur 4.3 er det også foreslått et karakteristisk område for sammenhengen mellom lekkasje og poretrykksreduksjon rett over tunnelen som kan danne grunnlag for valg av tetthetskrav.

Det fremgår også av figur 4.3 at hvis man skal være rimelig sikker på at et tunnelanlegg ikke påvirker poretrykket i omkringliggende dypprenner må lekkasjen være mindre enn ca.:

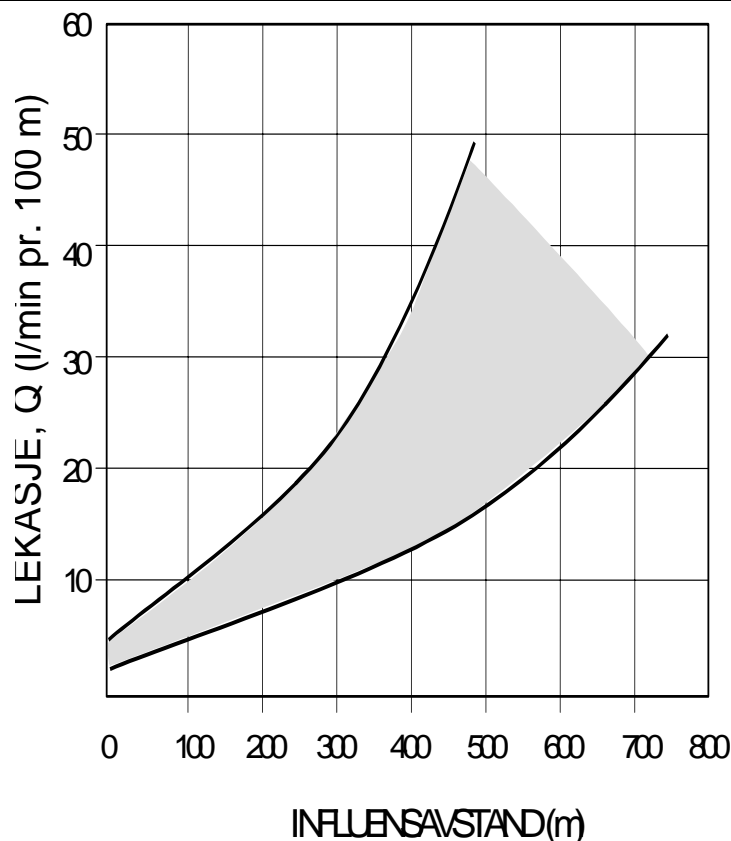
$$Q = 2 \rightarrow 4 \text{ l/min pr. 100 m tunnel}$$

Dette innebærer i praksis at det knapt kan være noen synlige drypp eller rennende lekkasjer i tunnelen.

Normalt vil imidlertid en poretrykkreduksjon på 1 til 3 m gi ganske beskjedne setninger (inntil noen få cm). Nedre grense for akseptabel innlekkasje kan derfor ligge i området

$$Q = 3 \rightarrow 7 \text{ l/min pr. 100 m}$$

Et viktig aspekt ved fastlegging av tetthetskravet er hvorledes poretrykket varierer med avstand fra tunnelen. En gjennomgang av dataene fra de enkelte tunnelanleggene i figur 4.2, antyder at poretrykksreduksjonen avtar tilnærmet lineært med avstanden fra tunnelaksen, tilsvarende en reduksjon på typisk 2 m pr. 100 m avstand fra tunnelaksen. På dette grunnlag er det i figur 4.4 anslått typisk utbredelse av tunnelens influensområde, dvs hvor langt ut til siden man kan forvente poretrykksreduksjon i bunn av dypprenner, sett i forhold til lekkasjenivået i tunnelanlegget.



Figur 4.4 Influensavstand i relasjon til lekkasjenivå

4.3 Bestemmelse av innlekkasje

4.3.1 Teoretiske modeller

Det er et karakteristisk trekk ved berggrunn at dens hydrauliske konduktivitet eller ekvivalente massepermeabilitet er meget inhomogen og varierer innen vide grenser over korte avstander. Størst hydraulisk konduktivitet finner man gjerne i tilknytning til knusningssoner, forkastninger eller eruptive ganger. Dette gjør en rent teoretisk modellering og beregning av innlekkasje vanskelig. Forenklede modeller knyttet opp mot erfaringsdata kan likevel gi en viss pekepinn.

For en tunnel liggende i isotropt, homogent, permeabelt materiale kan innstrømningen til tunnelen beregnes ut fra Karlsrud (1990):

$$Q = 2 \times \pi \times K \times h \times l / \ln((2 \times h - r_e) / r_e) \quad (4.1)$$

der K = bergmassens hydrauliske konduktivitet (m/s)
 h = dybde under grunnvannstand (m)
 r_e = ekvivalent radius av tunnelen (m)
 l = tunnellengden (m)

Det er da lagt til grunn de sterkt forenklede forutsetninger at:

- Tunnelen ligger i et homogent porøst materiale med samme permeabilitet i alle retninger (isotropt)
- Forholdet mellom tunnelens dybde under grunnvannstanden (h) og tunnelens radius (r) er større enn 3–4
- Grunnvannstanden blir ikke påvirket av innlekkasjen (stasjonær tilstand).

Hvis man antar at det rundt tunnelen er utført skjerminjeksjon og man har fått sterkt redusert permeabilitet i forhold til omkringliggende fjell, kan lekkasjen beregnes ut fra:

$$Q = 2 \times \pi \times K_i \times h \times l / \ln((r_e + t) / r_e) \quad (4.2)$$

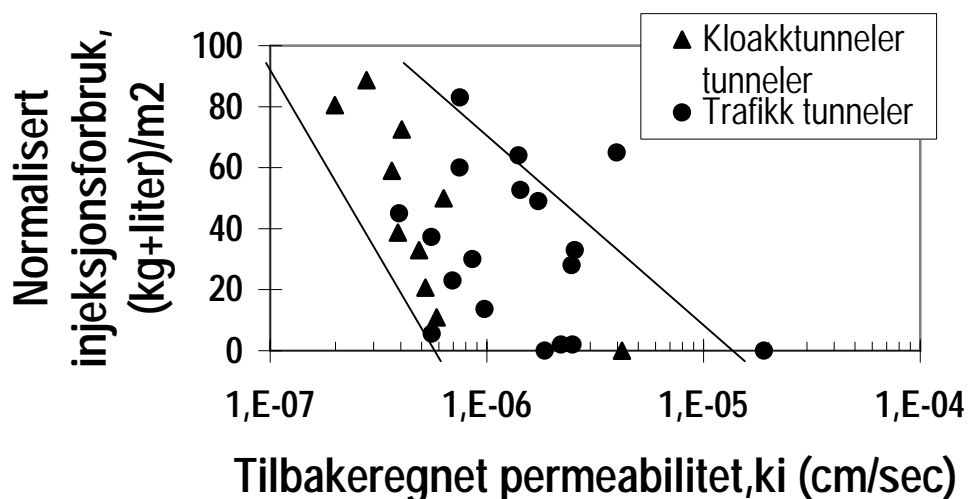
der K_i = hydraulisk konduktivitet i injisert sone, (m/s)
 h = dybde under grunnvannstand (m)
 r_e = ekvivalent radius av tunnelen (m)
 t = antatt tykkelse av injeksjonsone (m)
 l = tunnallengden (m)

Også i dette tilfellet er det gjort en del forutsetninger:

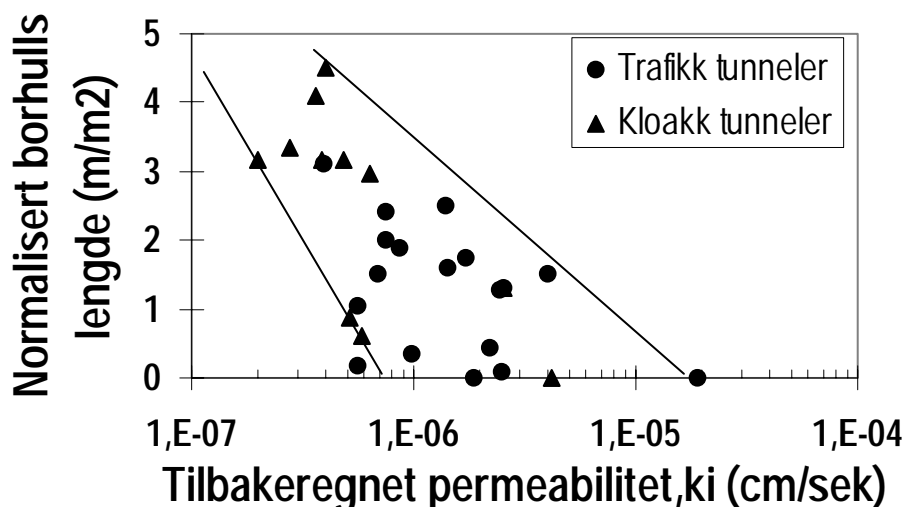
- Permeabiliteten, K_i , som gjelder for den injiserte sonen, er maksimalt $1/10$ av K utenfor den injiserte sonen, og er isotrop
- Poretrykket i ytterkant av den injiserte sonen er upåvirket og har stighøyde h .

4.3.2 Tilbakeregnet hydraulisk konduktivitet

For de tunneler eller deler av tunneler i tabell 4.1 der det foreligger lekkasjedata er formlene 4.1 og 4.2 brukt til å tilbakeregne midlere hydrauliske konduktiviteter (NGI 1998, Karlsrud 2000). Disse tilbakeregnete hydrauliske konduktiviteter er videre forsøkt relatert til omfang av forinjeksjon som er utført i tunnelanleggene, i form av normalisert forbruk av injeksjonsmasse, figur 4.5, og normalisert løpemeter injeksjonshull, figur 4.6. Begge normaliseringer er utført ved å dele på kvadratmeter overflate i tunnelen (dvs. omkretsen ganger lengden). Merk at når det gjelder injeksjonsforbruk i anlegg der det både er benyttet sementinjeksjon og kjemisk injeksjon så er det forenklet antatt at 1 liter kjemisk tilsvarer 1 kg sement.



Figur 4.5 Tilbakeregnet permeabilitet i relasjon til normalisert injeksjonsforbruk



Figur 4.6 Tilbakeregnet permeabilitet i relasjon til normalisert lengde injeksjonshull

Ved tilbakeregningen er det videre antatt at tykkelsen på injeksjonsskjermen er 5 m for kloakk-tunnelen, og 10 m for trafikk-tunnelene.

For tunnelene der det er utført lite eller ingen injeksjon er det etterberegnet at midlere hydrauliske konduktivitet typisk ligger i området:

$$k = (0.8 \rightarrow 20) \times 10^{-8} \text{ m/s}$$

Det er altså åpenbart at man har store variasjoner avhengig av berggrunnen. De laveste hydrauliske konduktivitetene kommer fra deler av Romeriksporten med krystallinske bergarter (gneis og granitter) og de høyeste verdier fra Holmenkollbanen med sedimentære bergarter (leirskifer og knollekalk med eruptivganger). De tilbakeregnete hydrauliske konduktiviteter er også ganske typiske for de midlere hydrauliske konduktiviteter man har målt ved vanntapsmåling i kjerneborhull.

Tilbakeregnet hydrauliske konduktivitet for de tunnelene fra figur 4.5 og 4.6 der det har vært utført mest omfattende forinjeksjon ligger typisk i området:

$$k_i = (2 \rightarrow 5) \times 10^{-9} \text{ m/s}$$

Dette er $1/10$ til $1/60$ av hva man har tilbakeregnet for tunnelene der det er utført lite eller ingen forinjeksjon.

Noen nyere anlegg som ikke er inkludert i tabell 4.1 er vist i tabell 4.2.

Av tabell 4.2 fremgår det at de beste injeksjonsresultatene fra de nyeste anleggene ligger i området $K_i = (1 \rightarrow 3,5) \times 10^{-9} \text{ m/s}$. For T-baneringen ser man at høyeste K_i er omtrent 10 ganger større enn den laveste.

Selv om det ligger klare begrensninger i å representere de store variasjoner man har i konduktivitet i et bergmassiv bestående av komplekse sprekkesystemer med en homogen massepermeabilitet, gir en slik forenklet betraktning likevel en god innsikt i hvilken effekt man kan forvente å få av systematisk forinjeksjon.

Tabell 4.2 Beregnet hydraulisk konduktivitet for noen nyere anlegg basert på tykkelse av injisert sone lik 10 m. I T-baneringen er det utført flere overlappende målinger.

Anlegg	Strekning (profilnr.)	Midlere dybde under GV (m)	Omkrets (m)	Ekvivalent radius (r_e)	Lekkasje (l/min per 100 m)	Beregnet hydr. konduk. (K_i) (m/s)
T-baneringen	650-750	23	30	4,8	14,9	$1,9 \times 10^{-8}$
T-baneringen	650-750	23	30	4,8	18,7	$2,4 \times 10^{-8}$
T-baneringen	650-750	23	30	4,8	18,2	$2,4 \times 10^{-8}$
T-baneringen	650-750	23	30	4,8	17,5	$2,3 \times 10^{-8}$
T-baneringen	650-750	23	30	4,8	12,7	$1,7 \times 10^{-8}$
T-baneringen	650-818	24	30	4,8	11,5	$1,4 \times 10^{-8}$
T-baneringen	650-871	24	30	4,8	9,3	$1,7 \times 10^{-8}$
T-baneringen	750-871	25	30	4,8	4,6	$5,5 \times 10^{-9}$
T-baneringen	750-900	25	30	4,8	6,6	$7,9 \times 10^{-9}$
T-baneringen	750-900	25	30	4,8	5	$6,0 \times 10^{-9}$
T-baneringen	750-900	25	30	4,8	5,1	$6,1 \times 10^{-9}$
T-baneringen	750-900	25	30	4,8	7,6	$9,1 \times 10^{-9}$
T-baneringen	900-1039	24	30	4,8	1,7	$2,1 \times 10^{-9}$
T-baneringen	900-1039	24	30	4,8	1,5	$1,9 \times 10^{-9}$
T-baneringen	1060-1272	23	30	4,8	2,1	$2,7 \times 10^{-9}$
T-baneringen oppsummert	650-1272	23-25	30	4,8	1,5-18,7	$2,4 \times 10^{-8}$ til $1,9 \times 10^{-9}$
¹⁾ Storhaugtun., Stavanger	1400-1550	10-15 ²⁾ m=12,5	35	5,6	1,6	$3,5 \times 10^{-9}$
E18 Baneheia, Kr.sand S	Hele	20-40 ²⁾ m=30	74	11,8	1,8	$1,0 \times 10^{-9}$
E18 Baneheia, B2800	188-428	20-40 ²⁾ m=30	32	5,1	3,5	$3,4 \times 10^{-9}$
Bragernes, Drammen	Hele, 2310 m	100	33	5,3		$2,9 \times 10^{-9}$

¹⁾Forholdet mellom r_e og dybde under grunnvannstand er ikke tilfredsstillende for beregningen av K_i etter den benyttede formelen. Beregningen er derfor usikker.

²⁾Datagrunnlaget oppgir dybde under GV som min-maks. Det er antatt at midlere dybde brukt i beregningen er middel av min. og maks., noe som ikke nødvendigvis er riktig.

I sammenheng med oppnåelig tetthet ved systematisk forinjeksjon kan det også knyttes noen kommentarer til de siste erfaringene fra Romeriksporten. Som vist i NGI (1998) har man for strekningen ved Hellerud, der man har fått de største setninger og skader, etterberegnet en midlere permeabilitet på ca. $k_i = 9,8 \times 10^{-7}$ cm/s. Hadde man her oppnådd "maksimal tetthet" ved forinjeksjonen, tilsvarende typisk $k_i = 4 \times 10^{-7}$ cm/s, ville dette gitt en forventet lekkasje på ca. 16 l/min pr. 100 m. Selv en slik lekkasje vil ut fra de sammenhenger som er gitt i det etterfølgende kunnet gitt poretrykksreduksjon på ca. 3-8 m nærmest tunnelen, og fortsatt medført et betydelig skadepotensial. Årsaken til den relativt store lekkasjen er at tunnelen ligger i stor dybde under grunnvannstanden, ca. 150 m. Hadde dette vært klarlagt på forhånd ville man kanskje planlagt permanent vanntett utføring på denne strekningen. Grunnvannstrykket eller tunnelens dybde under grunnvannstand var med andre ord en vesentlig årsak til setningsproblemene ved Hellerud, og ikke bare mangelfull forinjeksjon.

At det ligger usikkerhet i hva man kan oppnå ved systematisk forinjeksjon er Tåsentunnelen også en bekreftelse på. Her ligger lekkasjeverdiene og tilbakeregnet permeabilitet høyt ($K_i = 2,6 \times 10^{-8}$ m/s). Dette til tross for bruk av ”dagens ” injeksjonsteknikk med mye mikrosegmenter og relativt høyt injeksjonstrykk. Figur 4.6 antyder imidlertid at årsaken kan ligge i at det ikke er boret med tett nok hullavstand eller tilstrekkelig overlapp mellom skjermene.

For de laveste permeabiliteter man har oppnådd så langt (deler av OVK-tunnelene og Fjellinjen, nå Festningstunnelen, øst for Rådhusplassen) tilsvarer injeksjonsforbruket ca. 45-90 kg per m² eksponert fjelloverflate i tunnelen, figur 4.5 for anleggene vist i tabell 4.1. For anleggene i tabell 4.2 er det et meget varierende masseforbruk. Banheia (gneis) ligger så lavt som rundt 15 kg/m², Storhaugtunnelen (fyllitt) 26 kg/m², Bragernes (basalt og rombeporfyr) 38 kg/m², mens T-baneringen (kambro-silur) ligger vesentlig høyere. I et meget vanskelig parti inklusive sterkt oppsprukket syenittgang, profil 701-761 ble det injisert hele 352 kg/m². Over strekningene pr. 441 (påhugg) – pr. 700 og pr. 762 – 1379 ble det i gjennomsnitt injisert 50 kg/m². For hele strekningen pr. 441 – 1379 er gjennomsnittet 69 kg/m².

Oppnådd tetthet ved injeksjon er selvfølgelig ikke bare et resultat av inngått mengde, men avhenger også av hvilke injeksjonsmasser som brukes og selve injeksjonsteknikken. Dette temaet blir behandlet i delprosjekt C under forskningsprogrammet Miljø- og samfunnstjenlige tunneler. Det skal likevel bemerkes at de viktigste forutsetninger for å oppnå et maksimalt injeksjonsresultat er at det bores systematiske skjermene med meget tett hullavstand (ned mot 0,5 m ved ansett), at skjermene må ha god overlapp, og at det injiseres med høyt trykk (20-50 bar, og i enkelte tilfeller enda høyere). Der er også helt vesentlig at man ikke gir seg med injeksjonen før alle synlige lekkasjer på stoff er tettet.

4.4 Vurdering av forventede setninger og setningsforløp

Skal man få vurdert potensialet for setninger som følge av et tunnelanlegg må man starte med en grundig kartlegging av løsmassene langs traseen. Undersøkelsene bør som utgangspunkt dekke hele det potensielle influensområdet, dvs. normalt ut til en avstand av flere 100 m til hver side for traseen, figur 4.4.

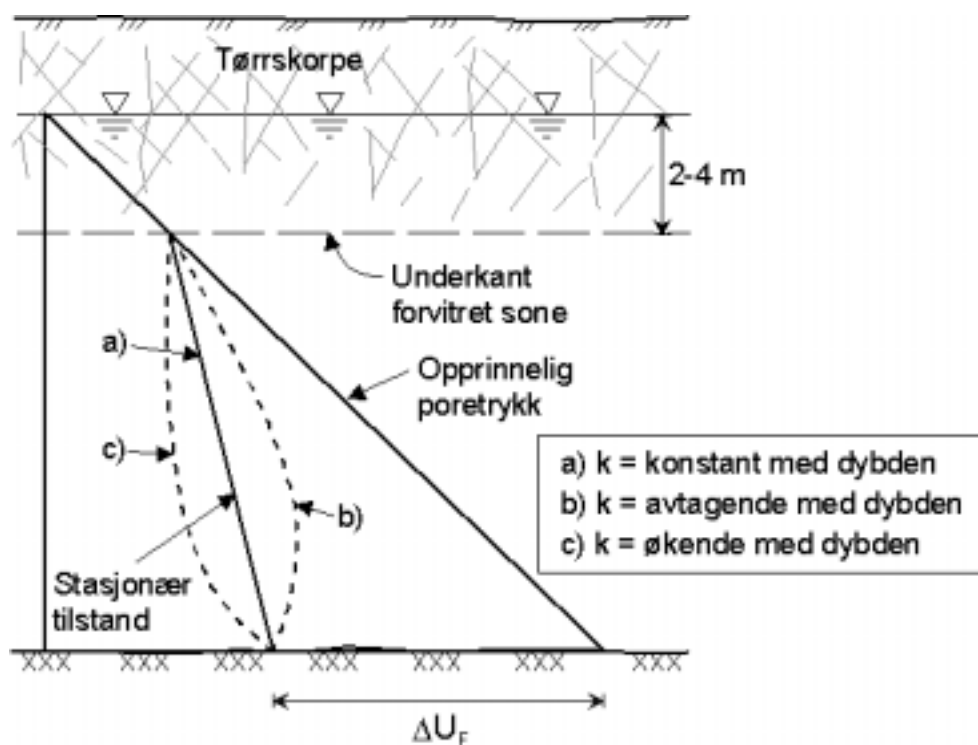
Dette kan være en ganske omfattende oppgave hvis man er i ukjent terreng. Det er man imidlertid sjelden. Man kan få ganske gode pekepinner ut fra studier av kvartærgeologiske kart og terrengformasjoner. Dessuten er det bebyggede områder som er utfordringen, og her vil det nesten alltid foreligge noe grunnundersøkelser fra tidligere.

Bruk av seismikk er klart mest rasjonelt for å danne seg et bilde av dybde og utstrekning av leirfylte dyprenner, men grunnboringer vil være et helt nødvendig supplement, også for å kalibrere seismikken.

Man må for den enkelte dyprenne også skaffe pålitelige data om leiravsetningenes egenskaper. Spesielt viktig er in-situ poretrykkstilstand, om eller i hvilken grad leira er forbelastet (overkonsolidert), og modultall (stivhet).

Forventede setninger og setningsforløp som følge av en gitt poretryksreduksjon ved fjell kan beregnes ved klassisk konsolideringsteori. Konsolideringsparametere kan bestemmes ved ødometerforsøk på representative prøver. Det er av spesielt stor betydning å få bestemt leiras forkonsolideringstrykk med stor nøyaktighet. Dette krever prøver av meget god kvalitet, som stort sett bare kan oppnås ved spesielle prøvetakingsprosedyrer som beskrevet i Karlsrud (2000).

Som vist i Karlsrud (2000) kan også trykksonderinger (CPTU-sonderinger) være meget nyttige for å bestemme hvorledes forkonsolideringstrykket varierer i dybden og over et område. Det vil normalt forandre at man har enkelte gode prøveresultater som kan danne grunnlag for lokale korrelasjoner mellom resultat av trykksonderinger og forkonsolideringstrykk bestemt på gode prøver.



Figur 4.7 Typisk stasjonær poretrykkstilstand

In-situ poretrykkstilstand er også helt nødvendig å få kartlagt. Uten den informasjonen lar det seg ikke gjøre å bestemme om eller i hvilken grad leira utviser et forkonsolideringsstrykk større enn dagens in-situ effektivspenning. Det er også viktig å få kartlagt om eller i hvilken grad området tidligere har vært utsatt for temporært eller permanent lavere poretrykk enn dagens tilstand.

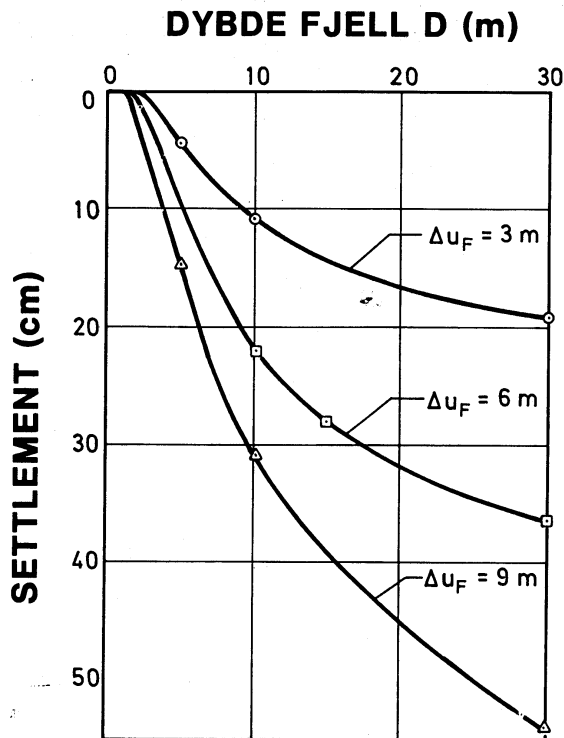
Den stasjonære poretrykkstilstanden man vil nå etter lang tid, kan vanligvis antas å variere rettlinjet fra en dybde 2-4 m under naturlig grunnvannspeil, eller 2-4 m under underkant av den øverste faste tørrskorpen, og ned til fjell, kfr. illustrasjonen i figur 4.7. Årsaken til denne antagelsen er at den øverste tørrskorpen/forvitringssonen har vesentlig høyere permeabilitet enn underliggende uforvitret leire. Har man leire i dybden med varierende permeabilitet, må man være oppmerksom på at den stasjonære fordelingen vil avvike fra den lineære, som vist i prinsipp i figur 4.7.

Både teoretiske betraktninger og målinger i forbindelse med tidligere tunnelanlegg viser at grunnvannspeilet i et leiområde ikke blir påvirket i noen vesentlig grad selv for de største tunnellekkasjer og poretrykksreduksjoner ved fjell som har vært observert. Dette har sin naturlige forklaring i at de vannmengder som strømmer gjennom leira selv under store gradienter er meget små sett i forhold til den naturlige tilførselen av grunnvann gjennom naturlig infiltrasjon fra overflaten.

De eneste tilfellene der man kan få en senkning av grunnvannspeilet er der man har meget trange dyprenner (under ca. 10-20 m bredde) og/eller små dybder til fjell (under ca. 4-6 m).

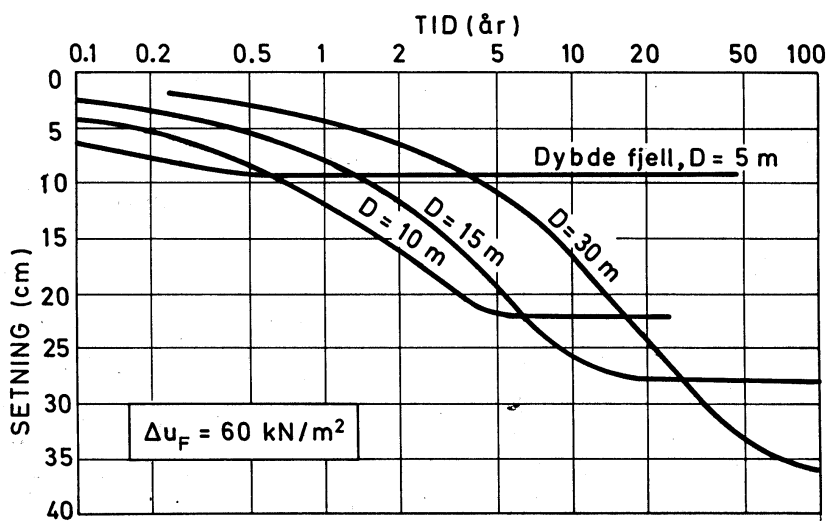
Figur 4.8 viser et eksempel på beregnet setning som funksjon av poretrykksreduksjon og dybde til fjell. I dette eksempelet er det lagt til grunn følgende antagelser:

- Leira består av tørrskorpe til 4 m dybde, derunder helt normalkonsolidert leire (forkonsolideringsstrykk lik in-situ vertikal effektivspenning)
- Grunnvannstanden ligger i 0,5 m dybde
- Leira har en kompressibilitet gitt ved modultall $m = 12,8$, ganske typisk for Oslo-leire
- Permeabiliteten av leira er antatt konstant under tørrskorpen, og konsolideringskoeffisienten er satt til $4 \text{ m}^2/\text{år}$ som er typisk for Oslo-leire.



Figur 4.8 Beregnet konsolideringssetning som funksjon av poretrykksreduksjon og dybde til fjell

Figur 4.9 viser beregnet tidsforløp av setningene for en poretrykksreduksjon ved fjell på 6 m. Det kan være interessant å merke seg at setningene i tidlig fase utvikler seg raskest og er størst for relativt beskjedne dybder til fjell, og at det kan ta mange år før setningene ved større dybde til fjell tar igjen setningen for mindre dybde.

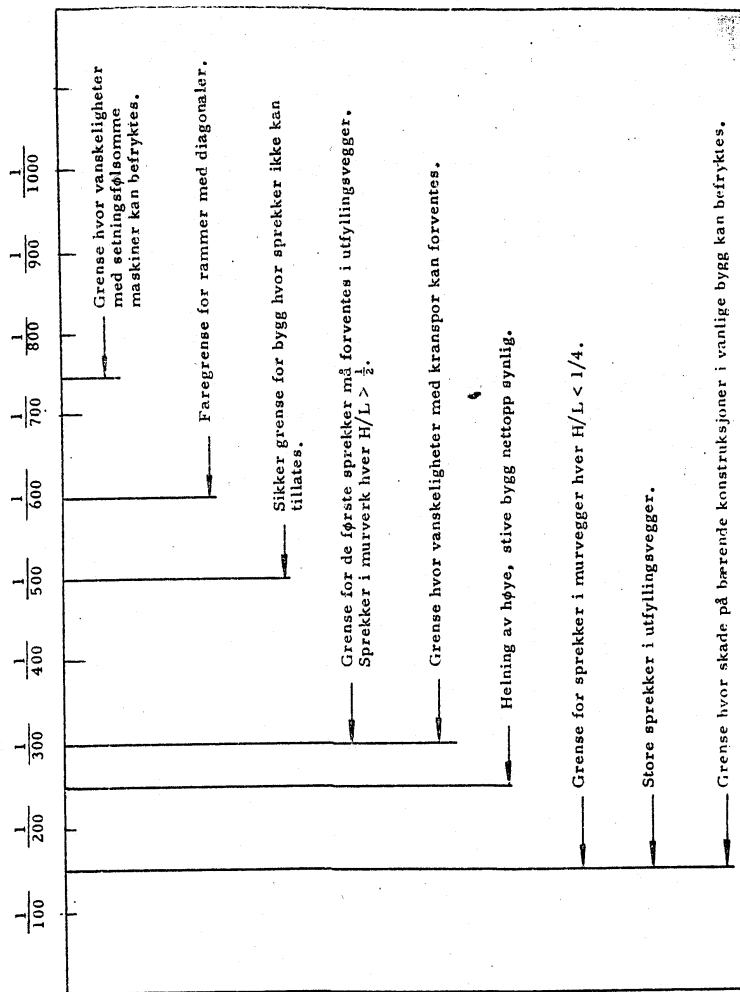


Figur 4.9 Beregnet tidsforløp av setninger for $\Delta u_F = 6$ m

4.5 Skadepotensial

Skadepotensiale for bebyggelse eller andre anlegg i en dyprenne som kan bli påvirket av et tunnelanlegg er oftest et spørsmål om forventede differentialsetninger mer enn absolutt total setning. Det finnes eksempler på at bygårder har satt seg jevnt 20-30 cm som følge av tunnelanlegg uten synlige skader. I andre tilfeller har det oppstått betydelige skader ved setninger på bare 5 cm fordi differentialsetningene har vært like store. Sammenhengen mellom differentialsetning og skadepotensiale for bygninger vil ikke bli behandlet i detalj her, men et gammelt og enkelt kriterium er gitt i Bjerrum (1963), og gjengitt i figur 4.10.

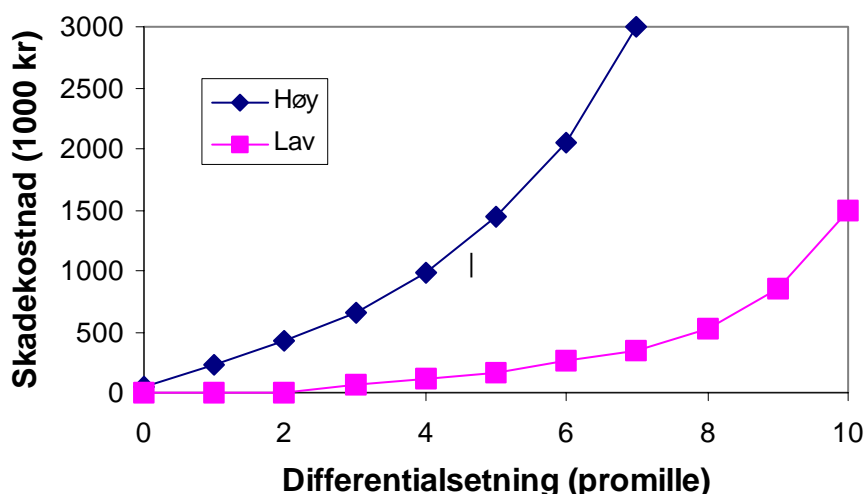
(6) Funksjonskrav - setninger



Figur 4.10 Skadepotensial i relasjon til differensialsetning (fra Bjerrum 1963)

Potensialet for differensialsetninger kan til en viss grad beregnes/anslås ut fra variasjoner i dybde til fjell. Dette fordi poretrykksreduksjonen ofte vil være relativt konstant under et byggverk av begrenset utstrekning, og gi mindre utslag på differensialsetningene.

Kostnader forbundet med skjevsetninger og derav følgende skader er selvfølgelig sterkt avhengig av byggets art. For bygårder, kontor- eller industribygg er det vanskelig å generalisere. For eneboliger har man imidlertid en god del erfaringsdata når det gjelder skadekostnader inkludert både kostnader ved utbedrende tiltak og erstatning som følge av verdireduksjon.



Figur 4.11 Typiske skadekostnader for eneboliger i relasjon til differentialsetning

Figur 4.11 viser slike totale erstatningskostnader i relasjon til største målte setningsdifferens på eneboliger. Selv om det er en god del spredning gir dette en ganske god pekepinn på hva som må påregnes av skadekostnader.

4.6 Tillatt setning

I dag finnes ikke lovfestet konkrete krav til maksimalt tillatt (differensial)setning som aktørene i et fjellanleggprosjekt kan forholde seg til. Et slikt krav ville kanskje kunne bli oppfattet som for rigid, selv om en differensiering avhengig av type konstruksjon og andre forhold, som for eksempel en bygnings verneverdi, ville være naturlig. Eksempelvis vil man kunne ha situasjoner hvor det er snakk om et fåtall bygninger, kanskje bare én, hvor det er en viss sannsynlighet for å overskride et gitt krav. Men kostnaden knyttet til å unngå overskridelse kan være betydelige. Det vil da kunne vurderes som urimelig å skulle bygge så dyrt for å unngå så lite.

Inntil videre må aktørene i fjellanlegg-prosjekter svare på følgende hovedspørsmål:

1. Aksepteres setningsskader i omgivelsene?
2. Hvis ja, hvor store skader og omfang?
3. Hvis nei, hvor stor grad av sikkerhet skal man bygge inn tallfestede krav til maksimal (differensial) setning?
4. Direkte økonomiske og andre konsekvenser av de valg som tas.

Fra den aller siste tiden har to store byggherrer i Norge gjort noen valg med hensyn til maksimalt tillatt totalsetning:

- Jernbaneverket Utbygging har satt maksimalt 10 mm totalsetning som krav i forbindelse med prosjektering av nytt dobbeltspor mellom Skøyen og Asker.
- Oslo Sporveier / Statens vegvesen Oslo har satt maksimalt 20 mm totalsetning for T-baneringen mellom Ullevål Stadion og Nydalen.

Disse kravene til største tillatte totalsetning vil trolig føre til at man unngår setningsskader av betydning, dersom kravene tilfredsstilles under tunneldrivingen.

4.7 Kost nytte vurdering

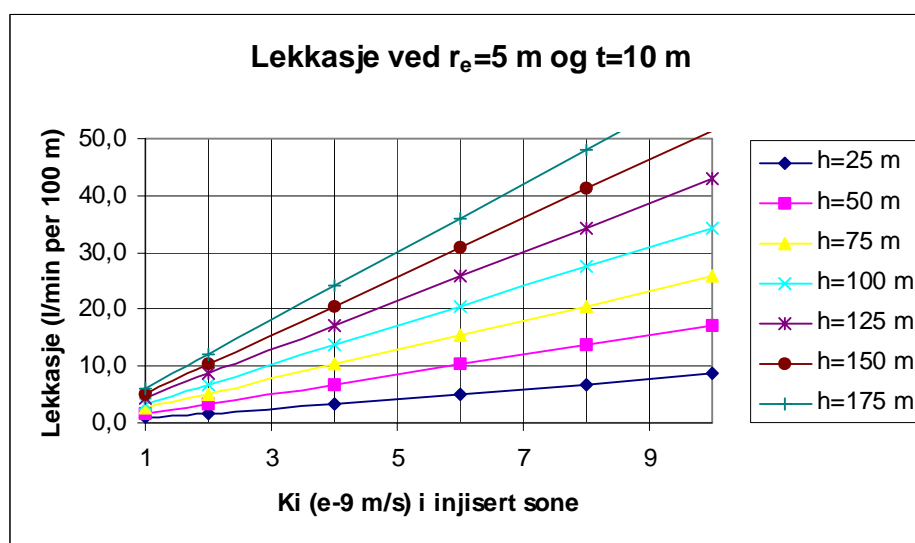
I prinsippet kan man holde kostnader ved forventede skader direkte opp mot kostnader ved tetting, og på det grunnlaget bestemme hva som er optimalt rent kostnadmessig.

Det er imidlertid mer enn tvilsomt om en slik holdning i fremtiden vil bli akseptert av berørte parter og godkjennende myndigheter. Antagelig må tetthetskravet være slik at setningene på bebyggelse uansett ikke overstiger visse terskelverdier, slik det er vist eksempler på i foregående kapittel.

Hvis det er et begrenset antall bygninger som kan være utsatt for skader bør det også på forhånd vurderes å sette inn tiltak i form av omfundamentering på fjell.

4.8 Tiltak for å begrense lekkasje og medfølgende setninger og skader

Systematisk forinjeksjon er det tiltaket som teknisk og kostnadmessig er mest attraktivt for å begrense lekkasjer og medfølgende poretryksreduksjon, setninger og skader. Erfaringene fra utførte anlegg beskrevet over viser at resultatet av slik systematisk forinjeksjon er beheftet med en god del usikkerhet. Resultatet er også sterkt avhengig av opplegget for forinjeksjon, både med hensyn til borhullsmønster, valg av injeksjonstrykk og injeksjonsmiddel. Som vist tidligere vil man for dyptliggende tunneler (dypere enn ca. 50-100 m) heller ikke kunne forvente å redusere lekkasjen til under en normal akseptgrense selv om man oppnår en permeabilitet i injisert sone som ligger ned mot de laveste verdier som er oppnådd så langt, se også figur 4.12.



Figur 4.12 Lekkasje som funksjon av hydraulisk konduktivitet i injisert sone, K_i , og dybden under grunnvannspeilet, h , for typisk trafikk-tunneltversnitt ($r_e = 5$ m).

Det er derfor nødvendig å vurdere alternative tiltak. Spesielt viktig er det å ta hensyn til mulig behov for vanntett utføring der man er usikker på om tilfredsstillende tetthet kan oppnås ved forinjeksjon. Det innebærer at man under utsprenkning av tunnelen bør legge inn plass for en eventuell betongutføring der usikkerheten er størst.

Etterinjeksjon bak stuff er et tiltak som kan bidra noe til å redusere lekkasjer. Nyere erfaringer fra Romeriksporten kan tyde på at man ved et meget omfattende og riktig utført etterinjeksjon kanskje kan komme ned mot permeabiliteter tilsvarende det beste av hva som kan oppnås ved systematisk forinjeksjon alene. Kostnadene ved slik etterinjeksjon er imidlertid svært høye, og sannsynligvis

høyere enn vanntett betongutføring hvis utføringen er planlagt på forhånd. Etterinjeksjon bør derfor bare betraktes som en nødløsning i tilfelle andre tiltak ikke er gjennomførbare.

Vanninfiltrasjon vil det svært ofte bli behov for i en anleggsfase inntil en eventuell vanntett betongutføring er etablert. Dette har også blitt benyttet som et permanent tiltak på enkelte anlegg. Permanent vanninfiltrasjon er et tiltak man normalt ikke bør basere seg på i prosjekteringsfasen for samferdselstunneler, men iverksette i etterkant hvis man ikke har andre løsninger.

4.9 Sammenstilling av prosedyre for bestemmelse av tetthetskrav

Når tetthetskrav skal etableres er det kanskje mest naturlig å ta utgangspunkt i akseptert største setning. Aksepterte største setning vil muligens variere noe langs tunnelen dersom de forventede differensialsetninger varierer og/eller bebyggelsestypen varierer. Som beskrevet i kapittel 4.6 er henholdsvis 10 mm og 20 mm satt som krav for to prosjekter den siste tiden.

Prosedyre for etablering av tetthetskrav kan oppsummeres i følgende punkter:

1. Bestemmelse av aksepterte største setninger langs tunnelen.
2. Utarbeidelse av løsmassekart som dekker en korridor langs tunnelen. Eksempel fra T-baneringen er vist i figur 4.13.
3. Beregning av setninger som funksjon av poretrykksfall for ulike dyprenner (løsmasseområder) identifisert under punkt 2. Eksempler fra T-baneringen er vist i figur 4.14 og 4.15.
4. Identifisering av den mest setningsutsatte bygningen i hver enkelt dyprenne, og beregning av største tillatte poretrykksfall ved denne bygningen i henhold til punkt 3.
5. Beregning av største tillatt poretrykksfall rett over tunnelen basert på tidligere erfaringer om sammenhengen mellom poretrykksfall og avstand til tunnelen, se figur 4.2.
6. Fastsettelse av tetthetskrav basert på tidligere erfaringer med sammenheng mellom innlekkasje og poretrykksfall rett over tunnelen, se figur 4.3.

I forbindelse med punkt 2 og 3 ovenfor må man regne med å utføre en del grunnundersøkelser og laboratorieforsøk. Omfanget vil avhenge av hva som foreligger fra før av geologiske og geotekniske data. De mest aktuelle undersøkelsesmetodene er: refraksjonsseismikk, totalsonderinger (med fjellkontroll), dreietrykkssonderinger, trykksenderinger (CPTU), poretrykksmålinger og prøveserier med 54 mm og 95 mm prøvetaker som underkastes laboratorieundersøkelser.

I tillegg til, eller som et alternativ til prosedyren beskrevet ovenfor, er det aktuelt å estimere setninger og skadeomfang basert på ulike scenarier for innlekkasje i tunnelen avhengig av tetteomfanget. Det vil kunne gi et godt grunnlag for å kunne vurdere tettekostnader mot skadekostnader. Som indikert i kapittel 4.7 er det ganske opplagt at man ikke bør legge til grunn, eller forvente på få aksept for, at man vil påføre en tredjepart betydelige ulemper og skader. Det er derfor ikke tilstrekkelig å veie tettekostnader og skadekostnader mot hverandre.

Hvis forventet skadeomfang blir større enn hva som kan aksepteres selv ved en omfattende systematisk forinjeksjon har man i prinsippet tre ting å spille på:

Etablere vanntett betongutføring på de utsatte strekninger.

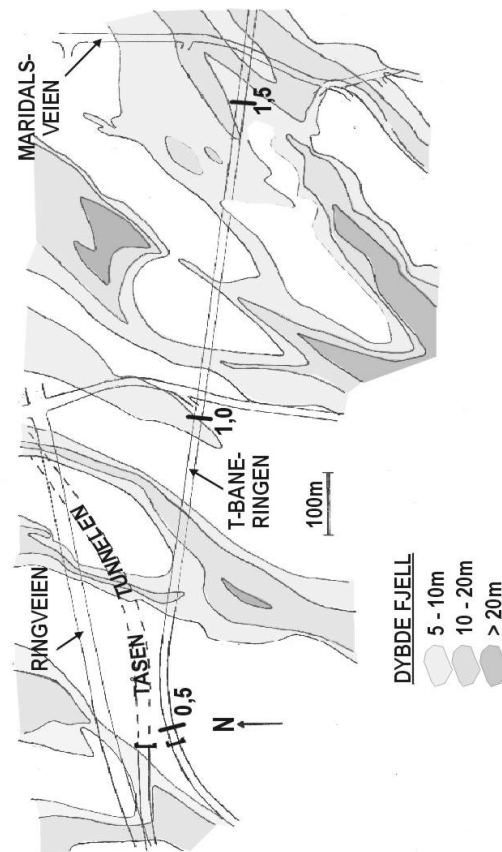
Legge opp til permanent vanninfiltrasjon for å kompensere for lekkasjen.

Omfundamentere utsatte bygninger på peler til fjell før tunnelarbeidene starter.

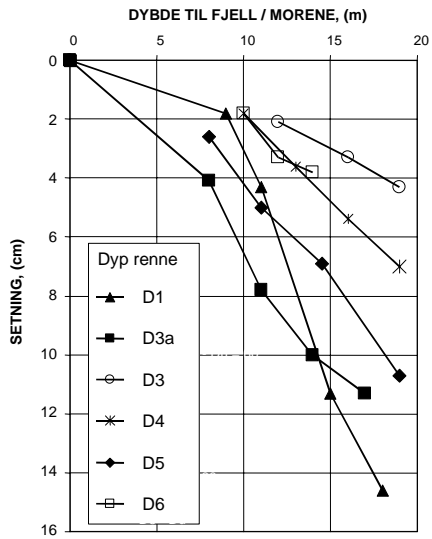
Det ligger en god del usikkerhet i forhåndsvurderinger i form av tetthetskrav og hva disse betyr for tetteomfanget (tettekostnaden). Man bør derfor være forberedt på å endre krav til tettingsopplegg underveis. Spesielt viktig er det å ta hensyn til mulig behov for vanntett utføring der man er usikker på om tilfredsstillende tetthet kan oppnås ved forinjeksjon. Det innebærer at man under utsprenning av tunnelen legger inn rom for en eventuell betongutføring.

Etterinjeksjon bak stuff er et tiltak som kan bidra til å redusere lekkasjer, men det blir svært kostbart hvis man oppnå samme grad av tetting som ved systematisk forinjeksjon. Det bør derfor bare betraktes som en nødløsning i tilfelle andre tiltak ikke er gjennomførbare.

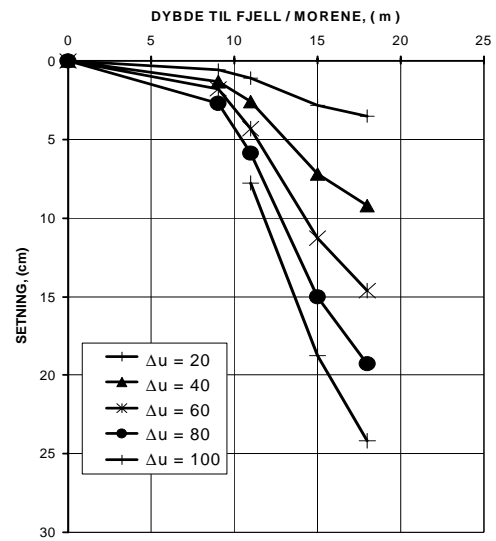
Vanninfiltrasjon vil det svært ofte bli behov for i en anleggsfase inntil en eventuell vanntett betong-utføring er etablert. Dette har også blitt benyttet som et permanent tiltak på enkelte anlegg. Permanent vanninfiltrasjon er imidlertid også et tiltak man ikke bør basere seg på i forkant for samferdsels-tunneler, men iverksette i etterkant hvis man ikke har andre løsninger.



Figur 4.13 Løsmassetykkelses T-baneringen



Figur 4.14 Beregnet setning for $\Delta u_F = 6$ m for ulike dypprenner langs T-baneringen



Figur 4.15 Beregnet setning i relasjon til Δu_F for dypprenne D1 ved T-baneringen

5 Referanser

- Allen, D.M. & Michel, F.A. 1999: Characterizing a faulted aquifer by field testing and numerical simulation, *Ground Water*, v. 37 (5), s. 718-728.
- Anderson, M.P. & Woessner, W.W. 1992: Applied groundwater modeling, Simulation of flow and advective transport. Academic Press, Inc., San Diego, s. 381.
- Appelo, C.A.J. & Postma, D. 1996: Geochemistry, Groundwater and Pollution. A.A. Balkema, Rotterdam, 536 p
- Bendiksen, E. & Korsmo, H. 1996: Skjøtselsplaner for Opsahl, Eriksrud og Geiteryggmyra reservater i Oppland. Fylkesmannen i Oppland, Miljøvernadv. Rapp. 3/96: 1-12.
- Bendiksen, E. & Salvesen, P.H. 1992: Flora og vegetasjon på Røverkollen. Forslag til vern av Ravnkollen, Røverkollen og Bånkallåsen, Oslo kommune. Etat for miljørettet helsevern Oslo. 128s
- Bendiksen, E. 2001: Rv. 35 Gualia – Slettmoen, tunell gjennom Tveitmarktoppen og Rinilhaugen (Lunner, Oppland). Botaniske verdier og lekkasjerisiko. – NINA Oppdragsmelding 706: 1-28.
- Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. & Wilmann, B. 1999: Miljøundersøkelser i Østmarka. To års vegetasjonsøkologiske studier i influensområdet til Romeriksporten. NINA rapp, Oslo, 14 s.
- Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Erikstad, L., Often, A., Stabbetorp, O. & Wilmann, B. 2000: Miljøundersøkelser i Østmarka. Tre års vegetasjonsøkologiske studier i influensområdet til Romeriksporten. NINA rapp., Oslo, 22 s.
- Bendiksen, E., Bakkestuen, V., Bendiksen, K., Stabbetorp, O. & Wilmann, B. 2001: Miljøundersøkelser i Østmarka. Fire års vegetasjonsøkologiske studier i influensområdet til Romeriksporten. - NINA, Rapp., Oslo
- Bjerrum, L. 1963: Generelle krav til fundamentering av forskjellige byggverk: tillatte setninger. Norske sivilingeniørers forening. Kurs i fundamentering, Oslo 1963.
- Brabrand, Å., Brandrud, T.E., Bremnes, T. & Saltveit, S.J. 1998: Vannstandsreduksjon i Nordre Puttjern, Østmarka: Effekt på vannlevende organismer. Laboratorium for ferskvannøkologi og innlandsfisk. Zoologisk museum, UiO. Rapport 172-1998.
- Brantberger, M., Dalmalm, T., Eriksson, M. & Stille, H. 1999: Styrande faktorer för tätheten runt en förinjerkterad tunnel, Svenska Bergmekanikk Dag, 1999, Stockholm.
- Brettum, P., Berge, D., Løvik, J.E., Mjelde, M., Saltveit, S.J., Brabrand, Å., Bremnes, T. 1999: Undersøkelser av vannkvalitet og økologiske forhold i vassdrag i Østmarka berørt av lekkasjene til Romeriksporten. NIVA- rapport LNR 4016-99, 137 p.
- Brock, T.D., Madigan, M.T., Martinko, J.M., Parker, J. 1994: Biology of Microorganisms. Prentice-Hall International, Inc. US, 909 p.
- Committee on Fracture Characterization and Fluid Flow 1996: Rock Fractures and Fluid Flow: Contemporary Understanding and Application, National Academy Press, Washington D.C., s. 551.
- Dahl, K. 1926. Vandets surhetsgrad og dens virkninger på ørretyngel. Tidsskr. f.d.n. landbr. 33: 232-242.
- Devito, K.J. & A.R. Hill, 1997: Sulphate dynamics in relation to groundwater-surface water interactions in headwater wetlands of the southern Canadian Shield. *Hydrological Processes* 11. 485-500.
- Devito, K.J. & Hill, A.R. 1999: Sulphate mobilization and pore water chemistry in relation to groundwater hydrology and summer drought in two conifer swamps on the Canadian shield. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 113, pp 97-114.
- DN 1999: Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. – Direktoratet for naturforvaltning. DN-håndbok 13. 148 s. + vedl.
- Eilertsen, O., Bakkestuen, V., Bendiksen, E. & Stabbetorp, O.E. 1998: Miljøundersøkelser i Østmarka. Vegetasjonsøkologiske studier i influensområdet til Romeriksporten. – NINA, rapp. Oslo, 34 s.
- El Tani, M. 1999: Water inflow into tunnels, i (T. Alten, L. Backer, P. Bollingmo, E. Broch, K. Holmøy, K.G. Holter & K. Nielsen (eds.)) *Challenges for the 21st Century, Proceedings of the World Tunnel Congress '99, Oslo, Norway, 31 May - 3 June 1999*, ISBN 90 5809 063 9, 61-70.

- Erikstad, L. 1991: Østfold. Kvartærgeologisk verneverdige områder. – NINA Utredning 26: 1-61.
- Erikstad, L. 1999: A holistic approach to secure geoconservation in local physical planning. - s. 69-72 i Baretino, D., Vallejo, M. & Gallego, E. (red): Towards the Balanced Management and Conservation of the Geological Heritage in the New Millennium. Sociedad Geológica de España.
- Erikstad, L. & Stabbetorp, O. E. 2000a: Analyse av naturens sårbarhet i forhold til planlagt ny vannoverføringstunnel Holsfjorden – Oslo. NINA Oppdragsmelding 637: 1-17.
- Erikstad, L. & Stabbetorp, O. E. 2000b: Arealdekkende naturtypekartlegging basert på eksisterende kartmateriale – et godt grunnlag for fagutredninger, tema naturmiljø. Årbok for konsekvensutredninger 1999: 89-97.
- Erikstad, L., Stabbetorp, O. E. & Storeid, S.E. 1998: Krokskogen: sårbare naturtyper i forhold til eventuell tunnellekkasje. NINA Oppdragsmelding 513: 1-10.
- Finsterle, S. 2000: Using the continuum approach to modell unsaturated flow in fractured rock, Water Resources Research, v. 36 (8), s. 2055-2066.
- Florgård, C., Linnér, H., Olsson, M., Olsson, S., Persson, G. & Wiklander, G. 2000: Grundvattensänkning på Hallandsås. Effekter på natur, jordbruk och skogsbruk. Institutionen för landskapsplanering Ultuna. Samhälls- och landskapsplanering nr 11.
- Freeze, R.A. & Cherry, J.A. 1979: Groundwater, Englewood, New Jersey, Prentice-Hall Inc.
- Fremstad, E. & Moen, A. (red.) 2001: Truete vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4: 1-231.
- Gburek, W.J., Folmer, G.J. & Urban, J.B. 1999: Field data and ground water modeling in a layered fractured aquifer, Ground Water, v. 37 (2), s. 175-184.
- Grip & Rohde 1988: Vattnets väg från regn til bäck. Forskningsrådets forlagstjenst, Karlshamn.
- Huitfeldt-Kaas, H. 1922. Om massedød av laks og sjøørret i Frafjordelven. Helleelven og Dirdalselven i Ryfylke høsten 1920. Norsk Jæger- og Fiskeforen. Tids. 51:37-44.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1995: Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp-forests. - J. Veg. Sci. 6: 291-298.
- Hårklau, S.E. 1998: Naturmiljø. KU – Nordøstkorridoren. – Statens vegvesen Oslo/Statens vegvesen Akershus/NVK Vandbygningkontoret, Oslo/Ski, 60 s. + vedl.
- Jensen, T.G. 1998: Modellering av vanninjeksjon i Lutvannsonen fra tunellnasje ved profil 7600. Norges Geotekniske Institutt. Teknisk notat 1998-06-05.
- Jensen, T.G., Sørli, J.E. & Kvedsvik, V. 1998: Forprosjekt: modellering av vanninjeksjon. Norges Geotekniske Institutt. Teknisk notat 1998-02-09.
- Karlsrud, K. 1987: Tetting av bergmasser - erfaringer fra trafikktunneler i Oslo. Norske Sivilingeniørers Forening. Tetting av bergmasser. Gol 1987.
- Karlsrud, K. 1990: Tetting av tunneler i tettbebygde strøk - forundersøkelser, funksjonskrav og alternative tettestrategier. Norske Sivilingeniørers Forening. Tetting av tunneler, bergrom og byggegrøper, Storefjell 1990.
- Karlsrud, K. 2000: Metodikk for bestemmelse av setningspotensial og lekkasjekrav i urbane områder. Fjellsprengningsteknikk, bergmekanikk, geoteknikk. Oslo 2000. Foredrag, pp. 24.1 - 24.19.
- Kitterød, N-O., Colleuille, H., Pedersen, T.S., Langsholt, E. & Dimakis, P. 1998: Vanntransport i oppsprukket fjell. Numeriske simuleringer av vannlekkasjer i Romeriksporten. Norges vassdrags- og energidirektorat, Dokument 11, s. 43.
- Klijn, F. & Witte, J-P. M. 1999: Eco-hydrology: Groundwater flow and site factors in plant ecology. Hydrogeology Journal 7. 65-77.
- Kværner, J. & Snilsberg, P. 1997: Kartlegging av fuktighetsforhold i myrene over Gardermobanen mellom Hellerud og Ellingsrud, Østmarka, oktober 1997. Påvirkning av tunnellekkasje. Rapport nr. 119/97. Jordforsk, Ås, 10 p.
- Lei, S. 1999: An analytical solution for steady flow into a tunnel, Ground Water, v. 37 (1), 23-26.
- Lindblom, U. 1999: Krav på injektering vid tunnelbyggande. Foredrag vid Bergmekanik i Stockholm, 1999, s. 59 - 65.

- Lund, E.T. & Straith, B.F., 1999: Endringer i fysiske og kjemiske vannparametre i Nordre og Søndre Puttjern som følge av lekkasjer til Romeriksporten. Institutt for Jord- og Vannfag, Norges Landbrukshøgskole.
- Moen, A. 1973: Landsplan for myrreservater i Norge. – Norsk geogr. Tidsskr. 27: 173-193.
- Moen, A. 2001: Kildevegetasjon. - I: Fremstad, E. & Moen, A. (red.), Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4, s. 125-128.
- Moen, A., Skogen, A., Vorren, K.-D. & Økland, R.H. 2001: Myrvegetasjon. – I: Fremstad, E. & Moen, A. (red.), Truete vegetasjonstyper i Norge. – NTNU Vitenskapsmuseet Rapp. bot. Ser. 2001-4, s. 105-124.
- Norsk Forening for Fjellsprengningsteknikk. "Fjellinjeksjon - Praktisk veiledning i valg av tettestrategi og injeksjonsopplegg". Håndbok nr. 1.
- Norges Geotekniske Institutt (1998): Tetting av tunneler i tettbygde strøk. Sammenstilling av erfaringsdata. NGI rapport 526521-1.
- Olofsson, B. 1993: Flow of groundwater from soil to crystalline rock. A review. I: S. og D. Banks. Hydrogeology of hard rocks. Memoires of the XXIVth Congress International Association of Hydrogeologists. 28th june – 2nd July 1993, Ås (Oslo), Norway. 915-931.
- Olofsson, B. 1998: Samband mellan grundvattensenkning i berg och jord. Hallansås. Alternativ tunneldesign. Grunnvattenpåverkan. KTH-rapport. 1998-10-02. 10 s.
- Pohll, G., Hassan, A.E., Chapman, J.B., Papelis, C. & Andricevic, R. 1999: Modeling ground water flow and radioactive transport in a fractured aquifer, Ground Water, v. 37 (5), s. 770-784.
- Pruess, K. 1998: On water seepage and fast preferential flow in heterogeneous, unsaturated rock fractures, Journal of Contaminated Hydrology, v. 30, 333-362.
- Rudolph-Lund, K. & Jensen, T.G. 1998: Foreløpig/forenklet modellering av vanninjeksjon i Puttjernsonen fra tunnelnisje ved profil 8360. Norges Geotekniske Institutt. Teknisk notat 1998-04-24.
- Selmer-Olsen, A.R. 1981: Surhetsvariasjoner som følge av nedtapping av et regulert vann. Jord og myr. Tidsskrift for Det norske jord- og myrselskap: 13-17.
- SFT, 1997: Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. 97:04.
- Skjeseth, S. 1982: Vasssdragsregulering, konsekvenser for grunnvann og miljø. Eksempler fra Tokkereguleringen, Haukeliområdet. Bergmekanikk og geoteknikk. Norsk jord- og fjellteknisk forbund, Tapir 1982
- Snilsberg, P. & Kværner, J. 1997: Kartlegging av fuktighetsforhold i myrene over Gardermobanen mellom Lutvann og Ellingsrud, Østmarka påvirkning fra tunnellekkasje. Jordforsk rapport 109/97.
- Statens vegvesen 1995: Konsekvensanalyser. Veiledning. Håndbok 140. Vegdirektoratet.
- Tokunaga, T.K. & Wan, J. 1997: Water film along fracture surfaces of porous rock, Water Resources Research, v. 33 (6), 1287-1295.
- Tuttle, K.J. 1999: Foreløpig hydrogeologisk rapport. Jernbaneverket Utbygging, Modernisering av Vestfoldbanen, Parsell 7.1 Barkåker-Tønsberg. Norconsult AS, s. 14 + vedlegg.
- Tuttle, K.J. 2000a: Fagrapport Hydrogeologi. Jernbaneverket Utbygging, Skøyen-Asker, Detaljplan, Parsell Jong-Asker. Norconsult AS, s. 47 + vedlegg.
- Tuttle, K.J. 2000b: Hydrogeologisk rapport. Jernbaneverket Utbygging, Modernisering av Vestfoldbanen,
- Ødelien, M., Selmer-Olsen, A.R. & Haddeland, I. 1976: Noen årsaker til pH-variasjoner i avrenningsvann fra udyrket sur jord. Meddelelser fra Det norske myrselskap, 1: 1-21.
- Økland, R.H., Økland, T. & Rydgren, K. 2000: Biologisk mangfold i bunnvegetasjonen i gransumpskog. NIJOS rapport 03/2000: 1-79.

Vedlegg

Oversikt over vedlegg

Nr Emne

- I Analytiske beregningsmetoder for lekkasje i tunneler
 - II Analytiske beregningsmetoder for estimering av grunnvannsenkning
 - III Numerisk modellering av grunnvannsenkning og lekkasjeberegning
 - IV Numerisk simulering; eksempel på sammenheng mellom tunnellekkasje og endring i grunnvannstand. Innlegg på Fjellsprengningskonferansen 2001
-

I Analytiske beregningsmetoder for lekkasje i tunneler

Analytiske ligninger kan benyttes for å estimere lekkasjer inn i en råsprengt tunnel og en forinjisert tunnel. Ligningene forutsetter en horisontal tunnel med sirkulært tverrsnitt samt at tunnelen er under grunnvannspeilet i en homogen, isotrop, semi-uendelig porøs grunnvannsføremst med statisk grunnvannstand. Resultatene fra beregninger vil overestimere lekkasjen i forhold til de verdiene som er benyttet i ligningen, siden ligningene ikke tar hensyn til senkningen av grunnvannstanden tilknyttet lekkasjen (se betydningen av h i ligningene under).

Det er flere relativt like ligninger for å estimere lekkasje inn i en råsprengt tunnel;

$$(1) \text{ Lei ligning} \quad q = \frac{2\pi K h}{\ln \left[\frac{h}{r} + \sqrt{\left(\frac{h}{r}\right)^2 - 1} \right]} \quad (\text{Lei, 1999})$$

$$(2) \text{ Goodman ligning} \quad q = \frac{2\pi K h}{2,3 \log [2h/r]} \quad (\text{Freeze \& Cherry, 1979})$$

$$(3) \text{ Karlsrud ligning} \quad q = \frac{2\pi K h}{\ln \left[2\frac{h}{r} - 1 \right]} \quad (\text{NFF})$$

der:

q = strømning inn i tunnel (m^2/s)

K = hydraulisk ledningsevne eller "permeabilitet" i berggrunnen (m/s)

h = avstand fra senter tunnel til grunnvannstand (m)

r = tunnelens radius (m)

Et eksempel på estimerte innlekkasjer ved brønner (datagrunnlaget) som ligger like ved en trasé er vist i tabell 1 (se rekke "Utettet tunnel"). Verdiene i tabell 1 kan anses som konservative da K -verdiene (hydraulisk ledningsevne) benyttet i ligningene er de høyeste verdiene for de aktuelle punktene og grunnvannssøylen over tunnelen er den lengste som hittil er målt.

Tabell 1 Estimert lekkasje inn i en tunnel basert på brønndata.

	Brønn nr. 1	Brønn nr. 2	Brønn nr. 3	Brønn nr. 4
Hydraulisk ledningsevne (m/s)	$2,2 \cdot 10^{-6}$	$7,7 \cdot 10^{-8} - 6,5 \cdot 10^{-7}$	$5,3 \cdot 10^{-8} - 1,6 \cdot 10^{-6}$	$2,5 - 5,2 \cdot 10^{-7}$
Vannsøyle over senter-tunnel (m)	5,5	35	34,5	7,5
Lekkasjerater	Q (l/min./100m)	Q (l/min./100m)	Q (l/min./100m)	Q (l/min./100m)
Utettet tunnel	500	35 - 300	25 - 775	65 - 130
Tettet tunnel ($K = 1 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$)	18	103	112	24
Tettet tunnel ($K = 0,5 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$)	9	2	55	12
Tettet tunnel ($K = 0,1 \cdot 10^{-7} \text{ m/s}$)	2	10	11	3

El Tani (1999) utledet liknende formler for en tunnel uten tetteskjerm. Ved hjelp av en Fourier-rekkeutvikling, fant han at med det første leddet av Fourier-rekka, ble:

$$(4) \quad Q = \frac{2\pi h K}{\ln \frac{2h}{r}} \quad \text{El Tani (1999)}$$

Om man tok med et ledd til, blir uttrykket:

$$(5) \quad Q = \frac{2\pi h K \left(1 - 3\left(\frac{r}{2h}\right)^2\right)}{\left(\left[1 - \left(\frac{r}{2h}\right)^2\right]^{\frac{1}{2}}\right) \ln \frac{2h}{r} - \left(\frac{r}{2h}\right)^2} \quad \text{El Tani (1999)}$$

El Tani (1999) viser at der forholdet mellom tunnelradius og avstanden fra senter tunnel til grunnvannstanden (r/h) er mer enn 0,2 bør man benytte ligningen med to fourier-rekker, ellers vil lekkasjeratene bli underestimerte.

Det er videre vist i tabell 1 et eksempel på estimerte lekkasjerater i tunnelen etter at tunnelen er tettet til en hydraulisk ledningsevne på 1,0, 0,5 og $0,1 \cdot 10^{-7}$ m/s. Resultatene er konservative på grunn av en høy utgangsverdi for grunnvannstanden og det faktum at ligningene ikke tar hensyn til senkningen av grunnvannstanden under en lekkasje. Denne ligningen tar hensyn til tetteskjermens tykkelse og hydraulisk ledningsevne og den forutsetter at tetteskjermen har en nevneverdig lavere hydraulisk ledningsevne en berggrunnen omkring;

$$(6) \text{ Karlsrud ligning med } K_t \quad q = \pi K_t h \frac{2}{\ln \left[\frac{(r+t)^2}{r^2} \right]} \quad \text{(NFF)}$$

der:

t = tykkelsen av den injiserte sonen (m)

K_t = hydraulisk ledningsevne av den injiserte sonen (m/s)

En lavere grunnvannstand vil minske det hydrostatiske trykket slik at innlekkasjen blir mindre enn ved høyere grunnvannsnivå. Brønn nr. 1 og 4 har de høyeste K -verdier, men til gjengjeld er ikke grunnvannstanden ved disse punktene mye høyere enn tunnelnivå. Lekkasje inn til tunnelen vil imidlertid kunne øke dersom grunnvannspeilet stiger utover målt nivå.

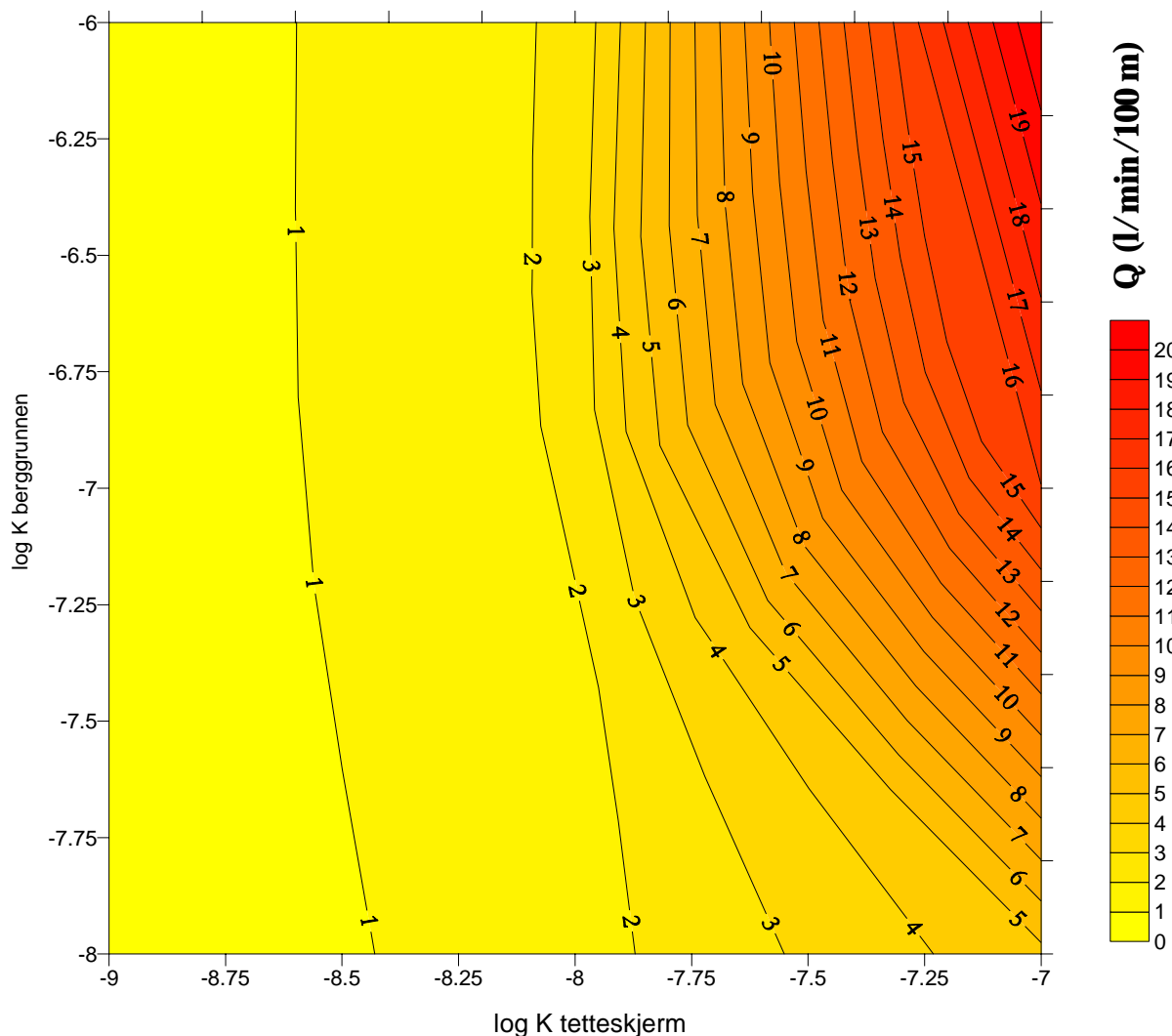
Det bemerkes at noen av lekkasjeratene med tetteskjerm gitt i tabell 1 er høyere enn laveste estimert lekkasjerate uten tetteskjerm. Dette kan forklares med at de laveste estimerte hydraulisk ledningsevneverdier ved noen av brønnene er lavere enn de mest permeable tetteskjermene. Det er også tydelig at en merkbar reduksjon i lekkasje skjer etter at tetteskjermen har en hydraulisk ledningsevne minst en tier-potens lavere enn den omkringliggende berggrunnen. Det bør nevnes at de større lekkasjeratene som er vist i tabell 1 er ikke fysisk mulig, rett og slett på grunn av det ikke er så mye vann i berggrunnen, i hvert fall ikke over en lengre periode.

Brantberger et al. (1999) presenterte en analytisk ligning der både hydraulisk ledningsevne for berggrunnen og tetteskjermen var inkludert. Den tar hensyn til forskjellen mellom de to medium, som er et sentralt spørsmål, dvs. hvor mye må man tette for å nå en akseptert lekkasjerate. I figur 1 er Q beregnet for varierende K_{fjell} og $K_{tetteskjerm}$ ved bruk av likningen:

$$(7) \quad Q = \frac{2\pi K_t h}{\ln\left(\frac{r+t}{r}\right) + \frac{K_t}{K} \ln\left(\frac{2h}{r+t}\right) + \xi} \quad \text{Formelen er tatt fra Brantberger et al. (1999).}$$

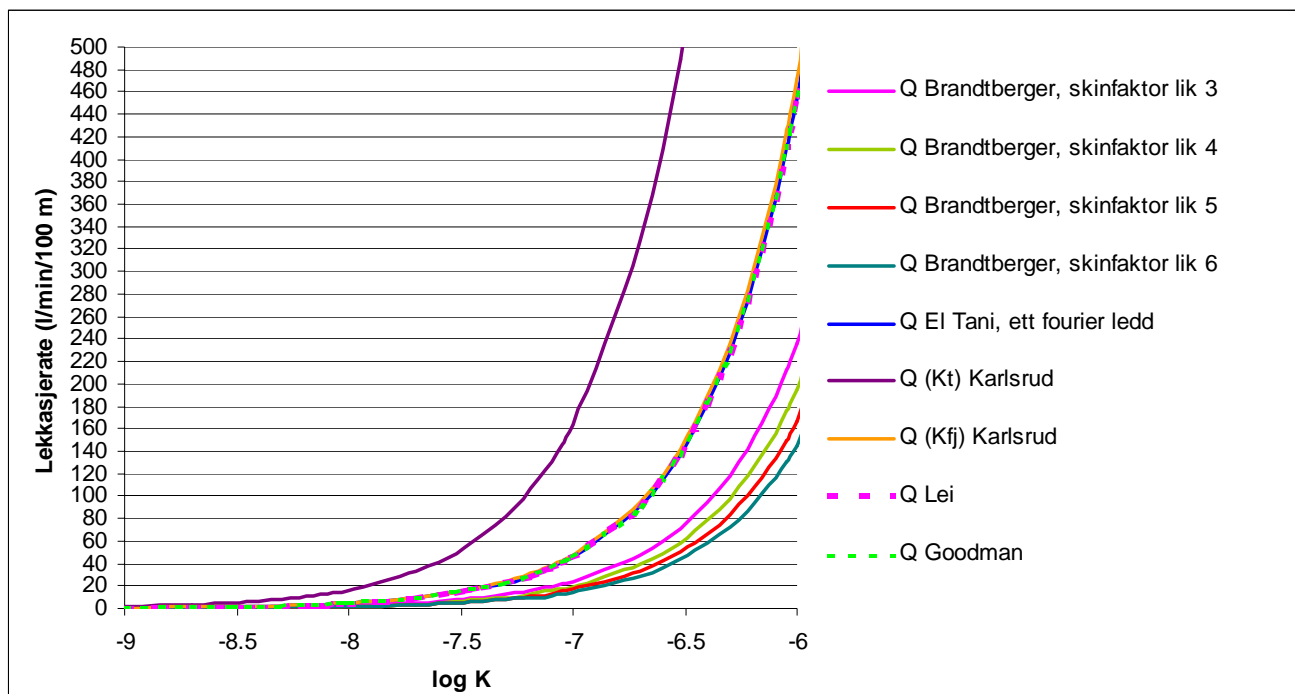
Q er lekkasjerate (l/min/100 m), K_t og K er henholdsvis tetteskjermens og fjellets hydrauliske konduktivitet, t er tetteskjermens tykkelse og ξ er en enhetsløs faktor mellom 3 og 7 som tar hensyn til trykkfallet utenfor tunnelen.

Ved h konstant og lik 27 m, $t = r = 5$ m og ξ lik 4, ble resultatet som vist i figur 1.



Figur 1 Lekkasjerater som en funksjon av K_t og K .

Den eneste forskjellen mellom denne likningen og den forrige (likning 6), er de to siste leddene under brøkstreken. Dermed er det lett å se at likning (6) vil gi større lekkasjerater enn Brantdbergerformelen. Ved å bruke de samme verdier som for figur 1, blir lekkasjeratene vha. likning (6) som vist i figur 2. Sammenlikning av formler er gitt i figur 2:



Figur 2 Sammenlikning av ulike formler for beregning av lekkasjerater til tunneler. K gjelder tetteskjermen for de ligningene der denne kan angis. Ellers er det noen av ligningene som bruker K for fjellet der andre bruker den for tetteskjermen. Dette viser hvordan valg av grensebetingelser bestemmer svaret en får. Tunnelradius er 5 m, $h = 30$ m og tetteskjermen er 5 m tykk.

Figur 2 viser at likning (6) (Kt - Karlsrud) gir et høyt estimat på lekkasje, og dermed egner seg best når det er store forskjeller (flere tierpotens) mellom berggrunnens og tetteskjermens hydrauliske ledningsevne. Ligningene 1, 2, 3 og 4 (henholdsvis Lei, Goodman, Karlsrud K_{fjell} og El Tani et fourier-rekke) viser tilnærmet like kurver for lekkasjer i en tunnel uten tetteskjerm. Figur 2 viser hvordan skinfaktoren påvirker estimatene i likning 7 (Brantdberger et al. 1999). Denne spredningen i estimatene kan anses som en del av usikkerheten i beregningene. Det er viktig å vise usikkerheten der det er mulig.

II Analytisk beregningsmetode for estimering av grunnvannssenkning

Hvis det er snakk om en åpen akvifer, vil endringen i lagret vannmengde henge sammen med akviferens magasinkoeffisient, S_y . Den tilsvarer det drenerbare pore- og sprekkevolumet per enhet volum. I dette tilfellet er det snakk om en fjellakvifer med S_y på ca. 1-2 %. Norske bergarter har, med unntak av noen få typer, tilnærmet ingen matriksporøsitet. Dermed kan man generelt konsentrere seg om sprekkevolumet.

Om vi antar at senkningstrakten kan tilnærmes ved at en trekant med 90 grader oppover fra tunnelen til grunnvannspeilet, kan det gjøres et grovt overslag over senkning av grunnvannsstand. Da senkningen i seg selv egentlig vil innvirke på lekkasjen, er dette et "worst case scenario".

For å senke grunnvannsstanden i gjennomsnitt 1 m over et areal på 27 m fra tunnelen x 100 m tunnel-lengde, med en tunnel som har en dybde på 27 m, vil det måtte lekke inn ca. 54 m³ grunnvann (1 volumprosent). Hvis vi antar en lekkasjerate på ca. 10 l/min/100 m, vil dette skje i løpet av de første tre-fire dagene.

Det finnes analytiske ligninger som kan beregne en teoretisk senkningstrakt, men vi har ikke funnet én ligning som kan både beregne lekkasje, naturlig infiltrasjon og den resulterende grunnvannsenkningen. Dette bør gjennomføres i en numerisk modell, som vil kunne vise effektene både i rom og tid.

De følgende avsnittene viser analytiske ligninger som kan benyttes for å estimere størrelsesorden på en senkningstrakt.

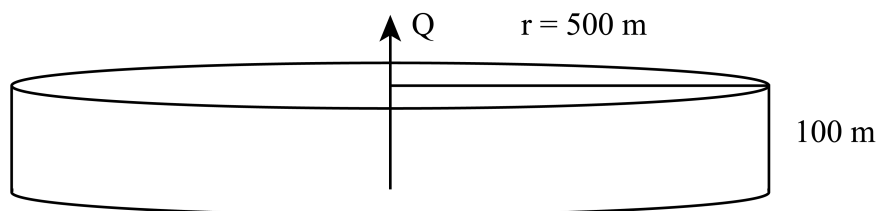
Lukket akvifer

Strømning av vann til en tunnel kan i mange tilfeller sammenliknes med strømning inn mot en brønn. Begge kan tilnærmes ved radiær strømning i to dimensjoner. I stedet for brønnens volumfluks, bruker vi lekkasjeraten i tunnelen. Er strømningen stasjonær, brukes Laplacialigningen og Darcys lov for å karakterisere trykkehøydefordelingen og dermed senkningen. Hvis strømningen er transient (endres med tid), må diffusjonslikningen for ikke-stasjonær strømning brukes, og denne løses forholdsvis enkelt ved hjelp av numeriske metoder.

Om en antar at strømningen er stasjonær innover mot en brønn fra alle retninger og brønnen ligger midt på en sirkulær øy omgitt av konstant trykkehøyde i avstand r_0 fra brønnen, kan senkningen s som funksjon av radien r uttrykkes:

$$s = -\frac{Q}{2Km\pi} \ln\left(\frac{r}{r_0}\right) \quad 1$$

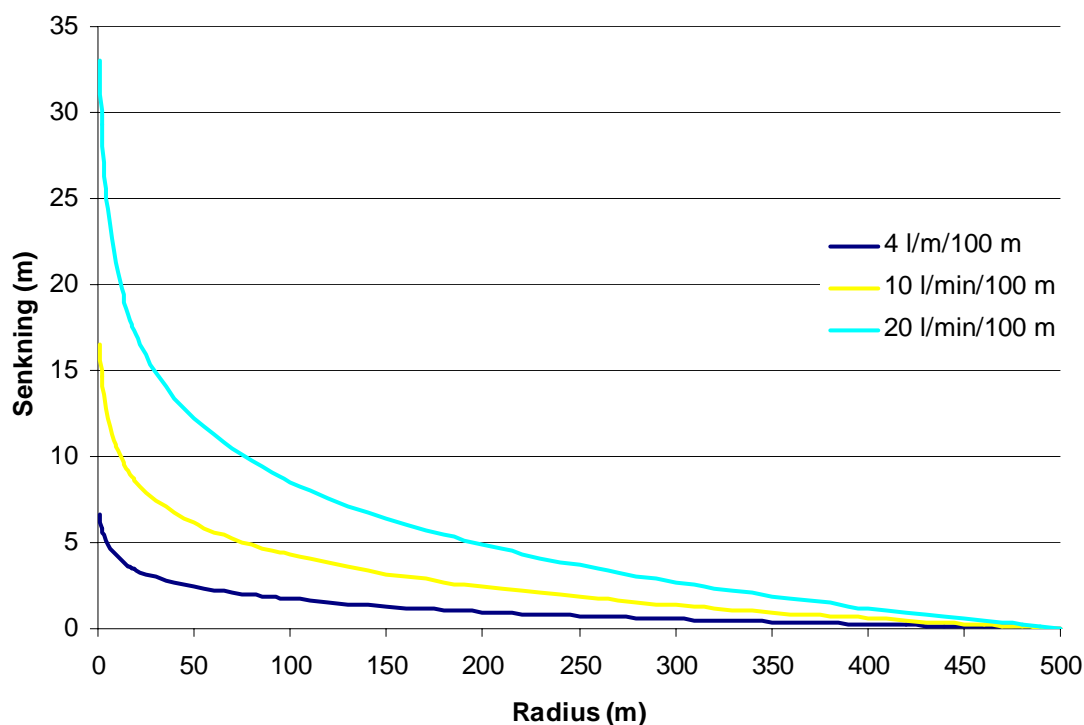
Denne fremkommer ved suksessiv integrasjon av Laplacialigningen. Den første grensebetingelsene som er brukt, er at h er konstant, det vil si at $s = 0$, langs øyas ytterkant. Den andre grensebetingelsen er at volumfluksen (Q) fra brønnen følger Darcys lov. Parameteren (m) er her tykkelsen av "kaka". Prinsippskisse for en slik situasjon er vist i figur 3.



Figur 3 Langs omkretsen av "kake" er trykkehøyden konstant. Strømningen er vinkelrett på denne grensen. Brønnen i midten pumper ut en viss mengde vann. Hele figuren kan vendes på siden for å tilnærme en tunnel, Q blir da lekkasjerate.

Eksempelen tilsvarende en tunnel som går gjennom midten av en 100 m tykk "kake" av en så stor lukket akvifer at 500 m fra tunnelen tilføres det nok vann til at trykkehøyden er konstant. I virkeligheten vil vann som infiltreres innenfor senkningstrakten, strømme mot tunnelen. Når vi snur denne figuren på siden, blir infiltrasjonsarealet omkretsens areal $200\pi r$. Det er nok ikke slik at en ekvipotensiallinje i naturen vil bli en perfekt sirkel i jevn avstand som her, men kanskje er dette en god tilnærming.

Figur 4 viser senkningen som funksjon av r når $K = 1E-7$ m/s, mektigheten er 100 m og $r_0 = 500$ meter. Q tilsvarende 4, 10 og 20 l/min/100 m.



Figur 4 Senkning rundt en brønn i en endelig, lukket akvifer som en funksjon av radius fra brønnen ved bestemte verdier for K , og m . Volumfluksen Q er 4, 10 og 20 l/min/100 m.

Lekkende akvifer

Hvis det tettende laget som overligger en lukket akvifer ikke er helt tett, kalles akviferen lekkende. For slike akviferer, er lekkasjefaktoren λ definert som følger:

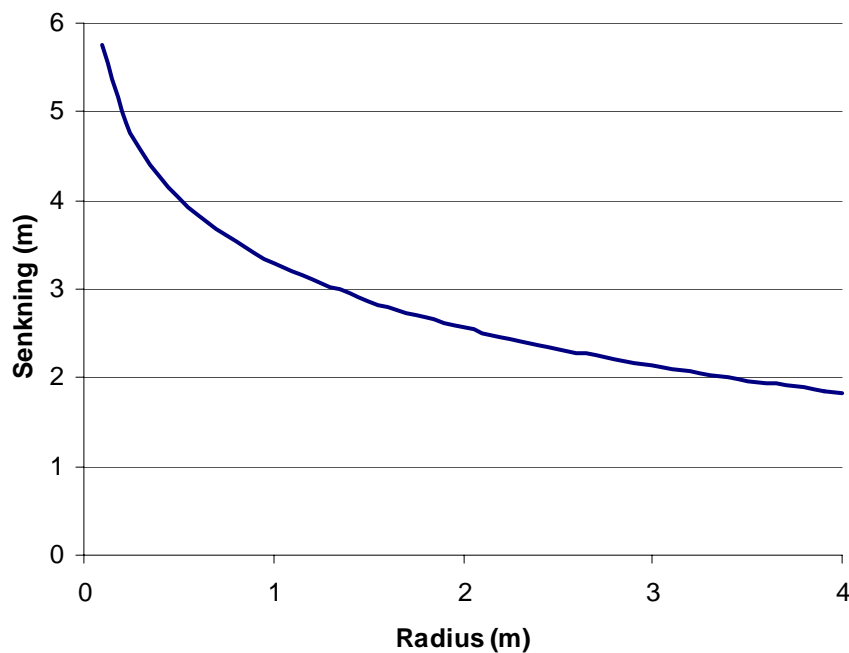
$$\lambda = \sqrt{\frac{dT}{K'}} \quad 2$$

der d er tykkelsen på det tettende laget, T er akviferens transmissivitet og K' er det tettende lagets hydrauliske ledningsevne.

For stasjonær radial strømning inn mot en brønn i en lekkende akvifer av "uendelig" utstrekning, kan senkningen i nærhet av brønnen tilnærmes ved:

$$s = \frac{Q}{2\pi Km} \ln\left(\frac{r}{1,123\lambda}\right) \quad 3$$

altså kun brukbar når $r \ll \lambda$. Lenger vekk fra brønnen må en bruke mer kompliserte løsninger som innebærer modifiserte Bessel-funksjoner. For en 100 meter mektig akvifer med samme K som over, Q lik 4 l/min/100 m, og med et 20 cm tykt tettende lag med hydraulisk ledningsevne lik $5E-9$ m/s, blir senkningen rett ved brønnen (figur 5):



Figur 5 Senkningen i nærheten av en brønn i en lekkende akvifer.

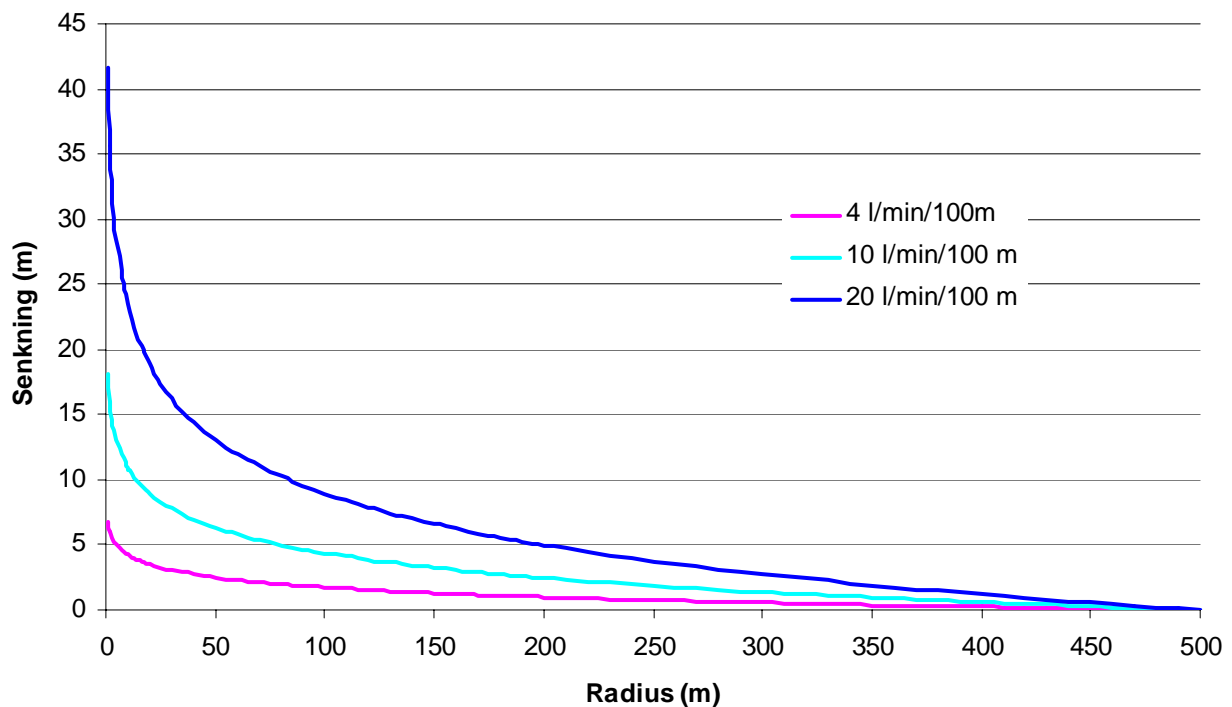
Åpen akvifer

I en åpen akvifer varierer grunnvannets strømningsareal med trykkhøyden. Ved å ta hensyn til dette og ellers bruke de samme betingelser som over, får vi for en sirkulær akvifer med stasjonær strømming at:

$$h^2 = H^2 + \frac{Q}{\pi K} \ln\left(\frac{r}{R}\right) \quad 4$$

Dette eksempelet er ikke like lett overførbart til tunnelsituasjonen vår, da vi må se på et segment av akviferen. Der vil jo ikke porene tømmes for vann inn mot tunnelen, dermed blir den lukkede modellen mer presis. Interessant er det uansett at resultatet blir temmelig likt det for den lukkede akviferen.

Ved å sette inn at senkningen $s = H - h$, $Q = 4, 10$ og 20 l/min/100 m, $H = 100$ m, $r_0 = 500$ m og $K = 1E-7$ m/s, får vi at (figur 6):



Figur 6 Senkning i en åpen akvifer ved radial strømming inn mot en brønn.

III Numerisk modellering for estimering av grunnvannssenkning og lekkasjeberegning - tilnærming til en helhetlig vurdering

Vurdering av tunnelens innvirkning på grunnvann er komplisert dels på grunn av de mange variable parametere som er involvert i det totale bildet, og dels på grunn av vanskeligheten med å kvantifisere parametrene på en praktisk måte. Det er få kvantifiserte erfaringer fra tidligere anlegg der flere av de innbyrdes parametre er inkludert slik at en bedre forståelse av hver parameters innvirkning kan vurderes.

Hovedfaktorer som er viktig for vurdering av lekkasje i tunneler er som følger:

- Strukturgeologiske forhold
- Grunnvannsnivået over tunnelen og dets variasjon med tid
- Naturlig infiltrasjon av vann til akviferen (grunnvannsforekomst)
- Hydrogeologiske grenser
- Heterogeniteten av akviferen og forståelse av foretrukne strømningsveier (høypermeable soner)
- Permeabilitetsforhold mellom akviferen og tetteskjermen
- Forholdet mellom lekkasjeraten og tetteskjermens permeabilitet og akviferens permeabilitet.

Alle hovedfaktorene nevnt over er med på å definere graden av grunnvannssenkning ved en lekkasje i en tunnel, og de kan bli vurdert i numeriske modeller.

Det er vist nedenfor numeriske beregninger i en 2-D modell for å vurdere innvirkningen av lekkasjer i en forinjisert tunnel. Selv om de numeriske beregningene er forenklet, gir de et bilde av grunnvannsenkning og influensområde ved forskjellige lekkasjerater inn i en teoretisk tunnel. For denne vurderingen ble det brukt lekkasjerater på 4, 10 og 24 l/min/100m tunnel. Resultatene ga størrelsesorden på hvor tett tetteskjermen må være for å oppnå de valgte lekkasjeratene og resulterende grunnvannsenkning over tunnelen med influensområdet opp- og nedstrøms tunnelen.

Resultatene fra grunnvannssimuleringer i et homogent, isotropt profil med innlagt tunnel med forskjellige tetteskjermer er vist i tabell 2. Tettingen rundt tunnelen er funnet for en bestemt innlekkasje (4, 10 og 24 l/min/100 m). Modellen er 3000 m lang, parallell med grunnvannstrømningen og er tett i bunnen. En initialgrunnvannstand er etablert ved at det er lagt inn en konstant grunnvannstand på 249 m.o.h. på høyre siden og 100 m.o.h. på venstre siden og gir en grunnvannsgradient på ca. 0,05. Modellen kan sies å etterligne en sprekk i tett berg, der det er neglisjerbart infiltrasjon ovenfra pga. for eksempel et tett leirlag på overflaten. Modellen simulerer en sprekk som blir matet med grunnvann fra et høyereliggende strøk som kan bli matet fra overflaten. Resultatene for influensområdet i tabell 2 tilsvarer avstand fra tunnel til en senkning av grunnvannstand med 1 meter fra initialgrunnvannstanden.

Resultatene er oppnådd etter 3 år med lekkasje (transient simulering). De største endringene skjer innenfor *det første året* etter tunnelen er bygget. Deretter er senkningsraten mye lavere. Dette kan begrunnes med at grunnvannstanden over tunnelen har blitt redusert i løpet av året og derved minker innlekkasjen og man begynner å nå en "steady state".

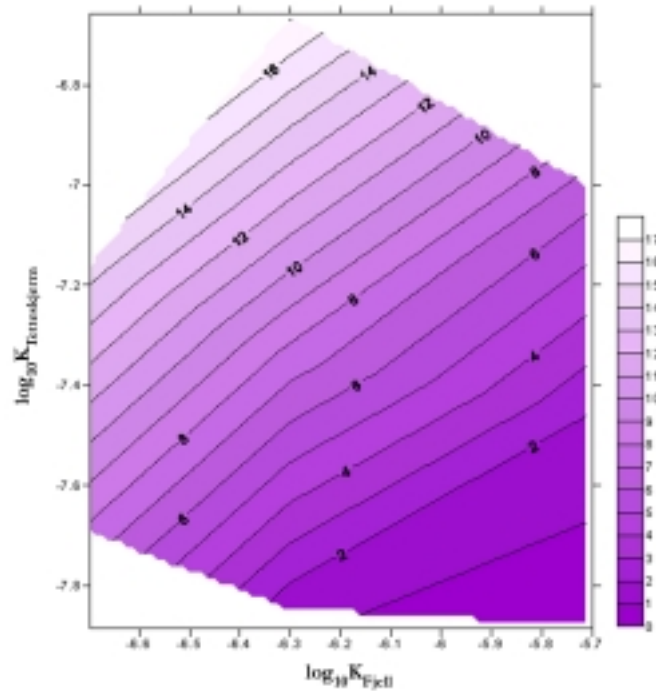
Tabell 2 viser resultatene fra simuleringene der berggrunnen har en permeabilitet på $2 \cdot 10^{-7}$ m/s, $5 \cdot 10^{-7}$ m/s og $20 \cdot 10^{-7}$ m/s.

Tabell 2 For berggrunn med permeabilitet lik 2, 5 og $20 \cdot 10^{-7}$ m/s og grunnvannsgradient = 0,05. Ingen infiltrasjon. Tid = 3 år.

Tunneldybde	Lekkasje $\cong 4$ l/min/100 m	Lekkasje $\cong 10$ l/min/100 m	Lekkasje $\cong 24$ l/min/100 m
Berggrunn med gjennomsnittspereabilitet ca. $2 \cdot 10^{-7}$ m/s			
$\cong 17$ m	Sim. lekk. = 4,4 O.I. = 575 m N.I. = 460 m Senkning = 7,7 m Skjerm-perm. = $0,2 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,1 O.I. = 610 m N.I. = 570 m Senkning = 14,6 m Skjerm-perm. = $0,7 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 18,6 O.I. = 645 m N.I. = 621 m Senkning = 25 m (i tunnel) Skjerm-perm. = $0,7 \cdot 10^{-7}$
$\cong 27$ m	Sim. lekk. = 4,1 O.I. = 574 m N.I. = 452 m Senkning = 7,8 m Skjerm-perm. = $0,12 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,6 O.I. = 615 m N.I. = 560 m Senkning = 11,7 m Skjerm-perm. = $0,4 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 21,9 O.I. = 669 m N.I. = 667 m Senkning = 34 m (i tunnel) Skjerm-perm. = $0,7 \cdot 10^{-7}$
$\cong 57$ m	Sim. lekk. = 4,2 O.I. = 573 m N.I. = 460 m Senkning = 7,8 m Skjerm-perm. = $0,06 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,6 O.I. = 621 m N.I. = 580 m Senkning = 14,7 m Skjerm-perm. = $0,17 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 24,2 O.I. = 659 m N.I. = 648 m Senkning = 23,6 m Skjerm-perm. = $0,5 \cdot 10^{-7}$
Berggrunn med gjennomsnittspereabilitet ca. $5 \cdot 10^{-7}$ m/s			
$\cong 17$ m	Sim. lekk. = 4,2 O.I. = 3 m N.I. = 2 m Senkning = 1,3 m Skjerm-perm. = $0,14 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,2 O.I. = 652 m N.I. = 336 m Senkning = 7,6 m Skjerm-perm. = $0,45 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 24,2 O.I. = 778 m N.I. = 540 m Senkning = 17,2 m (i tunnel) Skjerm-perm. = $2,2 \cdot 10^{-7}$
$\cong 27$ m	Sim. lekk. = 4,2 O.I. = 0 m N.I. = 0 m Senkning = 1 m Skjerm-perm. = $0,1 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 9,9 O.I. = 642 m N.I. = 330 m Senkning = 7,1 m Skjerm-perm. = $0,28 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 24,0 O.I. = 767 m N.I. = 530 m Senkning = 15,7 m Skjerm-perm. = $0,97 \cdot 10^{-7}$
$\cong 57$ m	Sim. lekk. = 4,3 O.I. = 0 m N.I. = 0 m Senkning = 1 m Skjerm-perm. = $0,055 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,0 O.I. = 641 m N.I. = 334 m Senkning = 6,9 m Skjerm-perm. = $0,14 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 24,4 O.I. = 775 m N.I. = 539 m Senkning = 15,5 m Skjerm-perm. = $0,4 \cdot 10^{-7}$
Berggrunn med gjennomsnittspereabilitet ca. $20 \cdot 10^{-7}$ m/s (gang, sprekkesone)			
$\cong 17$ m	Sim. lekk. = 4,1 O.I. = 0 m N.I. = 0 m Senkning = 0 m Skjerm-perm. = $0,13 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,2 O.I. = 302 m N.I. = 184 m Senkning = 2 m Skjerm-perm. = $0,35 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 23,9 O.I. = 826 m N.I. = 713 m Senkning = 6,5 m Skjerm-perm. = $1,0 \cdot 10^{-7}$
$\cong 27$ m	Sim. lekk. = 4,4 O.I. = 0 m N.I. = 0 m Senkning = 0 m Skjerm-perm. = $0,1 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,3 O.I. = 315 m N.I. = 185 m Senkning = 2 m Skjerm-perm. = $0,25 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 24,3 O.I. = 829 m N.I. = 705 m Senkning = 6,5 m Skjerm-perm. = $0,68 \cdot 10^{-7}$
$\cong 57$ m	Sim. lekk. = 4,0 O.I. = 0 m N.I. = 0 m Senkning = 0 m Skjerm-perm. = $0,05 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 10,1 O.I. = 281 m N.I. = 171 m Senkning = 2 m Skjerm-perm. = $0,13 \cdot 10^{-7}$	Sim. lekk. = 23,8 O.I. = 814 m N.I. = 703 m Senkning = 6,2 m Skjerm-perm. = $0,33 \cdot 10^{-7}$

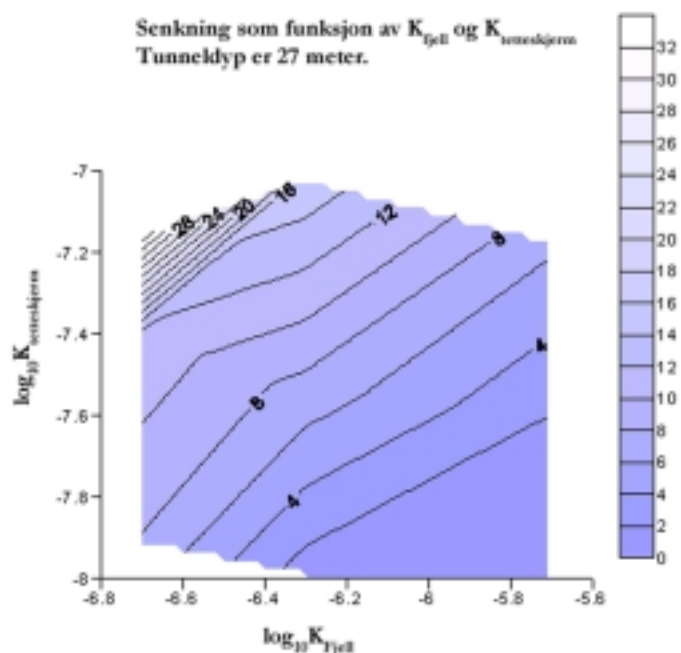
Merknader til Tabell 2: Sim. lekk. (Simulert lekkasje inn i tunnelen), O.I. (Oppstrøms influensområdet), N.I. (Nedstrøms influensområdet), Senkning (Senkning over tunnelen fra før tunnel - 3 år etter), Skjerm-perm. (permeabilitet av tunnel skjermen, m/s). Influensområde er definert som grunnvannsenkning > 1 m.

Senkningen av grunnvannspeilet på grunn av tunnellekkasjer er for en stor del avhengig av bergartens lagringsevne ("porevolum") og hydrauliske konduktivitet. Forholdet mellom bergartens og tetteskjermens hydrauliske konduktivitet spiller også inn. Nydanning og løsmassedekke har også en betydning for hvordan den naturlige grunnvannstanden varierer og hvordan lekkasjene vil påvirke influensområdet. I det følgende er det sett på effekten K_{fjell} og $K_{\text{tetteskjerm}}$ har på grunnvannssenknningen etter tre år i tunneler på ulike dyp, basert på de data som er sammenstilt i tabell 2. I figur 7 er senkningen vist for en tunnel som er 17 meter dyp.

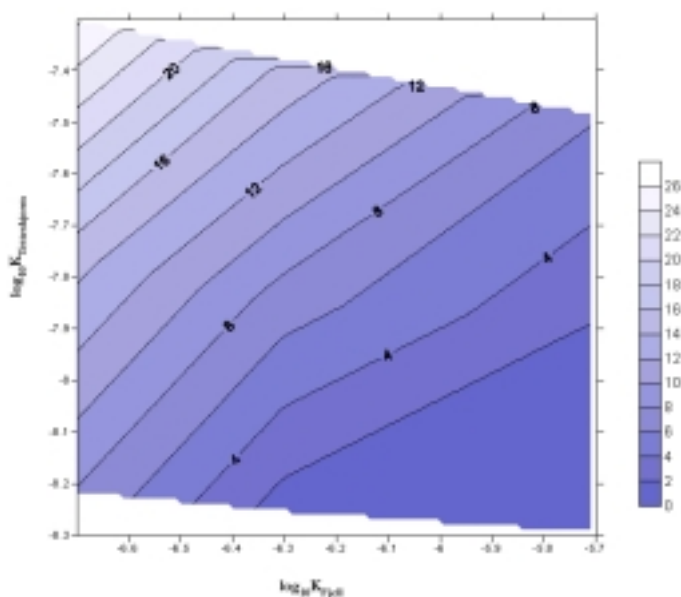


Figur 7 Grunnvannsenkning av grunnvannsspeilet over en 17 meter dyp tunnel etter tre år. Kotene viser simulert senkning over tunnelen.

Figur 8 viser senkningen av grunnvannstanden etter tre år for en tunnel på 27 meters dyp som simulert ved hjelp av Visual Modflow for ulike lekkasjerater.



Figur 8 Senkning som funksjon av K_{fjell} og $K_{tetteskjerm}$ etter tre år.



Figur 9 Senkningen over en 57 meter dyp tunnel etter tre år som funksjon av K_{fjell} og $K_{tetteskjerm}$.

I figur 9 er senkningen fremstilt på samme måte for en 57 meter dyp tunnel. Generelt ser vi at senkningen øker med økende $K_{tetteskjerm}$ og avtagende K_{fjell} . Dersom man sammenligner resultatene fra simuleringene og estimatene fra den analytiske ligningen nr. 7 vist i figur 1 (Vedlegg I), ser man at det er en god overensstemmelse, særlig for lave lekkasjerater (4 - 10 l/min/100m).

Hovedkonklusjoner fra simuleringene:

- Den isotrope, homogene modellen er for enkel til å simulere berg med svakhetssoner, men gir interessante sammenhenger i forhold til gjennomsnittspermeabiliteter.
- Influensområdet oppstrøms tunnelen er større enn i nedstrøms retning.
- For å oppnå de valgte lekkasjeratene er det behov for meget lave permeabilitetsverdier i tetteskjermen rundt tunnelen.
- Ved en berggrunnspermeabilitet på mellom $2 - 5 \cdot 10^{-7}$ m/s er det et stort sprang i influensområde ved lave innlekkasjer (4 l/min/100m). Influensområdet i den lavere permeable berggrunnen er flere hundre meter på begge sider av tunnelen i motsetning til tilnærmet intet influensområde i den høyere permeable berggrunnen.
- Influensområdet for fjell med permeabilitet tilsvarende $2 \cdot 10^{-7}$ m/s var stort ved alle lekkasjer, og endret seg lite fra 4 til 24 l/min/100m. Dette kan forklares ved at det er lite grunnvann i fjellet (liten lagringsevne) da berggrunnen er modellert med et sprekkevolum (effektiv porøsitet) på ca. 1 %. Når det er lite vann i fjellet og tilstrømningen fra ytterkantene går forholdsvis sakte, vil influensområdet bre seg lenger ut til sidene.
- Stort sprang i influensområdet for lekkasjer fra 4 til 10 l/min/100m for fjell med permeabilitet $5 \cdot 10^{-7}$ m/s og $20 \cdot 10^{-7}$ m/s. Det samme gjelder fra 10 til 24 l/min/100m for fjell med permeabilitet $20 \cdot 10^{-7}$ m/s. Høypermeabelt fjell tåler små lekkasjerater bedre enn lavpermeabelt fjell med hensyn til influensområde. Ved store lekkasjer i høypermeabelt fjell får man det største influensområdet, siden grunnvannet strømmer forholdsvis raskt til og det er fremdeles en begrenset vannlagringsevne i berggrunnen (ca. 1 %).
- De tre forrige punktene viser at influensområdet er svært følsomt for forskjell i permeabilitet mellom tetteskjermen og berggrunnen omkring.
- Det var forholdsvis liten forskjell i utbredelsen av influensområdet når det sammenlignes mellom den tetteste og den mest permeable berggrunnen ved høyeste innlekkasjerate.

Det er viktig å huske at i en større sammenheng er problemet en kvasi-3D prosess, der høypermeable sprekker mater mindre permeable sprekker. Dette vil kunne redusere konsekvensene av en lekkasje i forholdsvis lavpermeable sprekker dersom de blir matet i nærheten av lekkasjen. Infiltrasjon fra overflaten vil også bidra til å redusere grunnvannsenkningen over tunnelen. Denne effekten er ikke tatt hensyn til i analysene, slik at de vil gi et konservativt estimat på grunnvannsenkningen.

Numeriske modeller av grunnvann ved tunneler har blitt benyttet for å vurdere konsekvenser ved ulike tettestrategier, effekter ved vanngardiner og bestemmelser av tettekraft ved forskjellige strekninger av en trasé. Selv om simuleringene kanskje ikke vil gi eksakte tall for ulike forhold ved tunnelen da modellen er en forenkling av naturen, vil analysearbeidet gi fagfolk en helhetlig forståelse av området når det gjelder:

- Den tenkte hydrogeologiske modellen av området (conceptual model)
- Sammenstillingen av mange parametere som er integrert i en modell; infiltrasjon, utstrømning, permeabilitet, heterogenitet, grensebetingelser, osv.
- Konsekvenser ved inngrepet, for eksempel; grunnvannstandsendringer/poretrykksreduksjon, endringer i kildevannføring og endrete grunnvannsbevegelser.

Tettekraft til tunneler bør ha som mål å sikre miljøet mot nevneverdige negative konsekvenser. I så måte er det nødvendig med en tverrfaglig vurdering som omfatter geologi, hydrologi, "naturmiljø" og hydrogeologiske forhold langs traséen.

Ved å benytte analytiske ligninger for å få et estimat på størrelsesorden av lekkasjer i en tunnel, kan man gjøre en grov vurdering av vannets massebalanse i hele systemet. Numeriske grunnvannsmodeller bør benyttes der det er praktisk mulig for å sette flest mulig parametere i sammenheng. Med slike beregninger er det mulig å kunne forutsi konsekvensene.

IV Numerisk simulering: eksempel på sammenheng mellom lekkasje og endring i grunnvannstand.

Innlegg på Fjellsprengningskonferansen 2001

FJELLSPRENGNINGSTEKNIKK
BERGMEKANIKK/GEOTEKNIKK 2001

SAMMENHENGER MELLOM TUNNELLEKKASJER OG ENDRINGER I GRUNNVANNSSTAND

Relationships between tunnel leakage and changes in groundwater level/pore water pressure

Dr. scient. Kevin J. Tuttle, Norconsult AS
Stipendiat Rebecca T. Worsley, Norconsult AS (Nå ved: Inst. for geologi, Univ. i Oslo)
Teknisk direktør Kjell Karlsrud, Norges geotekniske Institutt

sammendrag

Denne artikkelen har som hensikt å illustrere, på en forenklet måte, i hvilken grad små lekkasjerater reduserer poretrykk og kildevannføring i områder som ofte anses for å ligge utenfor tunnelens influensområde. Grunnvannsføremkomsten bør ses på som et system som har oppnådd en naturlig likevekt. Denne likevekten endres selv ved små tunnellekkasjer. Når tunnelen anlegges i en fjellås som ligger på et høyere nivå enn et omkringliggende leirbasseng, kan grunnvannet i fjellåsen betraktes som et trykk-kammer for poretrykket til leirbassenget. Selv om grunnvannstanden like oppstrøms leirbassenget (i fjellåsen) ikke synes å endres nevneverdig, kan poretrykket under leirbassenget reduseres ved små tunnellekkasjer.

SUMMARY

This paper's main objective is to illustrate, in a simplified manner, to which degree small tunnel leakages will reduce pore pressures and spring discharge in areas that often are assumed not to be affected by the tunnel depression cone. The groundwater aquifer should be seen as a natural system which has acquired equilibrium. This balance in the system will be changed by even small leakages to a tunnel. When a tunnel is constructed in an exposed bedrock hill that is elevated in comparison to the elevation of an adjacent clay basin, the bedrock aquifer can be considered as a pressure source for the pore pressures in the clay basin. Even if the groundwater level just upstream of the clay basin (within the bedrock aquifer) does not change noticeable, the pore pressures under the clay basin can be reduced by small tunnel leakages.

Innledning

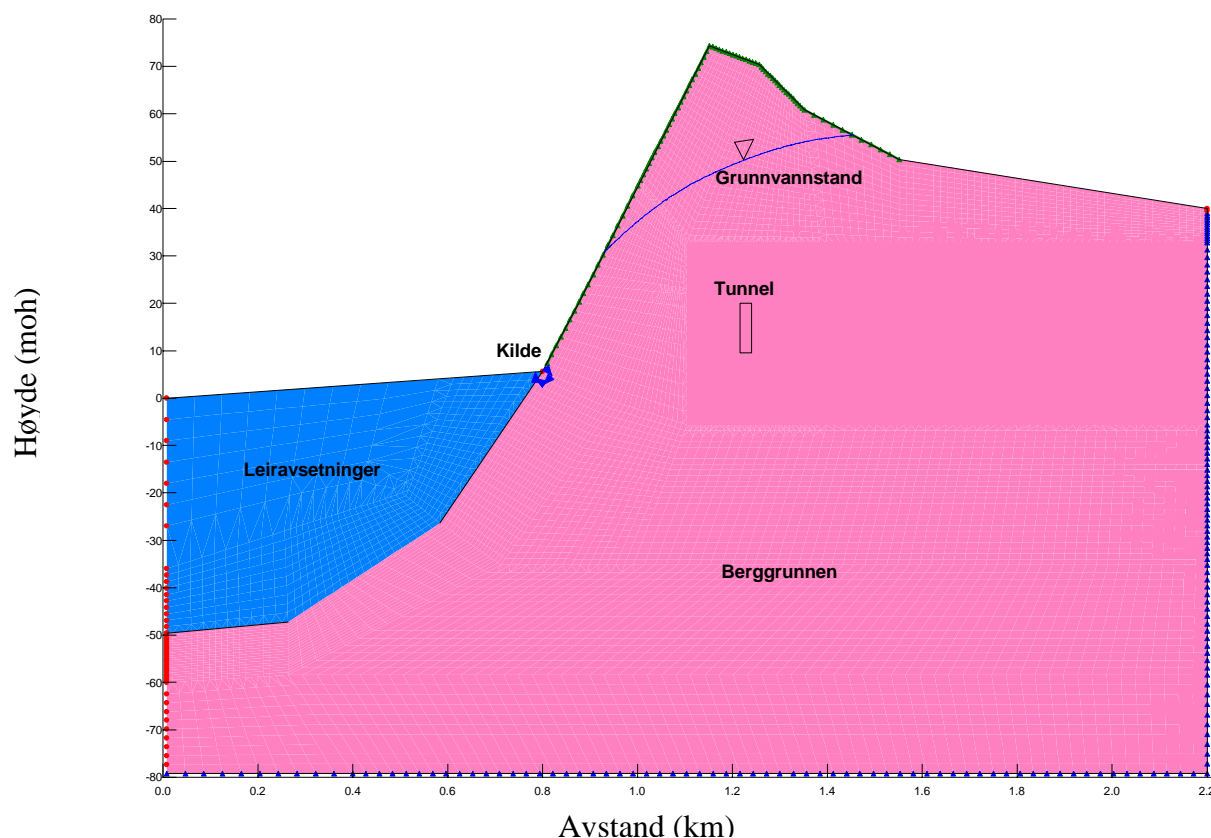
Med det økte fokuset på å redusere tunnellekkasje til et akseptabelt nivå, har behovet for å forstå sammenhengene mellom lekkasjerate, berggrunnspermeabilitet, setningspotensiale, naturens sårbarhet og tetteteknikk vært avgjørende. For å vurdere flere av disse forholdene i sammenheng, kreves numerisk analyse. På denne måten kan man studere hver parameters innbyrdes betydning for den samlede situasjonen.

Det har tidligere vært fokusert på poretrykksendringer i leirbassenger *over* en lekkende tunnel. Hva skjer med poretrykket i et leirbasseng som ligger ved siden av et tunnelanlegg i en fjellås (og under grunnvannsnivået), der tunnelnivået er høyere enn topp leirterreng? Selv om det er "små" lekkasjer til tunnelen (≤ 5 l/min/100m), vil dette innvirke på vannbalansen i systemet slik at poretrykket, eventuell kildevannføring og grunnvannsstand vil endres.

Modellering av poretrykksendring og redusert vannføring grunnet tunnellekkasje

Problemstillingen omfatter behovet for å estimere forholdet mellom lekkasjer i en tunnel, endring i grunnvannstand/poretrykk og vannføring ved overflaten, for eksempel fra en kilde. Disse forhold er som kjent viktige for å kunne vurdere konsekvensene av et tunnelanlegg med hensyn til setninger og endring naturmiljø. Vi vil presentere beregninger fra et scenario der tunnelen ligger i en fjellås, på et nivå noen meter over leirbassenget der vi vurderer poretrykksendringen.

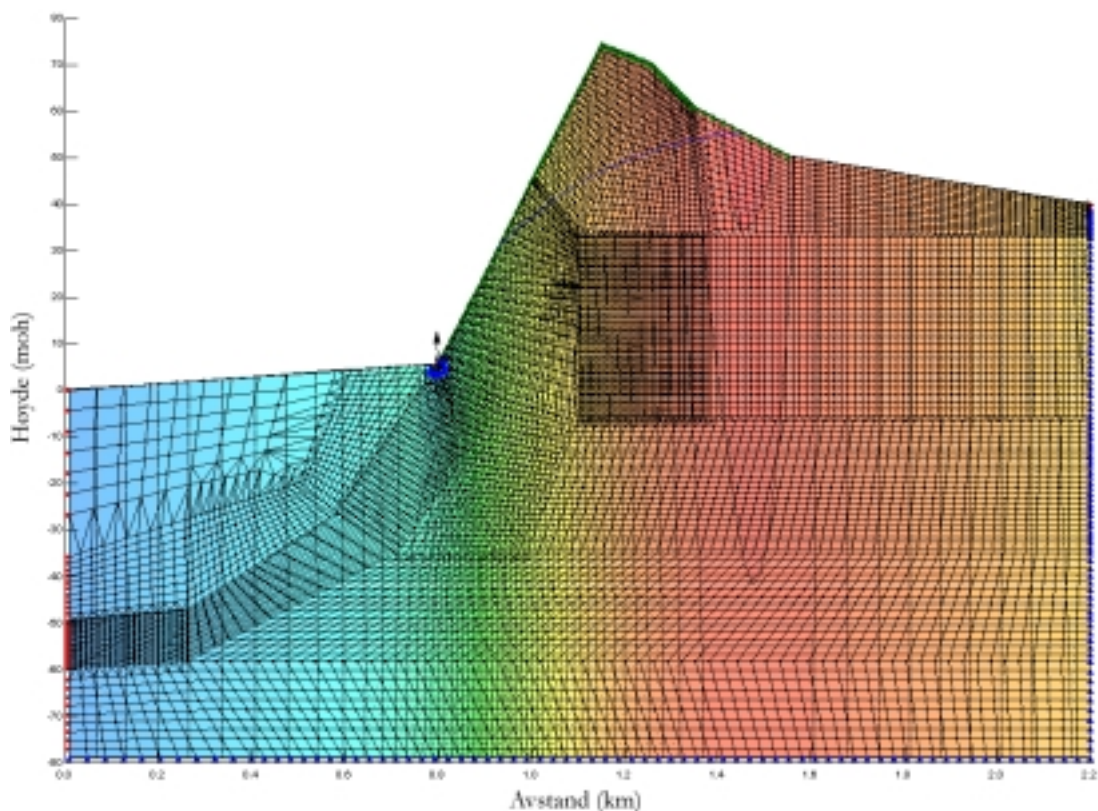
Området av interesse er et vertikalt profil gjennom marine leiravsetninger og en åskam der tunnelen skal etableres (se figur 1). Ved foten av åsen finnes en kildehorisont i forbindelse med overgangen til de tette leirmassene. Kildehorisonten er brukt som konstant trykkehøyde-grense. Leiravsetningen går ned til 50 meters dyp ved dagens strandlinje. Lavere nivåer av magasinet enn 80 meter under havoverflaten regnes å delta så lite i strømmingen at dette nivået er satt som en tett grense. På den slake høyresiden av åsen finnes også leire på overflaten, og i det øvre høyre hjørnet er det en liten kilde som også er brukt som konstant trykkehøyde-grense. Langs venstre grense av området er trykkehøyden antatt å være konstant, identisk med havnivået. Det er antatt en tett strømlinjegrense langs modellens høyreside. Leirdekte områder er antatt å ikke gi infiltrasjon til akviferen under.



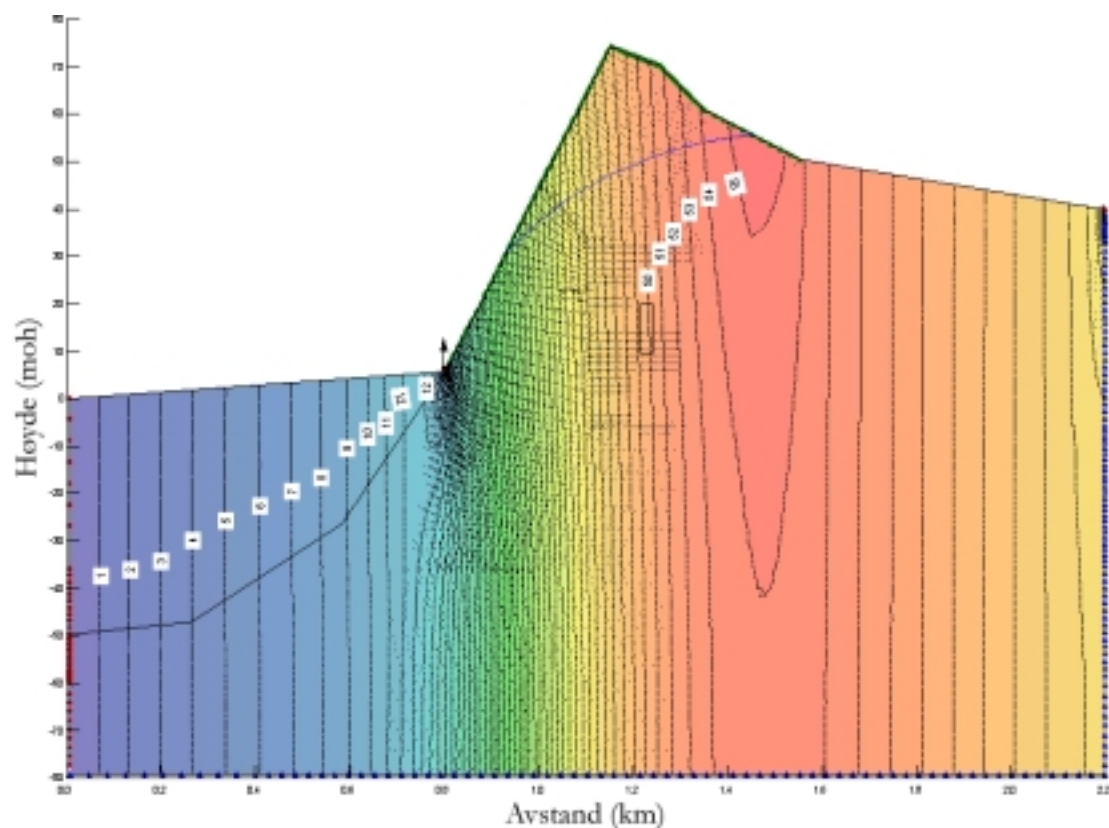
Figur 1. Hydrogeologisk modell over området. Den grønne berggrunnsoverflaten markerer området hvor infiltrasjonen er satt til 290 mm/år.

Det er laget en 100 meter tykk 2D modell over området ved hjelp av simuleringsverktøyet Seep. Ved å anta en 2D-modell, ser vi bort fra variasjonene vinkelrett på profilet. Stasjonære løsninger av grunnvannsproblemet er funnet når berggrunnens hydrauliske ledningsevne (K_{fjell}) er $4E-7$ m/s, leiravsetningens hydrauliske ledningsevne (K_{leir}) er $6E-9$ m/s og infiltrasjonen er 290 mm/år for ulike lekkasjerater i tunnelen. Siden er simuleringen kjørt med en høyere K-verdi i fjellet, nemlig $6E-7$ m/s. Kildehorisonten er simulert ved en konstant trykkehøyde lik 6 moh, tilsvarende terrengets overflate her. Den konstante trykkehøyden øverst til høyre er på 40 moh. Løsningen er funnet ved Finite Element Method (FEM) for stasjonær strømming. Modellens oppbygning og grid er vist i figur 2.

Området rundt tunnelen er som vist i figur 2 gitt en høyere oppløsning. Dette fordi det er ventet større variasjoner i trykkehøydefordelingen her. Figur 3 viser den stasjonære løsningen av strømningsproblemet når det ikke lekker inn i tunnelen. Tallene i figuren viser til ekvipotensiallinjer for totaltrykkehøyden i grunnvannsforekomsten.

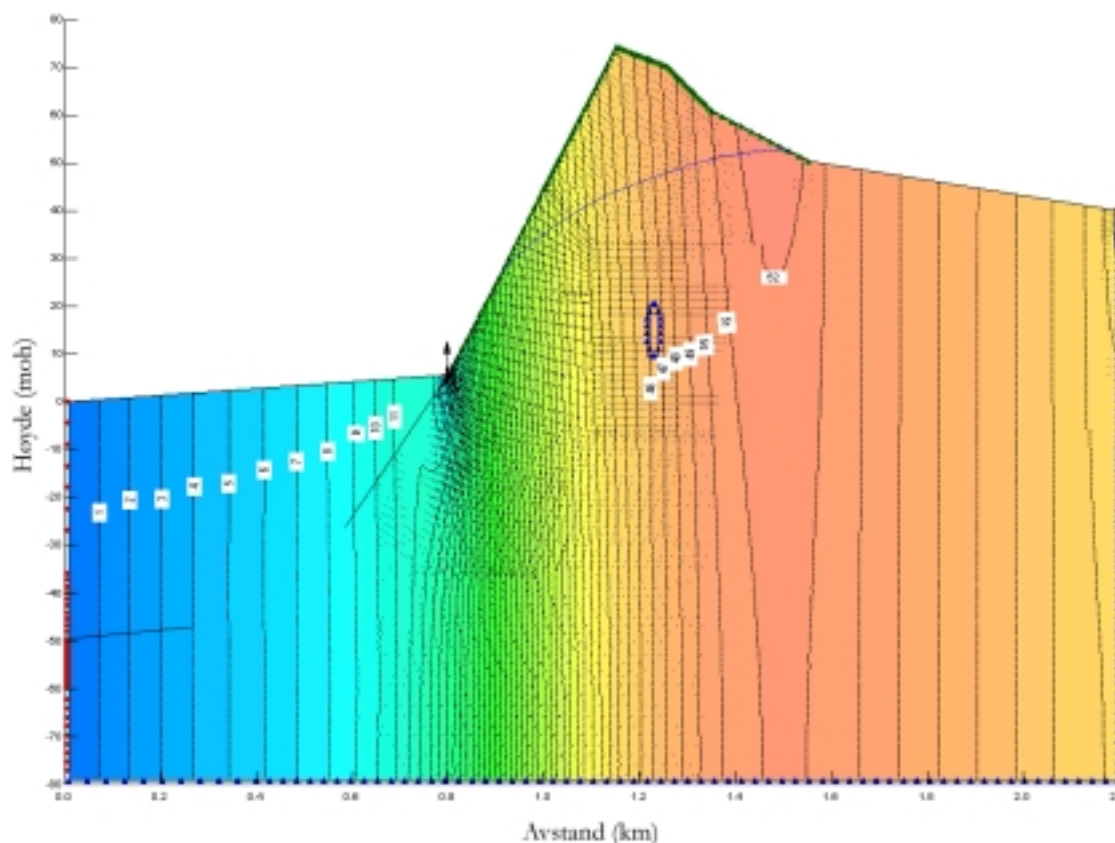


Figur 2 Modellgridets oppbygning. Til venstre ved $x = 0$ km er havet, som er satt som en grense med konstant trykkhøyde lik referansenivået (havoverflaten). Leiravsetningens utbredelse er fra kildehorisonten ved $x = 0,8$ km til -50 moh ved strandlinjen.



Figur 3: Den stasjonære løsningen for hele området uten lekkasje inn i tunnelen. Grunnvannsnivået står over terrenget i hele leirområdet ned til havet.

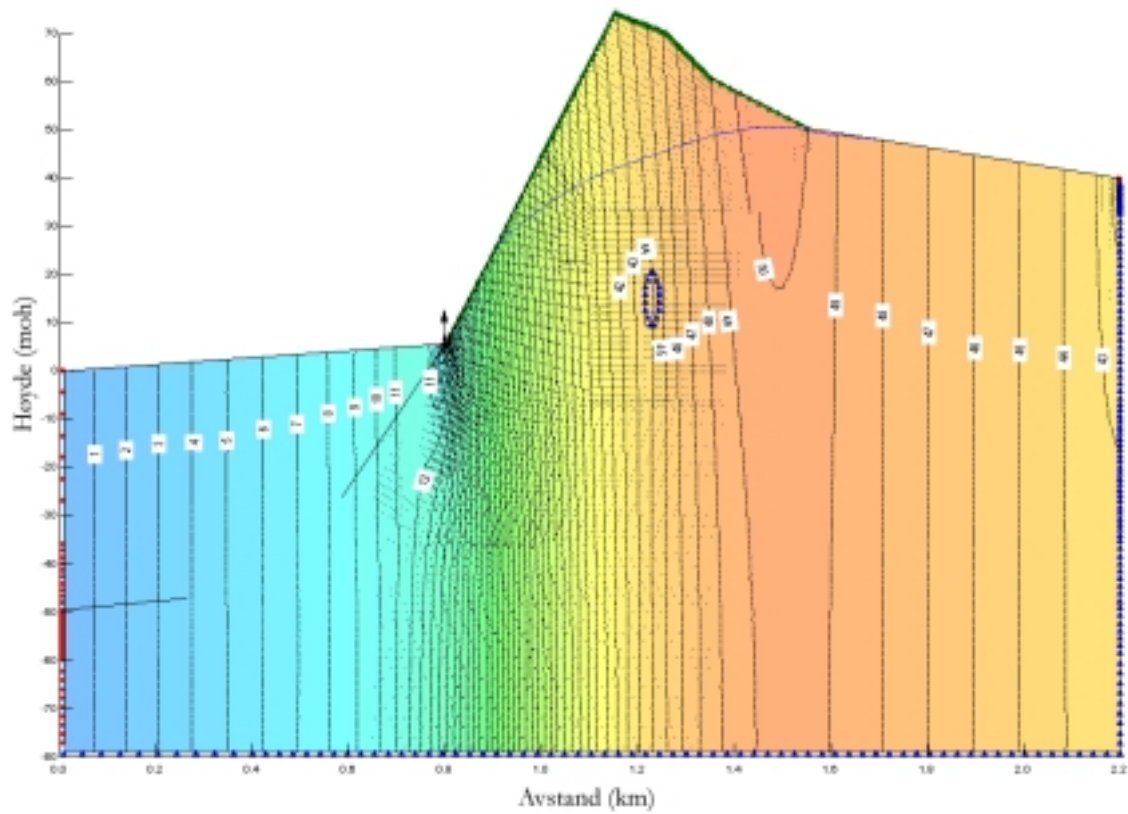
Som vist i figur 3 gir den stasjonære løsningen på grunnvannsproblemet en relativt høy grunnvannstand i hele området når det ikke lekker inn i tunnelen. Kun i den midterste delen av åsen kan vi se grunnvannsspeilet under terrengnivå. Figur 4 viser hvordan situasjonen blir med en lekkasje på 3 l/min/100 m tunnel.



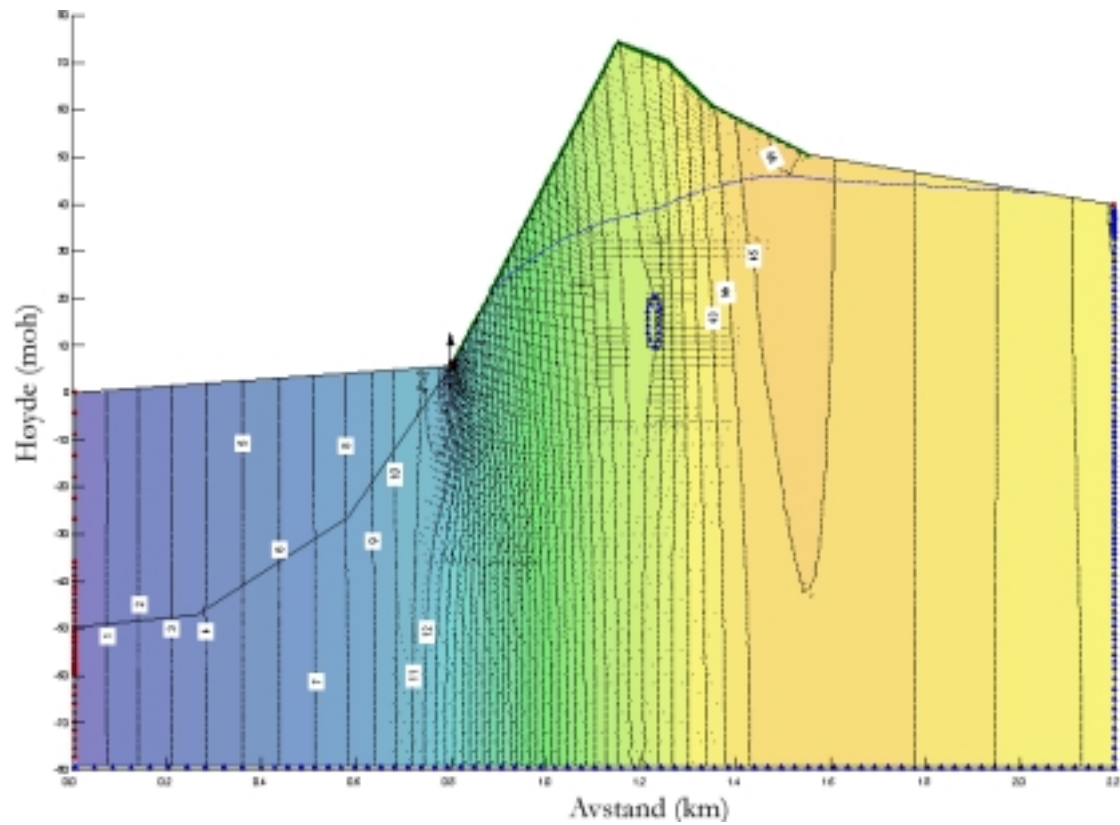
Figur 4: Trykkehøydefordelingen med en lekkasje på 3 l/min/100 m i tunnelen.

Som vi ser av figur 4, er endringen i poretrykk oppimot en halv meter i nærheten av kildehorisonten ved en lekkasje på 3 l/min/100 m. Grunnvannstanden oppstrøms kilden ved leirbassenget er imidlertid svært lik situasjonen uten tunnellekkasje, selv om gradienten er noe lavere.

Figur 5 viser trykkehøydefordelingen når innlekkasjen til tunnelen er 5 l/min/100 m. Av figur 5 ser vi at grunnvannsoverflaten er tydelig senket ned mot tunnelen i forhold til situasjonene med lavere eller ingen lekkasje. Dette fører til en mindre gradient, og dermed mindre grunnvannsstrømning, mot utstrømningsområdene. Figur 6 viser situasjonen ved en lekkasje på 10 l/min/100 m.



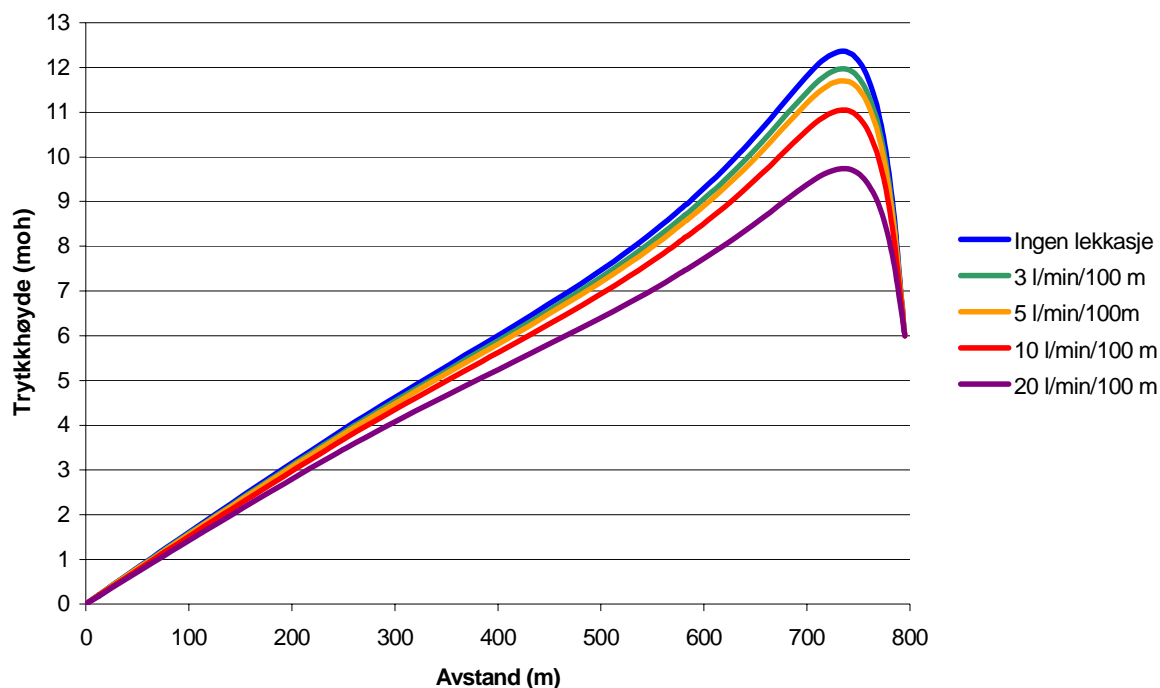
Figur 5: Trykkehøydefordelingen ved en lekkasje til tunnelen på 5 l/min/100 m.



Figur 6: Trykkehøydefordelingen gjennom profilet ved stasjonære forhold for en lekkasje til tunnelen på 10 l/min/100 m.

Situasjonen i figur 6 viser at lekkasjen har fått en stor effekt på grunnvannssystemet. Grunnvannsspeilet ligger nå under terrenget i nesten hele området. En slik påvirkning ville utvilsomt ha ført til setninger i leirområdene, og endringer i grunnvannsmatning til vegetasjonen.

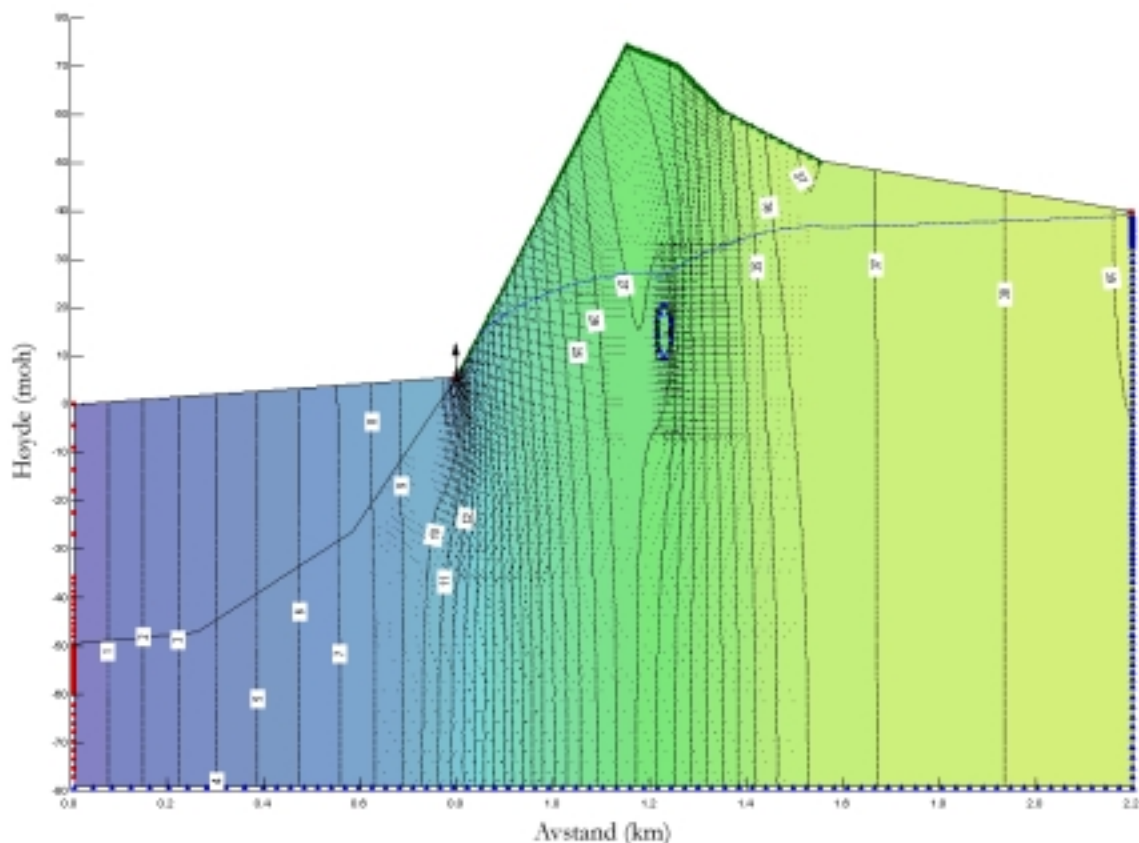
Figur 7 viser trykkehøydefordelingen langs grensen til leirlaget for ulike lekkasjerater i tunnelen.



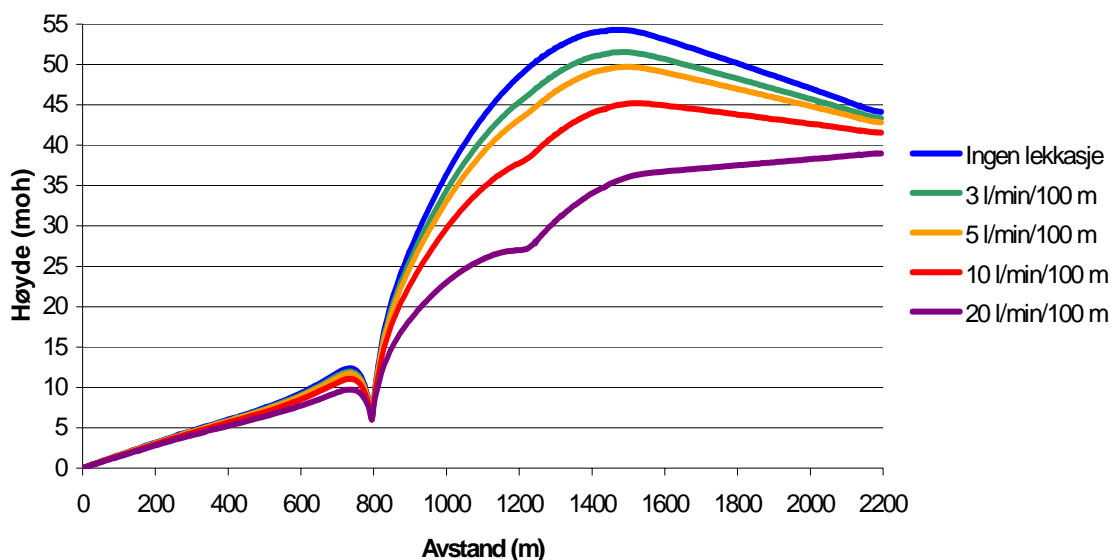
Figur 7: Trykkehøyde langs grensen fjell/leire som funksjon av avstanden fra havet for ulike lekkasjerater i tunnelen. Kurvene er trukket frem til kildehorisonten.

Kildehorisonten og havet er modellert som grenser med konstant trykkehøyde, derfor møtes alle kurvene i disse punktene i figur 7. Vannføringen i kildehorisonten avtar med økende lekkasje i tunnelen. Beregningene tyder på en poretrykksreduksjon på over 1 m kun 250 m fra tunnelen og ca. 50 cm, hele 500 m fra tunnelen (kildehorisonten er ved $x = 800$ m) for en lekkasjerate på 10 l/min/100 m. Med en lekkasjerate på 20 l/min/100 m er poretrykksreduksjonen drøye 2 m ved 250 m avstand fra tunnelen. Det er imidlertid viktig å huske at dette gjelder for de forhold som er antatt i simuleringene. Vurderinger av hvor raskt reduksjonen ville forplante seg i berggrunnen og leiren ville kreve en transient simulering.

Figur 8 viser trykkehøydefordelingen ved en lekkasjerate på 20 l/min/100 m. Som vist i figur 8, er den faste trykkehøydegrensen i det høyre hjørnet ikke lengre et utløp, den gir faktisk vann inn i modellen. Under andre omstendigheter kunne grunnvannsnivået blitt enda lavere, for eksempel om man egentlig ikke hadde noen mulighet for matning til høyre i modellområdet. Denne simuleringen tyder derfor på at en slik lekkasjerate kan gi stor senkning av vannstanden med påfølgende uttørking. En slik situasjon ville utvilsomt gitt setningsskader i leirområdene.



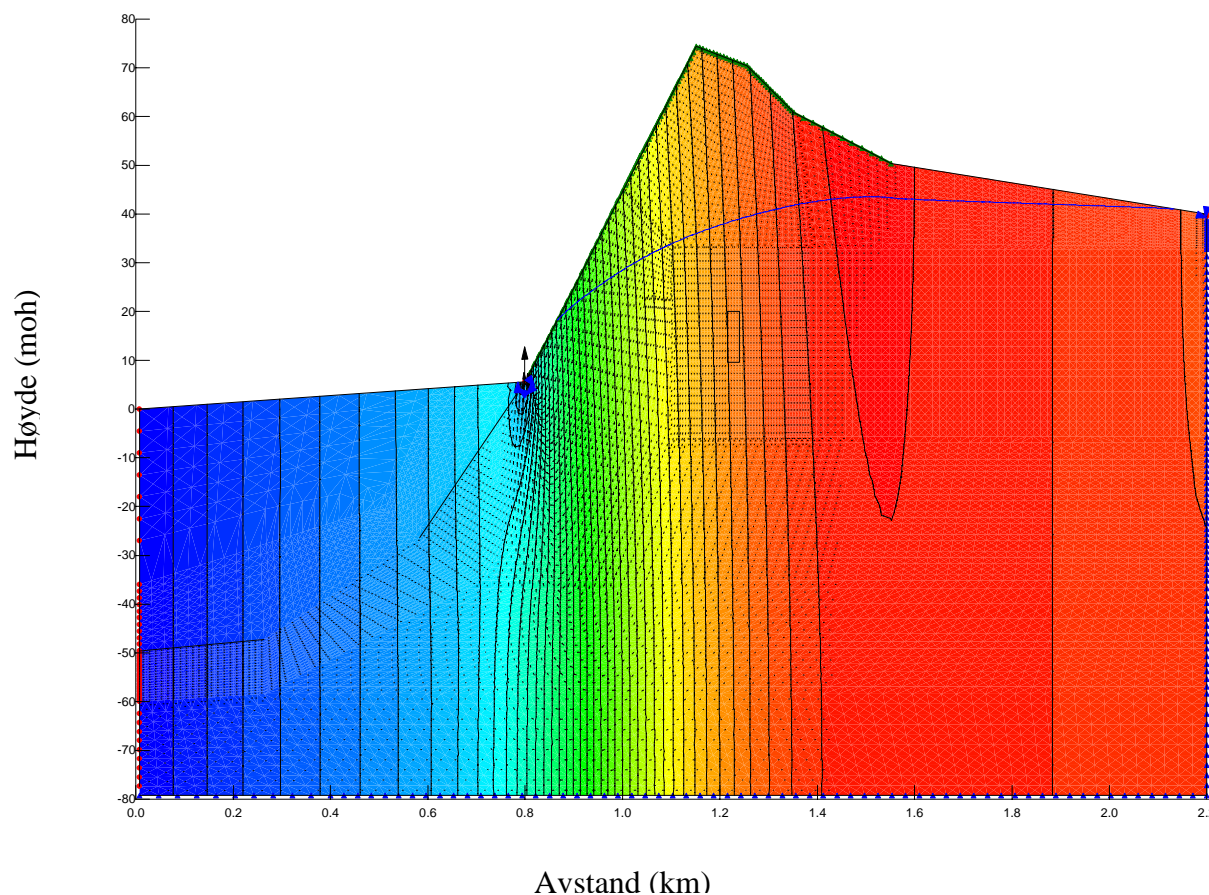
Figur 8: Trykkehøydefordelingen ved en lekkasjerate på 20 l/min/100 m.



Figur 9. Grunnvannsnivået som funksjon av avstand fra havet for ulike lekkasjerater i tunnelen. Trykkehøyden er "målt" på grensen mellom berggrunnen og leiravsetningen fram til kildehorisonten, og derfra er målelinjen trukket direkte til det øvre høyre hjørnet ved 2200 m.

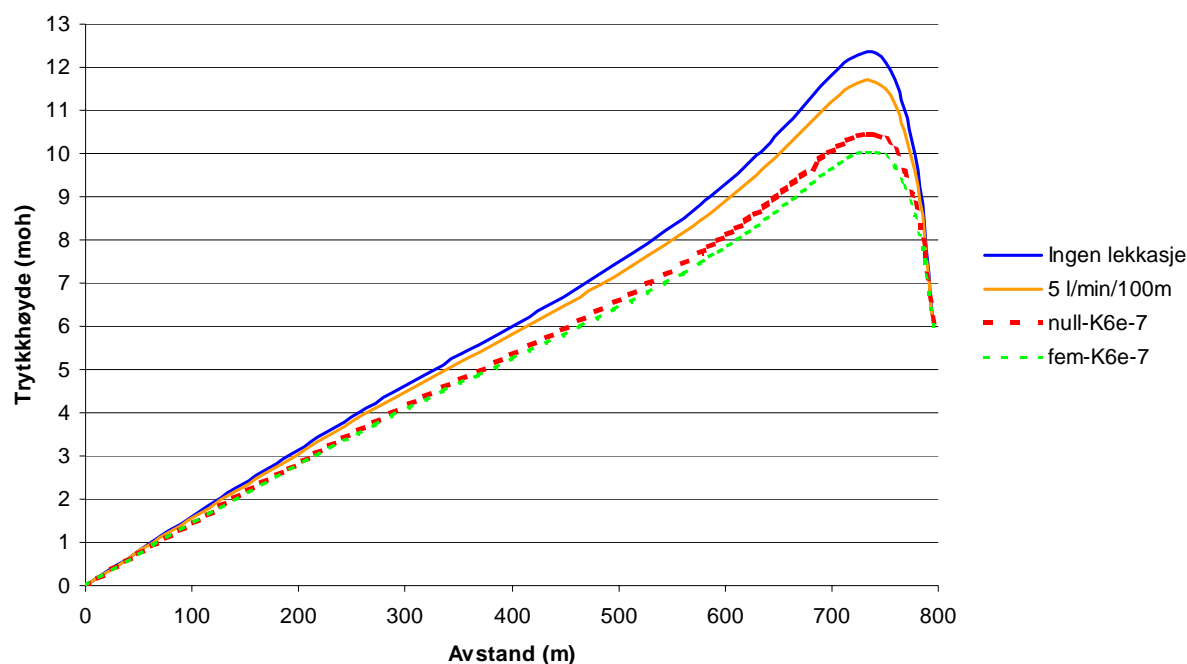
Kurver over trykkehøyden som funksjon av avstand fra havet for ulike lekkasjerater er vist i figur 9. Også figur 9 viser at de største lekkasjeratene gir en markant senkning av grunnvannspeilet på begge sider av kildehorisonten.

Det er i tillegg sett på en annen situasjon, uten lekkasje i tunnelen. Dersom man forandrer den hydrauliske ledningsevnen for fjellet mens man holder alle andre parametre konstante, kan man se hvordan K-verdien påvirker poretrykkendringen og utstrømningen ved kildene. Ved en økning i berggrunnens hydrauliske ledningsevne fra $4E-7$ m/s til $6E-7$ m/s, som er en forholdsvis liten endring i denne parameteren, sank grunnvannspeilet markant. Dette grunnet den raskere strømmingen gjennom berggrunnen til utstrømningsområdene (dvs. kildene og havet) (se figur 10).



Figur 10. Trykkehøydefordeling uten lekkasje, men med en hydraulisk ledningsevne i berggrunnen på $6E-7$ m/s.

Ved en høyere hydraulisk ledningsevne i berggrunnen, minsker poretrykket som forventet mot leiravsetningene ved berggrunnen på grunn av den lavere grunnvannstanden i fjellåsen. Poretrykkendringen ved lekkasje i tunnelen blir også mindre ved høyere hydraulisk ledningsevne, da grunnvannsenkningen blir mindre enn i berggrunn med lavere hydraulisk ledningsevne, så lenge det er snakk om forholdsvis små lekkasjerater og et stasjonært strømningsbilde. Største forskjell i grunnvannsnivå mellom situasjonen med ingen lekkasje og resultatet for en lekkasje på 5 l/min/100 m når berggrunnens hydrauliske ledningsevne er lik $6E-7$ m/s, var på ca. $0,5$ m, mens for en berggrunn med ledningsevne lik $4E-7$ m/s var forskjellen $0,7$ m (se figur 11). Dette har sammenheng med at grunnvannsenkningen over tunnelen "bare" ble 4 m med en ledningsevne på $6E-7$ m/s mot hele 6 m ved en hydraulisk ledningsevne på $4E-7$ m/s. Trykkreduksjonen er med andre ord mindre når den hydrauliske ledningsevnen er høyere, innenfor forholdsvis små lekkasjerater. Dette fordi en lav hydraulisk ledningsevne medfører grunnvannsstrømning under høyere gradient, når andre forhold holdes konstante. Det er også viktig å huske her at lekkasjeraten er holdt konstant for de to ulike berggrunnspereabiliteter. I realiteten krever dette en tetteskjerm som kan sikre en slik lekkasjerate.



Figur 11. Trykkehøyde langs grensen fjell/leire som funksjon av avstanden fra havet når berggrunnens hydrauliske ledningsevne er $4E-7$ m/s (heltrukne linjer) og $6E-7$ m/s (stiplede linjer). Merk at kurvene kun er trukket frem til kildehorisonten.

Selv om kildehorisonten er brukt som en grense med konstant trykkehøyde, er det klart at vannføringen her vil avta med økende lekkasje inn i tunnelen. Tabell 1 viser simulerte vannføringer i kildehorisontene ved de ulike innlekkasjerater og hydrauliske ledningsevner i fjellet.

Tabell 1. Vannføring i kildehorisontene (liter per time og meter bredde av horisont) for ulike lekkasjerater i tunnelen ved stasjonære forhold.

Lekkasjerate (l/min/100 m)	0	3	5	10	20
Vannføring (l/t/m) når $K_{\text{berggrunn}} = 4E-7$ m/s Kilden ved foten av fjellåsen	21	19	18	16	12
Vannføring (l/t/m) når $K_{\text{berggrunn}} = 4E-7$ m/s Kilden i høyre øvre hjørnet	2,7		1,9		
Vannføring (l/t/m) når $K_{\text{berggrunn}} = 6E-7$ m/s Kilden ved foten av fjellåsen	22		20		
Vannføring (l/t/m) når $K_{\text{berggrunn}} = 6E-7$ m/s Kilden i høyre øvre hjørnet	0,9		0,1		

Diskusjon med foreløpige konklusjoner

Hensikten med dette studiet var å vurdere i hvilken grad en "liten" lekkasjerate på omlag 5 l/min/100m kunne føre til poretrykksendringer i et leirbasseng flere hundre meter fra en tunnel i en høyereliggende fjellås. Det var også av interesse å se på endringer i vannføring ved utstrømningshorisonter (kilder) i forbindelse med bekkevannføring og uttørking. Det må understrekes at resultatene fra dette studiet er ikke ment å gi konkrete tall, men vise innbyrdes betydning mellom hovedparametre og trender ved ulike kombinasjoner. Modellen er en forenkling av virkeligheten på flere måter. Mens grunnvann i fjell stort sett renner i sprekkesoner, har vi modellert fjellakviferen som om den besto av et homogent porøst medium. Dette er imidlertid en velprøvd metode for å simulere fjellakviferer, som går ut på å lage et ekvivalent porøst medium. For å etterlikne det lave effektive strømningsvolumet, opererer en med lavere K-verdier. Eventuelle anisotropieffekter som følge av regionale hovedretninger i sprekkesystemene har vi ikke tatt med i denne betraktningen. I overgangen fjell-leire, finner en i praksis ofte morene med høyt vanntrykk ved boringer ned til fjell. Effekter av denne sonen har vi ikke sett på.

Selv om influensområdet kunne se ut til å være begrenset til fjellpartiet, ble poretrykket ved overgangen berggrunn – leirbasseng redusert som følge av lavere totaltrykk i fjellåsen. Grunnvannsnivået i fjellåsen kan betraktes som et trykk-kammer for poretrykket under leirbassenget. Dette er ikke noe nytt fenomen for geoteknikere, men det er usikkert hvor ofte dette er tatt hensyn til på fastlands-Norge. Konkrete måleserier som kunne har kartlagt betydningen av dette fenomenet er sannsynligvis få.

Det er også tydelig at vannføringen i kildehorisonten reduseres, selv om grunnvannsnivået like oppstrøms kilden ikke endres nevneverdig. Dette tyder på at det ikke er nok å overvåke grunnvannsnivået i fjell, men at også målinger av vannføring og poretrykk noe utenfor det antatte influensområdet kan være nødvendig for å fange opp de reelle endringer ved en tunnellekkasje. En helhetlig forståelse av de hydrogeologiske grensebetingelsene er også veldig viktig for å kunne forstå og forutsi hvilke trender og størrelsesorden naturinngrepet vil ha å si for setninger og endret vannbalanse. Simulering-ene presentert her viser omfanget av grunnvannssenkning, poretrykksreduksjon, endret vannføring til kilder og forflytning av grunnvannskille ved ulik hydraulisk ledningsevne i berggrunnen og ved forskjellige lekkasjerater i tunnelen. En forståelse for hvordan disse sammenhengene påvirker et grunnvannssystem er selvsagt viktig for utarbeidelse av en tettestrategi for tunneler og bergrom.

Acknowledgements

Vi vil takke Staten vegvesen, Jernbaneverket, Norges forskningsråd, Samferdselsetaten i Oslo, NCC Anlegg AS, Veidekke ASA og SELMER ASA for finansiering av prosjektet Miljø- og samfunnstjenlige tunneler". Denne artikkelen er en del av arbeidet som er utført i Aktivitet B3, "Sammenhenger mellom lekkasjer og endring i grunnvannstand" i Delprosjekt B "Samspill med omgivelser".