

Miljö- och vattenteknik

Aquatic and Environmental Engineering

UPTEC W 03 014
ISSN 1401-5765

Examensarbete
M.Sc. Thesis Work

Omhändertagande av processvatten från tunnelbyggen

Handling of process water from tunnel construction

BJÖRN GRINDER
April 2003



UPPSALA TEKNISKA HÖGSKOLA
UPPSALA UNIVERSITY SCHOOL OF ENGINEERING

Sammanfattning

Omhändertagande av processvatten från tunnelbyggen

Björn Grinder, Institutionen för geovetenskaper, Luft- och vattenlära, Uppsala universitet.

Syftet med detta examensarbete är att studera vilka vattenföroreningar som uppstår i samband med tunnelbyggen, vilka krav som miljömyndigheterna ställer i sammanhanget och vilka reningsåtgärder som har vidtagits för att möta dessa krav samt att föreslå ytterligare reningsåtgärder. Arbetet har utförts som en jämförande litteraturstudie av befintlig dokumentation för tolv olika tunnelbyggen.

Vid ett tunnelbygge används stora mängder kylvatten till bergborrningsmaskiner. Detta vatten avleds tillsammans med inläckande grundvatten och släpps efter rening ut till en recipient. Föroreningarna i vattnet från tunneln består i huvudsak av olja, suspenderade partiklar och lösta kväveföreningar. I dagsläget används mekanisk rening för att reducera mängden olja och suspenderade partiklar i vattnet. Kväveutsläppet minskas framförallt genom förebyggande åtgärder för att undvika kvävehaltigt sprängämnesspill. Dagens reningsmetoder ger en betydande minskning av utsläppen. Utsläpp av förorenat vatten från ett tunnelbygge kan ge upphov till temporär miljöpåverkan i recipienten. Miljömyndigheternas krav på begränsningar av utsläpp från tunnelbyggen har i de flesta fall kunnat efterföljas väl.

Medianhalten för suspenderat partikulärt material i renat vatten från olika tunnelbyggen varierade mellan 210 mg/l och 485 mg/l. Uppmätta medianvärden för oljehalt varierade mellan 0.28 mg/l och 1.3 mg/l. Medianhalten för olika kväveföreningar i varierade mellan 3.2 mg/l och 100 mg/l. Detta betyder att mellan 0.3 % och 9 % av det kväve som ursprungligen fanns i sprängämnet har hamnat i processvattnet. Enstaka mätvärden för totalkväve, olja och suspenderat material kan visa på upp till 100 ggr högre halt än medianvärdet.

I examensarbetet jämförs mängden utsläppta föroreningar till vatten från de olika tunnelbyggena med utsläpp till vatten från vägar, båtar och jordbruk. Ett tunnelbygge leder till utsläpp av samma storlek som det årliga utsläppet från en enstaka bondgård, en motorbåt eller dagvattnet från en kortare motorvägsträcka, med avseende på kväveläckage, oljeutsläpp respektive innehåll av suspenderade partiklar.

I examensarbetet beskrivs existerande reningsåtgärder och ges förslag på ytterligare åtgärder som kan vidtas för att minska utsläppen av vattenföroreningar från tunnelbyggen. De föreslagna åtgärderna behandlar optimering av reningsanläggningar, förbättrade kontrollprogram och utsläpps-förebyggande insatser. En diskussion förs om möjligheten att förbättra miljöövervakningen vid utsläpp av tunnelvatten genom att ersätta dagens stickprovtagningar med automatiserad kontinuerlig flödesproportionell mätning.

Nyckelord: Sprängämnen, vattenföroreningar, kväve, tunnelbyggen, processvatten.

Abstract

Handling of process water from tunnel construction

Björn Grönder, Department of Earth Sciences, Air and Water Science, Uppsala University.

The aim of this thesis is to study which types of water pollution are released during tunnel construction, what demands do the environmental protection authorities have regarding such pollution, what has been done to meet those demands, and finally to suggest additional treatment measures. The work has been performed as a literature study comparing twelve different tunnel projects.

When a tunnel is built a lot of water is used to chill the rock-drilling equipment. This water is diverted together with water that originates from an inflow of groundwater, and is released to a recipient after treatment. The water pollution originating from the tunnels consists mainly of oil, suspended material and dissolved nitrogen compounds. Mechanical water treatment measures are used today to reduce the amount of oil and suspended material in the water. Measures are currently taken to limit the accidental release of nitrogen from undetonated explosives to the water. Water treatment today considerably reduces the discharge of pollutants. Discharge of polluted water from tunnel construction can cause temporary environmental effects in the recipient. The demands from the environmental protection authorities for reduction of pollution from tunnel construction have mostly been met.

The median content for suspended material in treated water from different tunnel projects varies between 210 mg/l and 485 mg/l. Median content for oil varies between 0.28 mg/l and 1.3 mg/l. The median content for dissolved nitrogen compounds in the water varies between 210 mg/l and 485 mg/l. This means that between 0.3 % and 9 % of the original nitrogen content in the explosives was released in the water. Occasional measurements of nitrogen, oil and suspended material can reach a hundred times higher than the median value.

In this thesis, a comparison is made between the amount of pollutants that is discharged into water from tunnel construction and the discharge from roads, boats and agriculture. The total amount of water pollution from a tunnel project is of the same magnitude as the annual discharge from a single farm, a motorboat or the runoff from a short stretch of motorway, regarding nitrogen leakage, oil pollution and content of suspended material respectively.

The thesis describes existing water treatment measures and suggestions are made about possible improvements to reduce emissions from tunnel constructions. The suggestions deal with optimisation of water treatment systems, improved surveillance programs and prevention of pollution discharge. A proposal is made about improving environmental surveillance by replacing the currently used random sampling with continuous sampling that is in proportion to discharge.

Keywords: Explosives, water pollution, nitrogen, tunnel construction, process water

Förord

Denna rapport om omhändertagande av processvatten från tunnelbyggen är ett examensarbete inom civilingenjörsutbildningen Miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Förorenat processvatten från tunnelbyggen är ett miljöproblem som uppmärksammats först på senare tid. Min förhoppning är att detta arbete skall leda till minskad miljöpåverkan vid tunnelbyggen samt vara till nytta för den som är intresserad av ämnet.

Jag vill tacka min handledare Fredrik Moback vid Banverket östra banregionens projektenhet för hans stöd under arbetets gång. Jag vill också tacka min examinator Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper avdelningen för luft- och vattenlära vid Uppsala universitet för värdefulla synpunkter på arbetet. Jag vill dessutom tacka min opponent Elin Widén för att hon tagit sig tid att opponera på detta arbete.

Att ta fram fakta om tolv olika tunnelbyggen utspridda mellan Halland och Ångermanland hade varit betydligt svårare utan den hjälp jag har fått från många personer. Här vill jag främst tacka Leif Axelsson, Malin Andersson och Erik Hansson på Banverket, Stefan Uppenbergs, Sara Rindeskog och Marie Berglund på Botniabanan AB, Tomas Holmström Vägverket, Ingela Söderlind, Lemminkäinen Construction Ltd, Lasse Nilsson SWECO VIAK och Gustaf Sjölund WSP Samhällsbyggnad. Jag vill också passa på att tacka alla medarbetare på Banverket som har gjort att jag känt mig väl mottagen som exjobbare och som har gett mig inblickar i det omfattande arbetet som utförs på denna arbetsplats.

Sundbyberg i april 2003

Björn Grinder

Innehållsförteckning

1 INLEDNING -VARFÖR VILL MAN BYGGA TUNNLAR?	1
2 BAKGRUND	2
2.1 KORT BESKRIVNING AV BYGGPROCESSEN	2
2.2 FÖRORENINGSKÄLLOR	2
2.3 JURIDISKT LÄGE	3
2.4 KOMMUNERNAS OCH LÄNSSTYRELSERNAS TILLSYN	3
3 ERFARENHETER FRÅN OLIKA TUNNELBYGGEN.....	4
3.1 SÖDRA LÄNKEN	4
3.2 DUBBELSPÅRET KALLHÅLL-KUNGSÅNGEN.....	4
3.2.1 Stäkettunneln	5
3.2.2 Svartvikstunneln	5
3.3 BOTNIABANAN.....	6
3.3.1 Kalldalstunneln.....	6
3.3.2 Hjältatunneln	7
3.3.3 Öbergstunneln.....	7
3.3.4 Strannetunneln	8
3.3.5 Åskottstunneln	9
3.3.6 Björnböleshöjdstunneln	9
3.3.7 Namntallshöjdstunneln	9
3.4 ÅSATUNNELN	9
3.5 TROLLHÅTTETUNNELN	11
4 JÄMFÖRELSER OCH SAMMANFATTNING	12
4.1 OLJA	13
4.1.1 Miljöpåverkan av oljeutsläpp.....	13
4.1.2 Ursprung till oljeföroreningar i tunnelvatten	13
4.1.3 Gränsvärden för olja	14
4.1.4 Hur hanteras oljeutsläpp i dag	14
4.1.5 Vad motsvarar utsläppet i jämförelse med andra utsläppskällor?.....	16
4.1.6 Förslag till åtgärder för att minska utsläpp av olja.....	17
4.2 SUSPENDERAT PARTIKULÄRT MATERIAL	17
4.2.1 Miljöpåverkan från utsläpp av suspenderat partikulärt material	17
4.2.2 Ursprunget till suspenderat partikulärt material	18
4.2.3 Gränsvärden för suspenderat partikulärt material.....	18
4.2.4 Hur hanteras utsläpp av suspenderat partikulärt material i dag	19
4.2.5 Vad motsvarar utsläppet i jämförelse med andra utsläppskällor?.....	22
4.2.6 Förslag till åtgärder för att minska utsläpp	22
4.3 KVÄVE	24
4.3.1 Miljöpåverkan av kväveutsläpp	24
4.3.2 Ursprung till kväveföreningar i tunnelvatten	25
4.3.3 Gränsvärden för kväve.....	27
4.3.4 Hur hanteras kväveutsläpp i dag.....	27
4.3.5 Vad motsvarar utsläppet i jämförelse med andra utsläppskällor?.....	29
4.3.6 Förslag till åtgärder för att minska utsläpp	30
5 DISKUSSION	32
5.1 Utsläpp från tunnelbyggen.....	32
5.2 Miljöpåverkan av utsläpp från tunnelbyggen	32
5.3 Uppfyllelse av miljökrav angående utsläpp från tunnelbyggen	33
5.4 Förslag på framtida miljökrav och förbättrad provtagning	33
6 SLUTSATSER.....	34
7 REFERENSER.....	35

1 INLEDNING -VARFÖR VILL MAN BYGGA TUNNLAR?

Nybyggnad av väg och järnväg gör ofta intrång i befintliga miljöer vilket kan skada känslig natur- och kulturmiljö och orsaka bullerproblem och förändrad utsikt för närboende. Genom att bygga tunnlar för trafiken kan man minska intrånget i miljön. Ett annat problem vid järnvägsbyggen är att snabbtågstrafik kräver en bana som varken har branta backar eller skarpa kurvor. Därför måste en järnvägstunnel ofta byggas även vid mindre berg som vore lätt att passera över eller vid sidan av med ett motsvarande vägbygge. Vid nykonstruktion av järnväg i en stad eftersträvas att stationen skall vara så centralt placerad i stadskärnan som möjligt för att öka antalet resande. Ett nytt spår i ytläge innebär oftast oacceptabelt stor skada på stadsmiljön och det enda möjliga alternativet är då någon form av tunnelloösning. Även om ett tunnelbygge ofta är att föredra framför ytalternativ så medför det vissa speciella miljöproblem. Vibrationer från sprängningar kan skada ovanliggande byggnader. Grundvattensänkningar kan skada växter och djur och kan leda till att brunnar sinar. Det utgående vattnet från tunneln kan innehålla olika föroreningar. Det här examensarbetet handlar om orsakerna till föroreningar i tunnelvattnet och vilka åtgärder som kan vidtas för att minska miljöpåverkan.



Bild 1. Tunnelmyning.

2 BAKGRUND

2.1 KORT BESKRIVNING AV BYGGPROCESSEN

De två olika huvudmetoderna för tunneldrivning i berg är fullortsborrning med tunnelborrmaskin och traditionell borrning och sprängning. Fullortsborrning kan användas när man vill minska grundvattenutströmningen i kraftigt vattenförande berg. Fullortsborrning är en ovanlig teknik för järnvägsbyggen i Sverige. Detta beror på att metoden är förhållandevis dyr. Ingen fullortsborrade järnvägstunnel har ännu byggts och det finns bara två sådana projekt planerade, citytunneln i Malmö och Hallandsåstunneln. Miljökonsekvenserna av fullortsborrade tunnlar skiljer sig markant från tunnlar byggda med traditionell borrning och sprängning. Av den anledningen, och p.g.a. att den ringa svenska erfarenheten av fullortsborrning gör det svårt att ta fram material, har jag valt att inte studera fullortsborrning i det här examensarbetet.

Den metod som vanligen används vid bygge av järnvägstunnlar är traditionell borrning och sprängning. Tunneldrivningen sker i flera steg. Första steget är vanligen en förinjektering som utförs genom att borra längsgående hål runt den färdiga tunnelns yttersidor och i dessa pressa in cementbaserade tätningemedel för att täta sprickor i berget. Nästa steg är borrning av laddningshål i den del av berget som man önskar spränga bort. Dessa hål laddas med sprängämne. Tredje steget är sprängning och borttransport av utsprängt berg. Fjärde steget är skrotning vilket innebär att man tar bort lösa stenar från bergytorna, eventuellt säkring av berget med inborrade bultar samt tätning av bergytan med sprutbetong och efterinjektering vid behov (Sundquist 1999).

Under tunnelbygget tillkommer vatten från flera olika håll. Cirka 60 liter vatten per minut används för att kyla borren vid bergborrning. Förutsatt att borrning för en salva i tunneln tar tre timmar uppgår förbrukningen till 11 kubikmeter vatten (Sundquist 2000). Vatten används också för våtning av de utsprängda bergmassorna efter sprängning för att minska dammbildning. Regn- och ytvatten kan rinna in i tunneln genom tunnelmynningen. Genom sprickor i berget läcker grundvatten in till tunneln. Det är mycket svårt att försöka hålla isär flöden av förorenat processvatten från rent grund- och ytvatten. Allt vatten blandas på tunnelns botten och leds eller pumpas sedan ut ur tunneln. Den här varierande blandningen av processvatten, regnvatten, ytvatten och grundvatten har jag valt att fortsättningsvis ge samlingsnamnet "tunnelvatten" i det här examensarbetet, se bild 2.

2.2 FÖRORENINGSKÄLLOR

Föroreningarna i tunnelvattnet består i huvudsak av olja, suspenderade partiklar och lösta kväveföreningar. Det finns i huvudsak två källor till oljeföroreningar, dels oljespill från arbetsmaskiner och fordon, dels icke detonerade rester av oljehaltiga sprängmedel. Suspenderade partiklar i tunnelvattnet består delvis av jordpartiklar men framför allt av det finmalda bergpulver som bildas vid bergborrning. Kväveföreningarna i tunnelvattnet härstammar från sprängämnesrester eftersom sprängämnena består till ca 30 % av kväve. Det lösta kvävet i tunnelvatten förekommer i form av nitrat, ammonium och ammoniak.



Bild 2. Tunnelvatten på botten av Åsatunneln.

2.3 JURIDISKT LÄGE

Vid byggande som påverkar vatten krävs normalt att en miljödomstol beviljar tillstånd för vattenverksamhet enligt miljöbalkens 11 kap. Begreppet vattenverksamhet inbegriper det bortledande av grundvatten som blir följden av ett tunnelbygge. Däremot krävs inget tillstånd för vattenverksamhet för själva tunnelbygget som sådant. I många tillstånd för vattenverksamhet vid tunnelbyggen förekommer detaljerade villkor för vattenutsläpp avseende rening, gränsvärden, utsläppspunkter med mera. Miljööverdomstolen fastslog emellertid efter ett överklagande att utsläpp av processavloppsvatten från tunnelbyggen inte utgör vattenverksamhet enligt 11 kap miljöbalken (Svea Hovrätt 2002). Därmed krävs inte tillstånd för att släppa ut sådant processavloppsvatten. En miljödomstol skall som det ser ut i dag inte föreskriva villkor för utsläpp av tunnelvatten om inte verksamhetsutövaren frivilligt har ansökt om det. Verksamhetsutövaren måste dock visa att han iakttar de allmänna hänsynsreglerna som beskrivs i miljöbalken kap 2.

Vissa tunnelbyggen i den här studien har fått tillstånd enligt den gamla vattenlagen och vissa enligt miljöbalken. Miljöbalken trädde i kraft den 1 januari 1999. Den gamla vattenlagen har inkorporerats i miljöbalken utan några större ändringar. Därför har jag valt att betrakta både äldre och nyare domar som om de behandlade samma lagstiftning. Den tydligaste ändringen är att en "vattendom" enligt vattenlagen heter "tillstånd för vattenverksamhet" enligt miljöbalken.

2.4 KOMMUNERNAS OCH LÄNSSTYRELSESNAS TILLSYN

Ansvar för operativ tillsyn vad gäller tunnelbyggen är enligt miljöbalken fördelat mellan kommunen och länsstyrelsen. Kommunen är tillsynsmyndighet enligt 26 kap 3 § miljöbalken för tunnelbygget och dess följdverksamheter. Länsstyrelsen är tillsynsmyndighet för vattenverksamhet. Tillsynsmyndigheterna får besluta om förelägganden och förbud för att undvika att ohälsa eller allvarig skada på miljön uppkommer. Exempel på sådana förelägganden vid tunnelbyggen är regler för sprängningsarbeten, spill av sprängmedel och tättningsmedel, hur och var tunnelvatten får släppas ut och vilken rening vattnet först skall genomgå (Svea Hovrätt 2002).

3 ERFARENHETER FRÅN OLIKA TUNNELBYGGEN

Tolv olika tunnlar som befinner sig i olika skeden av byggprocessen har studerats och ingår i denna rapport. Av tunnelbyggena är hösten 2002 sex stycken färdigsprängda, i tre pågår tunnelbygge och tre tunnelbyggen har ännu inte påbörjats, byggstart väntas där ske under år 2003. Studerade tunnelprojekt är listade i kronologisk ordning efter projektstart.

3.1 SÖDRA LÄNKEN

Södra länken är en 6 km lång vägtrafikled under södra delen av Stockholms stad. Länken byggs med parallella tunnlar och med sju olika tillfartsvägar, den totala tunnallengden blir därför 13,5 km och över 2 miljoner kubikmeter berg har sprängts ut. Bygget påbörjades hösten 1997, tunnelsprängningarna avslutades 2001 och länken beräknas öppna för trafik 2004 (Jonsson 2002). Det enda gränsvärde som föreskrevs vid utsläpp av tunnelvatten var att halten suspenderat material inte fick överstiga 50 mg/l. Detta krav från Stockholms miljöförvaltning härstammar ursprungligen från utredningar kring Norra Länken i samband med utsläpp till Brunnsviken i Nationalstadsparken. Gränsvärdet har varit svårt att efterleva, speciellt i samband med jordschakt och tidvis har halten suspenderat material i utgående vatten överstigit 4000 mg/l.

För att komma till rätta med problemet har vattnet från 14 av 15 delentreprenader anslutits till avloppsreningsverket i Henriksdal (i det femtonde leds vattnet till Årstaviken). Alla entreprenader har en egen reningsanläggning för sedimentering av suspenderat material och avskiljning av olja. Vid utsläpp till Henriksdalsverket gäller Stockholm Vattens riktvärden i stället för miljöförvaltningens gränsvärde. När det gäller suspenderat material är riktvärdet 300 mg/l. För kväve är riktvärdet att halten helst bör överstiga 20 mg/l för att behandlas i reningsverk. Oljehalten ska inte överskrida 50 mg/l mätt som opolära alifatiska kolväten. PH bör ligga mellan 6.5 och 11 (Kiderud 2000).

3.2 DUBBELSPÅRET KALLHÄLL-KUNGSÄNGEN

Banverket byggde mellan 1998 och 2002 ett nytt dubbelspår mellan Kallhäll och Kungsängen. På grund av att landskapet är kuperat och för att begränsa intrånget i närmiljön har här byggts fyra broar och sex tunnlar på en järnvägssträcka av 6,9 km. Tre av tunnlarna är korta tunnlar på 100-140 m och en fjärde är en nedgrävd betongtunnel. Två långa bergtunnlar byggdes och de ingår i den här undersökningen, det är Stäkettunneln (420 m) och Svartvikstunneln (480 m) (Banverket 2000).

Banverket beräknade att det totalt under projektet skulle släppas ut 3,1 ton kväve till Mälaren från sprängningsarbeten, varav 1,8 ton från Stäksön och 1,3 ton från Kallhällssidan (Almqvist 1997). Ansökan utgick från att det vid sprängningsarbete i huvudsak skulle användas ANFO-sprängämne (ANFO står för Ammonium Nitrate and Fuel Oil). I recipienten finns ett intag för Görvälns vattenverk som förser norra delen av Storstockholm med vatten. Det var därför viktigt att minimera utsläpp som kunde orsaka påverkan på vattenkvaliteten.

I två vattendommar meddelade 1997-10-31 fick Banverket rätt att bortleda inläckande grundvatten till tunnlar på järnvägssträckan över Stäksön respektive sträckan mellan Kallhäll station och Stäksundet (Stockholms Tingsrätt 1997a, Stockholms Tingsrätt 1997b). Domarna var förenade med villkor att Banverket genomförde ett kontrollprogram för grundvatten och utsläpp i recipient. Allt utgående vatten passerade först genom oljeavskiljningsanläggningar och sedimentationsbassänger innan det släpptes ut i diken som mynnar ut i Mälaren. Varje vecka togs prover på 11 punkter längs dikena och i Mälaren och 5 prover direkt efter sedimentationsbassängerna. Proverna analyserades med avseende på kväve och oljehalt hos det ackrediterade laboratoriet Milab (Rydström 1999).

3.2.1 Stäkettunneln

Sprängningsarbetena i denna tunnel som ligger i Järfälla kommun genomfördes mellan oktober 1998 och april 2000. Liten bergtäckning och hänsyn till omgivande bebyggelse medförde att tunnelsprängningen gick långsamt och försiktigt samt att patroniserat sprängmedel oftast användes. Sammanlagt 17 ton ANFO användes under maj-juni och november-december 1999. Kväveutsläppet från tunneln beräknades till cirka 460 kg vilket ska jämföras med de 1,3 ton som angavs i ansökan till vattendomstolen. Kväveutsläppet motsvarar ett spill på 2,5 %. Minskningen jämfört med ansökan beror på att man använt mer patroniserat sprängämne och mindre ANFO än vad som antogs i ansökan (Rydström 2000a). Miljöegenskaper hos olika sprängämnen förklaras utförligare i avsnittet om kväve. Banverket har även genomfört en omfattande miljöutbildning av all personal och detta kan ha medverkat till att förbättra hanteringen av sprängmedel och minska mängden spill.

3.2.2 Svartvikstunneln

Tunneldrivningen i denna tunnel som ligger i Upplands-Bro kommun pågick mellan november 1998 och april 1999 därefter genomfördes strossning fram till september 1999. Trots att den här tunneln är 60 m längre än Stäkettunneln gick arbetet betydligt fortare. Anledningen är att här fanns det förhållandevis bra bergtäckning och inga fastigheter som kunde ta skada av vibrationer, vilket ledde till att tunneldrivningen kunde ske i normal takt. ANFO användes under hela tunneldrivningen vilket i kombination med att tunneln bröts i normal takt ledde till relativt höga utsläpp av kväve under cirka 5 månader (Rydström 2000b). Sammanlagt användes 40 ton ANFO och 38 ton patroniserat sprängämne (Holmström 2000). Totala kväveutsläppet var ca 990 kg beräknat utifrån mätningar i ett dike där vattnet når Mälaren (Rydström 1999). I detta ingår även kväve från den 120m långa Dalkarstunneln, förskärningar och även bakgrundsbelastningen av kväve från skog och åkermark. Kväveutsläppet motsvarar ett spill på 3 % av kväveinnehållet i sprängämnet som användes i Svartvikstunneln och Dalkarstunneln. Utsläppet kan jämföras med att 1,8 ton kväveutsläpp angavs i ansökan till vattendomstolen.

Bidragande orsaker till minskningen är att mindre ANFO användes än vad som uppskattades i ansökan och att Banverkets miljöutbildning ökade miljömedvetenheten hos personalen och därmed minskade mängden spill. En annan orsak till minskningen är att vattnet leddes genom ett 2.5 km långt bevuxet dike innan det släpptes ut i Mälaren. I diken kan växtligheten uppta kväve och bottenlevande bakterier kan omvandla kväveföreningar till ren kvävgas som avgår till atmosfären.

3.3 BOTNIABANAN

Mellan Kramfors och Umeå byggs sedan augusti 1999 en ny 19 mil lång enkelspårig järnväg. Den södra halvan av Botniabanan går innanför Högakustenområdet och de många bergsryggarna som måste passeras här har medfört att det måste byggas ett stort antal bergtunnlar. Sammanlagt 12 tunnlar på mellan 400 m och 6000 m kommer att behövas. På den norra halvan av banan behövs det som jämförelse bara byggas en tunnel som är 700 m lång.

Inom projekt Botniabanan har jag valt att studera sju tunnlar som befinner sig i olika byggskeden. Tre tunnlar, Kalldalstunneln, Hjältatunneln och Öbergstunneln är färdigbyggda. I Strannetunneln pågår byggnadsarbete (våren 2003). De tre långa tunnelarna genom Åskottsberget, Namntallshöjden respektive Björnböleshöjden har beräknad byggstart under år 2003.

3.3.1 Kalldalstunneln

Denna tunnel ligger i Örnsköldsviks kommun. Umeå tingsrätt lämnade i en dom 1999-12-14 tillstånd enligt miljöbalken att bortleda yt-, grund- och processvatten från Kalldalstunneln till Hjältatjärnen. Tillståndet var förenat med villkor att allt avloppsvatten från tunneln skall passera sedimenteringsbassäng och oljeavskiljning. Oljeavskiljaren skall dimensioneras så att ett riktvärde på 5 mg/l olja räknat som opolära alifatiska kolväten inte överskrids, systematiska föroreningsmätningar skall ske och totala mängden kväve till våtmarksområdet vid Hjältatjärn bör inte överstiga riktvärdet 1500 kg (Umeå tingsrätt 1999). Ett utsläpp av 1500 kg kväve motsvarar att 4 % av den totala mängden kväve i det sprängämne som förbrukas under tunnelbygget slutligen hamnar i tunnelvattnet.

Tunneldrivningen pågick mellan december 1999 och juli 2000. Den totala längden på tunneln är 1089 m och ANFO-sprängmedlen Prillit och Dynamex har använts i stor utsträckning. Kontrollprogrammet visade att den totala belastningen av utsläpp till recipienten under tunnelbygget uppgick till 1500 kg suspenderad substans, 2,5 kg olja och 350 kg kväve. Avskiljningsgraden av suspenderad substans i sedimentationsdammarna uppskattades till 75-80 %. Halten opolära alifatiska kolväten i utgående vatten var med få undantag under detektionsgränsen 0.1 mg/l (Berglund 2001).

Kväveutsläppet motsvarar ett spill på cirka 1 % vilket är förhållandevis lite med tanke på att ANFO-sprängmedel har använts. Mätningar av kvävehalten i recipienten under byggtiden visar på en ungefärlig fördubbling jämfört med den naturliga kvävehalten under vinterhalvåret och en ökning med 700 % under juni-juli. En förklaring till dessa variationer och till de oväntat låga utsläppsvärdena totalt sett kan vara att mycket kvävehaltigt vatten frös fast på sprängstenen under vintern och transporterades ut med stenen till järnvägsbanken i sjökanten. När vårregnen kom kan detta kväve ha lakats ut och förts till Hjältatjärn utan att påverka uppmätta utsläppshalter (Grinder & Nilsson 2001).

3.3.2 Hjältatunneln

Hjältatunneln ligger i Örnsköldsviks kommun. Umeå tingsrätt lämnade 2000-06-22 tillstånd enligt miljöbalken att bortleda yt-, grund- och processvatten från Hjältatunneln till Hjältatjärnen eller Tävrasjön. Tillståndet var förenat med villkor att allt avloppsvatten från tunneln skall passera sedimenteringsbassäng och oljeavskiljning där oljeavskiljaren skall dimensioneras så att ett riktvärde på 5 mg/l olja räknat som opolära alifatiska kolväten inte överskrids. Vattnet skall dessutom renas ytterligare exempelvis genom översilning av mark, ett kontrollprogram ska genomföras och kväveutsläppet skall minimeras (Umeå tingsrätt 2000a).

I övrigt gäller att verksamheten skall bedrivas och anläggningarna utföras i huvudsaklig överensstämmelse med ansökan. Detta innebär att för kväveutsläpp så gäller värdet i Banverkets ansökan till miljödomstolen som riktvärde. I ansökan uppskattades totala utsläppet till 2255 kg, vilket motsvarar 4 % kvävespill (Umeå tingsrätt 2000a). Länsstyrelsen i Västernorrlands län beslutade att som riktvärde för tunnelbygget skall utspädning ske innan utgående avloppsvatten når recipienten så att koncentrationen av ammoniumkväve ej överstiger 5 mg/l, detta för att förhindra att ammoniakhalten når toxiska nivåer ($>7-9$ mg/l) (Bengtsson & Steinwall 2000).

Tunneldrivningen pågick mellan augusti 2000 och juni 2001. Totala längden på tunneln är 1260 m och sprängningen har skett utifrån ett 200 m långt mellanpåslag. Under tunneldrivningen har man fått problem med ammoniakbildning i det dike som tunnelvattnet avleddes till. Ammoniaken bildades när ammoniumnitrat från sprängningen utsattes för vatten med högt pH-värde från betonganvändning. För att undvika problem vid bildning av ammoniak övergick man till att leda processvattnet i rör i stället för i öppna diken ner till Tävrasjön. Väl i Tävrasjön sker en snabb utspädning så att toxiska halter av ammoniak ej uppstår. Utifrån kontrollprogrammet beräknades att utsläppen från tunneldrift uppgick till 19 895 kg suspenderat material och 3466 kg kväve. pH har varierat mellan 7 och 12. Riktvärdet för opolära alifatiska kolväten (5 mg/l) har överskridits i maj, juli och oktober men normalt var halten under gränsvärdet. Kväveutsläppet motsvarar ett sprängämnesspill till vatten på ca 9 % (Berglund 2002).

I Botniabanans miljörapport 2001 diskuteras olika förklaringar till de höga utsläppen av kväve och suspenderad substans från Hjältatunneln i jämförelse med den samtidigt byggda Öbergstunneln (Berglund 2002). Att Hjältatunneln drevs med ett mellanpåslag kan ha gett högre halter suspenderat material eftersom vattnet pumpades ut istället för att avledas med självfall där mer sedimentation kan ske. En annan anledning kan vara att osäkerhet i beräkningarna och orepresentativa mätvärden har spelat in. Vid bygget av Hjältatunneln användes slurrysprängmedlet SSE som har en krämig konsistens och detta kan ha lett till högre andel spill eftersom SSE lättare följer med laddningsaggregatet ut efter laddning (Berglund 2002).

3.3.3 Öbergstunneln

Denna tunnel ligger i Örnsköldsviks kommun. Tillstånd enligt miljöbalken för att bortleda grundvatten från den 480 m långa tunneln lämnades av Umeå tingsrätt 2000-12-14. Villkoren för tillståndet var att olje- och partikelavskiljning skulle genomföras, att ett kontrollprogram skulle finnas och att utsläppen av kväve och

tättningsmedel skulle minimeras. Dessutom delegerade domstolen åt miljömyndigheterna att fastställa eventuellt erforderliga ytterligare villkor (Umeå tingsrätt 2000b). Enligt miljökonsekvensbeskrivningen som medföljde tillståndsansökan så beräknades kväveutsläppet från tunneln bli 725 kg (Rybäck 2000).

På grund av problem med stora dygnsvariationer och ickerepresentativa stickprov i tidigare tunnelbyggen beslöt Banverket och länsstyrelsen i Västernorrlands län att under det här tunnelbygget arbeta med larmnivåer i recipienten Dombäcksviken. Larmnivåerna fungerade så att om någon av följande värden överstegs; 5 mg/l totalkväve, pH 8 eller 250 mg/l suspenderat material, så skulle tillsynsmyndigheterna kontaktas för en diskussion om vilka åtgärder som borde vidtas (Rindeskog 2001a).

Tunneldrivningen pågick mellan mars och september 2001. Larmnivåerna uppnåddes aldrig och halten opolära alifatiska kolväten översteg nästan aldrig 5 mg/l. Även i övrigt uppnåddes låga utsläppsvärden, beräknade mängden suspenderat material var 1445 kg och kväveutsläppet var bara 46 kg enligt mätningarna (Berglund 2002). Detta skulle innebära att bara 0,3 % av kvävet från sprängämnet har läckt ut, en mycket låg siffra speciellt med tanke på att sprängningarna utfördes med ANFO-sprängmedel och att arbetet skedde på sommaren när inte kvävehaltigt vatten kan fraktas ut som is. Hur skall man då förklara att sprängämnesspillet var 30 gånger större i Hjältatunneln än i Öbergstunneln? Förutom det som redan är sagt under Hjältatunneln om mellanpåslag, sprängmedel och osäkra mätvärden så diskuteras i Botniabanans miljörapport 2001 även utspädning av ytvatten. Öbergstunnelns pumpgrop och reningsanläggningar var placerade i tunnelmynningen så att ytvatten kunde späda ut föroreningshalten utan att det påverkade den uppmätta volym vatten som beräkningarna grundar sig på (Berglund 2002).

3.3.4 Strannetunneln

Strannetunneln byggs i Örnsköldsviks kommun. Tillstånd enligt miljöbalken lämnades i Umeå tingsrätt 2001-09-14 för att bortleda inläckande grundvatten i tunneln under Stranneberget. Villkoren för tunnelvattnet i tillståndet var att det skulle passera sediment- och oljeavskiljning samt att spill av sprängämnen och tättningsmedel skulle minimeras. Miljödomstolen delegerade åt länsstyrelsen att fastställa eventuella ytterligare villkor (Umeå tingsrätt 2001). Länsstyrelsen beslutade att bland annat följande villkor skall gälla för tunnelbygget: Behandlingsanläggningen för olje- och slamavskiljning dimensioneras så att en uppehållstid på 2,5 h och med en högsta ytbelastning på $1\text{ m}^3/\text{m}^2$ uppnås. Oljehalten i utgående tunnelvatten bör inte överstiga riktvärdet 5 mg/l (Bengtsson & Bertilsson 2001).

Bygget av den 1310 m långa tunneln påbörjades i november 2001 och man beräknar att arbetet kommer att pågå till september 2003. Banverket bedömer att kväveutsläppet blir knappt 2300 kg vid ett spill på 4 %. Länsstyrelsen har gett dispens till att avleda allt tunnelvatten till den näringsrika fågelsjön Öfjärden som är avsatt som fågelskyddsområde. Tunnelvattnet medför en ökad kvävebelastning i sjön Öfjärden på mellan 10 och 20 %. Eftersom Öfjärden har en snabb vattenomsättning och tunnelbygget pågår under en begränsad tid så bedöms miljöeffekterna bli övergående (Rybäck & Rindeskog 2001).

3.3.5 Åskottstunneln

En 3300 m lång planerad tunnel med byggstart under år 2003 belägen strax norr om Ångermanälven i Kramfors kommun. Tillstånd enligt miljöbalken för att leda bort grundvatten beviljades 2002-12-03. Arbetena på tunneln skall utföras i huvudsaklig överensstämmelse med vad som har angivits i ansökan (Östersunds tingsrätt 2002a). Miljöarbetet vid tunnelbygget beskrivs i miljökonsekvensbeskrivningen som medföljde ansökan. Enligt planerna skall allt processvattnet passera partikel- och oljeavskiljning. Kväveutsläppet från tunneln beräknas uppgå till 5500 kg vilket motsvarar ca 4 % spill. Allt processvattnet leds direkt till Ångermanälven och därmed späds det ut minst 50000 gånger. Miljökonsekvenserna av kvävetillskott, höga pH-värden och ökad grumlighet är att betrakta som obefintliga enligt miljökonsekvensbeskrivningen (Berg & Vestin 2002).

3.3.6 Björnböleshöjdstunneln

En 5200 m lång tunnel med planerad byggstart 2003 belägen i södra delen av Örnsköldsviks kommun. Banverket beviljades 2002-11-22 tillstånd enligt miljöbalken för att leda bort grundvatten. Enligt tillståndet måste Banverket lämna in ett kontrollprogram till tillsynsmyndigheterna innan arbetena påbörjas. I övrigt skall verksamheten bedrivas i huvudsaklig överensstämmelse med ansökan (Umeå tingsrätt 2002). Med 4 % spill blir kväveutsläppet från tunnelbygget ca 10 000 kg. Efter behandling med partikel- och oljeavskiljning finns det olika förslag till recipienter för tunnelvattnet. Möjliga recipienter är sjöarna Hinnsjön och Stor Åbodsjön och myren Tranemyran (v Brömssen 2002a).

3.3.7 Namntallshöjdstunneln

En 6000 m lång tunnel som blir Sveriges längsta järnvägstunnel om den hinner bli klar före tunneln genom Hallandsåsen. Tunneln är belägen på gränsen mellan Sollefteå kommun och Örnsköldsviks kommun. Planerad byggstart är under år 2003. Banverket har 2002-12-03 beviljats tillstånd enligt miljöbalken för att avleda grundvatten vid tunnelbygget (Östersunds tingsrätt 2002b). Enligt miljökonsekvensbeskrivningen i ansökan till miljödomstolen så beräknas lakvattnet från tunnelbygget innehålla 14 ton kväve. För att minska påverkan på den känsliga Leån så planerar man här att använda olika myrmarker som recipient för tunnelvattnet. Andra möjliga recipienter är sjöarna Harasjön och Stor Degersjön (v Brömssen 2002b).

3.4 ÅSATUNNELN

På västkustbanan vid Åsa samhälle i södra delen av Kungsbacka kommun bygger Banverket en 1850 m lång dubbelspårstunnel med en parallell servicetunnel. Vänersborgs tingsrätt gav tillstånd till bygget 2000-10-12 men eftersom ansökan ingavs redan 1997 så behandlades ansökan enligt den gamla vattenlagen. Villkoren i vattendomen var att vattnet skulle passera oljeavskiljning, sedimentering och en anlagd våtmark innan det släpptes ut i Lundaån (Vänersborgs tingsrätt 2000).

Lundaån är ett havsöringsförande vattendrag men havsöringsstammen är inte så bra som den skulle kunna vara på grund av problem med låg vattenföring och näringsläckage. Tunnelprojektet kan därför få både positiva och negativa konsekvenser på havsöringsbeståndet eftersom både vattenföringen och föroreningsmängden ökar. Enligt domen krävdes vidare att ett kontrollprogram för vattenkvalité upprättas och att samråd hålls med Länsstyrelsen, kommunen och fiskeriverket (Vänersborgs tingsrätt 2000). Totala kväveutsläppet beräknades till ca 1825 kg.

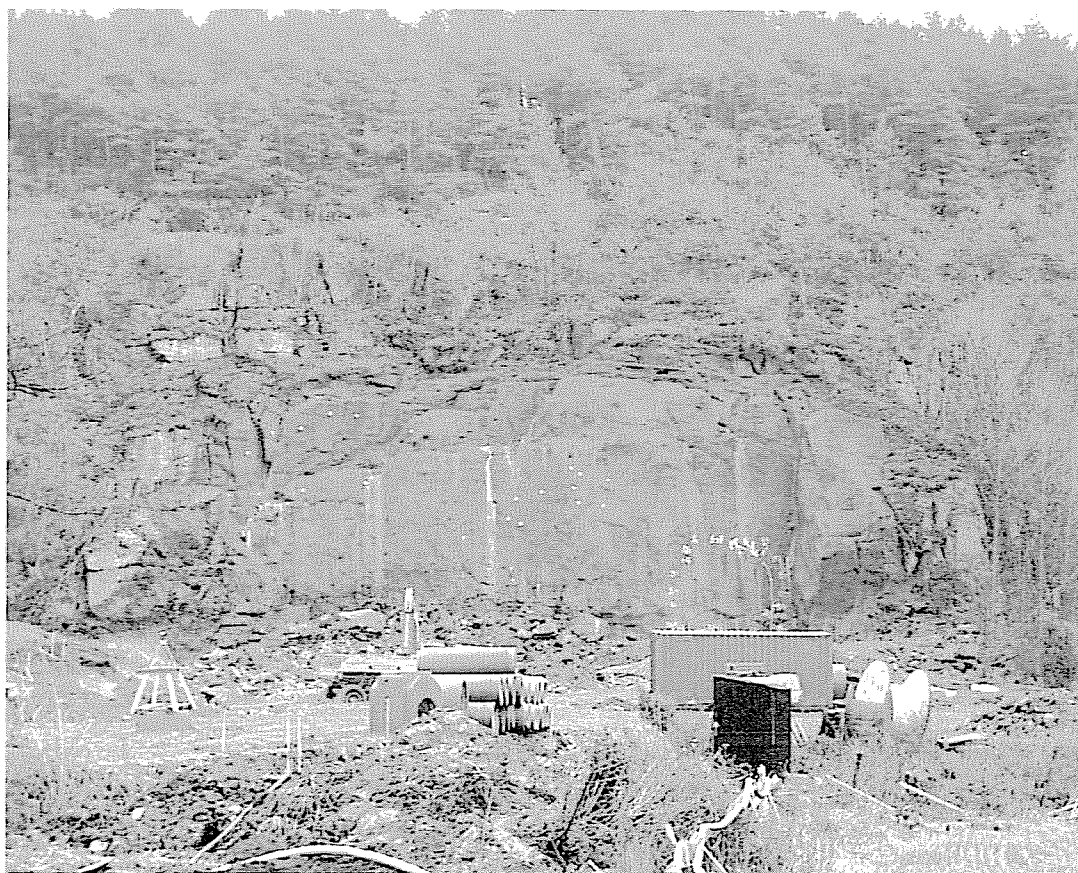


Bild 3. Förberedande arbete vid norra tunnelpåslaget för Åsatunneln

Anläggningen av den planerade våtmarken krävde omfattande ingrepp i landskapet med upp till 4 meter jordschaktning samtidigt som reningseffekten uppskattades till ca 21 kg kväve per år (Martinsson 2002). På grund av den kraftiga miljöpåverkan och den begränsade nyttan med en anlagd våtmark beslöt Banverket i samråd med länsstyrelsen och kommunen att ersätta den planerade våtmarken med en översilningsäng. En översilningsäng är en bevuxen markyta där man släpper ut vatten som får infiltrera i marken. Gränsvärdet för olja i utgående renat tunnelvatten sattes till 5 mg/l. För att undvika ammoniakbildning så mäts pH kontinuerligt och justeras med en automatisk syradoserare så att det håller sig mellan pH 6 och pH 8 innan vattnet avleds till recipient. Entreprenören skall genomföra kontrollmätningar av pH, konduktivitet, oljeindex, suspenderade ämnen, kväve och alkalinitet. Om konduktiviteten förändras mycket skall Banverket kontaktas för beslut om ytterligare åtgärder (Tautila 2002).

3.5 TROLLHÄTTETUNNELN

Vid Norge/Vänernbanan bygger Banverket en 3500 m lång dubbelspårstunnel i Trollhättan. Byggstart skedde i november 2002 och byggtiden är beräknad till tre år. Vänersborgs tingsrätt gav i en vattendom 2001-06-29 tillstånd enligt vattenlagen för att bortleda grundvatten på sträckan. Utsläppet från tunnelbygget beräknades uppgå till 30-80 ton totalkväve. De höga värdena kan delvis förklaras med att beräkningarna inkluderar det kväve som förs ut ur tunneln med sprängstenen. Tunnelvattnet avleds huvudsakligen via bäck och dagvattenledning till recipienten Göta älv. Älvens stora vattenflöde späder ut utsläppet så mycket att tillskottet trots allt blir försumbart. I vattendomen föreskrevs att ett kontrollprogram skulle genomföras i samråd med miljömyndigheterna (Vänersborgs Tingsrätt 2001).

Miljökraven för processvattnet säger att allt vatten skall genomgå sedimentering, oljeavskiljning och att pH i utgående vatten skall neutraliseras till mellan pH 6 och pH 8. Gränsvärdet för olja är 5 mg/l och larmnivå för suspenderat material är 500 mg/l, eventuellt kan gränsvärden för andra ämnen tillkomma under entreprenaden. Det här projektet har den mest omfattande listan över parametrar som skall kontrollmätas i tunnelvattnet. Parametrar som skall mätas med olika intervall är pH, konduktivitet, alkalinitet, turbiditet, färg, suspenderat material, nitratkväve, nitritkväve, ammoniumkväve, totalkväve, oljeindex, sulfat, koppar, järn, zink, kadmium, bly, krom, nickel och arsenik. Dessa mätningar skall ske på vattenprover från flera olika provplatser (Andersson 2002).

4 JÄMFÖRELSE OCH SAMMANFATTNING

I den skriftliga dokumentationen av de tolv studerade tunnelprojekten återkommer hela tiden samma tre vattenföroreningar; olja, kväve och suspenderat partikulärt material. Det är utsläpp av dessa tre föroreningar som entreprenörer åläggs att vidta åtgärder för att minimera och det är för de här föroreningarna som tillsynsmyndigheterna fastställer gränsvärden och riktvärden vid tunnelbyggen. Därför har jag valt att koncentrera detta arbete på att ge dessa tre miljöföroreningar en utförlig beskrivning. Höga pH-värden kan ge problem med att ammoniumkväve omvandlas till ammoniak, vid låga pH-värden finns det risk för att metallföreningar i borrhaxet lakas ut till vattnet. Krav på neutralisering av extrema pH-värden förekommer vid en del tunnelprojekt. Tabell 1 visar vilka krav som miljödomstolar och tillsynsmyndigheter har fastställt för olika tunnelprojekt.

Projekt	Totalkväve	Olja	pH	Susp Material	Kommentar
Södra Länken	Minst 20 mg/l	Högst 50 mg/l	Mellan 6,5-11	Högst 300 mg/l	Riktlinjer för avloppsreningsverk
Stäket-tunneln	-	-	-	-	Totalt högst 3,1 ton kväve för hela Kallhäll-Kungsängen projektet.
Svartviks-tunneln	-	-	-	-	
Kalldals-tunneln	Totalt 1500 kg	Max 5 mg/l	-	-	Riktvärde/ Gränsvärde
Hjälta-tunneln	Högst 5 mg/l	Högst 5 mg/l	-	-	Riktvärde för NH_4^+ / Riktvärde
Öbergs-tunneln	Över 5 mg/l	-	Över 8	Över 250 mg/l	Larmnivå i recipient
Stranne-tunneln	-	Högst 5 mg/l	-	-	Riktvärde
Åskotts-tunneln	-	-	-	-	Värden finns ännu ej fastslagna
Björnböles-tunneln	-	-	-	-	Värden finns ännu ej fastslagna
Namntalls-Tunneln	-	-	-	-	Värden finns ännu ej fastslagna
Åsa-Tunneln		Max 5 mg/l	Mellan 6-8		Gränsvärde /Riktvärde
Trollhätte-tunneln		Max 5 mg/l	Mellan 6-8	Högst 500 mg/l	Gränsvärde/ Riktvärde/Riktvärde

Tabell 1. Gränsvärden/riktvärden/larmnivåer för olika tunnlar.

I tabell 1 förekommer tre olika sätt att ange värden på hur höga utsläpp får vara. Tabellen beskriver gränsvärden, riktvärden och larmnivåer. Ett gränsvärde har innebörden att uppmätta halter **skall** inte överstiga detta värde, ett riktvärde betyder att uppmätta halter **bör** inte överstiga detta värde och en larmnivå betyder att om uppmätt värde överstiger denna nivå skall samråd ske med tillsynsmyndigheten för att besluta om ytterligare åtgärder bör vidtas.

4.1 OLJA

Med tunnelvattnet följer olika oljeföreningar. Oljehalt i vatten mäts enligt svensk standard som antal milligram opolära alifatiska kolväten per liter vatten (SS 028145-4).

4.1.1 Miljöpåverkan av oljeutsläpp

Oljeföreningar är toxiska för fisk, alger och andra vattenlevande organismer även i låga halter. Vattenorganismer som utsätts för olja kan drabbas av akut förgiftning, tumörer och reproduktionsstörningar. Om det samlas större mängder olja på vattenytan kan sjöfåglar drabbas genom att deras fjäderdräkts isolerande förmåga förstörs om den blir nedsmutsad med olja.

Oljeutsläpp kan också förstöra dricksvattentäkter och enskilda brunnar. Olja kan påverka smaken på dricksvatten redan vid halter som inte innebär någon hälsorisk för människor. Det här var ett av orosmomenten vid bygget av dubbelspåret mellan Kallhäll och Kungsängen. Projektet genomfördes i närheten av Görvälns ytvattentäkt i Mälaren. Man räknade ut att ett utsläpp på 60 liter dieselolja i Görvåln skulle totalt förstöra smaken på dricksvattnet för en halv miljon konsumenter.

4.1.2 Ursprung till oljeföreningar i tunnelvatten

Olja i tunnelvatten härstammar från sprängmedel och fordon. ANFO-sprängmedel består till ca 5 % av dieselolja och 95 % ammoniumnitrat. Via spill, ofullständig detonation och slangbrott sprids ANFO-sprängmedlet ut i tunneln (Sjölund 1997). Ammoniumnitratet löser sig snabbt i vatten och kvar blir dieseloljan som flyter på vattenytan.

I ett tunnelprojekt används det många olika specialfordon och maskiner för att bland annat borra, ladda sprängämnen, injektera tätningsmedel, gräva upp sprängsten och frakta ut sprängsten ur tunneln. I fordon och maskiner används olika typer av oljor som drivmedel, i motorn, i hydrauliken och för att smörja alla rörliga delar. Under arbetets gång läcker det sakta ut mindre mängder olja till omgivningen och en hel del av detta hamnar så småningom i tunnelvattnet.

Ovanstående källor ger ett kontinuerligt om än varierande tillflöde av olja till tunnelvattnet. Vid olyckor kan plötsligt mängden olja som följer med utgående vatten öka dramatiskt. Den vanligaste olyckstypen där stora oljeläckage förekommer är brott på hydraulslangar. De flesta rörelser med arbetsmaskiner regleras av hydraulsystem där olja flödar genom gummislangar under högt tryck. Då och då brister en hydraulslang varvid upp till ett par hundra liter hydraulolja kan rinna ut på marken. Även om man snabbt påbörjar sanering av oljan så är det svårt att få med allt och en del olja hamnar sedermera i tunnelvattnet.

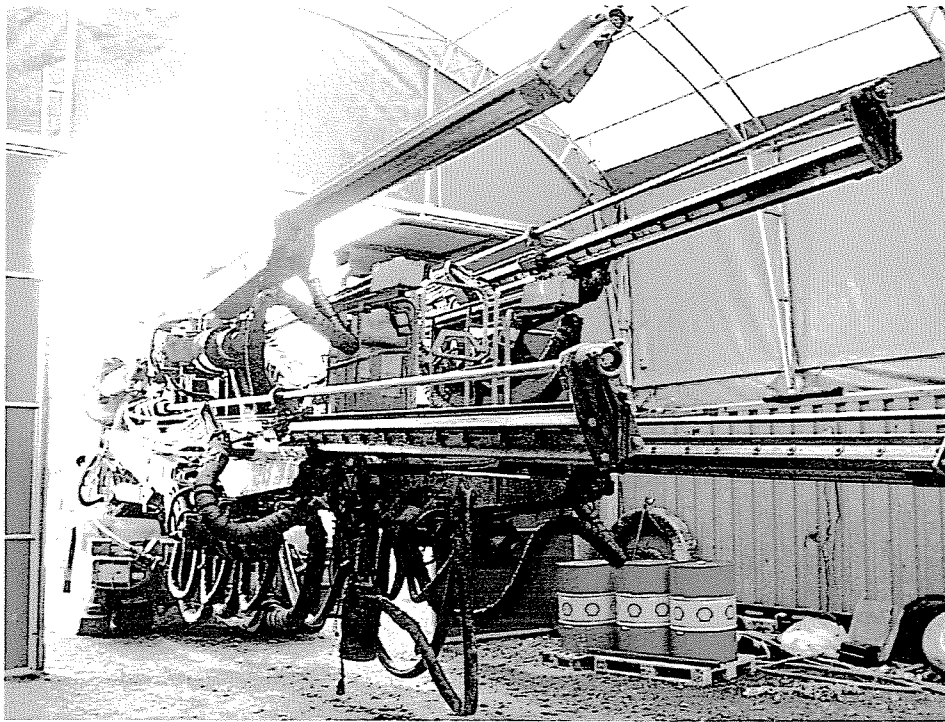


Bild 4. Borrrigg med hydraulsystem som kan ge upphov till oljeläckage.

4.1.3 Gränsvärden för olja

Det gränsvärde/riktvärde som oftast används vid tunnelbyggen är 5 mg/l för utgående tunnelvatten efter rening. Detta värde används i fem av de nio tunnlar där arbete pågår eller har avslutats. Det enda avvikande värdet är Södra Länken projektet där halten opolära alifatiska kolväten inte bör överstiga 50 mg/l. Södra länken är dock ett speciellt projekt eftersom det är det enda tunnelbygget i undersökningen där vattnet leds till ett kommunalt avloppsreningsverk.

4.1.4 Hur hanteras oljeutsläpp i dag

Olja har de praktiska egenskaperna att dels inte blanda sig med vatten och dels vara lättare än vatten vilket gör att den ansamlas på vattenytan. Detta kan utnyttjas i olika typer av oljeavskiljningsanläggningar. Den vanligaste och enklaste lösningen är att det utpumpade tunnelvattnet får passera genom en container med fastsvetsade skiljeväggar som vattnet enbart kan passera undertill. Oljan blir kvar på ytan bakom skiljeväggarna och kan samlas upp med jämna mellanrum, se bild 5 & 6. Det här är en praktisk metod som är driftsäker och kräver förhållandevis lite tillsyn. Uppsamlandet av den olja som ansamlats på vattenytan kan ske på olika sätt. Olja som har kletat fast vid väggarna kan skrapas av. Olja som flyter på ytan kan fångas upp om man strör ut absorberingsmedel som häftar vid oljan så att den kan skummas av. Alternativt kan oljan sugas upp med en sugbil, detta medför dock att man kan få med en hel del vatten. På Södra Länken projektet har man haft en metod där en roterande plasttrumma har placerats i containern så att hälften av den sticker upp ovanför vattenytan. Oljan fastnar på trumman och följer med upp när trumman roterar, en plåt skrapar sedan av oljan ner i ett uppsamlingskärl. Denna utrustning innehåller teknik som kan krångla och tillsammans med oljan avskiljs även en hel del vatten. Allt oljehaltigt avfall betraktas som farligt avfall och skall skickas till godkänd avfallsanläggning.



Bild 5. Oljeavskiljning vid Strannetunneln.

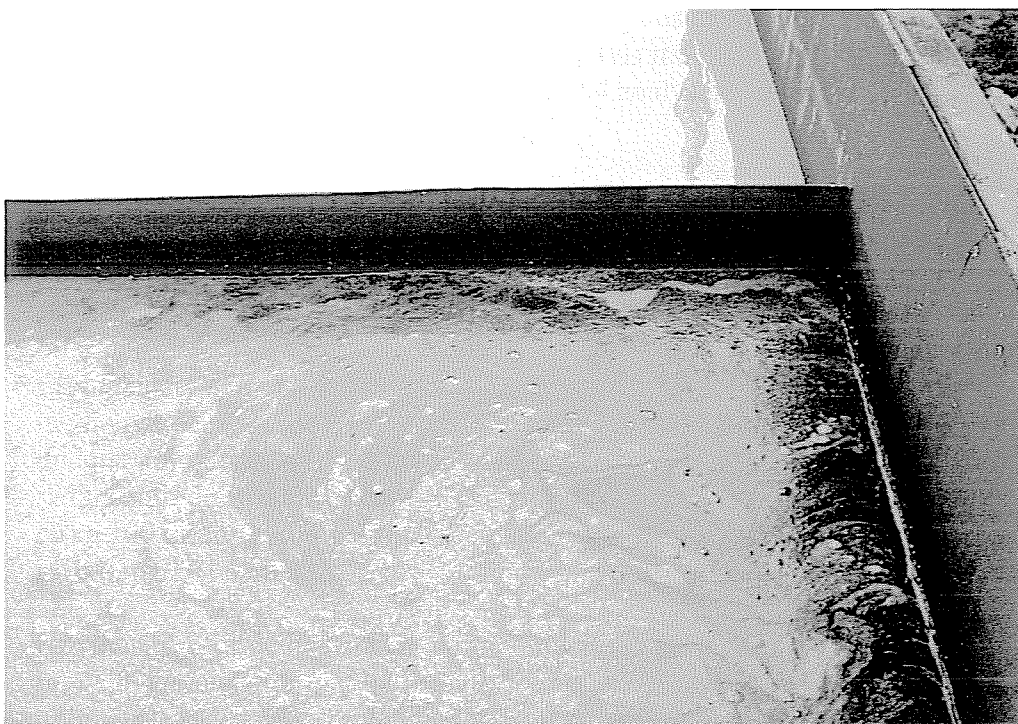


Bild 6. Oljeavskiljning detaljbild, Åsatunneln.

Erfarenheterna från drift av oljeavskiljningsanläggningar är varierande.

Kalldalstunnelns rening fungerade riktigt bra och oljehalten låg med få undantag under 0,1 mg/l och det sammanlagda utsläppet från Kalldalstunneln beräknades till ca 2,5 kg (Berglund 2001). Stäkettunneln i Kallhäll-Kungsängenprojektet hade en högsta uppmätt oljehalt av 200 mg/l och ett medianvärde av 1,1 mg/l.

På bygget av Svartvikstunneln, inom samma projekt, var den högsta uppmätta halten 9,2 mg/l, medianvärdet var 0,28 mg/l och tjugotvå prover låg under detektionsgränsen 0,1 mg/l (Rydström 2000a).

Hjältatunneln hade ett riktvärde för olja på 5 mg/l. Av 39 analyserade prover på utgående vatten så översteg sju detta värde och den högsta uppmätta halten var 70 mg/l, medianvärdet var 1,3 mg/l (Botniabanan 2001). Öbergstunneln hade inga definierade gränsvärden för olja, det högsta uppmätta värdet var 6,3 mg/l och medianvärdet var 0,61 mg/l (Lemminkäinen Construction Ltd 2002). För vidare jämförelser se tabell 2.

Projekt	Olja medianhalt	Olja högsta halt	Olja lägsta halt	Antal prov
Stäkettunneln	1,1	200	0,1	54
Svartvikstunneln	0,28	9,2	0,1	67
Hjältatunneln	1,3	70	0,1	39
Öbergstunneln	0,61	6,3	0,12	27
Essingeleden	1,1	4,4	0,3	32
Radhusområde	0,6	1,2	0,2	9

Tabell 2. Uppmätta oljehalter i enheten mg/l.

Jag har valt att enbart använda medianvärde istället för aritmetiskt medelvärde i det här examensarbetet. Anledningen till detta är att mätvärdena för olja, kväve och suspenderade partiklar har en ojämn fördelning med ett fåtal mycket höga värden. Detta medför att aritmetiskt medelvärde ger en dålig beskrivning av verkligheten. Oljehalten i tunnelvatten från Stäkettunneln har exempelvis medianen 1,1 mg/l och ett aritmetiskt medelvärde på 9,1 mg/l. Hela 46 av totalt 54 analyserade prover ligger under medel, bara åtta prover har värden över 9,1 mg/l.

4.1.5 Vad motsvarar utsläppet i jämförelse med andra utsläppskällor?

Man kan jämföra oljehalten i tunnelvatten med oljehalten i avrinnande vägdagvatten. Essingeleden i Stockholm är en motorled där trafikbelastningen uppgår till 120 000 bilar per dygn. Åren 1996-1997 analyserades 32 prover på vägdagvatten från Essingeleden. Oljehalten mätt som opolära alifatiska kolväten uppvisade ett medianvärde på 1,1 mg/l (Ekvall & Strand 2001). I samma rapport beskrivs en undersökning från år 1996 där man analyserade 9 prover på dagvatten från ett radhusområde i Farsta söder om Stockholm. Trafikbelastningen i radhusområdet är cirka 100 bilar per dygn. Oljehalten i dagvattnet från radhusområdet hade medianvärdet av 0.6 mg/l, (tabell 2).

Om man jämför de här undersökningarna med analyserna av tunnelvatten från olika tunnelbyggen så framgår både skillnader och likheter. Den tydligaste skillnaden är att uppmätta värden från tunnelbyggen har en mycket större spridning än mätvärden från vägdagvatten. I en serie prover av tunnelvatten är det vanligt både att oljehalten är under detektionsgränsen 0.1 mg/l för flera prov och att enstaka värden är mycket höga, i ett fall hela 200 mg/l. Oljehalterna i vägdagvatten var jämförelsevis mer enhetliga, det lägsta uppmätta värdet var 0,2 mg/l och det högsta var 4,4 mg/l för de två redovisade undersökningarna.

Det är värt att notera att alla fyra tunnelprojekt och de två mätningarna av oljehalt i vägdagvatten trots skillnaden i spridning har medianhalter av ungefär samma storleksordning. Medianhalten för Svartvikstunneln (0,28 mg/l) är knappt hälften av halten i radhusområdet i Farsta. Öbergstunneln och radhusområdet har ungefär samma

medianutsläpp (0,6 mg/l). Från Stäkettunneln var medianutsläppet lika högt som från Essingeleden (1,1 mg/l) och Hjältatunnelns utsläpp var ytterligare något högre (1,3 mg/l). Oljehalten i tunnelvatten är alltså ungefär lika hög som oljehalten i vägdragvatten.

Det finns vissa svårigheter med att uppskatta hur stort det totala oljeutsläppet är från ett tunnelbygge. Utgående oljehalt och vattenmängd varierar båda kraftigt. Oljehalten varierar så mycket att utgående halt kan öka hela 1000 gånger från en veckas provtagning till nästa. Den enda uppgift jag har om totalbelastning från ett tunnelprojekt är från Kalldalstunneln. Där beräknades det totala oljeutsläppet utifrån uppmätta värden till ca 2,5 kg (Berglund 2001).

Utsläppet av 2,5 kg olja från bygget av Kalldalstunneln kan jämföras med hur mycket oförbränd bensin och motorolja som släpps ut till vattnet när man kör en fritidsbåt med tvåtakts utombordsmotor. Tvåtakts utombordsmotorer läcker ut ca 25 % av det bränsle som tillförs motorn till vattnet (Björzell 2002). Kalldalstunnelns samlade oljeutsläpp motsvarar det utsläpp till vatten som man får om man förbränner 10 kg bränsle i en tvåtakts fritidsbåtmotor.

4.1.6 Förslag till åtgärder för att minska utsläpp av olja

För att förhindra att olja släpps ut till recipient måste oljeavskiljningsanläggningen kontrolleras ofta och den skall tömmas på uppsamlad olja med jämna mellanrum. Oljeavskiljningsanläggningen bör också konstrueras med flera uppsamlingssteg om olja skulle passera förbi det första steget. Ett kontrollprogram med analys av oljehalt i utgående vatten är viktigt för att bedöma om anläggningen fungerar tillfredställande.

Som förebyggande åtgärd är det mest betydelsefulla att minimera spill av oljehaltigt sprängmedel och olja från fordon och maskiner. All uppställning och tankning av fordon liksom all annan verksamhet som innefattar hantering av oljor ska ske på ytor med ett tätskikt i botten. För att minska konsekvenserna av ett hydraulslangsbrott kan miljöanpassad hydraulolja användas och dessutom bör det finnas en säck med oljeabsorberingsmedel i varje arbetsfordon. I den dagliga tillsynen av utrustningen bör det också ingå kontroll av alla hydraulslangar. Upptäcker man att en hydraulslang börjar bli sliten bör den bytas ut i förebyggande syfte.

4.2 SUSPENDERAT PARTIKULÄRT MATERIAL

Suspenderat partikulärt material är en samlingsbenämning på de fasta partiklar av jord och sten som på grund av sin låga vikt virvlas upp och transporteras med av vatten i rörelse. Den standardiserade analysmetoden för suspenderat material finns beskriven i SS-EN 872-1.

4.2.1 Miljöpåverkan från utsläpp av suspenderat partikulärt material

Utsläpp av suspenderat partikulärt material medför två olika miljöproblem: grumling och sedimentation. En ökad grumling minskar mängden solljus som når vattendragets botten, detta minskar växtproduktionen och indirekt även näringstillgången för djuren högre upp i näringskedjan. Grumling kan ge skador på gälarna hos fiskar och andra vattenlevande djur. De flesta fiskarter kan överleva några veckor i måttligt grumligt

vatten. Detta är en viktig egenskap hos fiskar som lever i strömmande vatten eftersom den naturliga grumlingen ökar vid kraftigt vattenflöde, exempelvis en vårflood. Mycket hög halt av suspenderat material är dödligt för de flesta fiskarter (Rivinoja & Larsson 2000).

En ökad sedimentation kan leda till syrebrist på botten av vattendraget vilket medför ökad dödlighet för fiskägg, musslor och insektslarver. Finkorniga partiklar kan sedimentera mellan grövre gruskorn och därmed göra så att botten blir mera kompakt. Laxfiskar leker endast på grusbotten och om grusbotten minskar i antal så leder det till att reproduktionen minskar (Rivinoja & Larsson 2000).

Ett finkornigt material som sedimenterar på botten av en lugn å vid lågvattenföring resuspenderas vid nästa vårflood och förs med ut till närmaste sjö eller havsvik där det långsamt sedimenterar på nytt. Grovkornigt sediment kan bilda bankar på åbotten som det tar flera år att erodera bort. När stora partiklar når en åmynning där vattenhastigheten sjunker så sedimenteras de omgående. Finkorniga partiklars förmåga att hålla sig svävande gör att när dessa når en sjö så sker en långsam sedimentation samtidigt som partiklarna sprids ut i sjöns hela volym. Utspridningen minskar risken för miljöproblem i sjön. Sedimentationstider vid olika partikelstorlek framgår av tabell 3.

4.2.2 Ursprunget till suspenderat partikulärt material i tunnelvatten

Problemet med suspenderat partikulärt material i utgående tunnelvatten uppkommer huvudsakligen vid två olika typer av arbeten; jordschakt i förskärningar och borrhning i berg. När man schaktar jord i förskärningar frigörs ofta betydande mängder jordpartiklar och humusämnen som kan transporteras med regnvattnet ut i diken och vattendrag. Om man lämnar bara jordslänter utan något skydd mot erosion kommer jordpartiklar att fortsätta läcka ut vid varje regn tills slänten stabiliseras genom att enbart grövre material återstår i ytskiktet. På grund av jordens innehåll av organiskt material så har den låg densitet och sedimenterar därför långsamt. Detta medför att jordpartiklar är svåra att rena bort med sedimentationsmetoder och att de kan orsaka allvarlig grumling i vattendrag långt nedströms erosionsplatsen.

Den andra källan till suspenderat partikulärt material är det finmalda mineralpulver, borrhax, som bildas när man borrar hål i berg. Borrhaxet transporteras ut från borrhålen med borrhagens processvatten och hamnar på tunnelns golv där det blandas med grundvatten och partiklar från cementinjektering och sprängning. När tunnelvattnet sedan pumpas eller leds ut ur tunneln spolats mycket av partiklarna med. Borrhaxet består av kompakta partiklar med hög densitet vilket ger en relativt hög sedimentationshastighet.

4.2.3 Gränsvärden för suspenderat partikulärt material

Det enda gränsvärde som har fastslagits för något av de tolv tunnelprojekten är det som gäller för Södra länken. Gränsvärdet sattes till 50 mg/l tunnelvatten för utsläpp till Årstaviken. Detta värde visade sig vara mycket svårt att uppnå under byggprocessen varför man i 14 av 15 delentreprenader övergick till att leda tunnelvattnet till Henriksdals reningsverk. Detta reningsverk hade ett riktvärde för ingående suspenderat material på 300 mg/l (Kiderud 2000).

Trollhättetunneln har ett riktvärde på 500 mg/l för utsläpp av suspenderat material i tunnelvatten (Andersson 2002). För Öbergstunneln gäller en larmnivå på 250 mg/l i recipienten och om denna nivå överskrids så skall behovet av ytterligare åtgärder beslutas i samråd med tillsynsmyndigheterna (Rindeskog 2001a). För övriga tunnlar har inte miljömyndigheterna fastställt några utsläppsvärden för suspenderat partikulärt material.

4.2.4 Hur hanteras utsläpp av suspenderat partikulärt material i dag

De suspenderade partiklarna har en densitet som är högre än vattnets och kommer följaktligen att sedimentera på botten om vattnet inte befinner sig i turbulent rörelse. Sedimentationshastigheten hos partiklarna minskar med minskande storlek (tabell 3).

Partikeldiameter, mm	Benämning	Tidsåtgång för att sedimentera en meter
10	Grus	1 s
1	Sand	10 s
0,1	Mo	2 min
0,01	Mjåla	2 tim
0,001	Ler	8 dygn
0,0001	Kolloidala partiklar	2 år

Tabell 3. Sedimenteringstid för olika partikelfraktionier.
Efter Rivinoja & Larsson 2000.

En vanlig lösning är att konstruera en s.k. slamfälla utanför tunnelmynningen dit man leder allt utpumpat tunnelvatten. Slamfällor konstrueras så att tunnelvattnet får passera ett antal containrar, cisterner eller grävda dammar, exempel på slamfällor visas i bild 7 & 8.



Bild 7. Grävd damm som används som slamfälla vid Åsatunneln.



Bild 8. Seriekopplade cisterner som används som slamfälla vid Strannetunneln.

Storleken på slamfällorna dimensioneras så att vattnet får en lång uppehållstid för att de suspenderade partiklarna skall hinna sedimentera till botten. Avskiljning anses ske effektivt för partiklar av mostorlek och större. Mjåla och ler avsätts till viss del i slamfällorna men så fort genomströmningen ökar riskerar de att resuspendera och följa med vattnet ut (Berglund 2002). Sedimentfällorna blir med tiden fyllda med slam och måste då tömmas för att sedimenteringen skall fungera effektivt. Tömningen genomförs vanligen med en slamsugarbil som suger upp det slam som har sedimenterat. Slammet är förhållandevis rent och går oftast att använda som utfyllnadsmassor.

Som ett alternativ om man har ont om plats för grävda dammar och containrar kan man använda sig av lamellsedimentering. Principen för lamellsedimentering är att det förorenade vattnet får passera genom en tank som är avdelad med ett antal snedställda skivor. Partiklarna kan då sedimentera på skivorna och glider ner till botten. Eftersom sedimenteringen sker på hela översidan av lamellytorna och inte bara på botten så blir den effektiva sedimenteringsytan större i en lamellsedimenteringsbassäng än i en vanlig bassäng av samma storlek. Detta kan användas för att nå bättre reningsresultat eller för att nå samma resultat med en mindre reningsanläggning. Nackdelen med denna bassängtyp är att de är känsliga för variationer i vattenflöde eftersom sedimenterade partiklar lätt kan resuspenderas om flödet ökar (Eriksson & Rutberg 1996). Lamellsedimentering har använts i Södra Länken projektet med varierande resultat.

Det är svårt att bestämma hur bra reningsgraden är i sedimenteringsanläggningar vid tunnelbyggen eftersom vattenflödet, partikelhalt och partikelstorlek varierar kraftigt. Att mäta halten suspenderat partikulärt material är dessutom svårt rent praktiskt eftersom partiklarna snabbt sedimenterar på botten av provflaskorna. En utvärdering av sedimenteringen vid Kalldalstunneln efter avslutad tunneldrivning visade på en avskiljningsgrad av 75-80 % för suspenderad substans. Generellt gällde att verkningsgraden var högre ju högre halten var i ingående tunnelvatten (Berglund 2001).

Södra länken delentreprenad 10 rapporterade att den genomsnittliga slamhalten i utgående vatten minskade med två tredjedelar när tunnelvattnet passerat tre sedimenteringsbassänger. Detta resultat ansågs inte vara tillräckligt bra varvid reningen kompletterades med skydd för pumpgroparna i tunneln, extra sedimenteringsbassänger och ett grovfilter. Den nya anläggningen bedömdes minska slamhalterna med 90 %.

Under den tidsperiod när enbart den gamla reningsanläggningen var i drift togs 13 prover på suspenderad substans på utgående tunnelvatten från Södra Länken delentreprenad 10. Halten suspenderad substans i utgående vatten varierade mellan 44 mg/l och 3300 mg/l, det högsta värdet förekom i det första provet. Medianhalten var 485 mg/l (Rosenlind m.fl. 1999). Södra Länken projektets riktvärde för suspenderat partikulärt material på 300 mg/l för utsläpp till Henriksdalsverket var svårt att uppnå. Alla reningsanläggningar hade problem med för höga halter. Södra Länken projektet var uppdelat på ett stort antal olika delentreprenader som genomfördes av olika byggföretag. Varje entreprenör fick ansvara för utformningen av reningsanläggningen på sin delentreprenad. Ett omfattande arbete med flera olika konstruktioner har genomförts men någon entydig lösning på problemet uppnåddes inte. Varken vanlig sedimentering eller lamellsedimentering räckte till för att hålla nivåerna under riktvärdet. Man diskuterade möjligheterna att lösa problemet med kemisk fällning. Detta genomfördes aldrig på grund av miljöriskerna vid kemikaliehantering (Jonsson 2002).

För Öbergstunneln gällde att länsstyrelsen skulle konsulteras för beslut om ytterligare reningsåtgärder om halten suspenderat partikulärt material i recipienten Dombäcksviken översteg larmnivån 250 mg/l. Detta villkor klarades utan problem eftersom halten i recipienten som högst var 24 mg/l och oftast inte högre än 5 mg/l under den tid som tunneldrivningen pågick (Rindeskog 2001b). Utgående tunnelvatten från Öbergstunneln hade halter av suspenderat partikulärt material som varierade från under 5 mg/l upp till 4700 mg/l (Lemminkäinen Construction Ltd 2002).

I proven som togs på tunnelvatten från Hjältatunneln så varierade halten suspenderad substans från 20 mg/l till 24000 mg/l (Botniabanan 2001). För Södra Länkens delentreprenad nr 23 togs det sammanlagt 27 prov som analyserades för suspenderad substans. Medianhalten var 210 mg/l och halterna varierade mellan 7 mg/l och 1800 mg/l (Andersson 2001). Se tabell 4.

Projekt	SPM medianhalt	SPM högsta halt	SPM lägsta halt	Högst halt i prov nr;	Antal Prov
Södra Länken 10	485	3300	44	1	13
Södra Länken 23	210	1800	7	19	27
Öbergstunneln	485	4700	5	1	27
Hjältatunneln	310	24000	20	2	39
Essingeleden	320	1295	48		32
Radhusområdet	19	130	6		9

Tabell 4. Uppmätta halter av Suspenderat Partikulärt Material (SPM) i enheten mg/l.

4.2.5 Vad motsvarar utsläppet i jämförelse med andra utsläppskällor?

Det är svårt att göra relevanta jämförelser mellan partikelutsläpp från tunnelbyggen och andra utsläppskällor. Avloppsvatten och vatten i skogsbäckar och åkerdiken innehåller stora mängder partiklar med organiskt ursprung som sedimenterar relativt långsamt. Vägdagvatten innehåller mineraler från asfalt och sandning, olja från bilar och asfalt, gummipartiklar från däck, och metallpartiklar från dubbar, bromsar och partiklar hörhörande från allmänt bilslitage. När jordschaktning inte förekommer består suspenderat partikulärt material från tunnelbyggen i stort sett bara av finmalet berg. Den kemiska sammansättningen varierar men på grund av den låga andelen organiskt material så har partiklar i vägdagvatten och partiklar i tunnelvatten liknande fysiska egenskaper, framförallt sedimentationshastighet och partikelstorlek. Därför har jag valt att göra en jämförelse mellan partikulärt material i vägdagvatten och i tunnelvatten, utan att närmare gå in på de kemiska skillnaderna.

Med utgångspunkt från Stockholm Vattens undersökning av vägdagvatten har jag valt att fortsätta jämföra Essingeleden och radhusområdet i Farsta med olika tunnelprojekt. Dagvattnet från Essingeleden hade vid undersökningen 1996-1997 en medianhalt för suspenderat partikulärt material på 320 mg/l, lägsta värde var 48 mg/l och högsta värde var 1295 mg/l (tabell 4). Dagvattnet från radhusområdet i Farsta hade en medianhalt på 19 mg/l, lägsta värde var 6 mg/l och högsta värde var 130 mg/l. De högsta värdena uppmättes i båda fallen i samband med snösmältning (Ekvall & Strand 2001).

Om man jämför medianhalterna från tunnelvatten och vägdagvatten så ser man först att ingen av tunnelprojekten var i närheten av de låga halter som uppmättes i Farsta. Två av tunnelprojekten, Öbergstunneln med median 130 mg/l och Södra Länken delentreprenad 23 med median 210 mg/l, hade lägre halter än Essingeledens medianhalt 320 mg/l. Hjältatunneln med medianhalten 310 mg/l hade ungefär samma medianhalt som Essingeleden. Södra Länken delentreprenad 10 med medianen 485 mg/l hade värden som låg över Essingeledens. Alla fyra tunnelentreprenaderna kan sägas ha halter för suspenderat partikulärt material som är i samma storleksordning som medianhalten i dagvatten från Essingeleden. Vad som tydligt skiljer tunnelvatten från vägdagvatten är de uppmätta maximala nivåerna. Hjältatunnelns högsta värde 24 000 mg/l är nästan tjugo gånger högre än Essingeledens högsta värde 1295 mg/l.

Totala utsläppet av suspenderat partikulärt material från Öbergstunneln uppgick till 1445 kg. Utgående från aritmetiska medelvärdet 387 mg/l för suspenderade partiklar i vägdagvatten från Essingeleden och att årsnederbörden i Stockholm är ca 500 mm/m² så får man fram att 1445 kg suspenderat material avleds från ca 7500 m² av Essingeleden per år. Om man räknar med att Essingeleden är 30 m bred så har en sträcka av leden på 250 m en area av 7500 m². Det här innebär att det totala utsläppet av suspenderat partikulärt material i tunnelvatten från bygget av Öbergstunneln motsvarar det årliga utsläppet av suspenderade partiklar i vägdagvatten från ca 250 m av Essingeleden.

4.2.6 Förslag till åtgärder för att minska utsläpp

De högsta utsläppen av suspenderat partikulärt material uppkommer vanligen i början av ett tunnelprojekt. Det första arbetet som utförs vid ett tunnelbygge är ofta jordschaktning för att frilägga den bergyta där man har tänkt sig själva tunnelpåslaget. När man schaktar i jord lösgörs stora mängder jordpartiklar. Jordpartiklar har låg

densitet och sedimenterar långsamt eftersom de innehåller mycket organiskt material. Vattnets uppehållstid i bassängerna kan behöva vara mycket längre än normalt för att få en god rening under de första veckorna. På grund av problemen med utsläpp av jordpartiklar är det viktigt att sedimenteringsbassängerna är på plats och i funktion innan schaktning och andra jordpåverkande arbeten startar.

Det går att minska utsläppen redan vid källan genom att vidta åtgärder för att skydda pumpgroppen i tunneln från slam. Golvet i en tunnel under byggnad kan vara täckt av ett decimetertjockt lager av vattenblandat borrhax, se bild nr 9. Vid utformning av pumpgropar bör man eftersträva en lösning som förhindrar att borrhaxet glider ner i pumpgroppen samtidigt som vattnet måste kunna passera.



Bild 9. Oskyddad pumpgrop omgiven av vattenblandat borrhax.

Vid dimensionering av sedimenteringsbassängens storlek skall beräkningarna utgå ifrån det extra stora vattenflöde som kan uppstå vid regn. Hänsyn skall även tas till det faktum att bassängens volym minskar genom sedimentationen. Om man har otur kan en kombination av dessa två faktorer leda till en kraftig resuspension av redan sedimenterade partiklar. Cirkulära dammar kan ge upphov till kortslutningsströmmar, långsmala dammar är att föredra eftersom de har ett mer likformigt flöde.

Sedimentering fungerar bättre om vattnets rörelser i bassängen är så små som möjligt. Virvelbildning försämrar sedimentationsresultatet eftersom de turbulenta rörelserna i vattnet leder till att delar av bassängen inte fungerar som sedimentationsområde. Virvelbildning uppkommer ofta vid inloppet till en bassäng, men även utloppet kan vara ett problem. För att minska problemet gäller det att utforma inloppet så att vattenströmmens kraft bryts innan den når vattenytan. Att flytta ner inloppet under vattenytan löser inte problemet med virvelströmmar utan kan i värsta fall förvärra det.

Effektiviteten för sedimentation i en bassäng kan beskrivas som sannolikheten för en partikel att falla till botten under den tid som vattnet uppehåller sig i bassängen. Den optimala bassängen har alltså ringa djup, stor area, stor volym, låg vattenhastighet och likformigt flöde. Begränsande faktorer kan vara anläggningskostnad, praktisk slamhantering, platsbrist och vilken reningsgrad som är rimlig att eftersträva i det aktuella fallet.

4.3 KVÄVE

Kvävehalten kan redovisas på olika sätt. Kemiska analysdata brukar anges i enheten totalkväve (tot-N) som beskriver tunnelvattnets totala kvävehalt i g/l. Totalkvävet halt är sammanlagda halten av kvävet i organiskt bundet kväve, nitritkväve ($\text{NO}_2\text{-N}$), nitratkväve ($\text{NO}_3\text{-N}$), och ammoniumkväve ($\text{NH}_4\text{-N}$). Om man känner till halten av exempelvis nitratkväve går det att räkna ut nitrathalten i vattnet. Normalt nöjer man sig med att redovisa kvävehalten av de olika kväveföreningarna och räknar inte ut föroreningshalten. I tunnelvatten förekommer i huvudsak nitratkväve och ammoniumkväve. I analysresultaten för ammoniumkväve ingår summan av kväve från ammonium (NH_4^+) och ammoniak (NH_3). Kvävehalt i vatten mäts enligt standarden SS-EN ISO 11905-1.

4.3.1 Miljöpåverkan av kväveutsläpp

Kväveföreningarna i tunnelvatten som släpps ut i recipienter kan ge problem med övergödning, syrebrist och giftverkan. Övergödning innebär att utsläpp från människans aktiviteter förstärker en naturlig process, nämligen alg tillväxt. Alger behöver ett stort antal kemiska ämnen för att kunna växa. Om något ämne saknas blir tillväxten begränsad även om det finns god tillgång på andra nödvändiga ämnen. Framförallt är det tillgången på fosfor och kväve som styr tillväxten. I insjöar och i Bottenviken är det oftast fosfor som styr algtillväxten. I Östersjön och Nordsjön är det kvävetillgången som styr (Holmström & Marklund 1990).

Om det tillförs mycket kväve och fosfor i vattnet så ökar produktionen av plankton, makroalger och växter. Detta leder till att siktdjupet minskar och att algmattor kan bildas på sjöytan. Arter som är anpassade till näringsfattiga förhållanden slås ut. Stora mängder växtbiomassa produceras och när växterna sedermera dör så sjunker växtrester ner till botten. Svampar och bakterier bryter ner död växtbiomassa och förbrukar därvid stora mängder syre. Syrebrist kan då uppstå i sjöns djupare delar. Syrebrist ger upphov till döda bottnar där det enda som kan överleva är bakterier som omvandlar sulfater till illaluktande och giftig svavelväte. Övergödningen ger också upphov till en ökad produktion av bottenslam så att sjöar grundas upp och slutligen växer igen (Holmström & Marklund 1990).

Nitrat påverkas inte av skiftningar i pH om man bortser från extremt låga pH-värden. Däremot kan ammonium (NH_4^+) i vattenlösning ombildas till ammoniak (NH_3). Jämnvikten för den reaktionen är pH-beroende, ju högre pH desto mer ammoniumjoner övergår till ammoniak och tvärtom. Vid pH 8,2 är fördelningen 90 % ammonium och 10 % ammoniak. När pH är 9,25 är halterna lika höga. Vid pH 10,2 är fördelningen 10 % ammonium och 90 % ammoniak. Ammoniak är ungefär hundra gånger giftigare för vattenlevande djur än ammonium (Lindgren m.fl. 2002). Tunnelvatten är på grund av spill från cementhantering ofta starkt basiskt, pH över 12 har uppmätts.

Den djurgrupp som är känsligast för ammoniakförgiftning är fiskarna och laxfiskar tillhör de känsligaste fiskarterna. Ammoniak är exempelvis akut giftigt för regnbågsforell redan vid koncentrationer omkring 0,1 mg/l (Brücher & Lindgren 2002). Vid utsläpp av ammoniakhaltigt tunnelvatten i en recipient minskar halten på grund av

utspädning. Eftersom pH samtidigt minskar övergår ammoniakerna till ammonium och akut giftiga koncentrationer kan oftast undvikas. Problem kan dock uppstå om det naturliga pH-värdet är högt eller om recipienten är ett litet vattendrag eller en sjö med långsam omsättning.

4.3.2 Ursprung till kväveföreningar i tunnelvatten

Kväveföreningar i tunnelvattnet härstammar från sprängmedlet. Praktiska erfarenheter gör att man räknar med att ca 4 % av kväveinnehållet i det använda sprängmedlet sprids till tunnelvattnet (Rybäck 2000). Enligt miljökonsekvensbeskrivningen för Kalldalstunneln fördelar sig källorna till kväveutsläppet på följande vis; (procentsatserna är i förhållande till total kvävemängd i det använda sprängämnet) kväveutsläpp vid spill i hanteringen 2,4 %, vattenangrepp efter laddning av sprängämnen 1,0 %, vattenangrepp på odetonerade rester efter sprängning 0,30 %, kväveoxider från spränggaserna som adsorberas på bergytorna 0,30 % (Rybäck 1999). En del av sprängmedelsresterna fraktas ut med sprängstenen och hamnar ej i tunnelvattnet. Resten av kväveföreningarna i sprängmedlet förbränns vid detonationen och bildar gaser, huvudsakligen kvävgas N_2 , som sedermera ventileras ut ur tunneln.

Sprängämne av typen ANFO (Ammonium Nitrate and Fuel Oil) består av 95 % ammoniumnitrat (NH_4-NO_3) och 5 % dieselolja. Kvävehalten för ANFO är ca 34 %. Kvävehalten för de båda andra huvudgrupperna av sprängämnen, patroniserade sprängämnen och slurrsprängämnen, ligger mellan 20 och 30 % (Sjölund 1997).

Avgörande för kväveutsläppets storlek är inte sprängämnets kvävehalt utan hur det hanteras och hur det reagerar om det utsätts för vatten. ANFO-sprängmedel är mycket vattenlösliga och har dessutom den egenskapen att det upptar fukt från omgivande luft. Om ANFO upptar för mycket fukt detonerar den inte utan blir kvar i sprängstenen. ANFO levereras i form av korn med 2 mm diameter och laddas i borrhålen med hjälp av tryckluft. Laddningsproceduren medför alltid en del spill och om borrhålet passerat en spricka i berget fylls sprickan med ANFO som sedan delvis förblir odetonerat.

Skillnaden i kväveutsläpp vid användning av ANFO jämfört med användning av slurrsprängmedel och dynamit kan studeras med utsläppsdata från Stäkettunneln. Användandet av ANFO skedde under två perioder och ledde till ett markant ökat utsläpp av kväve speciellt under den andra användningsperioden (diagram 1). Skillnaden i utsläpp mellan de två perioderna kan vara att sprängningen under den andra perioden genomfördes som normal tunneldrift och att det uppstod en del spill i samband med ett slangbrott (Rydström 2000b).

När kvävet når tunnelvattnet är det i form av ungefär lika mängder ammonium och nitrat. Vid syrerika förhållanden, som ofta råder i tunnelvatten, kan ammonium upptas av bakterier och omvandlas till nitrat. Tunnelvatten som släpps ut till en recipient innehåller därför oftast mer nitrat än ammonium. Användning av cement för att tätatunneln medför utsläpp av basiska ämnen som natriumsilikat och kalciumkarbonat. Detta höjer vattnets pH-värde så att ammonium kan omvandlas till ammoniak. Utgående vatten från tunneln kommer alltså att innehålla en blandning av nitrat, ammonium och ammoniak.

4.3.3 Gränsvärden för kväve

Flera olika modeller har prövats av tillsynsmyndigheterna för att ange hur omfattande kväveutsläppen får vara. Kalldalstunneln hade som riktvärde att totala kväveutsläppet från tunnelbygget inte skall överstiga 1500 kg (Umeå tingsrätt 1999). Hjältatunneln hade som riktvärde att ammoniumhalten i utgående tunnelvatten inte borde överstiga 5 mg/l så att inget vatten till recipient uppnådde giftiga koncentrationer av ammoniak ($>7-9$ mg/l) (Bengtsson & Steinwall 2000). Öbergstunneln hade en larmnivå på 5 mg/l för kvävehalt i recipient, om denna nivå överstegs så skulle tillsynsmyndigheterna kontaktas för att diskutera ytterligare åtgärder (Rindeskog 2001a). Södra Länken projektets tunnlar hade den något märkliga riktlinjen att kvävehalten i tunnelvattnet borde överstiga 20 mg/l. Detta kom sig av att tunnelvattnet avleddes till ett avloppsreningsverk och reningsgraden i verket blir sämre om det sker en utspädning med vatten som innehåller låga halter av kväveföreningar (Kiderud 2000).

4.3.4 Hur hanteras kväveutsläpp i dag

Under byggandet av Åsatunneln, Svartvikstunneln och Kalldalstunneln får tunnelvattnet passera mindre våtmarker och där sker det ett visst kväveupptag. Kvävet från Södra Länken projektet renas externt i ett kommunalt avloppsreningsverk. Egna reningsanläggningar för att rena tunnelvattnet från kväve saknas för de studerade tunnelprojekten.

Åtgärderna för att minska kväveutsläppen koncentreras istället till att minska utsläppet vid källan, dvs. vid användningen av sprängmedel. Utbildning av personal i korrekt laddning av sprängmedel och åtgärder för att minimera spill genomförs vanligen inom tunnelprojekt. När det gäller val av sprängämnestyp så försöker man minska användningen av ANFO och öka användningen av dynamit och till viss del även slurrsprängmedel när man vill undvika för höga kväveutsläpp.

På grund av dess toxiska effekter har olika åtgärder vidtagits för att minska utsläppen av ammoniak. Vid bygget av Hjältatunneln genomfördes utspädning av tunnelvattnet med uppumpat grundvatten för sänka ammoniakhalten. När detta inte räckte till genomfördes avledning av allt utgående tunnelvatten i täta ledningar direkt ut i sjöarna Tävrasjön och Hjältatjärnen för att där få en effektiv utspädning vid lågt pH. En annan lösning är att sänka pH genom tillsats av syra och därigenom få ammoniak att övergå till mindre giftigt ammonium. Denna metod används vid Åsatunneln. Efter passage av oljeavskiljare och sedimenteringsbassäng får allt utgående tunnelvatten passera ett steg med en automatisk syradoseringsutrustning som regleras utifrån kontinuerliga mätvärden av det utgående vattnets pH. Om pH når sådana nivåer att höga halter av ammoniak riskerar att bildas så tillsätts svavelsyra vilket sänker pH igen, se bild 10.



Bild 10. Reglering av pH vid Åsatunneln. Styrenheten i förgrunden reglerar mängden syra som tillsätts för att sänka pH och därigenom minska ammoniakhalten i utgående tunnelvatten.

Uppmätta kvävehalter i utgående tunnelvatten varierar från projekt till projekt. Förutom val av sprängmedel och dess hantering så finns det två andra faktorer som har betydelse för vilka kvävehalter som uppmätts. Den första faktorn är att kvävehalten kan variera kraftigt på kort tid. Två olika undersökningar visar att kvävehalten kan öka 10 ggr och sedan gå tillbaka till ursprungsvärdet under loppet av ett dygn (Vestre 2000, Berg & Blom 2001). Anledningen till detta är att hela kvävetillförseln sker vid arbetsmomenten laddning och sprängning, vilket tillsammans tar cirka en timme åt gången. Sedan följer en längre tidsperiod utan ny kvävetillförsel då urlastning och borring sker. I de fyra tunnelprojekt som finns sammanställda i tabell 5 har provtagning utförts med stickprov en gång i veckan så en del av variationen mellan mätningarna kan bero på i vilket produktionsskede som provtagning har ägt rum.

Den andra betydande faktorn har att göra med att sprängmedelsrester och kvävehaltigt vatten kan transporteras ut tillsammans med de utsprängda stenmassorna.

Urlakningsförsök tyder på att en större andel av kväveutsläppet vid tunneldrivning transporteras ut med stenmassorna än vad som transporteras ut med tunnelvattnet (Vestre 2000, Sjölund 1997). När en tunnelsprängning har genomförts så spolvas vatten på de lossprängda stenmassorna för att förhindra att det dammar. Dammet är ett allvarligt arbetsmiljöproblem eftersom det kan orsaka stendammslunga. Ju mer vatten som används här desto mer kväve lakas ut. En entreprenör som använder mycket spolvatten kan få ut en större andel av kväveutsläppet med tunnelvattnet och får då högre mätvärden i genomsnitt. Dessa faktorer gör att man får använda viss försiktighet när man jämför uppmätta värden på kväveutsläpp från tunnlar.

Antalet prover som har analyserats varierar mycket mellan de olika projekten. Vid bygget av Svartvikstunneln samlades det in 67 prover och vid Stäkettunneln togs det 54 prover, samtliga dessa prover analyserades med avseende på totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve (Rydström 2000a). I tunnelvattnet från Hjältatunneln analyserades 39 prover med avseende på totalkväve men bara 24 prover för ammoniumkväve och endast 9 prover för nitratkväve (Botniabanan 2001). Från Öbergstunneln redovisas totalkväveanalyser av 27 prov men enbart 6 prov har analyserats för ammoniumkväve och nitratkväve (Lemminkäinen Construction Ltd 2002). Från Essingeledens dagvatten har 5 prov analyserats med avseende på totalkväve och från radhusområdet i Farsta har 9 prover analyserats för totalkväve, för dessa två undersökningar finns inga värden för ammoniumkväve eller nitratkväve rapporterade (Ekvall & Strand 2001). För noggrannare jämförelser se tabell 5.

Projekt	Tot-N median	Tot-N lägst	Tot-N högst	NH ₄ -N median	NH ₄ -N lägst	NH ₄ -N högst	NO ₃ -N median	NO ₃ -N lägst	NO ₃ -N högst
Svartvikstunneln	3,2	0,2	87	0,56	0,01	35	1,9	0,1	51
Stäkettunneln	17,0	1,0	250	1,1	0,12	64	10,5	0,4	180
Hjältatunneln	100	8,3	540	38,5	3,8	120	40	0,5	95
Öbergstunneln	5,7	0,68	21	1,4	0,96	2,6	4,4	3,4	7,4
Essingeleden	3,3	3,1	5,5						
Radhusområde	1,0	0,5	2,5						

Tabell 5. Uppmätta medianhalter, högsta värden och lägsta värden för totalkväve, ammoniumkväve och nitratkväve i enheten mg/l.

Av den totala mängden kväve i det sprängämne som används i en tunnel är det en begränsad andel som hamnar i tunnelvattnet. Beräkningar av mängden kväve i tunnelvattnet i procent av mängden kväve i det förbrukade sprängämnet ger ett mått på hur stort totala kväveläckaget till tunnelvattnet är. Kväveläckaget till tunnelvattnet är för Stäkettunneln 2,5 %, Svartvikstunneln 3 %, Kalldalstunneln 1 %, Hjältatunneln 9 % och Öbergstunneln 0,3 %.

4.3.5 Vad motsvarar utsläppet i jämförelse med andra utsläppskällor?

En jämförelse av kvävehalter i tunnelvatten kan göras med de kvävehalter som har uppmätts i vägdagvatten från Essingeleden och från ett radhusområde i Farsta (tabell 5). Om man studerar medianvärdena så ser man att kvävehalten i vägdagvatten från Essingeleden är av samma storleksordning som kvävehalten från Svartvikstunneln och Öbergstunneln. Mediankvävehalten i tunnelvatten från Stäkettunneln och Hjältatunneln

är betydligt högre än mediankvävehalten i vägdagvattnet från Essingeleden. Den största skillnaden syns dock i spridningen av mätvärden. I de båda undersökningarna av vägdagvatten var det högsta uppmätta värdet ungefär dubbelt så högt som det lägsta. I de fyra tunnelprojekten var det högsta värdet mellan 30 och 430 gånger högre än det lägsta värdet vid samma tunnelprojekt. Den stora variationen och de snabba förändringarna i flöde och kvävehalt gör att det dagliga kväveutsläppet från ett tunnelbygge inte liknar någon annan utsläppskälla för kväve. Om man istället väljer att studera hur mycket kväve som totalt släpps ut från ett tunnelbygge under hela byggtiden så kan det jämföras med andra källor till kväveutsläpp i samhället.

Det totala kväveutsläppet till recipient från olika tunnelprojekt som beräknats utifrån mätvärden är; Öbergstunneln 46 kg, Kalldalstunneln 350 kg, Stäkettunneln 460 kg, Svartvikstunneln 990 kg och Hjältatunneln 3466 kg. En jämförelse som kan göras är hur många personekvivalenter för kväve i avloppsvatten dessa utsläpp motsvarar. Personekvivalenter för avloppsvatten beskriver hur mycket föroreningar som tillförs ett reningsverk per ansluten person och dygn. Personekvivalenten för kväve ligger normalt runt 12 g/dygn, kvävet härstammar huvudsakligen från toalettavloppsvatten (Eriksson & Rutberg 1996). Detta innebär att totala kvävebelastningen för de olika tunnelprojekten motsvarar den årliga kvävebelastningen från; Öbergstunneln 10 personer, Kalldalstunneln 80 personer, Stäkettunneln 105 personer, Svartvikstunneln 226 personer och Hjältatunneln 791 personer. Det här innebär att toalettbesöken för personalen på bygget av Öbergstunneln orsakade större kväveutsläpp än själva tunnelbygget.

En sista jämförelse. Enligt Naturvårdsverket ger en ko ifrån sig 100 kg kväve med gödseln per år (Naturvårdsverket 2002). Då motsvarar kväveutsläppet från Hjältatunneln kväveinnehållet i årsproduktionen av gödsel från en ganska normalstor bondgård med 35 kor.

4.3.6 Förslag till åtgärder för att minska utsläpp

De viktigaste åtgärderna för att minska kväveutsläppet handlar om val av sprängämne och korrekt hantering av sprängämne för att minimera spill. Val av sprängämnestyp har stor betydelse för utsläpp av kväve. Generellt sett så bör man minska användningen av ANFO och öka användningen av dynamit och till viss del även slurrsprängmedel. Eftersom dynamit är förhållandevis dyrt så kan detta medföra ökade kostnader. Kostnaderna kan vägas mot den miljönytta man får av minskade kväveutsläpp. Utbildning av personal i korrekt laddning av sprängmedel och åtgärder för att minimera spill är viktigt att genomföra för all personal som hanterar sprängämnen inom ett tunnelprojekt. Erfarenheten visar att sådan utbildning kan minska kväveutsläppen med 30 % (Sjölund 1997).

För att undvika problemet med att toxiska halter av ammoniak uppstår måste man vidta åtgärder när höga ammoniumhalter uppträder samtidigt med högt pH i tunnelvattnet. Lämpliga åtgärder kan vara att sänka ammoniumhalten genom utspädning av tunnelvattnet med rent vatten eller att sänka pH genom en reglerad tillsats av syra.

Att aktivt rena bort kväve ur tunnelvatten är komplicerat. Avloppsreningsverk kräver stora investeringar i bland annat pumpar och reglerteknik och är dessutom svåra att hantera. Avloppsreningsverk har dessutom långa inkörningstider och den bakteriella

nedbrytningen fungerar bäst när kvävetillförseln sker med ett jämnt flöde. Den stora variationen i kvävetillförseln i tunnelvatten och den förhållandevis korta byggtiden ger små förutsättningar för att etablera en väl fungerande kväverening. Om tunnelbygget sker vid en tätort bör man däremot undersöka möjligheten till kväverening genom att avleda tunnelvattnet till det kommunala avloppsreningsverket. Denna metod fungerade bra under Södra Länken projektet men metoden förutsätter att reningsverket har tillräklig kapacitet att hantera den ökande belastningen.

Innan tunnelvattnet når recipienten kan kvävehalten minskas om tunnelvattnet får passera genom en våtmark. Studier av våtmarksrening för kommunalt avloppsvatten har visat att en väl fungerande våtmark kan rena bort ett ton kväve per hektar och år. Våtmarksrening fungerar effektivast på sommaren men även under vintern sker en bakteriell nedbrytning av kväveföreningar (Nynäshamns kommun 2000).

Om det inte går att minska utsläppet som sådant kan man minska påverkan av utsläppet genom att välja rätt recipient. Vid val mellan olika potentiella recipienter bör man om möjligt välja en sjö eller ett vattendrag som har stor volym, hög näringshalt, snabb omsättning och som saknar känsliga arter.

Den vanliga lösningen är att tunnelvattnet släpps ut i närmaste vattendrag eller sjö. En alternativ lösning som har studerats inom Botniabaneprojektet är att använda en torvmyr som recipient. Undersökningen visar att mellan 58 och 93 % av tillförd ammonium och ammoniak kemiskt binds i torven på en myr. Torvmyrar har en stor buffertkapacitet med avseende på pH och fungerar som ett filter för suspenderat partikulärt material. Torvmyrar är naturligt sura och näringsfattiga miljöer. Tillförsel av tunnelvatten höjer pH och tillför näring vilket medför en drastisk förändring i myrens artsammansättning (Brücher & Lindgren 2002). Torvmyrar som skall användas som recipienter för tunnelvatten måste därför inventeras för att undvika att skada hotade arter och känsliga miljöer.

5 DISKUSSION

5.1 Utsläpp från tunnelbyggen

De erfarenheter som finns av utsläpp från tunnelbyggen gör att man kan förutsäga ungefär hur höga föroreningshalter som kan förväntas vid ett kommande tunnelbygge. Förutsatt att man använder konventionell produktionsteknik och låter vattnet passera en väl fungerande sedimenteringsanläggning så bör medianhalten för suspenderat partikulärt material i tunnelvatten vara i intervallet 200 mg/l – 500 mg/l. Normala medianvärden för oljehalter i utgående tunnelvatten är 0.5 mg/l – 1.5 mg/l. Detta förutsatt att vattnet genomgår oljeavskiljning och att åtgärder vidtas för att begränsa oljespill. Det är svårare att uppskatta vilka kväveföroreningshalter som man kan förvänta sig vid ett tunnelbygge. Uppmätt medianvärde för totalkväve i tunnelvatten varierar mellan 3 mg/l och 100 mg/l. Andelen kväve från sprängämnet som hamnar i tunnelvattnet varierar mellan 0.3 % och 9 %. Den stora utsläppsvariationen för kväve mellan olika tunnelprojekt tyder på att sprängämnesval och produktionsrutiner är avgörande för hur omfattande kväveutsläppet blir. Ovanstående resonemang behandlar medianvärden, enstaka mätvärden för totalkväve, olja och suspenderat material kan visa på upp till 100 ggr högre halt.

5.2 Miljöpåverkan av utsläpp från tunnelbyggen

Utsläpp av förorenat vatten från ett tunnelbygge påverkar miljön men dess miljöpåverkan kan anses vara begränsad. För att bedöma ett projekts miljöpåverkan på en recipient behöver man känna till vilka föroreningsmängder som tillförs recipienten, hur länge recipienten påverkas av förhöjda halter av utsläppta ämnen och hur känslig miljön i recipienten är för denna typ av utsläpp. Om recipienten är ett litet vattendrag kan ett tunnelbygge orsaka kraftigt förhöjda föroreningshalter, speciellt vid lågvattenföring. Föroreningarna kommer att tillföras recipienten under tiden som tunneldrivningen pågår. När tunneldrivningen avslutas tillförs inga mer föroreningar och recipientens naturliga vattenomsättning, sedimentation av partiklar och biologisk nedbrytning av kväveföreningar gör att föroreningshalterna snart återgår till ursprungliga värden.

De föroreningar som förekommer i störst mängd i tunnelvatten är suspenderade mineralpartiklar, nitrat och ammonium. Dessa ämnen finns naturligt i alla vattendrag i varierande halt och utgör ingen akut miljöfara i en recipient. Ammoniak, som ammonium omvandlas till vid högt pH, och olja är dock substanser som redan vid låga halter kan vara giftiga för fiskar och andra vattenlevande organismer. Åtgärder måste därför vidtas för att minimera mängden olja och ammoniak som når recipient.

De föroreningshalter och föroreningsmängder som släpps ut från ett tunnelbygge är i samma storlek som det årliga utsläppet från en enstaka bondgård, en motorbåt eller dagvattnet från en kortare motorvägsträcka, med avseende på kväveläckage, oljeutsläpp respektive innehåll av suspenderade partiklar. Till skillnad från utsläpp från de flesta andra utsläppskällor så sker miljöpåverkan från ett tunnelbygge enbart under en begränsad tidsperiod.

5.3 Uppfyllelse av miljökrav angående utsläpp från tunnelbyggen

En tydlig trend när det gäller hantering av tunnelvatten är att föroreningsproblemen har uppmärksammas mer och mer på senare tid. Med den ökade uppmärksamheten har också följt mer detaljerade krav från miljömyndigheternas sida. När Södra Länken projektet startade 1997 så ställdes enbart krav på halten suspenderat material. Fem år senare, vid bygget av Trollhättetunneln, föreskriver miljömyndigheterna att kontrollmätningar skall genomföras för tjugo olika ämnen och parametrar.

De miljökrav som miljömyndigheterna har uppställt för utsläpp av förorenat tunnelvatten har oftast kunnat följas. Enstaka överskridanden av gränsvärden/riktvärden har förekommit. Fortlöpande överskridanden av tillåtna värden har endast skett i två fall. I det ena fallet gäller Södra Länken projektet där det inte gick att nå ner till det hårda gränsvärdet 50 mg/l för suspenderat partikulärt material. Det andra fallet handlar om Hjältatunneln där riktvärdet 5 mg/l för ammonium oftast överskreds, i kombination med höga pH-värden gav det problem med ammoniakbildning.

5.4 Förslag på framtida miljökrav och förbättrad provtagning

Vad är då en realistisk nivå för miljökrav angående utsläpp av vatten från ett tunnelbygge? Ett riktvärde på 5 mg/l för olja i tunnelvatten som har passerat en oljeavskiljningsanläggning är ett rimligt krav. För att slippa problem med ammoniakbildning måste höga pH-värden undvikas, riktvärdet kan vara att pH inte får överstiga 8.0. När det gäller övergödning orsakad av kväveföreningar så är det avgörande hur stor mängd kväve som har släppts ut, momentanhalten i tunnelvattnet har mindre betydelse. Ett realistiskt och bra miljökrav kan därför vara att kvävespillet inte bör uppgå till mer än 4 % av kvävet i det förbrukade sprängmedlet. Halten suspenderat partikulärt material i tunnelvatten efter sedimentering bör som riktvärde inte överstiga 500 mg/l.

I och med de utökade kontrollprogrammen och kraven på att inte överskrida fastslagna gränsvärden är de provtagningsrutiner som man använder sig av i dag inte lämpliga för sin uppgift. Ett stickprov per vecka eller månad säger mycket lite om ett utsläpp med kraftiga variationer i föroreningshalt och vattenflöde. Dessa osäkra stickprov kan dessutom leda till rättsliga processer för överskridande av gränsvärden. Provtagningen bör istället genomföras som kontinuerlig flödesproportionell provtagning. Detta innebär att provtagningen genomförs med en flödesstyrd automatisk provtagningsutrustning så att provtagningen blir proportionell mot vattenflödet under hela provtagningsperioden. Med en sådan provtagning får man resultat som ger en beskrivning av utsläppet under hela provtagningsperioden och inte bara vid ett enstaka provtillfälle.

Man kan ta ytterligare ett steg och inte bara genomföra kontinuerlig provtagning utan även kontinuerlig mätning. Om man mäter föroreningshalter med en automatisk mätutrustning som avläser mätvärdena till en datalogg så får man en detaljerad bild av hur reningsanläggningen fungerar. Detta kan användas för att slå larm om sedimenteringen eller oljeavskiljningen inte fungerar, för att jämföra kväveutsläppet från olika sprängämnen, för att optimera reningsanläggningen samt för att utveckla nya miljövänligare rutiner för laddning av sprängämne. En automatisk provtagningsanläggning är en kostsam investering men man får ta med i beräkningarna att den kan användas på fler tunnelbyggen.

6 SLUTSATSER

Process- och lakvatten från tunnelbyggen är förorenat med ämnen som kan orsaka skada i miljön. De viktigaste föroreningarna i tunnelvattnet är olja, suspenderade partiklar och kväve. Oljeföroreningarna härstammar från maskiner och sprängämnen, suspenderade partiklar i tunnelvattnet består i stort sett av borrhax och kväveföroreningarnas ursprung är det använda sprängmedlet.

Utsläpp av förorenat tunnelvatten leder till begränsad miljöpåverkan som enbart är påvisbar om recipienten är ett litet vattendrag med låg ursprunglig föroreningshalt. Tidsmässigt är miljöpåverkan av tunnelvatten avgränsad till byggskedet och tidsperioden närmast därefter. När tunneldrivningen avslutats gör naturliga processer i recipienten att föroreningshalterna återgår till ursprungliga värden. Ett tunnelbygge leder till utsläpp av samma storlek som det årliga utsläppet från en enstaka bondgård, en motorbåt eller dagvattnet från en kortare motorvägsträcka, med avseende på kväveläckage, oljeutsläpp respektive innehåll av suspenderade partiklar.

De utsläpps begränsningskrav som miljömyndigheterna har föreskrivit för tunnelbyggen har, med vissa undantag, efterföljts väl. De metoder som i dagsläget används för att reducera utsläpp från tunnelbyggen är oftast fullt tillräckliga för att förhindra att allvarlig miljöpåverkan uppstår. En metod som kan användas för att förbättra miljöövervakningen vid utsläpp av tunnelvatten är att övergå från dagens stickprovtagning till kontinuerlig flödesproportionell provtagning.

7 REFERENSER

Almqvist E, 1997. "Bortledning av grundvatten i anledning av anläggande av dubbelspår i tunnlar över Ståksön och bortledning av cirka 5000 m³ vatten från Mälaren för makadamtvätt allt i Upplands-Bro kommun" Ansökan till Vattendomstolen vid Stockholms tingsrätt 1997-04-04.

Andersson M. U, 2001. "Södra Länken Möjliga miljökonsekvenser av suspenderat material i utgående länshållningsvatten" PM från Skanska Berg och Bro till Vägverket Region Stockholm 2001-04-09.

Andersson M, 2002. "Öxnared – Trollhättan översikt av Kontroll Yttre Miljö" Bygghandling från Banverket Västra Banregionen.

Banverket, 2000. "Dubbelspåret Kallhäll-Kungsängen" Informationsbroschyr Press Art.

Bengtsson Å, Bertilsson O, 2001. "Villkor för behandling av avloppsvatten från tunnel genom Stranneberget, Örnsköldsviks kommun" Beslut av Länsstyrelsen i Västernorrlands län 2001-10-29.

Bengtsson Å, Steinwall T, 2000. "Villkor för behandling av avloppsvatten från Hjältatunneln" Beslut av Länsstyrelsen i Västernorrlands län 2000-12-12.

Berglund M, 2001. "Botniabanan Miljörapport 2000", Botniabanan AB och Banverket.

Berglund M, 2002. "Botniabanan Miljörapport 2001", Botniabanan AB och Banverket.

Berg P, Vestin E, 2002. "Vattenverksamhet vid Åskottsberget" Ansökningshandling Miljökonsekvensbeskrivning, handling D 2002-02-13.

Berg R, Blom L, 2001. "Kartläggning av kväve- och pH-nivåer vid tunneldrivning i Hjältakullen." Mithögskolan, Institutionen för naturvetenskap och miljö i Örnsköldsvik, Examensarbete 2001-05-30.

Björzell M, 2002. "Regeringsuppdrag Alkylatbensin till 2-taktsmotorer" Naturvårdsverket 2002-01-25.

Botniabanan, 2001. "Mätningar av avloppsvatten E5441" Mätprotokoll från Hjältatunneln.

Brücher J, Lindgren P, 2002. "Neutralisation och bindning av ammoniak och ammonium ur tunnelvatten innehållande sprängmedelsrester" MoRe Research, 2002-10-24.

von Brömssen M, 2002a. "Vattenverksamhet i samband med tunnelbygge genom Björnböleshöjden" Ansökningshandling Miljökonsekvensbeskrivning, bilaga C 2002-06-28.

von Brömssen M, 2002b. "Vattenverksamhet i samband med tunnelbygge genom Namntallshöjden" Ansökningshandling Miljökonsekvensbeskrivning, bilaga C 2002-06-28.

Ekvall J, Strand M, 2001. "Dagvattenundersökningar i Stockholm 1992-2000" Rapport nr 3/2001, Stockholm Vatten.

Eriksson Ö, Rutberg B, 1996. Introduktion till avloppstekniken, Svenska Kommunförbundet.

Grinder B, Nilsson J, 2001. "Modellering av kväveutsläpp från Botniabanen" Rapport från kursen prediktiv limnologi vid Uppsala Universitet.

Holmström T, 2000. "Sprängmedelsåtgång i projekt Kallhäll-Kungsängen" PM Banverket 2000-02-08.

Holmström T, Marklund H, 1990. "Miljöeffekter" kompendium i miljövard del 4 Miljövardscentrum, KTH.

Jonsson A, 2002. "Vattenreningsmetodik" Examensarbete vid Institutionen för kemiteknik KTH.

Kiderud B, 2000. "Stockolm Vattens riktlinjer för hantering av länshållningsvatten samt spräng- och borrhvatten från byggarbetsplatser" Stockholm Vatten 2000-04-03.

Lemminkäinen Construction Ltd, 2002. "Resultat av vattenanalyser" protokoll från Öbergstunneln. Bilaga 2b till Botniabanans miljörapport 2001.

Lindgren C, Fejes J, Solyom P, Svenson A, Viktor T, Allard A, 2002. "Ammoniaks påverkan på akvatiska och terrestra organismer" IVL Svenska Miljöinstitutet AB 2002-05-02.

Naturvårdsverket, 2002. "Läsanvisningar till bilagan till förordningen (1998:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd" 2002-10-24.

Nynäshamns kommun VA-förvaltningen, 2000. "Våtmark Alhagen" Informationsfolder.

Martinsson G, 2002. "Våtmark Åsa" Skrivelse till Länsstyrelsen i Halland 2002-09-16.

Rindeskog S, 2001a. "Villkor för behandling av avloppsvatten från tunnel genom Öberget, Ömsköldsviks kommun" Skrivelse från Banverket 2001-05-22.

Rindeskog S, 2001b. "Ang Begäran om redovisning – Öbergstunneln" Skrivelse från banverket 2001-09-24.

Rivinoja P, Larsson S, 2000. "Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten. –En litteratursammanställning." Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Vattenbruk.

Rosenlind A, Westin A, Andersson M 1999. "Slamhalter i utgående vatten vid projekt SL 10 –en översiktlig beskrivning" Rapport, Skanska Sverige AB, Division Berg och Bro, 1999-05-28.

Rybäck K, 1999. "Miljökonsekvensbeskrivning tunnel genom Kalldalsberget" Bilaga 7 Botniabanan AB 1999-06-16.

Rybäck K, 2000. "Vattenverksamhet i samband med byggandet av tunnel genom Öberget" Miljökonsekvensbeskrivning Bilaga E. Botniabanan AB 2000-07-06.

Rybäck K, Rindeskog S, 2001. "Anmälan – Utsläpp av avloppsvatten från tunnel genom Stranneberget" Skrivelse 2001-10-08.

Rydström H, 1999. "Kallhäll-Kungsängen, nytt dubbelspår Sprängämnesförbrukning, provtagning av processvatten mm" J&W Energi och miljö 1999-08-23.

Rydström H, 2000a. "Kallhäll-Kungsängen, nytt dubbelspår Sprängämnesförbrukning, kvävehalter i processvatten mm" J&W Energi och miljö 2000-06-28.

Rydström H, 2000b. "Kallhäll-Kungsängen, nytt dubbelspår Sprängämnesförbrukning, kvävehalter i processvatten mm" J&W Energi och miljö 2000-12-06.

Sjölund G, 1997. "Kväveläckage från sprängstensmassor" Examensarbete Luleå tekniska universitet 1997:332 CIV.

Stockholms Tingsrätt, 1997a. Avd 9 Vattendomstolen, Dom i mål nr VA 21/97.

Stockholms Tingsrätt, 1997b. Avd 9 Vattendomstolen, Dom i mål nr VA 22/97.

Sundquist U, 1999. "Tunnel genom Hjältakullen teknisk beskrivning" BERGAB Bilaga 2 till ansökan om tillstånd enligt miljöbalken för bortledning av grundvatten från en tunnel genom Hjältakullen.

Sundquist U, 2000. "Västkustbanan Delen Lekarekulle – Väröbacka Etapp Åsatunneln Förslag till kontrollprogram" BERGAB 2000-05-30.

Svea Hovrätt, 2002. Miljööverdomstolen, Dom i mål nr M 537-01.

Taatila V, 2002. "Kontrollplan med avseende på länsvattenhantering" Lemminkäinen Construction Ltd.

Umeå Tingsrätt, 1999. Miljödomstolen, Deldom i mål nr M 644-99.

Umeå Tingsrätt, 2000a. Miljödomstolen, Deldom i mål nr M 3-00.

Umeå Tingsrätt, 2000b. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 60-00.

Umeå Tingsrätt, 2001. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 57-01.

Umeå Tingsrätt, 2002. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 77-02.

Vestre J, 2000. "Uomsatt sprengstoff ved tunnelsprengning; miljø- og sprengtekniske aspekter" Dyno Nobel Europa.

Vänersborgs Tingsrätt, 2000. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 83-99.

Vänersborgs Tingsrätt, 2001. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 146-99.

Östersunds Tingsrätt, 2002a. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 95-02.

Östersunds Tingsrätt, 2002b. Miljödomstolen, Dom i mål nr M 96-02.

Fotografier

Alla fotografier i rapporten har tagits av Björn Grinder hösten 2002 vid och i Strannetunneln och Åsatunneln.