




O-93022

Ny E6 Østfold grense - Vestby og ny dobbeltsporet jernbane Smørbekk - Rustad

Beregninger og vurderinger
av vannforurensninger



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: 93022	Undernr.:
Løpenr.: 2925	Begr. distrib.: FRI

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Ny E6 Østfold grense - Vestby, og Ny dobbeltsporet jernbane Smørbekk - Rustad. Beregninger og vurderinger av vannforurensninger.	Dato: 4. august	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: Vassdrag	
Forfatter(e): Dag Berge Magne Grande Hans Holtan <i>Per Kristian Røhr</i> <i>Svein Ole Åstebøl</i> <i>Bengt Rognerud</i>	Geografisk område: Akershus	Antall sider: 59 Opplag: 75

Oppdragsgiver: Statens vegvesen, Akershus. Norges statsbaner, Banediv. Region Øst.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.): Olav Landsverk Knut Sjøvold
---	---

Ekstrakt:

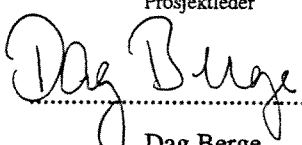
To vassdrag vil kunne bli direkte berørt av forurensninger fra den planlagte utbygging. Dette er Kambovassdraget som munner ut i sjøen ved Kambo, og Hølenvassdraget som munner ut ved Son. Vassdragene vil kunne bli betydelig påvirket i anleggsfasen, mens i vegens og jernbanens driftfase vil påvirkningene bli moderate. Bekkelukninger kan komme til å få negativ innvirkning på oppgangs- og gyteforhold for sjøørret. Det er registrert 21 fjellbrønner og en kilde langs traseen. Av disse ligger 3 brønner i traseen og må erstattes. For ytterligere 2 brønner og 1 kilde er det stor risiko for endret kapasitet eller vannkvalitet. Av 16 foreslåtte massedeponier frarådes ett benyttet. For de ulike påvirkningene er det foreslått avbøtende tiltak.

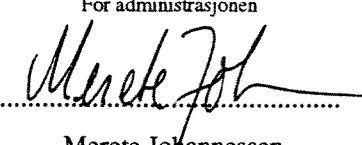
4 emneord, norske

1. Motorvegutbygging
2. Jernbaneutbygging
3. Vannforurensning
4. Tiltak

4 emneord, engelske

1. Highway construction
2. Railway construction
3. Water pollution
4. Remedial measures

Prosjektleder

Dag Berge

For administrasjonen

Merete Johannessen

ISBN-82-577-2346-0

Norsk institutt for vannforskning, NIVA
Geofuturum A/S

O-93022

**NY E6
ØSTFOLD GRENSE - VESTBY
OG
NY DOBBELTSPORET JERNBANE
SMØRBEKK - RUSTAD**

Beregninger og vurderinger av vannforurensninger

Oslo 4. aug. 1993

Prosjektleder:	Dag Berge	NIVA
Medarbeidere:	Magne Grande	"
	Hans Holtan	"
	<i>Per Kristian Røhr</i>	<i>Geofuturum</i>
	<i>Svein Ole Åstebøl</i>	"
	<i>Bengt Rognerud</i>	"

Forord

Rapporten gir en drøfting av vannforurensningen som kan oppstå som følge av bygging av ny E6 og dobbeltsporet jernbane fra Østfold's grense mot Akershus i sør til Vestby i nord.

Oppdragsgiver er Statens Vegvesen Akershus, ved Olav Landsverk og Norges Statsbaner, Banedivisjonen Region Øst ved Knut Sjøvold.

Oppdraget er utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) i samarbeid med Geofuturum A/S, hvor NIVA har behandlet påvirkning av vassdrag og tjern, mens Geofuturum har hatt ansvaret for grunnvann, samt vurderinger av massedeponier. Følgende fagpersonale har deltatt: Svein Ole Åstebøl, Bengt Rognerud og Per Kristian Røhr fra GEOFUTURUM, Dag Berge, Magne Grande og Hans Holtan fra NIVA. Dag Berge har vært prosjektleder.

Arbeidet har bestått i møter med oppdragsgivere, befaringer av området, innhenting av opplysninger om vassdrag, forurensninger og grunnforhold, gjennomgang av materialet med vurdering av forurensningsproblemer og skissering av mulige forurensningsbegrensende tiltak.

Oslo, 4. august 1993.

Dag Berge

Innhold

Forord	2
1. SAMMENDRAG	5
2. INNLEDNING	6
3. BERØRTE VASSDRAG	7
3.1 Kambovassdraget	7
3.2 Hølenvassdraget	8
3.3 Stamnesvassdraget.....	12
4. GRUNNVANNSFOREKOMSTER - UTNYTTELSE OG TILTAK.....	14
4.1 Grunnvannsforhold og eksisterende brønner	14
4.2 Konsekvenser av bygging og drift av vei/jernbane.....	14
4.3 Risikovurdering	17
4.4 Skadeforebyggende tiltak	17
5. DEPONERINGSOMRÅDER - LOKALISERING OG TILTAK.....	19
5.1 Generelt om deponering av overskuddsmasse.....	19
5.1.1 Terrengform, grunnforhold.	19
5.1.2 Avrenning.	19
5.1.2.1 Overflatevann/avskjæringsgrøfter.....	20
5.1.2.2 Drensvann, lukka avløp.....	20
5.1.2.3 Stabilitet i stedlige masser.....	21
5.1.3 Forberedende grunnarbeider ved deponering av masser.....	21
5.1.3.1 Formen på den nye terrengoverflaten.	22
5.1.3.2 Hensyn å ta i anleggsfasen.	22
5.1.4 Avslutning av deponeringsområder.....	23
5.2 Vurdering av foreslåtte deponeringsområder.....	30
6. VASSDRAGSFORURENSNINGER FRA VEG OG JERNBANE.....	42
6.1 Veg.....	42
6.1.1 Påvirkninger og tiltak i anleggsperioden	42
6.1.1.1 Partikkelforurensning	42
Generelt	42
Tiltak	45
6.1.1.2 Tilførsel av næringssalter.....	45
Generelt	45
Tiltak.....	46
6.1.1.3 Olje- og kjemikaliespill	46
Generelt	46
Tiltak	46
6.1.1.4 Sur avrenning og utvasking av metaller	46
Generelt	46
Tiltak	47
6.1.2 Påvirkninger og tiltak under vegens driftsperiode.....	47
6.1.2.1 Salting.....	47
Generelt	47
Tiltak	48
6.1.2.2 Asfaltslitasje, dekkslitasje og avgasser - avrenning, direkte deponisjon	49
Generelt	49
Tiltak	53
6.1.2.3 Bekkelukkinger og andre fysiske endringer	54

Generelt	54
Tiltak	54
6.2 Jernbane	55
6.2.1 Påvirkninger og tiltak i anleggsperioden	55
6.2.2 Påvirkninger og tiltak under drift	55
REFERANSER	57

1. SAMMENDRAG

Det er foretatt en vurdering av mulige forurensninger til grunnvann og vassdrag fra den planlagte nye E6 gjennom Vestby.

Vassdrag

To vassdrag vil kunne bli direkte berørt av forurensninger fra den planlagte E6. Dette er Kambovassdraget som renner ut ved Kambo og Hølenvassdraget som munner ut ved Son. Et annet vassdrag, Stamnesvassdraget, har sitt nedbørfelt nært opptil, men vil neppe bli berørt. Vassdragene har bare en innsjø - Kjennstjernet (ca. 90 dekar). Vassdragene har fra naturens side i størstedelen av nedbørfeltet et høyt innhold av næringssalter og partikulært materiale. Dette skyldes tilførsler fra marine avleiringer i de lavere strøk. I tillegg er vassdragene til dels betydelig forurenset av tilførsler fra husholdningskloakk og jordbruk. Vassdragene har betydning som resipient og benyttes noe til jordbruksvanning. De er også betydningsfulle gyte- og oppvekstområder for sjøørret.

Vassdragene kan bli betydelig påvirket av erosjonsmateriale i anleggsfasen. Gjennomføring av foreslåtte tiltak vil kunne forhindre at dette får store negative vassdrageffekter.

I vegens driftsfase vil vassdraget få tilført forurensninger som stammer fra asfaltslitasje, dekkslitasje, avgasser, salting, samt erosjonsvann fra eroderbare skråninger. Konsentrasjonene ser ut til å bli moderate. Påvirkningene kan reduseres ved å ta ned overvannet gjennom infiltrerende masser via drenerør, i stedet for å ta det ned til tette rør via kummer.

Bekkelukkinger kan komme til å få negativ innvirkning på oppgangs- og gyteforhold for sjøørret. Disse problemene kan langt på veg løses gjennom riktig konstruksjon av kulverter. Dette må vurderes mer i detalj i den videre planlegging.

Grunnvannsforhold

Det er registrert 21 fjellbrønner og 1 kilde langs traséen. Av disse ligger 3 brønner i traséen og må erstattes. For ytterligere 2 brønner samt 1 kilde er det stor risiko for endret kapasitet eller vannkvalitet. For de øvrige 16 brønnene er risikoen for påvirkning middels til liten. Enkelte markerte sprekkesoner i fjell, med potensiale for grunnvannsforsyning, krysses av traséen, og kan bli utsatt for forurensning.

Massedeposering

Det er foreslått 16 lokaliteter for deponering av overskuddsmasse. En av lokalitetene frarådes brukt til massedeposering, mens 6 andre medfører stor risiko for erosjon, jordtap og partikkelforurensning av vassdrag. Vannforurensning ved massedeposering kan reduseres gjennom tiltak i deponiene, rask vegetasjonsetablering og ved å konsentrere anleggsperioden i tid. Mer detaljerte planer for deponienes utforming, avslutning og tiltak under og etter deponering bør utarbeides.

2. INNLEDNING

Det foreliggende arbeidet gjelder vurderinger og beregninger av vannforurensninger som kan oppstå som følge av utbygging og drift av ny E6 Østfold grense - Vestby, og ny dobbeltsporet jernbane Smørbeek - Rustad. Arbeidet er basert på tilbudsgrunnlag fra Statens Vegvesen Akershus og NSB Banedivisjonen, Region Øst av 11. desember 1992, orienteringsmøte 16. des. 1992, forslag til reguleringsplan av 11. januar 1993 og prosjektforslag fra NIVA og GEOFUTURUM av 3. januar 1993.

I tilbudsgrunnlag, Del 1, het det at følgende forhold skulle vurderes:

- Forurensningstilførsel til vassdrag både fra veg/jernbane og deponeringsområder.
- Betydning for resipienter.
- Forurensning av grunnvannsbrønner.
- Forurensningsbegrensende tiltak.

Detaljeringsnivået eller grundighetsnivået har variert innenfor den foreliggende beskrivelse. Det er lagt vekt på å foreta en relativt bred utredning der det er gitt en redegjørelse for hvilke typer forurensninger som kan oppstå og på hvilken måte og i hvilken grad de antas å påvirke de stedlige resipientene.

I tillegg til det tilsendte og innsamlete teoretiske materialet, er utredningen basert på befaringer til området. Fylkesmennenes miljøvernavdelinger, kommuner samt ulike faginstanser som NLH, NVE, DNMI og NIVA m.fl. har bidratt med grunnlagsmateriale.

3. BERØRTE VASSDRAG

Fra fylkesgrensen mot Østfold i sør vil den nye E6 traséen ha avrenning til Kambovassdraget i en strekning på vel 4 km. Derfra har den på den resterende strekning på ca. 9 km til Vestby i sin helhet avrenning til en del av Hølenvassdraget, - Kjennsbekken med Kjennstjernet og Hølenelva. Hvor veien krysser Kjennsmyra i bru kan også et sidevassdrag, Stamnesbekken og Klokkerudbekken bli berørt. I det følgende skal disse tre vassdrag med nedbørfelt gis en kort omtale.

3.1 Kambovassdraget

Fig. 1 viser en oversikt over Kambobekken med nedbørfelt. Bekken renner i sydlig retning ca. 6 km fra området ved Ulfski til Kambo i Mossesundet. En større sidebekk (Tegnebybekken) kommer inn østfra ca. 500 m syd for Sonsvegen og ved Kambo kommer også inn en bekk fra Mosseskogen i syd. Totalt sett utgjør nedbørfeltet ved utløpet i Kambo ca. 19 km². Nedbørfeltet består for størstedelen av skog, men i nord ved Sonsvegen og langs elva er det en del jordbruksområder. Berggrunnen består for det meste av granittiske gneiser. En del av området har noe løsavsetninger og marin leire. Langs Kambobekken er det noen gardsbruk samt spredt bolig- og hyttebebyggelse. Gjennomsnittlig årlig vannføring ved utløpet i Kambo kan beregnes til ca. 340 l/s ut fra målinger av spesifikk avrenning i Hølenelva (Dahl og Holmen, 1977). Som for de fleste elver og bekker i dette området må en regne med svært varierende vannføringer, avhengig av nedbørforholdene. Dette forsterkes også ved vanning av jordbruksområder i tørkeperioder (Hansen, 1989) og mangel på stabiliserende innsjøer i nedbørfeltet.

Den søndre delen av den nye vegtraseen vil krysse elva 3 ganger og gå langsetter elva ned til Østfold grense. Ca 3.5 km av den nye vegtraseen vil drenere til Kambobekken.

Foruten å ha en viss betydning til vanningsformål og som resipient, er Kambobekken gyte- og oppvekstelv for sjøørret i Oslofjorden.

I forbindelse med en større undersøkelse av sjøørretbestanden i kystnære bekker i Østfold i 1988, gir Heidi Hansen (Hansen, 1989) en kort beskrivelse av Kambobekken og forekomst og egnethet for fisk. I øvre del i østre tilløp ved Sonsvegen (Tegnebybekken) var vannet klart, men brunfarget, sannsynligvis som følge av humusstoffer fra myrområder, mens det videre nedover mot Kambo ble mer uklart. pH-verdiene varierte fra ca. 5.0 øverst til ca. 6.9 ved Kambo gård. I øvre del var det bunnsstrat av grus og stein, mens det videre nedover var mest leirebunn, dvs. dårligere gytemuligheter for ørret. Breddene var til dels begrodd med orekratt og -trær med pløyde jordbakker. Det ble bare fisket 2 små stasjonære ørreter ved Kambo gård (st. 2) med elektrisk fiskeapparat ved en befarng i oktober. Ørretbestanden i bekken ble karakterisert som liten. Vidar Holthe (pers. oppl.) nevner at sjøørreten kan gå opp til Tørbrekkefossen i Tegnebybekken, ca. 1 km fra kryssingen med E6 og opp til Sonsvegen i det andre bekkeløpet.

Gyteplassene er sannsynligvis i disse øvre delene. I Tegnebybekken er vannet muligens noe for surt i perioder til at forholdene skal være optimale.

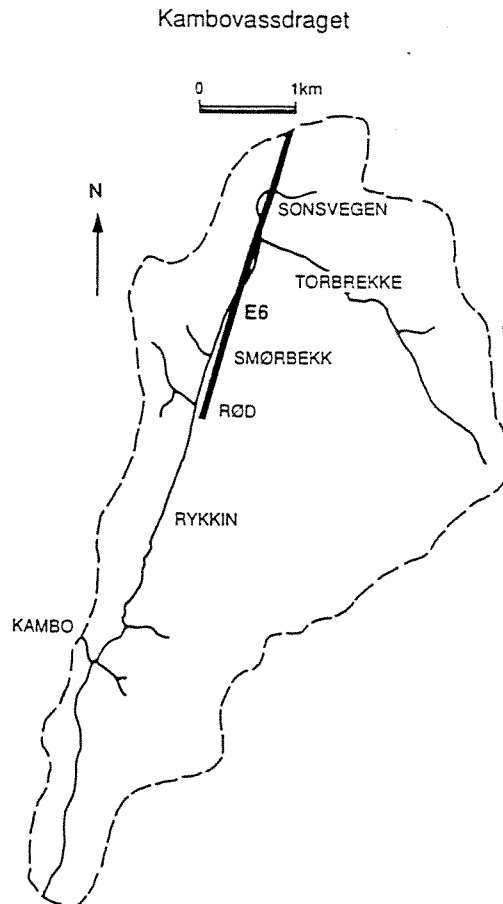


Fig. 1. Kambovassdraget

Heidi Hansen (1989) konkluderer i sin undersøkelse at 23 bekkesystemer var 10 sterkt forurenset og bare 4 hadde gode bestander av sjøørret. Av årsaker til reduserte ørretbestander nevnes foruten forurensninger (spesielt fra jordbruket), bakkeplanering, bekkelukking, hogst, vanning og dambygging. Det må være en viktig oppgave å bygge opp igjen ørretbestandene i de bekker hvor dette er mulig.

3.2 Hølenvassdraget

Det meste av opplysningene om dette vassdraget er hentet fra omfattende utredninger av Dahl og Holmen (1977) og Dahl og Arnesen (1982). Fig. 2 viser en oversikt over Hølenvassdraget med nedbørfelt (Dahl og Holmen, 1977). Vassdraget danner et innviklet system av små elver og det er bare en innsjø av noen størrelse i området. Hovedvassdragets lengde er ca. 21 km og nedbørfeltets areal er ca. 138 km². Nedbørfeltet er kjennetegnet av små høydeforskjeller. Hovedløpet har sin opprinnelse i Åsmyra, 95 m o.h. og har jevnt fall til Hølenfoss, ca. 15 m o.h. Årlig middelvannføring var her (Hølen vannmerke) i 1976-77 ca. 2.5 m²/sek. med variasjoner mellom 0.019 - 6.2 m³/sek. som månedsmidler. Fra fossen til Sonsbukta (ca. 3 km) har elva nesten ikke fall. Dette elveavsnittet er ofte preget av brakkvann (Dahl og Holmen, 1977).

Det er bare den vestlige delen av vassdraget som vil bli berørt av ombyggingen av E6. Ca 7.5 km av den nye vegtraseen vil drenere til Kjennsvassdraget. Kjennsvassdraget har sitt utspring nær Jord ved grensen til Ås kommune. Herfra renner vassdraget i sørlig retning gjennom Kjennsbekken (Kleiverbekken - Rustadbekken/Ringbekken) ca. 9 km forbi Revhaug og Rustad til Kjennstjernet. Kjennstjernet har et areal på ca. 90 dekar og et største dyp på ca. 6 m. Herfra renner Kjennsbekken (Muggestadbekken) videre ca. 2.5 km ned til Hølen, hvor den løper sammen med Hølenelva. Denne del av nedbørfeltet (Kjennsvassdraget) har et areal av ca. 15 km² og Kjennsbekkens årlige midlere vannføring ved utløpet i Hølenelva kan beregnes til ca. 270 l/sek.

Oversikt over Hølenelvas nedbørfelt.
 ----- Kjennsvassdragets nedbørfelt.

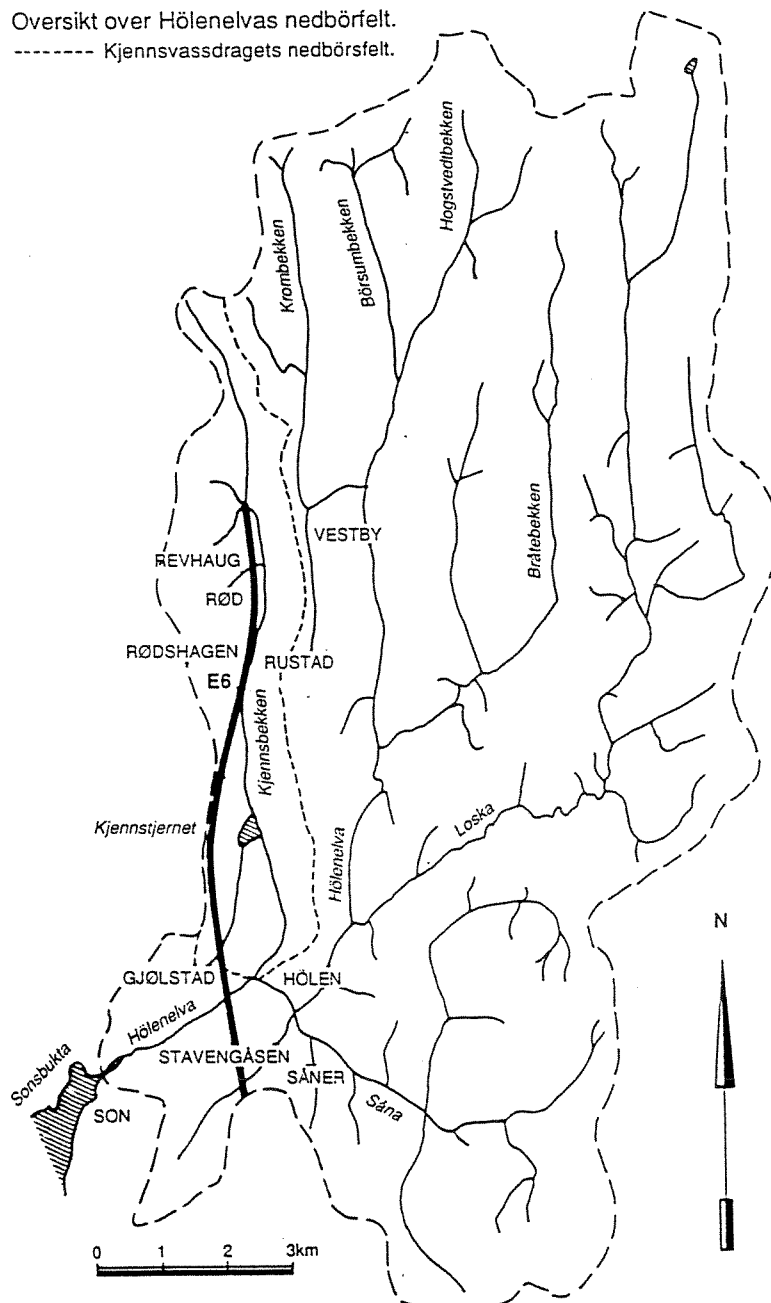


Fig. 2. Hølenvassdraget

Hølenvassdragets nedbørfelt ligger i det sørøstnorske grunnfjellsområde hvor bergartene hovedsakelig er gneiser og granitter. I Kjennsvassdragets nedbørfelt mellom Kjenn og Rustad, er det et område som inneholder bergarter hvor det kan være innslag av sulfidmineraler. For øvrig er det store områder med løsmasser fra isavsmelting og marin leire. Det meste av arealene med marin leire er dyrket og brukes til kornproduksjon. Dette fører til betydelig transport av leire i vassdraget.

Hølenvassdragets nedbørfelt består for ca. 1.5 % tettstedsareal (1976), 29 % åker, 3 % eng og 66 % skog og "annat areal". I nedbørfeltet bodde i 1977 ca. 9500 personer. Det har skjedd en økning i folketallet i Ås, Vestby og Hølen, men det er ikke beregnet hvor mye av dette som faller på dette nedbørfeltet.

Vannkvaliteten i Hølenvassdraget er særlig preget av de geologiske forhold med marine avsetninger, jordbruksvirksomhet og tilsig fra tettsteder. Undersøkelser utført i perioden 1966 - 77 (Dahl og Holmen. 1977) i Hølenelva etter samløp med Kjennsbekken (ca. 150 m nedstrøms veibru), viste store variasjoner i de fysiske kjemiske parametre. I tabell 1 som er hentet fra dette arbeidet, er ført opp middelveier samt spredning for noen fysiske-kjemiske analyseresultater.

Tabell 1. Fysisk-kjemiske analyseresultater fra Hølenelva ved Hølen 1966-1977. (Etter Dahl og Holmen. 1977).

	Middelveier	Spredning	Antall analyser
pH	7.3	6.9-7.8	11
Kond. $\mu\text{S}/\text{cm}$	-	90->30000	11
Turbiditet FTU	9.3	1.9-27	8
TOC mg/	8.1	5.0-10	6
Cl mg/l	-	8.2-1730	8
Tot P $\mu\text{g}/\text{l}$	-	62-1000	8
Tot N μl	3527	1000-6600	11

Analysene viser at denne lokaliteten i perioder er sjøvannspåvirket, men at vannet ellers er nøytralt til svakt basisk, har et høyt innhold av elektrolytter og organisk stoff. Partikkelinnholdet er i perioder høyt og dette er vesentlig leire. For øvrig er vannet sterkt påvirket av kloakk og jordbruksforurensninger.

Analysen foretatt i 1988 i forbindelse med Aksjon 88 - Forsuringssituasjonen i Akershus ved Akershus Jeger og Fiskerforening (Oppl. gitt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus v. Wilhelm Torheim) viste at vannkvaliteten ikke hadde endret seg vesentlig siden 1977.

Dahl og Holmen (1977) foretok også undersøkelser i Kjennsvassdraget (Tabell 2). Disse viste at øvre del av vassdraget ovenfor Kjennstjernet ved Verpet var sterkt preget av humus og var i høstmånedene surt (pH 5.2) sterkt farget og hadde et høyt innhold av organisk stoff. Også her - i likhet med nedbørfeltet for øvrig - skjer en betydelig utvasking av salter fra marine avsetninger.

Undersøkelsene fra den nederste stasjonen i vassdraget (Muggestadbekken) viste høyere pH

(6.5-7.1) enn øvre del. For øvrig var det høyt innhold av elektrolytter, organisk stoff og partikler. Det ble påvist at det skjedde en ganske effektiv selvrensing i Kjennstjernet i sommerhalvåret. Undersøkelsen foretatt i 1988 av Akershus jeger- og fiskerforening (oppl. gitt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus v. Wilhelm Torheim) viste at situasjonen i hovedtrekkene hadde forandret seg lite.

I tilknytning til undersøkelser av Dahl og Holmen (1977) og av Bjørn Faafeng, NIVA (pers. oppl.), er det også foretatt en del observasjoner av biologiske forhold. Disse undersøkelsene viser at enkelte vassdragsavsnitt var sterkt preget av forurensning med forekomster av begroing og høyere vegetasjon som er karakteristiske for slike lokaliteter. Dette gjelder bl.a. trådbakterien *Sphaerotilus natans*, blågrønnalger (*Oscillatoria*) og sopp (*Leptomyces lacteus*). Andre steder var mer preget av naturlig frodighet enn forurensning. I Hølenelva nedenfor Hølen var vegetasjonsbeltene smale og artsfattige. Dette skyldes at lokaliteten er saltvannspåvirket.

Tabell 2. Fysisk-kjemiske analyseresultater for Kjensbekken. Middelerverdier sommer (1974- 77) og høst (1974-76).

Analyseparameter/enhet	Årstid	Stasjon		
		Kj 1	Kj3	Kj 4
Turbiditet	sommer	-	39	5.4
FTU	høst	2.4	12	12
Kjemisk oksygenforbruk, (KOF _{dikrs}), mg O/l	sommer	-	46	28
	høst	31	17	20
Totalt organisk karbon (TOC), mg C/l	sommer	-	15.2	9.5
	høst	12.8	6.3	7.9
pH	sommer	-	7.4	7.1
	høst	5.2	6.6	6.5
Konduktivitet (20°C), µS/cm	sommer	-	386	146
	høst	110	131	128
Kalium, mg K/l	sommer	-	9.9	3.2
	høst	0.87	2.2	3.0
Ortofosfat, µg P/l	sommer	-	160	54
	høst	8	48	46
Totalfosfor, µg P/l	sommer	-	280	110
	høst	16	74	76
Ammonium, µg N/l	sommer	-	2100	94
	høst	30	260	290
Nitrat, µg N/l	sommer	-	750	430
	høst	840	2900	3600
Totalnitrogen, µg N/l	sommer	-	5100	2200
	høst	2100	4500	5700
Antall enkeltverdier n ^x	sommer	-	5	6
	høst	3	3	3

Kjennsbekken ved utløpet av Kjennstjernet skilte seg noe ut fra de øvrige lokalitetene ved å renne gjennom et skogsområde og til dels ha et steinet elveleie og sandig bunn. Her ble funnet bl.a. elvesnelle (*Equisetum fluviatile*), nøkkerose (*Nuphar lutea*) og elvemose (*Fontinalis antipyretica*). Noe blågrønnalger ble også påvist.

Rett vest for Kjennstjernet vil den nye vegtraseen krysse den vernede Kjennsmyra. Denne er vernet på grunn av sin spesielle vegetasjon, samt viktighet som våtmarksområde.

I likhet med Kambovassdraget, benyttes bekkene i Hølenvassdraget i tørre perioder til jordbruksvanning. Dette er medvirkende til at vannføringene i sommerhalvåret kan bli svært små.

Hølenvassdraget har også betydning som gyte- og oppvekstområder for sjøørret fra Oslofjorden.

I likhet med andre vassdrag i området går sjøørreten som regel opp i forbindelse med større flommer utover høsten, og det foregår derfor ikke noe fiske av betydning. Vassdraget har først og fremst betydning for sjøørretbestanden i Oslofjorden, hvor det foregår et betydelig fiske etter denne arten. Noe laks går det også opp i elva. Sjøørret og laks kan gå opp til Hølenfossen (Fabrikkfossen) i Hølen sentrum og til Muggestadfossen i Kjennsbekken, dvs. ca. 4 km fra utløpet i sjøen. De nedre 3 km av Hølenvassdraget er saltvannspåvirket og det er derfor bare ca. 1 km som kan benyttes for gyting. Undersøkelser foretatt av Fylkesmannen i Oslo og Akershus (1988) viste at Hølenelva har en middels god ørretbestand og litt laks. Under elektrofisket våren 1992 ble på en 100 m² strekning nedenfor fossen i Hølen på en omgang fisket 50 ørret og 13 laks. I tillegg ble også fisket 15 skrubbeflyndre, 6 trepigget stingsild, 10 bekkenirøyer, 3 ål og ca. 100 yngel av mort. På et tilsvarende høstfiske ble fisket 37 ørret, 1 laks, 3 gjedder og 3 sørv. (Jørn Enerud pers. oppl.)

Foruten sjøørret og laks finnes det, som nevnt ovenfor, også andre fiskearter. Utbredelsen for disse er ikke nøyaktig kjent.

I Kjennstjernet skal det være en stor bestand av mort, abbor og laue, samt noe gjedde, ål og brasme (?) (Vidar Holthe og Åge Brabrand, pers. oppl.).

3.3 Stamnesvassdraget

Et av tilløpene til dette vassdraget (Klokkerudbekken) har sitt utspring ca. 200 m fra traséen for den nye E6 i bru over Kjennsmyra. Fordi vassdraget vil bli lite eller ikke berørt, skal det her bare gis en kort omtale, se fig. 3.

Vassdraget har sitt utspring fra områdene i nord mot Hvitsten ved Haugertjernet (83 m o.h.) og Stubberud. Vassdraget samles her i Arnestadbekken som løper sammen med Klokkerudbekken som kommer fra områdene ved Klokkerud nær Kjennsmyra i øst. Sammen danner de Stamnesbekken som munner ut i Sonsbukta. Vassdraget har en lengde av ca. 6 km og nedbørfeltet er ca. 13 km². Beregnet årlig middelvannføring blir ca. 230

l/sek. Også her gjelder at enkelte bekker i perioder kan bli praktisk talt tørre.

Vassdraget er noe forurenset fra jordbruksvirksomhet.

Også Stamnesbekken har betydning som gyte- og oppvekstområde for sjørret fra Oslofjorden. Også her går fisken først og fremst opp sent på høsten, avhengig av vannføring. Sjørreten går opp i Klokkerudbekken til ca. 200 m ovenfor brua for vei til Klokkerud. I Klokkerudbekken er det gode gyte- og oppvekstområder, forutsatt at ikke bekken går tørr.

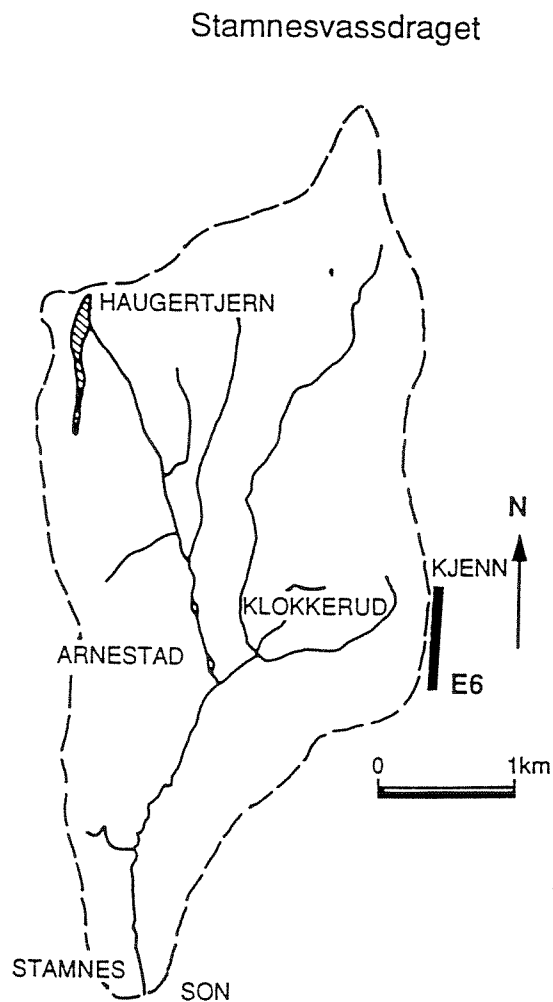


Fig. 3 Stamnesvassdraget

4. GRUNNVANNSFOREKOMSTER - UTNYTTELSE OG TILTAK

4.1 Grunnvannsforhold og eksisterende brønner

Det aktuelle området ligger under marin grense og de lavereliggende områder er derfor preget av marine sedimenter (silt/leir) med varierende mektigheter. De høyereliggende områder som arealmessig er betydelige, har fjell i dagen eventuelt med tynt løsmassedekke.

Grunnvannsressursene i fjell er viktigst med hensyn til uttak av vann til vannforsyningsformål. Berggrunnen består av prekambrisk gneis. Vanngiverevnen varierer mellom 100-2000 l/time dvs. at fjellbrønner avhengig av lokalisering og dybde kan forsyne mellom 7-140 personer (Rohr-Torp, 1979). Sprekkesonene med størst vanngiverevne går hovedsakelig i NØ-SV retning (se fig. 4). Traseen krysser noen steder over og går delvis langs markerte sprekkesoner. Det foreliggende geologiske materiale gir ikke grunnlag for å bedømme oppsprekningen i de øvrige områdene samt den hydrauliske kommunikasjonen med hovedsprekkene.

Langs traseen er det registrert i alt 21 fjellbrønner og 1 kilde som forsyner bolighus og gårdsbruk med vann (ref. Statens vegvesen Akershus). Tilgjengelige data om brønnene samt beliggenhet fremgår av figur 4 og tabell 3. 3 brønner ligger i traseen og erstatningsvann må derfor skaffes. De øvrige brønnene ligger fra 30 til 430 m fra traseen. Brønnenes plassering vil ofte være bestemt ut fra eiendomsgrenser og ikke de geologiske mulighetene for uttak av vann. Mange av brønnene ligger utenom hovedsprekkene, men noe av vanntilsiget til brønnen kan likevel komme fra hovedsprekkene via mindre sprekkesystemer. En mer detaljert registrering og vurdering av brønnene skal utføres senere.

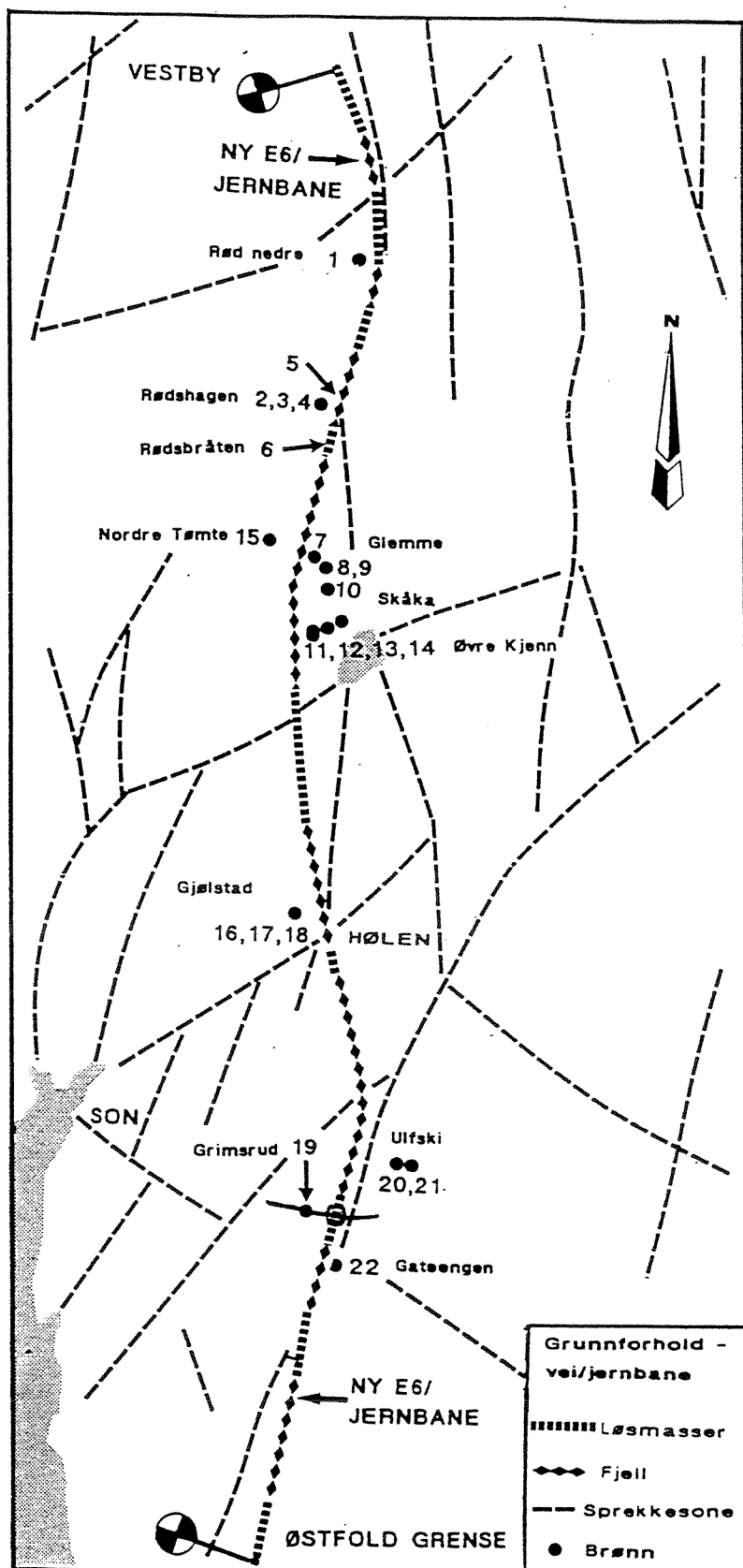
4.2 Konsekvenser av bygging og drift av vei/jernbane.

Konsekvensene av bygging og drift av vei og jernbane bør vurderes med utgangspunkt i både beskyttelse av grunnvannsressursene generelt og eksisterende brønner spesielt. Hensynet til ressursen generelt bør inngå med tanke på nye framtidige vannforsyningsbehov. Når det gjelder iverksettelse av konkrete tiltak for å ivareta disse hensynene, er det derimot ingen prinsipielle forskjeller i praksis. I den videre beskrivelse er derfor hensynet til eksisterende brønner lagt til grunn.

Negative effekter på brønnene kan oppstå som følge av:

- Kontinuerlig og akutt forurensningstilførsel
- Sprengningsskader

Akutte utslipp kan oppstå både i anleggsfasen (oljeskift, lagring av drivstoff) og under normal drift av veien (tankbilulykker). Risikoen for grunnvannsforurensning er



Figur 4. Kart over vei/jernbanetrase og grunnvannsbrønner.

Tabell 1. Oversikt over registrerte brønner (ref. SVA).

Brønn nr.	Navn	*Brønn-type	Dybde m	**Avstand m	Annet
1	Rød nedre	Boret	114	130	
2	Røds-hagen	"	30	180	Mye jern
3	"	"	60	60	
4	"	"	90	110	
5	"	"	60	0	Hovedvann, ligger i traseen
6	Røds-bråten	?	?	0	Ligger i traseen
7	Glemme	Kilde	-	70	
8	"	Boret	?	230	Brønn inne
9	"	?	?	230	Hagevanning
10	Skåka	Boret	85	280	
11	Øvre Kjenn	"	58	170	
12	"	"	58	170	
13	"	"	36	280	
14	"	"	64	380	
15	Nordre Tømt	"	72	230	
16	Gjølstad	"	75	150	
17	"	"	75	230	
18	"	Sprengt i fjell	?	150	Reservevann
19	Grimsrud	?	?	0	Ligger i traseen
20	Ulfski	Boret	80	330	
21	"	"	100	430	
22	Gate-engen	?	?	30	

størst der utslippet kan trenge direkte ned i fjellsprekker dvs. der traseen er sprengt ned i eller ligger direkte på naturlig fjelloverflate. Det antas at risikoen for akutte utslipp ved normal trafikk (vei og jernbane) er svært liten og at det derfor ikke er hensiktsmessig å iverksette spesielle tiltak utover den beredskap som forurensningsmyndighetene ivaretar for kjemikalieutslipp på land. I utbyggingsfasen må det imidlertid legges opp til rutiner som reduserer faren for utslipp og søl til et minimum.

Forurensningsstoffer fra veitrafikken spres i omgivelsene med overflatevannet. Risikoen for forurensning av grunnvannet er størst der grøftene er sprengt i fjell eller der naturlig fjelloverflate ligger i dagen. Her kan forurenset overvann infiltrere direkte ned i sprekkemagasinet. I de tilfeller man har løsmassedekke over fjell i grøfter og sideterreng vil partikulært bundne forurensningsstoffer (tungmetaller og PAH-stoffer) filtreres fra i overflaten mens veisalt vil følge vannstrømmen ned til grunnvannet. Overvannsmengden som infiltreres i grunnen, er størst der avrenninger skjer til terreng uten oppsamling i lukket avløp.

Av figur 4 fremgår at grunnforholdene langs traseen veksler mellom fjell og løsmasser. I figuren er det brukt fjellsymbol selv om bare deler av trasetsnittet ligger på fjell. På strekningene med fjell kan infiltrasjon av overvann skje. Tildekking av fjelloverflaten i grøftene med finkornige løsmasser vil derimot redusere forurensningsnedtrengningen til grunnvannet.

Med unntak av akutte utslipp har forurensningstilførsler fra jernbanen neppe noen målbar effekt på grunnvannet. Overgang til tette toalettssystemer vil redusere nåværende utslipp ytterligere.

Sprengningsarbeide i nærheten av fjellbrønner kan forårsake hydraulisk kommunikasjon mellom eksisterende sprekker som tidligere ikke stod i kontakt. En slik situasjon kan endre den hydrauliske situasjonen i magasinet som brønnen står i slik at brønnens kapasitet og vannkvalitet endres. Grunnvannsstanden kan senkes og dermed går brønnens kapasitet ned. Kommunikasjonen med nye sprekker kan medføre tilførsel av grunnvann med dårligere vannkvalitet. De brønner som ligger i områder der traseen sprenges i fjell er potensielt utsatt for slike effekter (se fig. 1). Det tilgjengelige geologiske materialet gir ikke grunnlag for nærmere avgrensning av de mest utsatte områdene.

4.3 Risikovurdering

Tilgjengelig geologisk materiale gir begrenset mulighet for konkret å bedømme risikoen for negative effekter på eksisterende brønner (sprengningseffekt/forurensning). En foreløpig grov risikovurdering er utført med utgangspunkt i informasjon om brønnenes avstand til vei, nærhet til sprekkesoner, grunnforhold og brønndyp. Tre brønner - 5, 6 og 19, må erstattes da de ligger i traseen. Av de øvrige brønner har vi kommet frem til følgende grove klassifisering:

LITEN RISIKO:	Brønn 10, 14, 15, 17, 20 og 21
MIDDELS RISIKO:	Brønn 1, 2, 4, 8, 9, 11, 12, 13 16, 18
STOR RISIKO:	Brønn 3, 7 (kilde) og 22.

Gjennomføring av skadeforebyggende tiltak vil bidra til å redusere risikoen. Med tilgang på flere hydrogeologiske data kan risikoen for brønnene differensieres bedre, men man vil aldri innenfor akseptable økonomiske rammer kunne forutsi med sikkerhet risikoen for skader på den enkelte brønn.

4.4 Skadeforebyggende tiltak

Utbygging.

Tiltakene i utbyggingsfasen skal forhindre forurensning som følge av søl/utslipp av olje og

drivstoff og skader som følge av sprengning.

Det bør utarbeides retningslinjer for lagring og bruk av olje og drivstoff. Handteringen av stoffene bør skje på faste planlagte steder som har tett overflate f.eks. komprimert leire og en kontrollert avrenning. Det bør settes krav til at entreprenør skal melde fra søl eller utslipp og at vedkommende har et klart ansvar for umiddelbar fjerning av forurensede masser.

Sprengningsarbeidet bør planlegges og gjennomføres så skånsomt som mulig slik at dybdevirkningen i fjellgrunnen blir minst mulig.

Drift.

Av hensyn til grunnvannet bør overvannet i størst mulig grad gå i lukket avløp eller åpne grøfter med bunntetting til overflateresipient. Der belastningen på resipienten blir stor bør rensing av overvannet ved hjelp av sedimentasjonsdammer eller infiltrasjonsanlegg gjennomføres. Der det av ulike årsaker er mest hensiktsmessig å lede overvannet direkte til sideterreng for infiltrasjon, må grøfter og sideterreng med fjell i dagen tildekkes med løsmasser som overvannet kan filtreres gjennom.

Overvåkning.

Det er ikke mulig å kunne forutsi med sikkerhet hvilke effekter utbyggingen vil medføre og om de foreslåtte tiltak gir en tilfredsstillende effekt. Det er derfor nødvendig å gjennomføre en overvåkning av brønnene før, under og etter at utbyggingen er gjennomført for å fremskaffe dokumentasjon på utbyggingens reelle virkning på brønnene. En slik overvåkning er i seg selv et viktig skadeforebyggende tiltak fordi den på et tidlig tidspunkt kan påvise eventuelle negative effekter og dermed gi grunnlag for å iverksette ytterligere tiltak som kan forebygge flere skader på et senere tidspunkt. Overvåkingen er også viktig med tanke på eventuelle erstatningssaker.

Skal overvåkingen tjene sin hensikt må arbeidet igangsettes i god tid før utbyggingen starter slik at man får tilgang til nødvendige referansedata. I overvåkingen bør følgende aktiviteter inngå:

- Registrering av tekniske brønndata
- Program for måling av vannkvalitet, grunnvannsnivå og brønncapasitet
- Kartlegging av hydrogeologiske forhold i brønnområdene
- Fortløpende bearbeiding og evaluering av datamateriale.

Den foreslåtte hydrogeologiske kartleggingen vil være et nødvendig grunnlag for å kunne plassere nye borebrønner der erstatningvann må skaffes.

5. DEPONERINGSOMRÅDER - LOKALISERING OG TILTAK.

Siden det foreløpig ikke foreligger detaljerte planer for utforming av deponeringsområdene, blir det i kap. 5.1 gitt en generell beskrivelse av problemstillinger knyttet til deponering av overskuddsmasse. Kap. 5.2 er en beskrivelse og vurdering av foreslåtte deponeringsområder i Vestby.

5.1 Generelt om deponering av overskuddsmasse.

Den generelle delen gir en oversikt over forhold som har betydning for valg, utforming og avslutning av områdene. Særlig viktig er avrenningen av overflatevann og drens vann fra området, erosjonsrisikoen i og etter anleggsfasen og endrede belastningsforhold på grunnen.

5.1.1 Terrengform, grunnforhold.

Deponeringsområder kan ha vidt forskjellig form fra naturlige daldrag til flater og relativt bratte hellinger. I dalsøkk vil en få en naturlig avslutning ut mot sidene, men en vil få en brattere avslutning i nedre del der en får sterkere fall enn tidligere. Avslutningen av fyllinger er en viktig detalj. Den vil ha betydning for omfanget av erosjon i flere år.

I enkelte områder vil hele fyllinga ligge i en dalside. Slike områder egner seg mindre godt for deponering av erosjons-utsatte masser. Tunnelmasse er mer stabil, men denne skal også gis en overdekning. Oppbyggingen av et deponi for tunnelmasse er viktig med tanke på framtidig vegetasjonsetablering. En kjenner imidlertid ikke til i detalj hvilke typer masse som skal deponeres på de enkelte områder i Vestby.

5.1.2 Avrenning.

Effektive løsninger for kontrollert avløp av overflatevann og drens vann er en forutsetning for å redusere/hindre erosjon i deponeringsområdene. Erosjon og stofftap skjer i perioder med intens avrenning, og en må alltid være forberedt på at slike situasjoner oppstår. Erfaringene en har fra bakkeplanering i jordbruket bør utnyttes. Her har en helt tilsvarende fyllingsområder der ukontrollert overflateavrenning har ført til store massetap og forurensning i resipienten.

Kontrollert avrenning er viktig både i anleggsperioden og senere. Deponeringsmassene er løst lagret og meget lett eroderbare. Renner det vann over fyllingskanten, fører det til erosjon og i mange tilfelle utrasinger i tillegg. En har eksempler på at meget store jordmasser har gått tapt.

5.1.2.1 Overflatevann/avskjæringsgrøfter.

I deponeringsområder vil en i de fleste tilfeller ha tilførsel av overflatevann fra ovenforliggende arealer. Dette vannet må avskjæres før det renner ut på eller ned i fyllinga. Får vannet trenge ned i fyllinga, kan det gi lokal vannmetting i deler av fyllinga. Dette fører til økt poretrykk i massen slik at friksjonen mellom partiklene i fyllinga avtar. Dette reduserer stabiliteten i massen og øker faren for utglidninger og ras.

Vann som renner ut på deponerte masser, kan infiltrere, men i mange tilfelle er overflata pakket og tettet igjen som følge av kjøring med tunge anleggsmaskiner. Da ligger det an til overflateavrenning og erosjon. Fyllingsskrånninger vil alltid være ustabile og meget lett eroderbare.

Overflatevann som renner på bred front fra ovenforliggende områder bør tas inn i avskjæringsgrøfter i overkant av deponeringsområdet. Se etterfølgende figur 5 (typetegning TG/A 1a). Mer konsentrerte tilløp kan tas inn i rørlagt avløp via en inntakskum. Se figur 6 (typetegning TL/I 3a) eventuelt figur 7 (typetegning TL/I 3d). Felles for begge avløpstilfellene er at det må legges en lukka avløpsledning fram til resipient, eller i det minste til fyllingsområdets yttergrense mot resipient. Detaljutformingene vil være avhengig av forholdene på det enkelte sted. En avløpsledning av denne typen må ha tette skjøter da den i ekstreme avrenningssituasjoner kan fungere som en trykkledning. Uten tette skjøter vil vannet bli presset ut gjennom skjøtene og ledningen blir ustabil.

Det er nødvendig med en hydroteknisk vurdering av lukka avløp i deponiområdet før en begynner å deponere masser. I mange tilfelle er eksisterende avløp snaut dimensjonert. I tillegg får en ofte en annen avrenningskarakteristikk i nedbørfeltet etter at anlegget er ferdig. Med harde flater, nye skrånninger og mer effektive dreneringssystem, øker avrenningsintensiteten. Flomtoppene blir større. Lukka avløp under en fylling må være rikelig dimensjonert for at en skal unngå oppstuvning og avrenning på overflata. Overflatevann i en flomsituasjon vil føre til stor erosjon.

5.1.2.2 Drensvann, lukka avløp.

Deponeringsareal på dyrka mark er som regel drenert. Dette kan bidra til å stabilisere arealene. En må likevel være forberedt på at dreneringssystemene kan bli ødelagt ved at masse transporteres med uvanlig tungt utstyr, mye tyngere enn vanlig utstyr i jordbruket.

I tilfelle dreneringssystemene fanger opp grunnvannsoppdrag, bør en sikre seg at dette vannet blir ledet vekk også etter at deponiet er etablert. Hvis dreneringen ikke fungerer, kan en risikere at deponeringsområdet blir ustabil.

En skal også være oppmerksom på at en øker intensiteten i avrenningen der en deponerer masse i et utmarksområde og så endrer bruken av arealet til jordbruksproduksjon. Det betyr at et lukka avløpssystem som leder vann fra arealet, vanligvis må oppdimensjoneres når andelen dyrka mark øker.

En går ikke her nærmere inn på avrenningskoeffisienter for ulike typeområder da det ligger utenfor denne oppgaven. Det må imidlertid foretas en mer detaljert hydrologisk og hydroteknisk vurdering av deponeringsområdene når nærmere data om massetyper og utforming av deponiene foreligger.

5.1.2.3 Stabilitet i stedlige masser.

Deponering fører til økt belastning. Vanligvis er ikke dette noe problem. Legges masse ut mot et vassdrag, kan en imidlertid risikere at deponiet fører til grunnbrudd og forstyrrelse av vassdraget. Det gjelder bestemte retningslinjer for fyllinger ut mot vassdrag. Se figur 8 (typetegning PL/U 1a).

I myrområder kan en også få grunnbrudd som følge av økt belastning på arealet, men det er neppe risiko for dette på noen av de aktuelle deponiene i Vestby.

5.1.3 Forberedende grunnarbeider ved deponering av masser.

Planlegging og gjennomføring ved deponering av masser er avgjørende for hvor stort massetapet kan bli i en periode med intens avrenning. Det blir her pekt på noen av de forhold en må være særlig oppmerksom på i forbindelse med anlegg av deponiene.

I forbindelse med deponeringen bør det utarbeides en plan for hvordan oppbyggingen av fyllingsområdet skal skje. Dette med tanke på både den framtidige bruken av arealet og at en i hele anleggsfasen skal være sikker på at en har kontroll med avløpsvannet. Da har en også kontroll med erosjon og stofftap.

I en nedbørfri periode har en ikke noen problemer med overflatevann. Men når det kommer nedbør, må anlegget være klart til å takle overflateavrenningen slik at massetapet blir minst mulig.

Avløpssystemer.

Der deponiet legges over et lukka avløp, må det klarlegges at dimensjonen er tilfredsstillende. Særlig viktig er dette der vanntilførselen til lukka avløp øker, enten på grunn av endret nedbørfeltgrense eller forandring av dreneringssystemet i området. I forbindelse med veganlegg endres ofte avrenningsintensiteten. Ny avrenningsintensitet må derfor vurderes ut fra størrelsen på areal med fast dekke, areal med vegskråninger, dyrka mark og utmark.

Der et åpent avløp legges i rør, må rørstrengen legges på uomgravde masser. Denne ledningen skal ha tette skjøter. Der det er nødvendig med drenering, legges egen drensledning ved siden av den tette avløpsledningen.

En del deponeringsområder får stor utstrekning. Det må da etableres avløpssystem med kummer for inntak for overflatevann fra den framtidige terrengoverflaten. Avstanden mellom inntakene for overflatevann kan variere noe etter lokale forhold. På jordbruksareal bør ikke avstanden mellom inntakene være over 50 - 100 m avhengig av forholdene på det

enkelte deponi. Se figur 8 (typetegning PL/U 1a).

Avløpsledninger fra avskjæringsgrøfter i overkant av fyllingsområder må legges før deponeringsområdet tas i bruk.

Der det er nødvendig med drenering, legges perforerte rør. Disse skal dekkes med filter som hindrer gjenslamming av rørene. De siste 2-3 metrene ut mot resipient skal det legges rør med tett rørvegg for å sikre stabiliteten i massene nærmest resipienten.

Bevaring av matjord.

Der deponeringsområder legges på dyrket mark, må matjorda tas vare på. Den kjøres sammen i hauger slik at den kan legges tilbake på den endelige terrengoverflaten.

En slik handtering er nyttig både med tanke på bruken av arealet og for å redusere risikoen for erosjon. Matjordlaget på overflata er mer permeabelt enn finkornet undergrunnsjord. Særlig i leirjordsområder kan denne bli tett. Tung trafikk og elting av jorda bidrar også til tetting av overflata.

5.1.3.1 Formen på den nye terrengoverflaten.

Det er viktig å planlegge avrenningen før en begynner å legge opp masse i deponeringsområdet. Der det etableres lange fyllingsområder med en jevn overgang til eksisterende terreng, må det legges opp til inntak for overflatevann i fyllingsområdet. Terrenget rundt disse inntakene må formes slik at overflatevannet renner inn i avløpssystemet.

I andre tilfelle legges det opp en høyere fylling med relativt bratt avslutning (fyllingskant) ned mot eksisterende terrengoverflate. I siste tilfelle må en unngå at vann renner på overflata og utover fyllingskanten. En slik bratt skråning vil være løs og ustabil til en har fått etablert vegetasjon.

Fyllinga skal i slike tilfelle ha en forhøyning lengst ut mot kanten og det legges opp til inntak for overflatevann like innenfor.

5.1.3.2 Hensyn å ta i anleggsfasen.

Det er vanskelig å unngå noe erosjon i anleggsfasen. Men jo kortere tid en anleggsfase varer desto mindre erosjon. Størst erosjonsrisiko har en høst og vår da nedbøren som regel er størst. En må imidlertid alltid være forberedt på å takle avrenningen slik at jordtapet kan reduseres til et minimum. Intense nedbørsituasjoner kan forekomme året rundt.

Framgangsmåten ved oppbyggingen av et deponi må utformes etter forholdene på det enkelte område. Det er ikke mulig å gi en generell beskrivelse som dekker alle de aktuelle tilfellene.

Hvert deponi bør imidlertid ha en avløpsplan.

Handtering av overflatevannet.

Det er viktig at en leder vekk overskuddsvann både på og i fyllinga. Renner det vann

inn/ned i de deponerte massene, øker poretrykket i massen, skjærspenningene reduseres og stabiliteten avtar. Det finnes mange eksempler på at masse glir/raser ut fordi en ikke har sørget for effektiv og kontrollert avrenning i deponeringsområdet.

Når deponiområdet er bestemt og avgrenset, legges en avløpsledning som drenerer eventuelt overflatevann som renner ned mot fyllingsområdet samt overflatevann fra selve deponiet. Dimensjon må velges avhengig av arealstørrelse og overflatens egenskaper.

Der det er behov for å ta inn overflatevann fra ferdig fylling, må kummene bygges opp samtidig som en deponerer masse. En må hele tiden hindre at det renner vann på de deponerte massene og utover fyllingskanten. I deponeringsfasen er massene meget ustabile og lett eroderbare.

Sedimenteringsbassenger.

I en anleggsgfase er det vanskelig å hindre at det foregår noe ukontrollert avrenning fra fyllingsområdet. Det er derfor aktuelt å anlegge sedimenteringsbasseng(er) der en kan få avsatt erosjonsmaterialet. Utløp fra et sedimenteringsbasseng bør helst foregå via en kum inne i bassenget og med en ledning til resipient. Kummen og kanten rundt bassenget bygges på etter hvert som bassenget fylles opp. Størrelsen på bassenget er avhengig av avrenningsintensiteten fra området.

5.1.4 Avslutning av deponeringsområder.

Deponiet må gis en form som hindrer ukontrollert avrenning, utglidning og/eller utrasing. Dette gjelder både når arealet skal nyttes til jordbruksproduksjon og når det skal etableres en mer permanent vegetasjon.

Skal arealet nyttes til jordbruksproduksjon, må matjord føres tilbake på toppen av deponiet. Det kan også være aktuelt å påføre slam på overflata for å øke infiltrasjonsevnen og redusere risikoen for erosjon. Her må en følge de nye retningslinjene som er utarbeidet for bruken av kloakkslam.

Fyllingskanter må ha en hellingsgrad som står i forhold til den massetyper som deponeres. Bratte skråninger er alltid ustabile, også etter at vegetasjon er etablert.

Etablering av vegetasjon.

Bratte fyllingskanter bør plantes til med busker eller trær som har relativt djupe rotsystemer. Det kan være aktuelt med både tilsåing og tilplanting der det er stor erosjonsrisiko.

Inntak av overflatevann.

Det er tidligere pekt på utformingen av terrenget rundt kummer som tar inn overflatevann. En må alltid regne med setninger i et deponi. Kummene må derfor gis en spesiell utforming. Det kan nyttes et nedløpsrør med moderat dimensjon mens en setter en noe større kumring øverst. Denne kan stå uavhengig av nedløpsrøret slik at den følger med når massene setter seg. Utenom kumringen bør det være et lite sedimenteringsbasseng der oppslemmet materiale kan avsettes.

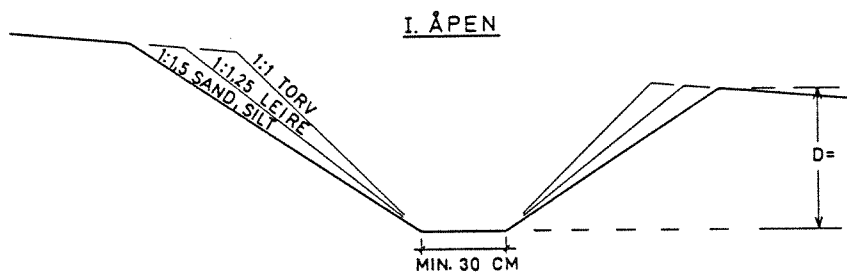
Se figur 9 (typetegning TL/N 3a).

Vedlikehold.

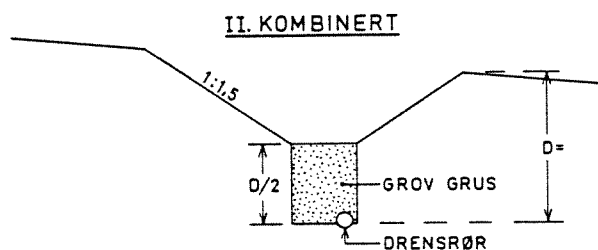
De første åra etter at deponeringen er avsluttet, bør det føres tilsyn med deponiet. Til tross for tiltak av ulike slag, kan det inntreffe forandringer i massene som krever nye tiltak før området er blitt helt stabilt.

GRØFTING - AVSKJÆRINGSGRØFT

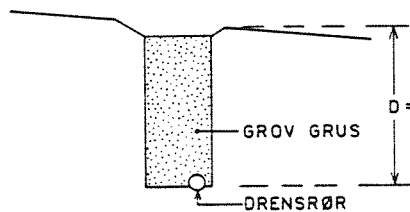
UTGITT 1981
LANDBRUKSDEPARTEMENTET



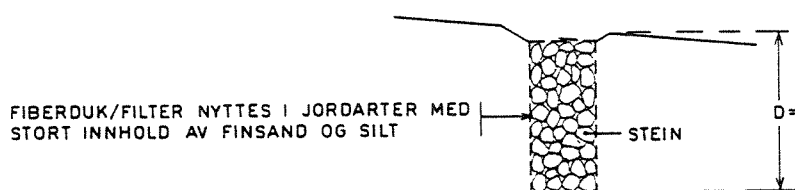
HØVER I GRENSE MOT UTMARK O.L.



HØVER LANGS VEG OG I GRENSE MOT BEITE OG UTMARK DER DET REGNES MED TRAFIKK OG OVERFLATE-
AVRENNING. KAN OGSÅ NYTTES VED USTABILE GRUNNFORHOLD.

III. LUKKA (GRUS)

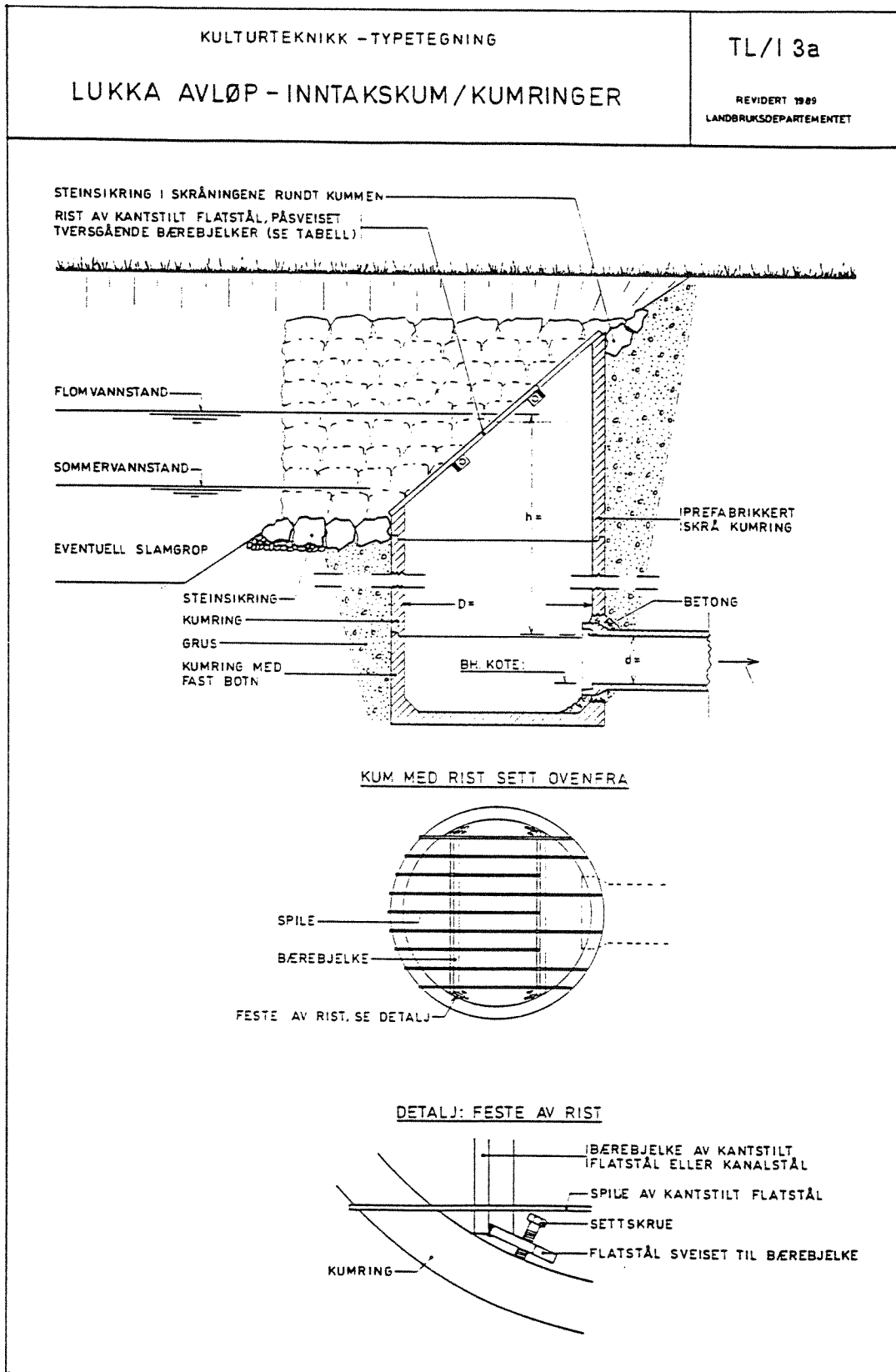
HØVER LANGS VEG, GÅRDSPLASS O.L. DER DET MÅ REGNES MED STOR TRAFIKK OVER GRØFTA.

IV. LUKKA (STEIN)

BRUKSOMRÅDE SOM ALT. III.

AVSKJÆRINGSGRØFTA BØR IKKE PÅ NOE STED VÆRE GRUNNERE ENN 60 CM.

Figur 5. Grøfting - avskjæringsgrøft (typetegn. TG/A 1a).



Figur 6. Lukka avløp - inntakskum/kumringer (typetegn. TL/1 3a).

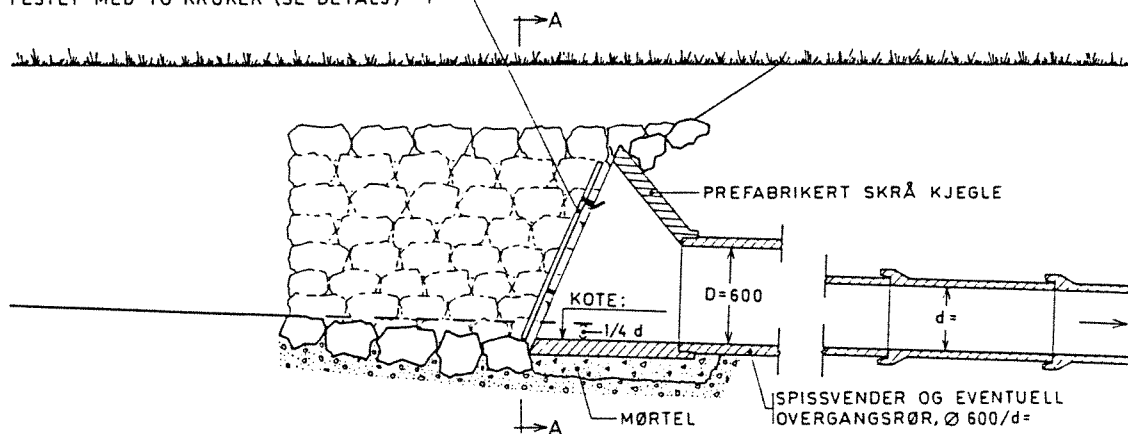
LUKKA AVLØP INNTAK / KJEGLE MED RIST

 REVIDERT 1988
 LANDBRUKSDEPARTEMENTET

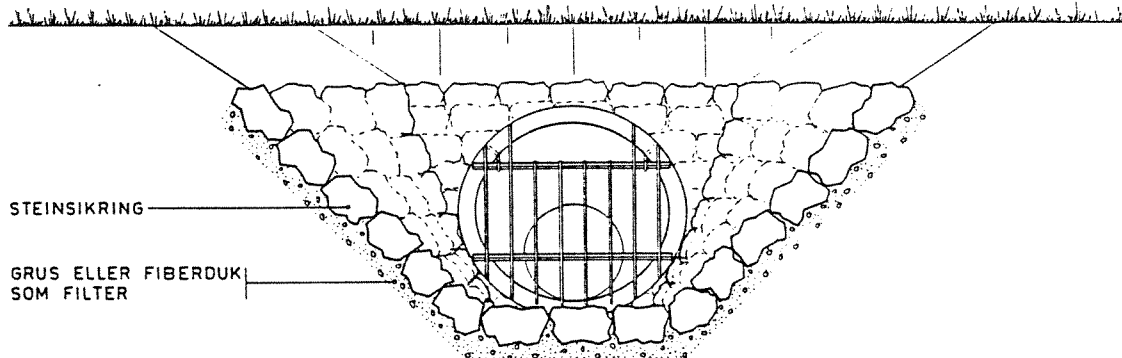
VILKÅR FOR Å NYTTE DENNE INNTAKSLØSNING:

1. RØRDIMENSJON MINDRE ENN 600 mm.
2. VANNHASTIGHET I RØRLEDNINGEN MINDRE ENN 2 m/sek.
3. PREFABRIKERT KJEGLE SPESIALLAGET FOR OVERGANG TIL RØRLEDNING.

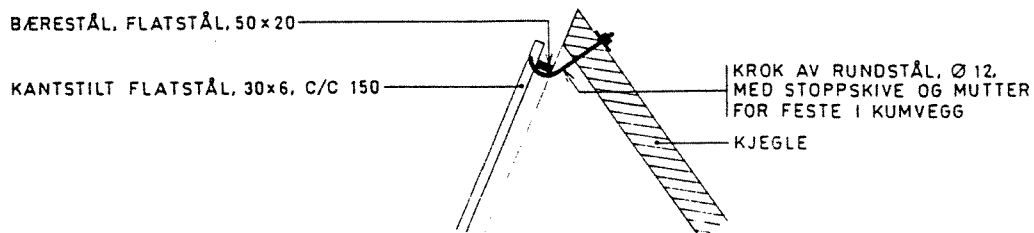
RIST AV KANTSTILT FLATSTÅL, C/C 150, PÅSVEISET TVERSGÅENDE BÆRESTÅL OG FESTET MED TO KROKER (SE DETALJ)



TVERRSNITT A-A

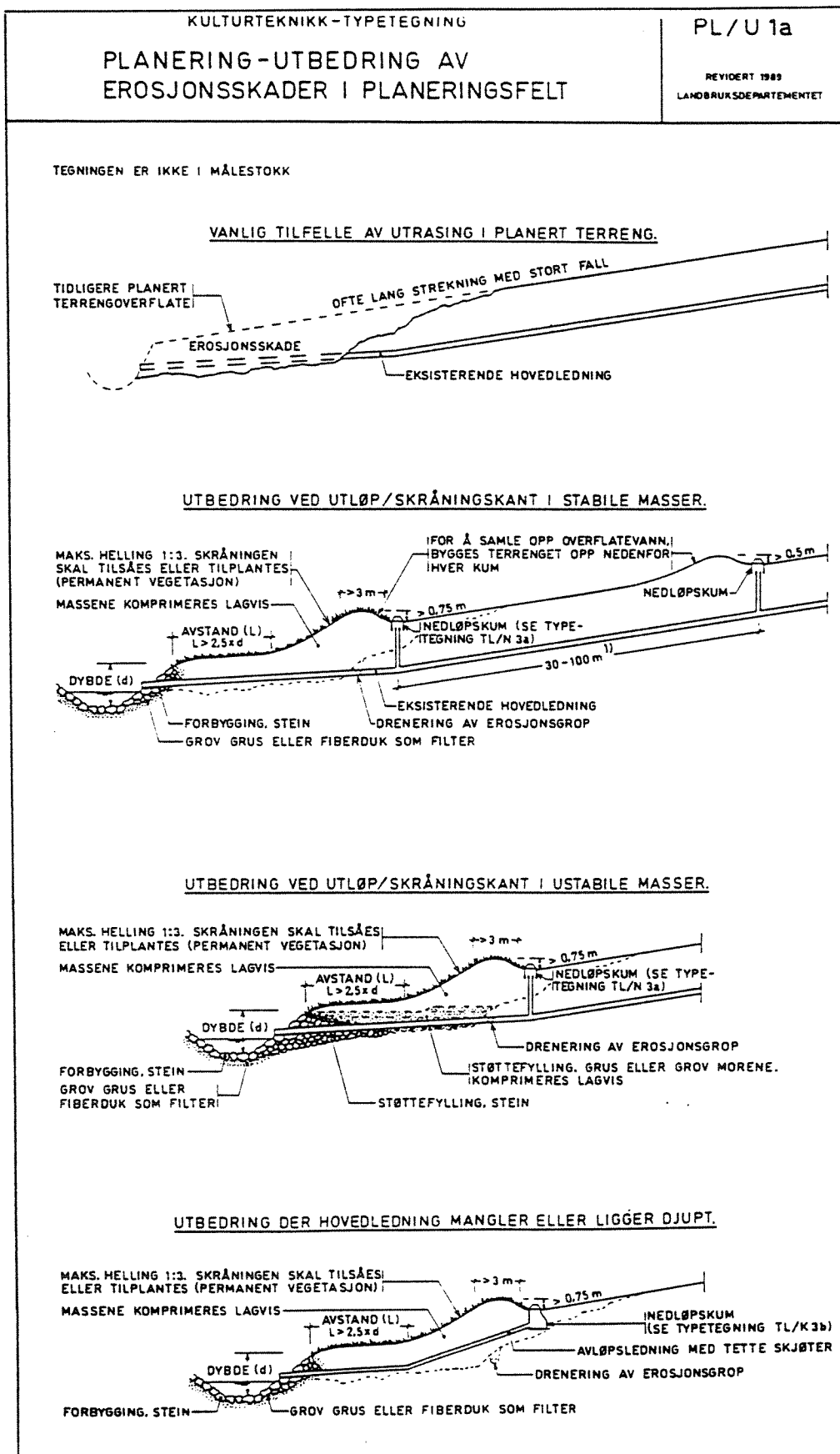


DETALJ: FESTE FOR RIST



ALLE MÅL I mm

Figur 7. Lukka avløp - inntak/kjegle med rist (typetegn. TL/I 3d).



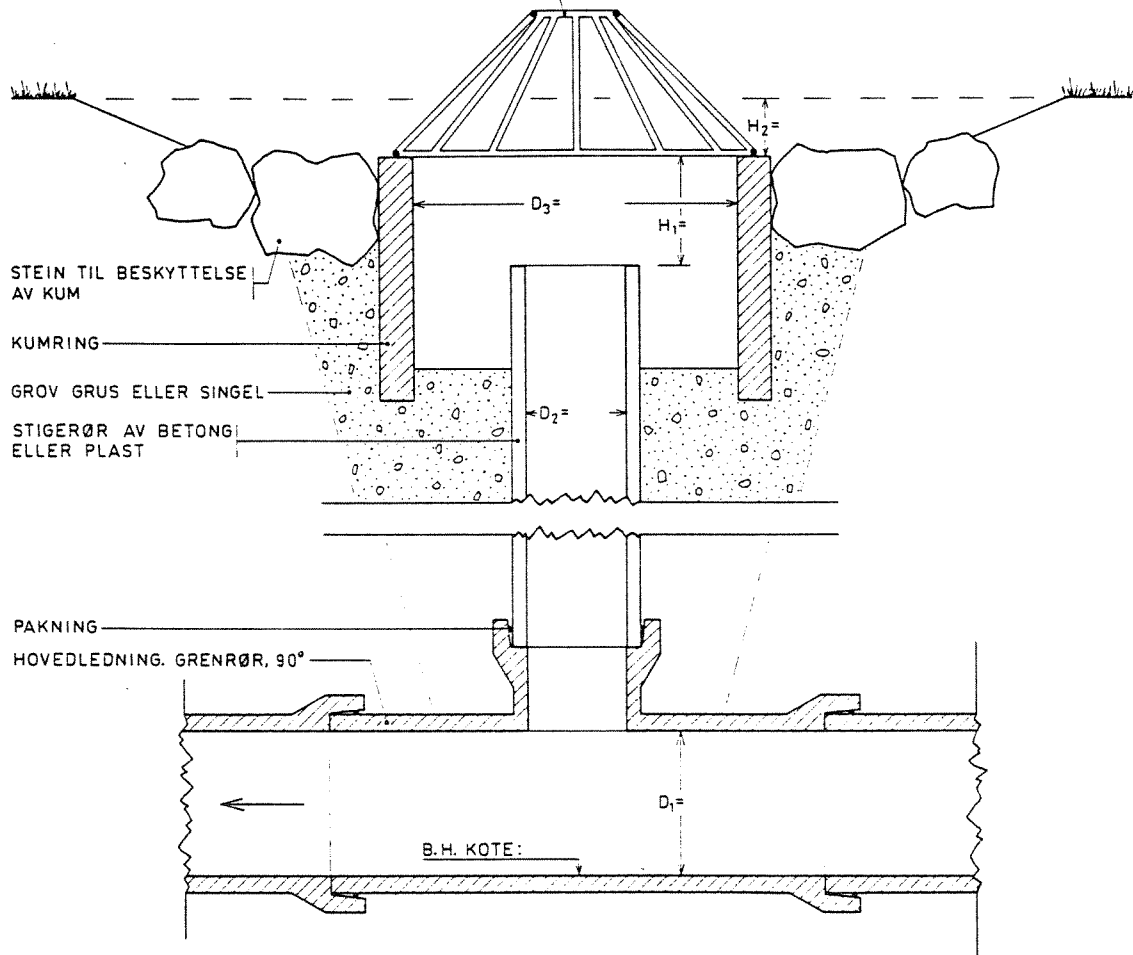
Figur 8. Planering - utbedring av erosjonsskader i planeringsfelt (PL/U 1a).

LUKKA AVLØP-NEDLØPSKUM

REVIDERT 1986
 LANDBRUKSDEPARTEMENTET

NB! MINIMUM 0,5 m TERRENGFORHØYNING NEDENFOR
 KUM FOR Å SAMLE OPP OVERFLATEVATN.

KJEGLERIST AV RUNDSTÅL
 (ALTERNATIVE RISTTYPER: SE TYPETEGNING TL/R 6a)



D₁: SOM HOVEDPLAN

D₂: 150 - 250

D₃: 650 - 800

H₁: 200 - 400

H₂: 100 - 400

DE STØRSTE VERDIENE AV H₁ OG H₂ NYTTES DER EN VIL FÅ STORE SETNINGER, F.EKS. I PLANERTE OMRÅDER.

UANSETT RØRTYPE MÅ DET BRUKES GRENRØR I TILKOPLINGEN MELLOM STIGERØR OG HOVEDLEDNING.

ALLE UBENEVNTE MÅL I mm

Figur 9. Lukka avløp - nedløpskum (typetegn. TL/N 3a).

5.2 Vurdering av foreslåtte deponeringsområder.

Nedenfor er foreslåtte lokaliteter for deponering av stein og jordmasser beskrevet. Foreløpig er planene for deponienes utforming, fyllingshøyder, massevolum og fordeling av massetyper mangelfulle. Egnethetsbeskrivelsen og tiltaksforslagene har derfor i stor grad tatt utgangspunkt i de generelle risikomomenter ved massedeponering beskrevet foran, jfr. 6.1.

Beskrivelsen er basert på foreliggende grunnlagsmateriale fra Statens vegvesen/NSB samt feltbefaring. Deponienes beliggenhet er fremstilt på figur 10.

SM 1. Gammel E6 ved Smørbekk.

Hensikten med deponiet er å fylle opp eksisterende veibane og å gjenskape en naturlig terrengform. Området er på ca. 15 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Deponiet legges i tidligere veibane og blir derfor langstrakt og smalt. Terrenget heller markert mot dalføret i vest. Løsmassedekket består av eksisterende veifylling.

Avrenning i naturlig tilstand.

Kambobekken like vest for området er resipient.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Deponeringen bør foregå konsentrert i tid og helst på en tid av året som muliggjør rask tilsåing og vegetasjonsetablering.

Avrenning under og etter deponering.

Siden deponiet er langstrakt og delvis ligger i en helning er det risiko for konsentrert avrenning under sterk nedbør inntil vegetasjonsdekke blir etablert.

Konklusjon.

Deponiet har som hensikt å tilbakeføre nåværende veibane til naturlig terreng. Kort tidsrom mellom deponering og vegetasjonsetablering kan begrense risikoen for erosjon og jordtap til Kambobekken.

SM 2. Grimsrud.

Hensikten med deponiet er bl.a. å bygge opp terrenget for å oppnå støyskjerming omkring gårdstunet på Grimsrud. Arealet som skal fylles opp er på ca. 25 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Terrenget heller tildels bratt mot øst. Løsmassedekket består av et mindre areal dyrket leirjord i sør, forøvrig dominerer tynt dekke og fjellblotninger.

Avrenning i naturlig tilstand.

Den dyrkede delen av deponeringsområdet er noe erosjonsutsatt i dag, men terrenget flater ut østover mot Kambobekken slik at erosjonsmateriale fra hellende terreng i stor grad sedimenteres på flaten ut mot bekken.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Siden deler av feltet er relativt bratt, bør massedeponeringen utføres konsentrert i tid med raskest mulig vegetasjons-etablering for å hindre at overflatevannet graver i massene.

Det må etableres inntaksløsninger og lukket ledning gjennom deponiet for overflatevann fra bakenforliggende høydedrag. Alternativ for denne løsningen er at det etableres en åpen avskjærende grøft oppstrøms deponiets sørvestlige begrensnings.

Avrenning under og etter deponering.

Risikoen for erosjon i deponeringsmassene og materialtransport til Kambobekken vil være stor under hele deponeringsperioden.

Konklusjon.

Selv om området ikke er problemfritt med hensyn til erosjon og massetransport, er hensikten med terrengoppbygning i dette området såvidt positiv at området må anbefales brukt som massedeponi.

SM 3 og SM 4. Sonsveien st. - Stavengåsen sør.

SM 3 og SM 4 omtales under ett da dette er et sammenhengende deponeringsområde. Hele feltet, som er på ca. 120 dekar, kan etableres som jordbruksareal hvis dette er ønskelig.

Terrengform og grunnforhold.

Fra Sonsveien og nordover ligger deponiet i østlig kant av et åpent daldrag med dyrket mark. Videre nordover blir daldraget etter hvert trangere, men har fortsatt åpen karakter. En mindre del av foreslått deponeringsområde er dyrket mark, men i hovedsak dominerer skog/hogstfelt. Oppstikkende fjellblotninger er utbredt.

Avrenning i naturlig tilstand.

Det alt vesentlige av SM 3 og SM 4 dreneres mot nordøst i en åpen kanal fra Sonsveien gjennom, dyrket mark og videre som naturlig bekk gjennom skogområder ned til Såner st. og videre nordover til Såna. Bekken er lukket over Sånersletta.

En mindre del av SM 3 strekker seg over åspartiet i øst og har avløp mot Kambobekken.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Deler av området heller bratt mot åpen bekk og omfattende tiltak for redusere materialtransport til bekken i deponeringsperioden er påkrevet. En suksessiv deponiutbygging, etappevis avslutning, etablering av inntaksløsninger for overflatevann og vegetasjonsetablering blir sentrale tiltak. Sedimenteringsbasseng bl.a. i forbindelse med deponering av tunnelmasser og drift av knuseverk er aktuelt.

En detaljert tiltaksplan må utarbeides i forbindelse med detaljplan for deponiet, herunder plan for hvor de ulike massetyper skal deponeres og hvor knuseverket skal lokaliseres.

Avrenning under og etter deponering.

I midtre og nordlige deler av feltet må bekken gjennom deponeringsområdet lukkes og et nettverk av inntakskummer for overflatevannet må etableres. Likevel kan det i deponeringsperioden forventes en betydelig massetransport ut i resipienten dvs. bekkeløpet forbi Såner st. og ut i Såna. Etter avsluttet oppfylling vil erosjon og jordtap avhenge av driftsform for området. Økt andel av dyrket areal i nedslagsfeltet øker risikoen for erosjon og materialtransport til vassdrag i forhold til dagens situasjon. Driftsform og erosjonshindrende tiltak i tilknytning til jordbruksdriften vil være bestemmende for hvor stor økningen blir.

Konklusjon.

SM 3 og SM 4 med sine 120 dekar vil samlet representere et område med stort potensiale for avrenning og stofftransport til Såna og Hølenvassdraget. Siden knuseverk og mellomagring av tunnelmasser er aktuelt innenfor området, blir driftsperioden trolig lang for deler av deponiet. Tiltakene mot stofftap til overflatevann må derfor bli omfattende.

En mindre del av foreslått deponi vil drenere mot Kambobekken i øst. Ved å sløyfe denne delen av deponiet kan innsatsen mot stofftransport konsentreres om bekken mot Såner st. og Kambobekken spares for en delbelastning.

SM 5. Ulfski.

Hovedhensikten ved forslag om deponering her er innvinning av dyrket areal. Området er på ca. 25 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Terrenget heller moderat mot eksisterende jernbane i vest. Feltet er skogbevokst med oppstikkende fjellknauser i vestlige del. Helningsforholdene medfører at det må etableres en relativt bratt skråning mellom deponi og eksisterende dyrket areal i sørvestre del. En utvidelse av deponiet over dyrket areal mot eksisterende jernbane ville skape en jevnere helning.

Avrenning i naturlig tilstand.

Det går et vannskille gjennom deponeringsområdet. Sørlike del dreneres i lukket bekk mot Sonsveien st. og Kambobekken. Den nordlige delen dreneres mot Såner st. og Såna. Eksakt grense for vannskillet er ikke fastlagt.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Formen og helningsforholdene på deponiet må tilpasses kravene til rasjonell jordbruksdrift. Bakenforliggende nedslagsfelt i øst er relativt begrenset. Avskjærende grøft oppstrøms deponiet i øst vil redusere risikoen for erosjon forårsaket av overflateavrenning. Det må likevel etableres inntakskummer som tar hånd om overflatevannet under deponering og ved ordinær jordbruksdrift etter deponering.

Avrenning under og etter deponering.

Gjennomføres ordinære tiltak for bortledning av overflatevann, bør materialtransporten fra deponiet kunne bli relativt beskjeden. Kapasitet for etablerte bekkelukninger må vurderes.

Konklusjon.

Området brukt som deponi synes ikke å skape store forurensningsproblemer for resipienten i nord og sør. En ytterligere oppfylling mot vest over dyrket areal mot eksisterende jernbane bør vurderes i samråd med grunneier.

SM 6. Stavengåsen nord.

Deponeringsområdet er på ca. 40 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Deponiet er foreslått anlagt i et trangt og relativt bratt dalføre med utløp nordover til Hølenelva. I nedre del er det en innsnevring av dalføret pga. oppstikkende fjell på vestsiden.

Avrenning i naturlig tilstand.

Nedslagsfeltet er relativt begrenset. I øvre del er det ikke synlig vannsig i overflaten. Nedover i dalen dannes gradvis et bekkeløp med enkelte sideløp. Nederst i dalen er

vannføringen i bekken betydelig. Hølenelva er resipient.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

For å unngå bekkelukking, anbefales området brukt til deponering av grove drenerende steinmasser. Topplaget må imidlertid bestå av jordmasser egnet for vegetasjonsetablering. For å oppnå en tilfredsstillende terrengtilpassning, uten høy fyllingsfront mot Hølendalen, bør deponiet ha en relativt markert helning ut mot dalføret. Det synes derfor lite hensiktsmessig å tilrettelegge deponiet for jordbruksdrift.

Området bør undersøkes geoteknisk med hensyn til risiko for masseutglidning ved deponering.

Avrenning under og etter deponering.

Brukes området som steintipp, unngås erosjon og jordtap til vassdrag. Imidlertid kan finstoff vaskes ut fra steinmaterialet og føre til partikkelforurensning i Hølenvassdraget. Hvis deponiet utlukkende benyttes til deponering av jordmateriale, må bekken gjennom dalen lukkes.

Konklusjon.

Deponiet synes best egnet for deponering av grove drenerende steinmasser. Det kan bli behov for sedimenteringsbasseng nedstrøms deponiet.

SM 7. Bommen.

Området er foreslått oppfylt for innvinning av dyrkingsjord. Arealet er på ca. 25 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Terrenget heller relativt bratt mot øst dels i form av en fjellskrent ned mot dyrket areal. Lenger inn flater terrenget noe ut opp mot Stavengåsen i vest. Sørliche del av feltet er dyrket, mens blandingsskog dominerer nordlige del. Generelt er løsmassedekket i feltet usammenhengende med relativt stor frekvens av oppstikkende fjell.

Avrenning i naturlig tilstand.

Feltet dreneres mot dyrket areal i øst. En avskjærende grøft langs jordekant fanger opp overflateavrenning og vannsig i øvre jordlag. Vannet ledes i lukket løp gjennom dyrket areal mot eksisterende jernbane og videre over Sånersletta til Såna. Deler av bakenforliggende åsparti dreneres samme vei.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Pga. terrengforholdene vil store deler av deponiet fremstå som en relativt bratt skråning.

Det synes vanskelig å avslutte deponiet som et hensiktsmessig jordbruksareal innenfor foreslåtte avgrensninger.

Avrenning under og etter deponering.

Bratt terreng gir meget stor risiko for erosjon og jordtap i deponeringsperioden. Også etter deponering vil området være sterkt erosjonsutsatt spesielt i perioder med åpen åker.

Konklusjon.

Terrengformene er lite gunstige for etablering av deponi. Området foreslås ikke benyttet til massedeponi fordi risikoen for erosjon og jordtap er stor i forhold til mulig oppfyllingsvolum.

SM 8. Gjølstad nordre.

Deponiet skal bl.a. danne en støyvoll og skjerming mot gården Gjølstad nordre. Arealet er på ca. 10 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Området er en grunnlendt flate med dyrket jord.

Avrenning i naturlig tilstand.

Området dreneres mot sør, dvs. ut over skrenten mot Hølendalen. Hølenelva er resipient.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Deponiet vil ikke være spesielt erosjonsutsatt under oppfylling så sant bratte skråninger unngås. Deponiet skal avsluttes som støyvoll og rask vegetasjonsetablering kan redusere erosjon og jordtap til et minimum.

Avrenning under og etter deponering.

Deler av deponiet, dvs. støyvollens skråning mot veibanen, vil dreneres til veigrøft. Dreneringsforholdene i området vil forøvrig i noen grad avhenge av terrengutformingen i samband med oppbyggingen av SM 9.

Konklusjon.

Massedeponering og oppbygging av støyvoll kan gjennomføres uten stor risiko for erosjon og jordtap.

SM 9. Gjølstad nordre.

Ca. 40 dekar er foreslått oppfylt for bl.a. å oppnå støyskjerming. Arealet er i hovedsak jordbruksareal i drift, og området skal fortsatt kunne utnyttes til jordbruksformål.

Terrengform og grunnforhold.

Området er relativt flatt og grunnlendt med svak helning mot nord. Oppstikkende fjellblotninger er utbredt.

Avrenning i naturlig tilstand.

Området dreneres i lukket løp i daldraget mot nord forbi Karder søndre og nordre, videre forbi søndre Kjenn og til Kjennstjernet. Området er lite erosjonsutsatt i dag.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Terrengforholdene er gunstige med hensyn til risiko for erosjon i forbindelse med overflateavrenning under deponering. Skråninger bygd opp som støyvoll mot veibane vil imidlertid være erosjonsutsatt inntil vegetasjon er etablert.

Avrenning under og etter deponering.

Hele drens-systemet for strekningen Gjølstad nordre til Kjennstjernet må vurderes med hensyn til bekkelukkingens kapasitet i forbindelse med styrtbelastning fra veibane. Inntakskummer for overflatevann må etableres etter hvert som deponiet bygges ut og i henhold til endelig plan for terrengutforming.

Deponering på SM 8 og SM 9 kan forskyve eksisterende vannskille som idag har retning øst-vest og i grove trekk følger veien forbi Gjølstad nordre.

Konklusjon.

SM 9 bør kunne utnyttes som massedeponi uten særlig risiko for erosjon og jordtap til vassdrag.

SM 10. Karder søndre.

Deponiet er i realiteten en forlengelse av SM 9 på andre siden av ny vei/jernbane. Hele området, som er på ca. 20 dekar, dreneres mot nord og blir liggende over lukket bekkeløp. Forøvrig er beskrivelse og konklusjon den samme som for SM 9.

SM 11 og SM 12. Karder nordre.

Feltene er på henholdsvis 50 og 20 dekar og ligger inntil ny vei/jernbane. Områdene er beskrevet som ekstra oppfylling tilknyttet anlegget og skal sannsynligvis tilplantes.

Terrengform og grunnforhold.

Områdene utgjør et åpent dalsøkk med fjellblotninger i øvre deler av terrengsidene. Noe myrdannelser, trolig grunn myr, finnes i lavere partier.

Avrenning i naturlig tilstand.

Områdene dreneres nordover i naturlig bekk gjennom skogområder til Flåtorva (Kjennsmyra) og videre til Kjennstjernet.

Drift og avslutning av deponeringsområdene.

Deponiet kan tilpasses anleggsdriften. Erosjonshindrende tiltak må iverksettes hvis deponiene får lange helningsstrekninger.

Avrenning under og etter deponering.

Det er liten risiko for jordtap fra deponi til vassdrag etter anleggsdrift forutsatt at vegetasjonsetableringen går raskt.

Konklusjon.

Områdene synes å være godt egnet til massedeponering.

SM 13. Kjennsmyr.

Forslag om massedeponering er trukket tilbake.

SM 14. Kjenn øvre.

Terrenget skal heves over et areal på ca. 10 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Feltet ligger på et høydedrag og er tilnærmet flatt. Det vesentligste av området består av myr, sannsynligvis grunn myr med middels omdannet torv.

Avrenning i naturlig tilstand.

Myra er delvis kanalisert med inntakskum ved gårdsvei som passerer feltets nordlige begrensnig. Drensvannet følger derfra i lukket avløp gjennom dyrket mark nordover til Ringbekken (Kjennsbekken) og videre til Kjennstjernet.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Deponiet skal formes som en skjerm mot vei/jernbane og oppfyllingen synes å være uproblematisk.

Avrenning under og etter deponering.

Terrengformene i området tilsier at risiko for erosjon og jordtap ved avrenning blir liten. Kapasitet for eksisterende bekkelukking mot nord må vurderes mht. til styrtbelastning fra veibane.

Konklusjon.

Området er uproblematisk med hensyn til vannforurensning.

SM 15. Rødshagen.

Deponiet har til hensikt å løfte terrenget vest for ny E6 for innvinning av jordbruksarealer. Oppfyllingsarealet er på ca. 90 dekar.

Terrengform og grunnforhold.

Terrenget heller moderat mot øst. Det er 2 markerte oppstikkende fjellkoller innenfor deponeringsfeltet. Det vesentligste av området er nylig snauhagd.

Avrenning i naturlig tilstand.

Et markert bekkeløp går gjennom søndre del av feltet og tas inn i en bekkelukking gjennom dyrket mark og ut i Ringbekken (Kjennsbekken) med utløp til Kjennstjernet.

Drift og avslutning av deponeringsområdet.

Deponiet har stor utstrekning og blir i sin helhet liggende med helning mot Ringbekken. Det må etableres inntak for overflatevann etter hvert som deponiet bygges ut. Inntakene må plasseres slik at lange helningsstrekninger med åpne masser unngås. Inntakskummenes plassering må også tilpasses fremtidig jordbruksdrift. Åpen bekk gjennom feltet må trolig lukkes da det synes vanskelig å legge denne utenom deponiet.

Massedeponiet må avsluttes med hensiktsmessige helningsforhold for ordinær jordbruksdrift.

Avrenning under og etter deponering.

Siden oppfyllingen skal foregå over et stort felt i hellende terreng, må det påregnes betydelig erosjon og jordtap i anleggsperioden. Foruten inntaksløsninger for overflatevann, er kort deponeringsperiode og rask tilrettelegging for plantedyrking det mest effektive tiltak for å redusere jordtapet til Ringbekken.

Konklusjon

Etter deponering vil det nye jordbruksarealet representere en større erosjons- og jordtapsrisiko enn før deponering. Dette fordi oppfyllingsmasser er mer erosjonsutsatt enn jordsmonn forøvrig, men også fordi det etableres jordbruksareal med relativt markert helning.

SM 16. Rød øvre.

Området er på ca. 20 dekar og skal etableres som jordbruksareal.

Terrengform og grunnforhold.

Deponiet skal legges i et markert daldrag med helning mot øst. Det er fjell i dagen på begge sider av dalen.

Avrenning i naturlig tilstand.

Nedslagsfeltet til daldraget er relativt lite, og i øvre del mot vest er det ingen bekk i overflaten. Mot øst blir det etter hvert et markert bekkeløp gjennom området. Det er synlige vannutslag langs dalsidene og vannføringen i bekken øker raskt ned mot gården Rød øvre.

Bekken gjennom SM 16 har utløp til Ringbekken (Kjennsbekken) som går videre til Kjennstjernet.

Drift og avslutning av deponiet.

Siden deponiet har en langstrakt form og markert helning, må det etableres inntakskummer for overflatevann samtidig som oppfyllingen starter. Terrengformen på deponiet må tilpasses krav til hensiktsmessige jordbruksarealer samt oppfylle mål om lav risiko for erosjon og jordtap for dyrkingsjord.

Avrenning under og etter deponering.

Bekken gjennom området må lukkes.

Det er relativt stor risiko for erosjon og jordtap i deponeringsperioden. Hensiktsmessige løsninger for håndtering av overflatevannet kombinert med kort deponeringsperiode kan imidlertid redusere problemene.

Siden den nedre del av deponiområdet, dvs. den dyrkede delen, også i dag er sterkt erosjonsutsatt, kan en hensiktsmessig terrengtilpassning av deponiet redusere erosjon og jordtap i forhold til dagens situasjon.

Konklusjon.

Det må forventes en økt tilførsel av jordpartikler til Ringbekken i deponeringsperioden. Riktig terrengutforming supplert med inntaksløsninger for overflatevannet kan hindre erosjon og jordtap til vassdrag etter at området er ferdig etablert og tilrettelagt for jordbruksdrift.

Oppsummering av konklusjoner for deponeringsområder.

SM 1: Deponiet kan bli utsatt for erosjon hvis deponering foregår over lang tid.

SM 2: Stor risiko for erosjon og jordtap i deponeringsperioden.

SM 3 og 4: Stort deponeringsareal gir et betydelig potensiale for erosjon og jordtap.

SM 5: Relativt lav risiko for jordtap til vassdrag.

SM 6: Deponiet bør benyttes for steinmasser. Partikkelforurensning av Hølenelva er sannsynlig. Geoteknisk vurdering er påkrevd.

SM 7: I forhold til mulig oppfyllingsvolum er risiko for erosjon og jordtap stort. Området frarådes brukt som deponi.

SM 8: Støyvollen kan bygges opp uten stor risiko for erosjon og jordtap.

SM 9: Deponering vil gi lav risiko for erosjon og jordtap.

SM 10: Deponering vil gi lav risiko for erosjon og jordtap.

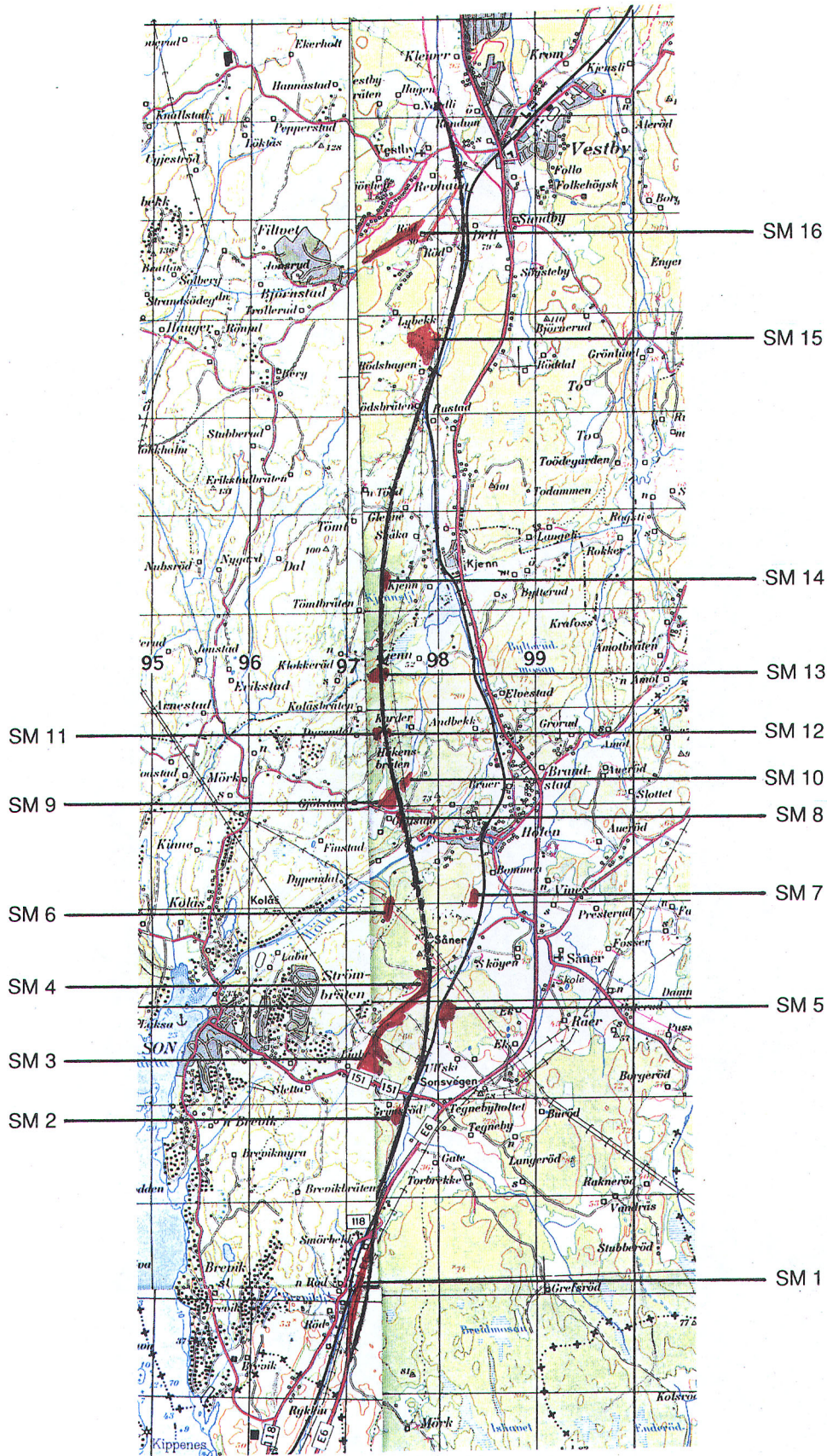
SM 11 og 12: Deponering vil gi lav risiko for erosjon og jordtap.

SM 13: Området går ut.

SM 14: Deponering vil gi lav risiko for erosjon og jordtap.

SM 15: Deponiet vil bli erosjonsutsatt under og etter deponering.

SM 16: Relativt stor erosjonsrisiko under deponering. Etter deponering vil området kunne bli mindre erosjonsutsatt enn i dag.



Figur 10. Lokalisering av forslag til maseedeposier.

6. VASSDRAGSFORURENSNINGER FRA VEG OG JERNBANE

6.1 Veg

6.1.1 Påvirkninger og tiltak i anleggsperioden

De aller fleste rapporterte tilfeller av vannforurensning fra veg har kommet i, eller like etter, anleggsperioden. Det dreier seg seg vesentlig om 4 forhold:

1. Partikkelforurensning som følge av tunneldriving, knusing, fyllinger, utgravinger, økt avrenningsintensitet, m. m.
2. Tilførsel av nitrogenholdige næringssaltforbindelser.
3. Oljespill.
4. Sur avrenning og utvasking av metaller som følge av blottlegging av sulfidholdige mineraler eller drenering av myrer. Denne påvirkningen vil være varig om ikke tiltak foretas.

6.1.1.1 Partikkelforurensning

Generelt

Partikkelforurensning skjer alltid ved bygging av veger langs vassdrag. Effektene på vassdrag og innsjøer kan variere sterkt, fra dramatiske tilslamminger med utstrakt fiskedød, til minimale effekter hvor skadeeffekter knapt kan registreres.

Den europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC (Alabaster & Lloyd 1982) angir retningsgivende verdier for hvor mye partikler som kan tåles med hensyn til fisk, hvor det heter at under 25 mg/l er det ikke rapportert noen skader. Disse verdiene refererer til naturlige partikler som eroderes fra jordbruksarealer og elveleier, altså partikler dannet ved isbreskuring i tidligere tider, og som senere er slepet av tidens tann. Således er slike partikler nokså avrundede. Nydannede partikler fra sprengning, tunneldriving, knusing, er derimot skarpe, flisige og nålformede, og har vist seg å kunne gi skader ved langt lavere verdier (Hessen 1992).

Man snakker om direkte og indirekte virkninger. Direkte virkninger er at de skarpe partiklene penetrerer gjelleepitel hos fisk og bunndyr. Dette forårsaker slimutsondring på gjellene og "åndenød". I enkelte tilfeller kan dette føre til massiv fiskedød. Det er da gjerne snakk om anleggsarbeider i bløte bergarter, som kleberstein/grønnstein, som avgir nåleformede eller fiberformede finpartikler. I forbindelse med utsprenging av fjellhaller for lagring av NATO utstyr i Trøndelag oppstod det betydelig fiskedød såvel i resipientelva som i fiskeoppdrettsanlegg som tok vann fra elva (Jacobsen m.fl.1987). Dette til tross for at partikkelkonsentrasjonen var nokså moderat (<5 mg/l). I dette tilfellet var det nettopp avgang av nålformede, fiberliknende partikler fra bløte bergarter som var i stand til å penetrere gjellevevet.

Ved utsprenging/boring av ytterligere lagringshaller ved Skoddebergvatn har Forsvaret tatt forholdsregler ved å la tunnelvannet passere sedimenteringsdammer med tilstrekkelig oppholdstid, slik at det aller meste av partiklene sedimenterer før de kommer ut i vassdraget. Her har det ikke medført noen skader på livet i resipientvassdraget, noe det hadde vært stor sannsynlighet for at ville ha skjedd om ikke sedimenteringsbassenger var benyttet (Hessen under rapportering).

I Huddingsvassdraget i Røyrvik ble et tidligere godt ørretvatn tilnærmet livløst etter deponering av gruveslam (Grande og Iversen 1985, Grande, 1987). Effekten ble tilskrevet partikler til tross for partikkelkonsentrasjoner på bare 1-13 mg/l. Dette var imidlertid svært skarpe partikler av finknust stein. Både bunnfauna og krepsdyrplankton ble også sterkt påvirket. Med hensyn til desimering av bunnfauna var indirekte effekter som følge av nedslamming også medvirkende årsak.

Likeledes skjer det ofte partikkelskader ved store vassdragsreguleringsarbeider. Disse omfatter nærmest alltid store tunnelkonstruksjoner (boring og sprenging/knusing) samt erosjon i oppdemte og senkede innsjøbassenger. Aass (1979, 1985) gir gjennom sine langtidsundersøkelser i Ustedalsfjorden før og etter Ustereguleringen i Hallingdal, en god dokumentasjon på hva ekstrem partikkelbelastning kan bety for fisk. Totalutbyttet av fisket i Ustedalsfjorden gikk ned i 10 % av førnivå, mens for røye gikk utbyttet ned i 1%. Bunnrymdingen gikk ned i 20% av førverdi. Selv nede i Strandafjorden var det klare negative effekter på bunndyr og fisk. Til tross for at slamføringen i Hallingdalselva nå 20 år etter er tilbake til normalnivå, er det fortsatt lavere fiskeutbytte i Ustedalsfjorden sammenliknet med førverdi.

I Vetlefjordelva i Sogn og Fjordane ble det registrert partikkelkonsentrasjoner på opptil 700 mg/l som følge av tipping av tunnelmasse i elveskråningen ned mot selve elva (Hessen m. fl. 1989). Selve bunnsstratumet i elva ble klart påvirket av tilslammingen, og det ble registrert en klar endring i bunnfaunaen med nedgang av grupper av viktig fiskeføde som steinfluer og døgnfluer. Det ble ikke påvist akutt dødelighet hos fisk, men det ble påvist moderat slimutsondring på gjellene, kondisjonsfaktoren gikk ned og det var en betydelig rekrutteringssvikt året etter tilslammingen.

I et vassdrag hvor fauna og flora er tilpasset klart vann vil selv små tilførsler av partikler kunne gi negative utslag, mens i leirpåvirkede vassdrag vil det akvatiske liv være tilpasset et høyt partikkelinnhold. I elven Vosso ble det registrert økt partikkelinnhold som følge av vegfyllingsarbeid og flomsikringsarbeid i Vangsvatn (1.8-38 mg/l). Selv disse relativt beskjedne konsentrasjoner hadde allikevel en klar effekt på bunnfaunaen (Bjerknes m.fl. 1990,1991). Det ble her ikke registrert effekter på fisk, og det ble konkludert med at en så moderat tilslamming av kort varighet ikke ville føre til varige skader.

I Snillfjord i Sør-Trøndelag har NIVA nylig avsluttet en undersøkelse i forbindelse med vegutbygging langs Slørdalsvassdraget (Grande 1992), hvor deler av vegen ble lagt i tunnel. Det ble tatt prøver før, under og etter at arbeidene var ferdige. På det verste var turbiditeten i vassdraget ca. 20 ganger større enn normal (økte fra 0.3-7 FTU). Eksponeringen varte bare ca 2 mnd. Det ble ikke funnet noen nevneverdige skader hverken på fisk eller bunndyr. Den korte eksponeringene samt bergartstypen (granitt og gneiss) ble gitt som begrunnelse for den neglisjerbare effekten. Det ble her laget et sedimenteringsbasseng for vannet fra

tunneldrivingen. Dette hadde ikke lang nok oppholdstid for å sedimentere finpartiklene. For å sedimentere ut disse må man muligens inn med polymerer som fellingsmidler.

Hessen (1992) har gjort en sammenstilling av kunnskapen om partikkelforurensning fram til i dag. Han konkluderer med at bergartenes type er svært avgjørende. Bløte bergarter som knuses til fibrige nålformet støv, kleberstein/grønnstein, etc., synes mest skadelig. Metamorfe leirskifre kan også tenkes å gi flisige, nålformede skadelige partikler, mens vulkanske bergarter som pofyrer, granitter, syenitter, samt grunnfjell som gneiss, synes mindre skadelig. Det er imidlertid helt klart at kunnskapsnivået er for lite i dag til å kunne gi klare entydige svar på hvordan en partikkelbelastning som følge av f.eks. et vegarbeid, vil påvirke det berørte vassdrag.

Anleggsvirksomheten i forbindelse med den nye E6 vil utvilsomt kunne føre til partikkelforurensninger. Dette gjelder først og fremst i forbindelse med veiskjæringene og tunneldriving (Stavengåsen), gravearbeider samt oppfylling av masse og deponier. Som nevnt under avsnittene om de berørte vassdrag, er disse imidlertid fra naturens side og i forbindelse med erosjon i jordbruksområder fra før, betydelig påvirket av partikkeltransport, spesielt silt og leire. Vassdragene er derfor ikke benyttet til formål som stiller store krav til renhet (drikkevann, bading, vask etc.). Den naturlige flora og fauna er også tilpasset partikkeltransport og tilslamming, og er dermed mindre følsomme enn hva tilfellet ville ha vært i et "klarvannsvassdrag". Allikevel bør en utvise forsiktighet i områder hvor sjøørreten (og laks) har sine gyte- og oppvekstområder. Dette er først og fremst deler av Kambobekken, særlig de øvre områder ved Tegnebybekken og Sonsvegen. Her vil anleggsarbeide og deponering foregå nært opptil vassdraget og mulighetene for skader er store.

Ca 7.5 km av vegtraseen vil drenere mot Kjennsvassdraget og i hvertfall i anleggsperioden må man regne med at denne får øket erosjonspåvirkning. Kjennstjernet vil virke som et sedimenteringsbasseng for partikler fra ovenforliggende områder. Dette vil være positivt for nedenforliggende vassdragsavsnitt, men kan ha negativ betydning for Kjennstjernet. Store mengder uorganiske partikler, f.eks. ved kraftig regnskyll i den verste graveperioden, vil kunne redusere bestanden av bunndyr og dyreplankton i en overgangsfase på noen år, noe som igjen kan gi negative effekter på fiskeproduksjonen (Aass 1979, 1985, Borgstrøm 1973, Grande og Iversen 1985).

Erosjonsmateriale kan også stimulere algevekst (Berge og Källqvist 1989). I hvilken grad dette skjer er bl.a. avhengig av materialets "gjødslingshistorie". I forbindelse med vegskjæring er må man regne med at det er lite lettligjengelige fosfor knyttet til partiklene, slik at en eventuell stimulans av algevekst blir liten.

I Hølenvassdraget passerer E6 i bru over elva nedenfor sjøørretens gyteplasser og for øvrig er avstanden til disse områdene i Kjennsbekken så store at mulighetene for skade er små. Et moment en må være oppmerksom på er mulighetene for utrasinger i Hølenelva nedenfor Hølen. Dette kan føre til oppstuing av vann og vanskeliggjøre fiskens passasje i perioder. Det har tidligere skjedd ras i dette område.

For Stamnesvassdragets vedkommende kan den grensen som har sitt utspring nær Kjennsmyra (Klokkerudbekken) bli berørt om ikke deponi plasseres unna dette nedbørfeltet.

Her ligger sjøørretens gyteplasser nær opptil bekkens utspring.

Periodene oktober-mai er mest kritisk for partikkelforurensning i gyteområdene, fordi rogn og yngel er følsomme overfor tilslamming når de befinner seg nede i bunnmaterialet (grus og stein).

Når det gjelder de øvrige fiskebestander - gjedde, abbor og karpefiskene, er disse tolerante overfor partikkelforurensninger, og det er ikke knyttet større interesse til fiske etter disse artene i området.

Tiltak

Der vann vil drenere tunneldrift, sprenging og knusing, må det anlegges sedimenteringsdammer med tilstrekkelig oppholdstid til at det meste av materialet sedimenteres ut. Om nødvendig oppholdstid er vanskelig å oppnå, må det vurderes å bruke koagulanter for å effektivisere sedimenteringen.

Jordartene i området er dominert av siltig leire som er blant de mest eroderbare jordtyper her til lands. Eroderbare skråninger ved vegskjæringer i jord må tilsåes så raskt som mulig, da slike kan være en betydelig kilde til partikkelforurensning. Det er skissert at anleggsperioden vil kunne bli fordelt over mange år, men dette må ikke resultere i at det blir stående en rekke midlertidige utilsådde skråninger. I så fall må slike skråninger tilsåes midlertidig.

De store gravearbeidene bør startes på våren etter snøsmeltingen, slik at skråningene kan tilsåes mens det ennå er vekstsesong. Deponiene av overskuddsmasser bør også tilsåes og erosjonssikres så raskt som mulig, se kapittel 5.

Myrer vil også kunne infiltrere slik kortvarig partikkeltransport. Kjennstjern med tilhørende myrer er imidlertid registrert som interessant verneområde (Miljøvernregistreringen i 1973, Arne Nesfeldt, MVA Akershus, pers. medd.), noe som gjør at de ikke kan nyttes til partikkelfang.

6.1.1.2 Tilførsel av næringssalter

Generelt

Sprengstoff, både dynamitt og ammoniumnitrat, fører til betydelige tilførsler av nitrogenholdige næringssalter i anleggsperioden. Avrenningen ellers inneholder nokså mye partikulært fosfor. Imidlertid er påvirkningsperioden det er snakk om såpass kort at det neppe kan skape noen eutrofieringsproblemer i form av økt vekst av alger og høyere vegetasjon. Vassdragene har også høye konsentrasjoner av næringssalter fra naturens side samt på grunn av forurensninger fra annen virksomhet, og de er derfor lite sårbare for en mindre periodisk økning. Som for partikler gjelder det at flora og fauna er tilpasset høy påvirkningsgrad.

Tiltak

Tiltakene som er foreslått for å redusere partikkeltilførsler vil også holde tilbake store deler av det partikulære fosforet. Nitrogenbelastningen fra sprengningskjemikalierne dynamitt og ammoniumnitrat, vil være såpass kortvarig at det ikke anses som nødvendig å gjøre noen spesielle tiltak mot denne tilførselen. Nitrogenet vil for en stor del foreligge løst og vil ikke fanges opp av sedimenteringsdammene.

Anleggsbrakker må ha toaletter med lukkede vannsystemer som ikke tilføres vannkildene, men kjøres bort i tankbil.

6.1.1.3 Olje- og kjemikaliespill*Generelt*

Ved større anleggsarbeider er det store muligheter for oljespill av forskjellig karakter, f.eks. ved tanking og oljeskift på maskiner, tønner og tanker som går i stykker ved uhell osv. Dette kan føre til skader på båter, fiskeredskap, jordbruksprodukter (vanning), rekreasjon osv. Eventuelle midlertidige olje- og drivstofflagre må derfor plasseres utenfor områder med direkte avrenning til bekk eller elv. Det samme gjelder lagring av asfalt.

Tiltak

Eventuelle midlertidige olje- og drivstofflagre bør ikke plasseres på strekninger som drenerer direkte mot bekker og elver. Det samme gjelder lagring av asfalt. Anleggsmaskiner bør få den nødvendige service på egnede steder hvor oljeforurensning av grunnen kan unngås.

Ellers skjer det alltid en del forsøpling i en anleggsperiode, plast, olje, kanner, sekker, bygningsmaterialer, etc. Særlig når man arbeider med bruer vil slikt kunne havne ut i vann og drive nedover. Det er nokså uheldig å ha slikt rask flytende nedover, både rent estetisk og som reel forurensning. Man bør vurdere å legge en lense nedenfor ved Hølen for å hindre at søppel og eventuelt oljesøl driver lenger ut mot Sonsbukta.

6.1.1.4 Sur avrenning og utvasking av metaller*Generelt*

Det er flere eksempler på at vegskjæringer i sulfidholdige/metallholdige bergarter har medført skader på vassdraget som mottar avrenning fra aktiviteten. Lien (1989/90) beskriver noen svært sure vassdragsavsnitt ved Heiane på Stord der forsurenningen trolig skjer fra avrenning fra vegfyllinger/skjæringer, samt industriområde anlagt i sulfidholdige bergarter. Den sure avrenningen utløser store mengder metaller, bl.a. aluminium som er skadelige for fisk. I området mellom Kjenn og Rustad er det bergarter som kan inneholde sulfidiske bergarter. På grunn av vassdragets tilførsel av bufrende stoffer fra marine områder, er det

imidlertid ikke sannsynlig at dette vil kunne ha noen effekt i de nedre deler av Hølenvassdraget hvor sjøørret og laks går opp. Også i Rustadbekken er vannkvaliteten av en slik type at effekter er lite tenkelig (tabell 2).

Myrer kan også inneholde mye sulfider som ved senking av vannspeilet vil kunne oksideres til svovelsyre med sur avrenning og utvasking av metaller som resultat. I Austevoll (Hobæk under arb.) skjedde det nylig fiskedød i et settefiskanlegg som tar vann fra en elv like nedstrøms avrenning fra en myr som er blitt betydelig drenert som følge av vegutbygging. Skadene oppsto her muligens som følge av utfelling av jernhydroksyd på gjellene. Tilsvarende problemer rapporteres også fra den Europeiske innlandsfiskekommisjonen EIFAC (Alabaster & LLOYD 1982). Dette anses ikke å bli noe problem i forbindelse med den nye E6 og jernbanetrasé, fordi det bare er små og spredte myrforekomster i området. Også her gjelder at vannets bufferegenskaper er av stor betydning.

Tiltak

Selv om det er meget små myrarealer som berøres av utbyggingen, bør en kanskje ta en del prøver av dagens avrenning fra myrområdene for å se om de er sure og jernholdige. Man bør også vurdere å ta noen myrkjerneboringer for å se om det er jernsulfider til stede i betydelige mengder. På denne måten kan en få vurdert om det er noen fare for sur jernholdig avrenning fra drenering av myrer. Problemer med sur jernholdig avrenning fra drenert myr bør uansett kunne løses i ettertid ved kalking og eventuelt fordrøyningsbasseng.

Dersom det blir sprengt, fullprofil tunnelboret, knust i sulfid- og metallholdige bergarter, bør de mest sulfidholdige massene ikke nyttes i vegfyllingene innenfor strekninger som drenerer direkte til bekker, verken som bærelagsdekke eller ellers.

6.1.2 Påvirkninger og tiltak under vegens driftsperiode

Under vegens driftsperiode er det særlig tre forhold som kan ha betydning forurensningssituasjon i vassdrag:

1. Salting
2. Asfaltslitasje, dekkslitasje og avgasser - avrenning, direkte deponisjon
3. Bekkelukkinger og andre fysisk endringer.

6.1.2.1 Salting

Generelt

Alle moderne motorveger i Norge må saltes om vinteren for å oppnå rimelig trafikksikkerhet hvis vegen skal ha samme hastighet om vinteren som om sommeren. I de fleste tilfeller brukes natriumklorid. Det er helt klart at salting er skadelig for terrestrisk vekst langs veger, bl.a. på gran. Skadene oppstår særlig i den sonen som nås av spruten fra

brøytepløgen (Pedersen 1990). I vann er salt nokså lite skadelig mht. akutt giftighet. Mange års vegsalting gir imidlertid klart målbare effekter på nærliggende innsjøer med hensyn til økt saltinnhold. Padderudvannet i Asker som E18 passerer helt langsmed viser en klar økning i både konduktivitet, natrium og kloridkonsentrasjon som følge av vegsalting (Bækken 1992), se fig.11. E18 ble anlagt her i slutten av 1960 åra. Hva denne økningen i saltinnhold har av betydning for livet i innsjøen er ikke studert.

I henhold til opplysninger fra SVA må man regne med et forbruk på 25 tonn salt pr. km. per år. Salt bindes i liten grad i jordsmonnet så det er helt klart at den nye E6 vil føre til at vassdraget mottar mer salt. Saltet benyttes i vinterhalvåret, og avrenningen skjer også vesentlig da i mildvårsperioder. Konsentrasjonene i slike perioder kan bli meget høye i overvannsledningene som fører ut til nærmeste bekk. I overvannsutløp på E18 har spredte målinger vist kloridkonsentrasjoner på over 4000 mg Cl/l (Lygren og Gjessing 1984). Hvor høye konsentrasjonene i de aktuelle bekkene kan bli er ikke så lett å si da det i de samme mildvårsperioder gjerne er snøsmelteflom i bekkene. I kapittel 6.1.2.2 har vi laget noen beregninger over dette basert på en midlere situasjon.

Tiltak

En større del av veien vil gå nærmere tilløpsbekken, Rustadbekken, enn tilfellet er i dag. Kjennstjernet er relativt grunt og har en omtrentlig teoretisk midlere oppholdstid på 12 døgn. Den relativt raske utskiftingen og dybdeforholdene skiller denne innsjøen fra Padderudvatn som er relativt dyp og meromiktisk (stagnerende bunnvann). Det er derfor ikke sannsynlig at en her vil få noen oppmagasinering av saltholdig vann. For øvrig er det bare bekke- og elvesystemer som vil bli berørt, og dette er mindre problematisk. Langs Kambobekken hvor sjøørreten har gyte- og oppvekstområder, kan en allikevel ikke se bort fra mulige negative effekter om vannføringen er liten og det skulle skje utskylling av salt ved episoder.

Salt er lite giftig, men dramatiske konsentrasjonsøkninger i småvassdrag vil nokså sikkert ha konsekvenser for organismelivet. Dette burde vært studert for å vurdere nødvendigheten av å sette i verk tiltak, ev. redusere saltingen. Da saltavrenningen skjer nokså episodisk, kunne fordrøyningsbassenger der man slapp overvannet avhjelpe dramatiske konsentrasjonsøkninger i småvassdragene. Vi føler allikevel at det er for dårlig kunnskapsgrunnlag ang. saltets biologiske virkning til å anbefale at slike ordninger installeres.

Fra der hvor E6 passerer Hølenelva og nedover er slike tiltak uaktuelt, fordi det her går sjøvann opp, og vassdraget er bebodd med organismer som er tilpasset et brakkvannsmiljø.

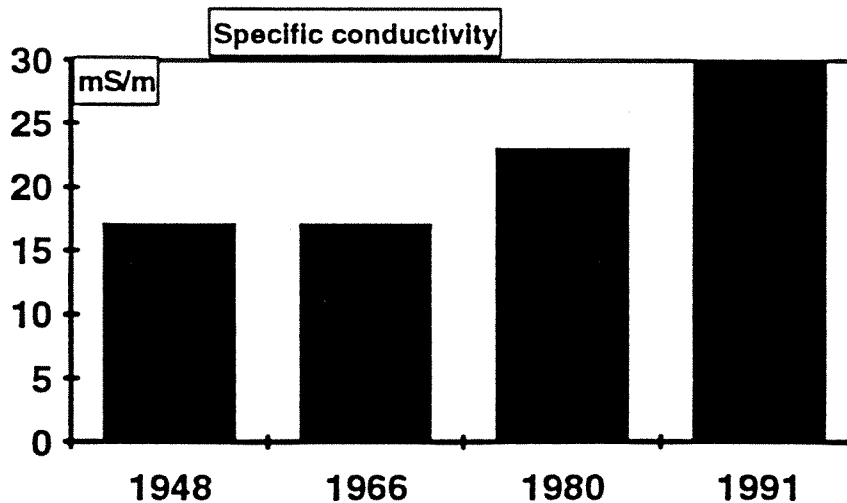


Fig.11 Utvikling av konduktivitet i Padderudvatn Asker før og etter anleggingen av E18 forbi innsjøen i slutten av 1960-årene (etter Bækken 1992).

6.1.2.2 Asfaltslitasje, dekkslitasje og avgasser - avrenning, direkte deposisjon

Generelt

NIVA har drevet mangeårige undersøkelser for Statens Veglaboratorium av forurensning fra motorveg ved Padderudvatn i Asker. Her ble E18 lagt forbi innsjøen i slutten av 1960-årene. E18 er her en av Norges mest trafikkerte vegstrekninger, med et gjennomsnitt på ca 30 000 bilpasseringer i døgnet (ÅDT). Ca 1.5 km motorvegstrekning drenerer her mot Padderudvannet. Vi har også studert forurensning fra E-6 ved Jessheim (Lygren og Gjessing 1984, Bækken 1992).

Trafikkforurensningenes opprinnelse er asfaltslitasje, dekkslitasje, avgasser og sot. Innsjøen påvirkes delvis via avrenning fra vegbane med vegskråninger og stikkrenner, og dels ved direkte deposisjon på innsjøflater. Det kan antas at ca halvparten av forurensningene fra veg havner innenfor det feltet som nås av spruten fra brøyteplog/freser. Dette feltet kan således sies å være overvannsledningenes forurensningsmessige nedslagsfelt. Resten av forurensningene virvles opp som støv og faller ned i større avstand fra veggen.

De forurensningene man har vært mest opptatt av er metallene bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), nikkel (Ni), kobber (Cu), samt tjærestoffene "polycykliske aromatiske hydrokarboner", eller PAH - forbindelser som de kalles på forkortet form. Flere av de sistnevnte er kreftfremkallende og er derfor svært uheldige i drikkevann. Det er særlig PAH og bly som har stått sentralt i forurensningsdebatten omkring veg.

Tabell 4 viser konsentrasjon av utvalgte forurensninger i snøen ved Padderudvatn med økende avstand fra E18.

Tabell 4. Forurensninger i snø ved forskjellige avstander fra E18 ved Padderudvatn mars 1981 og 1982 (fra Lygren og Gjessing 1984).

Year	pH	Conductivity	COD, mg O/l	TOC, mg C/l	Total dried residue	Total fixed residue	Total suspended matter	Total suspended residue	SO ₄ , mg SO ₄ /l	Cl, mg Cl/l *	Distance, m	Distance, m	Pb, µg Pb/l **	Zn, µg Zn/l **	Cd, µg Cd/l **	Fe, µg Fe/l **	Ca, µg Ca/l **	Ni, µg Ni/l **	Cr, µg Cr/l **	Cu, µg Cu/l **	Hg, µg Hg/l	PAH, µg/l	Snow-depth, cm
82			33.0							166	5	5	500	338	2.4	41.8	58.5	49		117			450
82			6.0							6.9	13	13	109	63	0.7	3.3	2.8	14		37			45
82			17.6							3.4	19	19	63	75	0.5	1.66	2.0	19		43			70
81	7.2	28	38	4.8	304	246	142	127	1.5	2.8	50	50	154	90	0.7	2.1	6.8	14	24	0.1	5.0	12.8	
82				5.3						14.2	53	53	44	50	0.7	0.5	1.6	19		20			70
81	6.6	17	17	4.1	253	190	57	47	1.4	1.9	150	150	80	50	0.3	0.9	2.6	13	19	0.1	0.05	1.25	
81	6.1	28	11	3.2	182	124	13	9	3.9	3.6	300	300	19	50	0.3	0.3	1.5	64	11	0.1	1.1	0.74	
81	7.1	30	18	2.6	214	161	40	35	1.7	2.3		31	30	0.3	1.2	5.8	148	14	0.0	0.6	-		
81	5.3	10	25	3.4	178	141	13	6	1.1	0.9		22	30	0.2	0.1	0.1	11	17	0.1	0.0	1.19		

* Filtered, ** Digested.

PAH-forbindelser (polycykliske aromatiske hydrokarboner) fra vegtrafikk har 2 kilder. Det ene er fra bindemiddelet bitumen (asfalttjære), og det andre er fra forbrenningsgasser/sootpartikler fra bilene. Hvor mye som kommer fra de to kildene er vanskelig å si eksakt. Dels vil det variere med innholdet i bitumen (avhenger hvor råoljen kommer fra), dels vil det avhenge av fordelingen lastebiler/personbiler. Tunge kjøretøyer med dieselmotorer gir langt mer PAH enn lette besindrevne biler. Asfaltslitasje skjer stort sett bare i perioden hvor det brukes piggdekk (15.okt-15.apr.). Forsøk som NIVA har gjort på E6 ved Jessheim tyder på at det er omtrent halvparten fra hver kilde i vinterhalvåret når man bruker piggdekk, mens i sommerhalvåret kommer nærmest alt fra avgasser (Lygren og Gjessing 1984). Dette ble gjort ved at man målte totalavsetningene i snø på begge sider av 3.5 km lang betongstrekning og sammenliknet med avsetningene fra de 3.5 tilstøtende km asfaltstrekning. PAH deponeringen rundt betongvegen var litt under halvparten av deponeringen fra asfaltstrekningen. Selv om det var kaldt i denne perioden, må man allikevel regne med at man tapte noe mer av vegslitasjen til dreneringen enn andelen avgasser som fant vegen til drenering. De fleste litteraturreferanser går ut på at andelen fra avgasser er viktigere enn vegslitasje (Steinar Larsen, NILU, pers. medd.). Disse undersøkelser er imidlertid utført i strøk med mindre bruk av piggdekk enn i Norge. Vi finner det derfor rimelig å anta at fordelingen i Norge er ca 50:50.

Bindemiddelet bitumen utgjør ca 5% innhold i asfalt. PAH innholdet i bitumen varierer sterkt, men ble funnet å være ca 130 µg/g (middel av 6 leveranser) ved en nylig undersøkelse foretatt av Veglaboratoriet (Dahl og Jørgensen 1992). Det vil si at 1 kg asfalt inneholder ca 6.5 mg PAH.

Det er beregnet at en personbil i Norge sliter i gjennomsnitt 25 g asfalt pr. kjørte km med normal varighet av piggdekkperiode, altså 25 g/pbkm. Regner man antall bilpasseringer til 17000 i døgnet (Statens vegvesen, 1990), og den aktuelle strekning til 15 km, kan det beregnes at asfaltslitasjen tilsvarer en PAH produksjon på ca. 16 kg PAH pr. år.

Hvis vi som antydnet over antar at det produseres omtrent det samme fra avgasser, blir den totale PAH-produksjon på den angjeldende strekning ca. 32 kg PAH pr. år. Å estimere hvor mye av dette som finner vegen ut i vassdrag kan på nåværende stadium i kunnskapsutvikling kun baseres på en rekke antagelser.

Vi antar videre at halvparten av dette havner innen vegen og spruten fra brøyteplagen, og at resten deponeres i større avstander fra vegen. Den første halvdelen kan her i prinsippet fanges opp av overvannsledningene og tilføres vassdrag. Og har forurensningene først kommet inn i et rør, så kommer de som regel frem til vassdrag i omtrent samme mengde. PAH bindes godt til jord, og det nedbrytes der også både biologisk og fotokjemisk. Ved å ta overvannet ned til overvannsledningen via perforerte drenerør i permeable masser, i stedet for å ta det ned via kummer, vil man kunne hindre mye av PAH forurensningene i å komme ut i vassdrag. Dette er hva man i jordbruket kaller "kombinert grøft". Skissen på fig.12 gir hovedprinsippet for å ta ned overvannet.

Til sammenlikning kan det nevnes at silicomanganproduksjonen på Tinfos i Notodden (nå nedlagt) tilførte Heddalsvannet 60-70 kg PAH årlig (Knutzen 1984). Heddalsvatn har kort oppholdstid (1 mnd.) og dypvannet (150m) i den nedenforliggende Norsjø hadde tidvis høye PAH-konsentrasjoner (Berge 1983). I vanninntaket til Skien (30m) helt syd i Norsjø, ble det imidlertid bare konstatert PAH sporadisk, og da under det nivå anbefalt av WHO. Imidlertid lå konsentrasjonene i dypvannet (>100m's dyp) under drikkevannsinntaket over WHO's normer. Det er således klart at PAH-utslipp kan skape problemer for drikkevannskilder. Mengder, transportavstander og transporttider vil være avgjørende. I søndre del av Farris finnes også overkonsentrasjoner av PAH i sedimentet som tyder på at det er lokale kilder, dvs. konsentrasjonen er større enn forventet bakgrunnskonsentrasjon (Holtan og medarb. 1984). E18 er blant de antatte kilder.

De metallene man har vært mest opptatt av er bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), nikkel (Ni), og kobber (Cu).

Bly var tidligere et stort problem i nærheten av store trafikkårer. Bruk av blyfri bensin har i stor grad redusert dette problemet. I Oslo er blyinnholdet i lufta gått ned til ca 1/6 av hva det var for 10 år siden. Det meste av dette skyldes redusert bruk av blybensin. Fortsatt kan man finne høye konsentrasjoner av bly i avrenning fra motorveger og gater, særlig i snøsmeltingen på ettervinteren.

Det kommer også en god del sink og kadmium i vegavrenning. Man er her ikke helt klar

over hvor kildene er. Dekkslitasje er trolig en vesentlig bidragsyter, da det brukes opp til 2% sink i dekkene som stabilisator. Sink og kadmium forefinnes nærmest alltid sammen i naturen, og det er mistanke om at kadmiumet kommer fra at man bruker "forurenset sink" i dekkproduksjonen. Asfaltsteinen kan også være betydelig forurenset med metaller, særlig der man benytter metamorf leirskifer (hornfels) som kan ha svært variable sulfid og metallhalter.

De andre metallene forekommer neppe i slike konsentrasjoner at de kan ha noen særlig negativ innflytelse på økologiske forhold i vannforekomster (større enn bekker) som mottar avrenningen.

Metallene bindes også til partikulært materiale, både organisk og finpartikulært uorganisk, noe som gjør at en ved den ovenfor skisserte infiltrasjonsnedtakingen av overvann til hovedledning vil resultere i tilbakeholdelse.

Det er svært vanskelig å lage noen gode estimater over hvor mye av de vegproduserte forurensninger som havner i de angjeldende vassdragsavsnitt. Kunnskapsgrunnlaget er dårlig og beregningene blir spekulative og usikre. De gir allikevel et visst begrep om hvilken dimensjon man snakker om, så vi har derfor i tabell 5 gitt en oppstilling over hvilke konsentrasjonsøkninger vegen vil medføre i de ulike berørte vassdragsavsnitt.

Tabell 5 Beregnet konsentrasjon av noen utvalgte trafikk genererte forurensninger tilført fra E6 i de aktuelle vassdragsavsnitt. Gjennomsnittsvannføringen er beregnet til 300 l/s i Kambobekken, 2500 l/s i Hølenelva, og 270 l/s i Kjennsbekken. Stofftap etter NIVA's målinger på E6 og E18 (Lygren og Gjessing, 1984). ÅDT tall lagt til grunn er 30000. Nedfall inntil 7m fra asfaltkant.

Stoff	Kg/km år	Kambobekken ca 3,5 km	Kjennsbekken ca 7.5 km	Hølenelva ca 9 km
Organisk stoff, TOC	3000	1.1 ppm	2.6 ppm	0.34 ppm
Suspenderte partikler, STS	5000 ¹⁾	1.8 ppm	4.3 ppm	0.56 ppm
Klorid, Cl	15000	5.4 ppm	12.9 ppm	1.7 ppm
Bly, Pb	6 ²⁾	2.2 ppb	5.2 ppb	0.68 ppb
Kadmium, Cd	0.5	0.18 ppb	0.43 ppb	0.06 ppb
Sink, Zn	25	9.2 ppb	22 ppb	2.9 ppb
Kobber, Cu	12	4.4 ppb	10.5 ppb	1.4 ppb
Nikkel, Ni	6	2.2 ppb	5.2 ppb	0.68 ppb
Krom, Cr	6 ³⁾	2.2 ppb	5.2 ppb	0.68 ppb
Kvikksølv, Hg	0.5 ³⁾	0.18 ppb	0.43 ppb	0.06 ppb
PAH	1.5 ⁴⁾	0.55 ppb	1.3 ppb	0.17 ppb
Kalsium, Ca	1600	0.6 ppm	1.4 ppm	0.19 ppb

1) 10% av total asfaltlitasje

2) Antar at forbruket av bly er redusert med 80% i forhold til i 1984 (Lygren og Gjessing 1984).

3) Antar like store mengder fra vegoverflate og veggrøfter

4) Antatt 3 ganger større nedfall av PAH i grøft som i vegoverflate

Det skal bemerkes at det her ikke er tatt hensyn til retensjon i grøftelegeme eller vegskulder, slik at konsentrasjonene således blir mindre enn angitt i tabellen for de fleste parametre. Til

tross for dette er konsentrasjonsøkningen for de fleste parametre nokså moderate. Et unntak er klorid der konsentrasjonene i spesielle perioder vinterstid kan bli betydelige som følge av saltet veg. Kobber og zink har også et betydelig bidrag i tabellen, som imidlertid i naturen vil være mindre som følge av retensjon.

Tiltak

Ved veg i terreng kan overvannet tas ned til hovedledning via perforerte drensrør lagt i permeable masser, f.eks. sand, fin morene, glacifluviale masser etc. Kummer innstalleres for å kunne ta ned skybrudd, for staking, samt at de også kan fungere som sandfang. Man oppnår således infiltrasjon av de fleste trafikkproduserte forurensninger, partikler, sot, metaller, PAH, m.m. PAH vil også delvis kunne nedbrytes biologisk i grøftemassene.

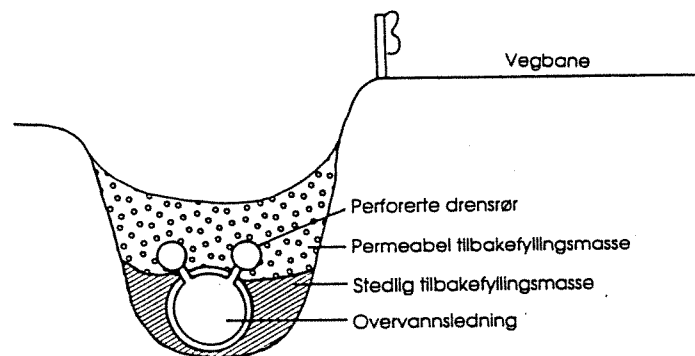


Fig.12. Hovedprinsipp for å ta ned overvannet til hovedledning via perforert dren i permeable masser. Metaller og PAH vil da i stor grad kunne holdes tilbake. PAH vil dessuten delvis nedbrytes biologisk.

Overvannsslippene bør ligge så tett som mulig. Dette for å hindre for store flom- og erosjonsproblemer i småvassdrag. Et utgangspunkt kan være å forsøke å ikke øke nedslagsfeltene til bekkene hvor overvannet slippes. Å trekke overvannet med seg i lange hellingener vil dessuten redusere infiltrasjonskapasiteten i de kombinerte veggrøftene.

Ved broen over Hølenelva og Kjennsmyra kan brubanen dreneres ved langsgående kanaler som er tilstrekkelig dimensjonert for å kunne samle opp overvann samt spill i forbindelse med tankbiluhell. Det er viktig at kanalene lages slik at de ikke blokkeres av isdannelse.

Overvann fra kanalene føres videre i rør til et oppsamlingsbasseng hvor partikulært materiale kan sedimenteres og pumpes over i tankbil for transport til egnet deponi/behandlingsanlegg. Et slikt basseng vil også tjene som fordrøyningsbasseng ved uhell.

Fra sedimenteringsbassenget renner vannet videre gjennom infiltrasjonsanlegg ut i terrenget. Dersom jordsmonnet på stedet ikke er egnet, må infiltrasjonsanlegget anlegges med tilkjørte masser.

6.1.2.3 Bekkelukkinger og andre fysiske endringer

Generelt

Bekkelukkinger og andre forandringer av vassdragenes naturlige løp har betydning for vannkvalitet og biologiske forhold. Bekkelukkingene kan forandre strøm- og bunnforhold på en slik måte at ikke de opprinnelige planter og dyr kan etablere og formere seg eller passere. For fisk kan det føre til redusert produksjon av næringsdyr og ødelagte gyteplasser. Er strømmen sterk, kan yngel og større fisk få problemer med å passere eller oppholde seg (vokse opp) i området. Lysforholdene kan også endres slik at alger, moser og høyere vegetasjon som krever lys for fotosyntesen ikke kan eksistere. Dette har bl.a. betydning for vannets selvrensningsevne. Mørket medfører nedsatt fotosyntese og produksjon av oksygen fra grønne planter (alger og høyere vegetasjon). Samtidig skjer en nedbrytning av organisk stoff under oksygenforbruk, og organismer som forbruker oksygen som sopp, bakterier etc. vil dominere. Er oppholdstiden i kulverten lang og oksygenforbruket stort, kan det således oppstå oksygenmangel til skade for fisk og andre organismer.

Bekkelukkinger er selvsagt også et inngrep som forandrer landskapets naturlige karakter med åpne bekker og elvefar hvor det kan foregå fiske og annet friluftsliv.

I forbindelse med vegbygging kan det være nødvendig med utretting og kanalisering av bekke- og elveløp og oppfylling av strandsoner og grunnområder i innsjøer og elver. Dette er tiltak som kan ha betydning også for selvrensning og produksjon av planter og dyr ved innvirkning på strøm- og bunnforhold. Ofte vil den naturlige vegetasjon og fauna forsvinne og ha vanskelig for å etablere seg. Disse er av avgjørende betydning for omsetning av organisk stoff og plantenæringsstoffer. Vassdragenes selvrensningsevne blir derved redusert og eventuelle forurensninger transporteres videre i mer eller mindre "urenset" tilstand.

I forbindelse med omleggingen av E6 vil det skje omfattende kanalisering og lukninger av Kambobekken fra Ulfski og ned mot Smørbekk. Den lukkede strekning er planlagt til 400 m fra Grimsrud bru til Smørbekk. Kjennsbekken er planlagt lukket på en strekning av inntil 385 m ved Rustad og 250 m ved Rød. I prinsippet er enhver kanalisering og lukking som nevnt ovenfor uheldig, sett fra et økologisk synspunkt. I dette tilfellet vil kanalisering og lukking av Kambobekken kunne virke negativt overfor selvrensningsevnen og sjøørretens gyte- og oppvekstmuligheter. Lukkingen av Kjennsbekken vil først og fremst ha betydning for selvrensningsevnen. Tilførsler av forurensninger fra Vestbyområdet vil således kunne få effekter lenger ned i vassdraget som omfatter Kjennstjernet og Muggestadbekken med bl.a. gyteplasser for sjøørret.

Tiltak

En har på det nåværende tidspunkt for lite kjennskap til de aktuelle berørte områder til at en kan utarbeide forslag til konkrete tiltak. Det bør utarbeides detaljplaner for Kambobekken og Kjennsbekken (Ringbekken/Rustadbekken) ut fra nærmere undersøkelser og vurderinger. Spesielt er det viktig å ivareta de interesser som knytter seg til Kambobekken som gyte- og oppvekstområde for sjøørret. Forurensningssituasjonen i de berørte vassdragsavsnitt er også av betydning og bør undersøkes nærmere.

6.2 Jernbane

6.2.1 Påvirkninger og tiltak i anleggsperioden

I anleggsperioden vil mange av de forurensningstyper som kan henge sammen med vegbygging også kunne gjøres gjeldende for jernbane. Følgende 4 forhold kan derfor også her listes opp.

1. Partikkelforurensning som følge av tunneldriving, knusing, fyllinger, utgravinger m.m.
2. Tilførsel av nitrogenholdige næringssaltforbindelser.
3. Oljespill.
4. Sur avrenning og utvasking av metaller som følge av blottlegging av sulfidholdige mineraler eller drenering av myrer. Denne påvirkningen vil være varig om ikke tiltak foretas.

Det henvises her til avsnittet om vegforurensninger hvor disse forholdene er nærmere drøftet.

6.2.2 Påvirkninger og tiltak under drift

Både når det gjelder endring av strandsoner, kanalisering og kulverter gjelder de samme forhold som for veg og skal ikke drøftes ytterligere her.

For å unngå tilvoksing sprøytes det i sommerhalvåret med plantevernmidler både i banelegemet og sideterreng. På banelegeme brukes i dag en blanding av Round-up (glyfosat) og Gardo Prim (Terbutylazine), mens sideterreng hittil vesentlig har vært sprøytet med MCPA (Fenoxy-eddiksyre). I banelegemet vurderer man nå å gå over til preparatet Arsenal som har det aktive stoffet Imazapyr (A. Lund-Høie, Statens plantevern pers. medd). Dette har samme virkningsmåte som glyfosat ved at det blokkerer syntesen av visse amminosyrer under fotosyntesen. Stoffet hører til gruppen imidazoliner, hvorav noen kan være bioakkumulerbare (O.M. Eklo, Statens plantevern, pers. medd.). På sideterreng vil man i henhold til det planlagte nye sprøyteprogrammet gå over til glyfosat.

Doseringsmengden er ca 100 mg aktivt stoff pr. kvadratmeter både på banelegeme og sideterreng.

Uansett hvilke midler som her benyttes må en forutsette at disse benyttes med forsiktighet, slik at det ikke sprøytes på frie vannflater i vassdrag. Enkelte plantevernmidler er svært giftige for både planter og dyr i vassdrag (Aanes, 1992). Ved riktig bruk er ikke sprøytingen av jernbanelinjer noen trussel med hensyn til vannforurensning, og det er ikke relevant å

foreslå noen tiltak utover de forsiktighetsregler som allerede er innbakt i sprøytereglementet til NSB.

Vegvesenet på sin side har trappet ned bruken av kjemiske bekjempingsmidler i betydelig grad og har som målsetting å slutte helt innen 1/1-95.

For øvrig gjelder at forurensninger fra en moderne jernbane antas å bli minimale. Med lukket toalettsystem og elektrisk drevne tog må en regne denne transpporttype som forurensningsfri. Muligheten for uhell er selvsagt også her tilstede, men norsk statistikk tilsier at faren for at f.eks. et tog med kjemikalielast skal spore av og velte, ikke er særlig stor.

REFERANSER

- Aanes, K.J. 1992. Some pesticides used in Norwegian agriculture and their environmental effects on common inhabitants in freshwater ecosystems. S. 198-131 i Helweg, A. (Ed.) Pesticides in the aquatic environment. Appearance and effect. (Forekomst og effekt av pesticider i vandmiljøer). Seminar, Time Landboskole, 12.-14. november 1991. Landbruksministeriet Statens Planteavlsvorsøg. Beretning nr. S 2182-1992, 137 s.
- Aass, P. 1979. Tilslamming i Hallingdalselva 1966-67. Fisket i Ustedalsfjord og Strandafjord. Side 93-115 i Gunnerød, T. og Melquist, P. 1979: Vassdragsregulerings biologiske virkninger i magasiner og lakseelver. Symp. 1978. DVE-DVF. 294 sider.
- Aass, P. 1985. Langvarige fiskeribiologiske forskningsprogrammer i Ferskvann. Fauna 39: 10-17.
- Alabaster, J.S. & Lloyd, R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. Butterworths, London.
- Berge, D. 1983. Rutineovervåking i Telemarksvassdraget 1982. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT, Overvåkingsrapport nr 74/83). NIVA-rapport O-8000207/Lnr.1479.
- Berge, D. og Källqvist, T. 1990. Biotilgjengelighet av fosfor i Jordbruksavrenning sammenliknet med andre forurensningskilder. Sluttrapport. NIVA-rapport. Lnr.2367.
- Berge, D. og S. Stene Johansen 1992. Ny E18 forbi drikkevannskilden Hallevannet i Søndre Vestfold. Påvirkninger - tiltak. NIVA-rapport O-92182/Lnr.2820.
- Bjerknes, V. og Aanes, K.J., 1990. Anleggsarbeid på RV13 ved Bulken i Voss kommune. Effekter på vannkvalitet og bunndyr. NIVA-rapport Lnr. 2428.
- Bjerknes, V., Aanes, K.J. og Bækken, T. 1991. Flomsikring av Vangsvatn. Miljøvirkninger av anleggsarbeid. NIVA-rapport Lnr. 2676.
- Borgstrøm, R. 1973. The effect of increased water level fluctuations upon the brown trout population in Mårvatn, a Norwegian reservoir. *Norw. J. Zool.* 21:101-112.
- Bækken, T. 1992. Effekts of Highway pollutants on a small Norwegian Lake. Proc. The fourth international symposium on highway pollution, Madrid 1993. Pågående prosjekt om langtidseffekter av forurensning fra motorveg, E18 forbi Padderudvannet i Asker. Oppdragsgiver: Veglaboratoriet.
- Dahl, I. og Holmen, S. A. 1977. Vannkvalitet og stofftransport i et forurenset vassdrag. Undersøkelser i Hølenvassdraget juni 1974 - juni 1977. NIVA-rapport XK-14, A2-32.

- Dahl, I. og Arnesen, R.T. 1982. Hølenvassdraget. Hovedrapport om forurensningstilførsler og stofftransport 1977-1980. NIVA-rapport, F-80420/Lnr. F425.
- Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen, 1988. Resultater av prøvefiske etter sjøørret i indre Oslofjord med tilløpselver. Rapport nr.4, 1988.
- Grande, M. 1987. Virkning av partikler på fisk. s. 71-92 i Partikler i vann. Norsk Limnologforening, Oslo, september 1987, 94 s.
- Grande, M. 1992. Vassdrasforurensning fra vegtunnelbygging. Storvasshammeren i Snillfjord 1991. NIVA-rapport O-91105/Lnr. 2802.
- Grande, M. og Iversen, E.R. 1985. Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag 1984. NIVA-rapport O-69120.
- Hansen, H. 1989. Sjøørret. En undersøkelse av kystnære bekker i Østfold i 1988. Fylkesmannen i Østfold, Miljøvernavdelingen. Rapport nr 7/89.
- Hessen, D.O., 1992. Uorganiske partikler i vann - effekter på fisk og dyreplankton. NIVA-rapport O-89179/Lnr. 2787. 42 sider.
- Hessen, D.O., Bjerknes, V., Bækken, T. og Aanes, K.J. 1989. Økt slamføring i Vetlefjordelva som følge av anleggsarbeid. Effekter på fisk og bunndyr. NIVA-rapport 2226.
- Hindar, A., T. Tjomsland, T.E. Brandrud og S.W. Johansen 1992. Konsekvenser av ny E18 trasé over innsjøen Selura ved Flekkefjord. NIVA-rapport O-92921/Lnr. 2768.
- Holtan, G., L. Berglind, A.H. Erlandsen, J. Knutzen, E-A. Lindstrøm og M. Mjelde 1984. Rutineovervåking i Farris-Siljan vassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begroing. Statlig program for forurensningsovervåking (SFT Overvåkingsrapport 125/84). NIVA-rapport O-8000227/Lnr.1595.
- Holtan, H. 1992. Jernbanebro over Drammenselva. Virkninger på vannmiljø. NIVA-rapport O-92029/Lnr. 2698.
- Holtan, H. 1992. Ringeriksbanen. Konsekvenser for vannmiljøet. NIVA-notat O-92207.
- Jacobsen, P., Grande, M., Aanes, K.J., Kristiansen, H. og S. Andersen. 1987. Vurdering av årsaker til fiskedød hos G.P. Jægtvik A/S, Langstein. NIVA-rapport O-87114.
- Johansen, S.W., T.E. Brandrud, M. Mjelde og T. Tjomsland 1991. Ny E76 i Seljord. Konsekvensvurdering av ny vegtrasé rundt Seljord sentrum vedrørende strømforhold, vannkvalitet og tilgroing.
- Knutzen, J. 1984. Undersøkelse av forurensning med PAH og metaller i Heddalsvannet 1982-83. NIVA-Rapport O-82063/Lnr-1660. 39 sider.

Lien, L. 1989/1990. Lokalisering av forurensninger fra Heiane Industriområde på Stord. NIVA-notat, O-89045/Jnr-1853/89.

Lygren, E. og E. Gjessing 1984. Highway pollution in a Nordic Climate. VA-3/84. NIVA-rapport O-79024/Lnr-1603. 83 sider.

Pedersen, P.A. 1990. Trafikkforurensning og vegetasjon. Dr. Scient. oppgave ved Institutt for hagebruk, Norges Landbrukshøgskole. 106 sider.

Rohr-Torp, E. 1979: Drøbak, hydrogeologisk kart 1814 II-M. 1:50 000. NGU.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2346-0