RAPPORT LNR 4879-2004

Utredning av miljø-påvirkningene fra produksjonen ved Håg asa på Røros

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

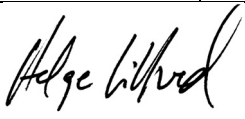
Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Utredning av miljøpåvirkningene fra produksjonen ved Håg asa på Røros	4879-2004	13.09.04
	Prosjektnr. Undernr. 24118	Sider Pris 152
Forfatter(e) Christian Vogelsang, Eigil Rune Iversen, Karl Jan Aanes	Fagområde Utredning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Røros	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Håg asa	Frank Hugo Storelv

Sammendrag

NIVA har utført en utredning av de miljømessige påvirkningene fra produksjonen ved Håg asa på oppdrag fra bedriften selv. Det har blitt dokumentert overskridelser av de anbefalte grenseverdiene for den overflatebehandlende industri i avløpene fra flere av prosessbadene ved Håg asa. Ved normal prosedyre for tømming av bad har man hatt overskridelser i avløpet for følgende komponenter: pH, fosfor, olje/fett, klorerte organiske forbindelser (VOX/EOX), Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb og Zn. De største overskridelsene har vært for pH, fosfor, klorerte organiske forbindelser, Fe og Zn. Disse prosessavløpene har enten blitt sluppet ut på kommunalt avløpsnett uten tillatelse eller de har blitt deponert på et ikke sikret eller regulert deponi i Hådalen med avrenning til Håelva. Det har blitt avdekket lokale effekter på bunnfaunaen utenfor deponiet forårsaket av sigevannet fra deponiet, men det har ikke blitt funnet negative effekter på vegetasjonen i området eller på fisk. Røros renseanlegg sin bruk av deponiet for avhending av kommunalt avløpsslam har gjort at skyldspørsmålet ikke har kunnet blitt løst, men det er sannsynlig at avrenningen fra Håg sitt avløpsvann alene ville kunne hatt en toksisk effekt lokalt der hvor sigevannet har kommet ut i Håelva. Utslippet til det kommunale avløpsnettet har etter all sannsynlighet ikke hatt noen betydning for renseanlegget, verken for den praktiske driften eller for renseanlegget til å klare utslippskravene. Håg sitt bidrag til metaller til avløpsslammet har også vært meget begrenset sett på bakgrunn av normalverdiene i slammet. Etter all sannsynlighet har det vært liten spredning av dioksiner og metaller fra pyrolysen drevet inne på fabrikkområdet.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Prosessavløp	1. Process waste water
2. Deponi	2. Land fill
3. Økotoksikologi	3. Ecotoxicology
4. Biologiske undersøkelser	4. Bioogical survey



Christian Vogelsang
Prosjektleder

Helge Liltved
Forskningsleder

Nils Roar Sælthun
Forskningsdirektør

ISBN 82-577-4565-0

Forord

Etter en internt pålagt analyse av ulike prosessbad ved Håg ASA rundt årsskiftet 2003-04 ble det klart at bedriften har hatt et mangeårig ulovlig utslipp av forurenset prosessvann til avløp og deponi i Hådalen. Bedriften hadde også leid inn firmaet Kvitsand Gjenbruk til å gjennomføre en ikke-hjemlet rengjøring av opphengsstativer for lakking av stoler ved avbrenning i en pyrolyseovn. Håg stoppet umiddelbart alle utslipp til kommunalt avløp og deponering i Hådalen og bruken av pyrolyseovnen, og sender pr dd alt prosessvann med tankbiler til spesialavfallslageret på Langøya. Samtidig med oppdagelsen av utslippene anmeldte bedriften seg selv til Fylkesmannen (FM) i Sør-Trøndelag, som så påla Håg å gi en grundig utredning av forhold rundt bedriften, og om omfanget og konsekvensene av disse utslippene. NIVA fikk i oppdrag av Håg ASA å gjennomføre denne utredningen som en nøytral tredjepart. I Fase I av prosjektet ble de ulike produksjonsprosessene med utslipp til vann gjennomgått, mens den endelige rapporten som nå foreligger også inkluderer konsekvensene Håg sine utslipp har hatt for det ytre miljø.

Hoveddelen av denne rapporten er i realiteten et forlenget sammendrag av de undersøkelser som er nærmere kommentert i de fem vedleggene til rapporten. Disse tar for seg, i tur og orden, utslippene fra Håg til vann (Vedlegg 1), utslippene fra Håg til luft (Vedlegg 2), en økotoksikologisk vurdering av utslippene til vann (Vedlegg 3), forhold rundt deponeringen av avløpsvann i Hådalen påvirkning av vannkvaliteten i Håelva (Vedlegg 4) og de biologiske undersøkelsene i Håelva (Vedlegg 5). En del rådata og forsøksbeskrivelser av mindre direkte betydningen for leseren er lagt til appendikser til de respektive vedleggene.

Vi ønsker å rette en takk til alle som har bidratt til gjennomføringen av disse undersøkelsene, blant annet Miljøsjef Frank Hugo Storelv og Kjell Rune Olsen ved Håg for stor velvilje under innsamlingen av info om produksjonen på fabrikken på Røros, driftspersonalet ved Røros renseanlegg for stor imøtekommenhet. Helge K. Kverneng på Røros takkes for hjelp og assistanse under forsøkene med fisk i Håelva, Røros JFF takkes for egnet fisk til fiskeforsøkene i Håelva, og en takk går til fiskeriteknikker Sigbjørn Andersen, som har bistått under feltarbeidet og ved bearbeidelsen av fiskematerialet. Det rettes også en takk til kollegaer ved NIVA, som har bistått under bearbeidelsen av henholdsvis bunndyr- og algematerialet (Torleif Bækken og Stein W. Johansen).

Oslo, 12.9.2004

Christian Vogelsang

Innhold

Oppsummering **5**

Summary **6**

1. Bakgrunn **7**
1.1 Produksjonen ved Håg asa 7
1.2 Forskrifter og retningslinjer fra myndighetene 9
1.2.1 Kjemikalier 9
1.2.2 Konsentrasjoner i avløp 9
1.2.3 Utslipp til kommunalt nett 9
1.2.4 Deponering av avfall 10
1.2.5 Forbrenning av avfall 11

2. Utslipp fra Håg asa **12**
2.1 Prosessavløp; konsentrasjoner og mengder 12
2.1.1 Kommentarer til overskridelser av anbefalte grenseverdier 14
2.1.2 Deponert prosessavløpsvann i Hådalen 16
2.2 Økotoksisitetsvurdering av prosessavløpsvann 17
2.2.1 EC_{50}- og LC_{50}-verdier 17
2.3 Forbrenning av lakkrester og epoxy 18
2.3.1 Dioksiner 18
2.3.2 Metaller 18
2.3.3 PAH 18
2.3.4 Koking av epoxy-pulver 18

3. Miljøkonsekvenser **19**
3.1 Påslipp til kommunalt nett – Røros renseanlegg 19
3.1.1 Hydraulisk belastning 19
3.1.2 pH 19
3.1.3 Fosfor-belastning 19
3.1.4 Organisk belastning og skjebnen til olje og tensider 19
3.1.5 Metaller 19
3.1.6 Økotoksikologisk risikovurdering 20
3.2 Deponering i Hådalen 21
3.2.1 Avrenning til Håelva 21
3.2.2 Forventet økotoksisitet til sigevann 22
3.2.3 Påvirkning av vannkvaliteten i Håelva 23
3.2.4 Påvirkning av biologien i Håelva 24

Vedlegg
Vedlegg 1. Utslipp fra Håg - rapport fra Fase I
Vedlegg 2. Utslipp fra pyrolyseovn
Vedlegg 3. Økotoksisitetsvurdering av prosessvann
Vedlegg 4. Avrenning fra deponi i Hådalen
Vedlegg 5. Biologiske undersøkelser i Håelva

Oppsummering

Det har blitt dokumentert overskridelser av de anbefalte grenseverdiene for den overflatebehandlende industri i flere av avløpene fra prosessbadene ved Håg asa. Ved normal prosedyre for tømming av bad har man hatt overskridelser i avløpet for følgende komponenter: pH, fosfor, olje/fett, klorerte organiske forbindelser (VOX/EOX), Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb og Zn. De største overskridelsene har vært for pH, fosfor, klorerte organiske forbindelser, Fe og Zn. Disse prosessavløpene har enten blitt sluppet ut på kommunalt avløpsnett uten tillatelse eller de har blitt deponert på et ikke sikret eller regulert deponi i Hådalen med avrenning til Håelva. Det har blitt avdekket lokale effekter på bunnfaunaen utenfor deponiet forårsaket av sigevannet fra deponiet, men det har ikke blitt funnet negative effekter på vegetasjonen i området eller på fisk. Røros renseanlegg sin bruk av deponiet for avhending av kommunalt avløpsslam har gjort at skyldspørsmålet ikke har kunnet blitt løst, men det er sannsynlig at avrenningen fra Håg sitt avløpsvann alene ville kunne hatt en toksisk effekt lokalt der hvor sigevannet har kommet ut i Håelva. Utslippet til det kommunale avløpsnettet har etter all sannsynlighet ikke hatt noen betydning for renseanlegget, verken for den praktiske driften eller for renseanlegget til å klare utslippskravene. Håg sitt bidrag til metaller til avløpsslammet har også vært meget begrenset sett på bakgrunn av normalverdiene i slammet. Etter all sannsynlighet har det vært liten spredning av dioksiner og metaller fra pyrolysen drevet inne på fabrikkområdet.

Det står klart at det har blitt begått flere brudd på forurensingsloven av Håg i forbindelse med håndtering av avløp og annet avfall fra bedriftens produksjon. Dette gjelder både dokumentasjon av egne prosessavløp, manglende anskaffelse av tillatelse til påslipp på kommunalt nett og deponering i Hådalen og kunnskap rundt hva som gjøres ellers på anleggsområdet av ekstern bedrift (pyrolysesaken). Som et betydelig pluss må nevnes bedriftens åpenhet i denne saken og vilje til å gjøre noe med tidligere synder.

Summary

Title: Report on the environmental influence from the production at Håg asa at Røros
Year: 2004
Author: Christian Vogelsang, Eigil Rune Iversen, Karl Jan Aanes
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4565-0

It has been documented that the recommended discharge limits from the surface finishing industry have been exceeded in several of the process baths at Håg asa. At normal bath discharge procedures the outlet concentration limit has been exceeded for the following parameters: pH, phosphorous, oil/grease, chlorinated organic compounds (VOX/EOX), Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb and Zn. The largest exceedances have been for pH, phosphorous, chlorinated organic compounds (VOX/EOX), Fe and Zn. These process baths have either been discharged to the municipal sewage network without permission or they have been disposed of at a non-secured nor regulated landfill in Hådalen with seepage water going to the river Håelva. There have been revealed local effects on the benthic fauna outside the landfill caused by the seepage from the landfill, however, no negative effects have been found on the vegetation in the area nor on fish. The practice of Røros wastewater treatment plant using the same landfill to dispose of their own waste sludge has made the question of guilt not possible to solve. However, it is likely that the seepage from the process wastewater disposed of by Håg alone could have had a local ecotoxic effect where it eventually reached the river. The discharge to the municipal sewage network has probably not had any significance to the treatment plant, neither for the practical management nor for the treatment plant to reach its discharge limits. The contribution from Håg to metals in the waste sludge from the treatment plant has been minimal compared to the background levels in the sludge. In all probability there has been insignificant spreading of dioxins and metals from the pyrolysis operated at the factory premises.

It is clear that several pollution regulations has been overstepped at Håg in handling of process wastewaters and other wastes from the production. This apply both to documentation of their own process wastewaters, obtaining a legal right to discharge to the municipal sewage network and disposal in Hådalen, and knowledge of what subcontractors are doing on their own property (the pyrolysis case). As a significant plus, the openness of the company in this affair and willingness to do something with their former sins must be mentioned.

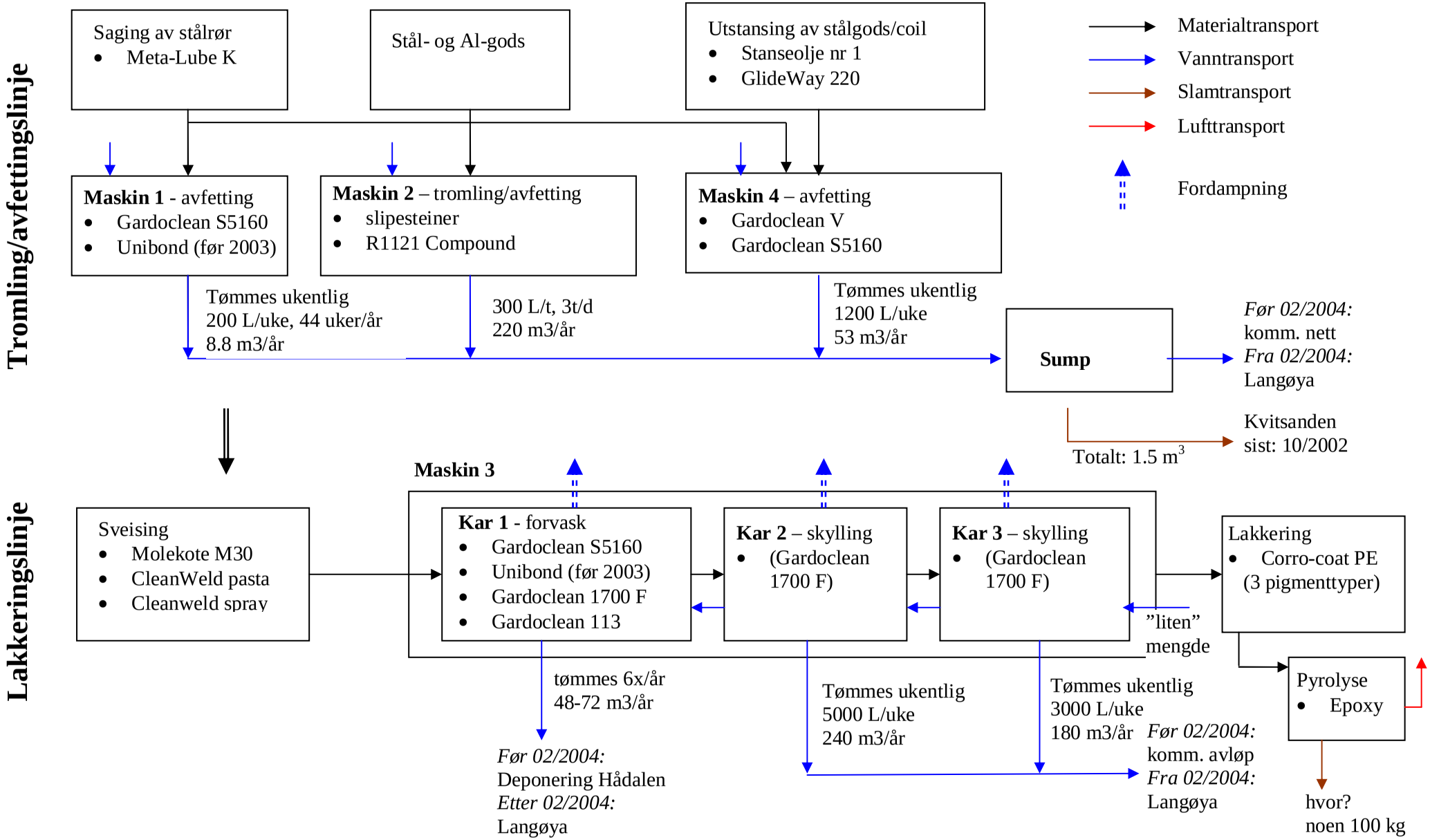
1. Bakgrunn

1.1 Produksjonen ved Håg asa

Håg flyttet til nye lokaler ved Kvitsanden i 1986. Etter 1986 har bedriftens mekaniske avdeling arbeidet med overflatebehandling av deler av stål og aluminium som benyttes i stolproduksjonen. Bedriften fremstiller selv delene av stål, og kjøper inn ferdig støpte stolføtter i aluminium fra underleverandør. Et enkelt flytskjema over alle produksjonsprosesser med utslipp til vann er vist i Figur 1.

Behandlingsprosessen er forholdsvis enkel og består i kutting/pressing av ståldeler. Noen av ståldelene sveises sammen til større enheter. Noen ståldeler tromles (avgrades) før den videre behandling for å slipe vekk skarpe kanter. Stålgodset som bedriften kjøper inn blir satt inn med et tynt olje/fettlag for å forhindre korrosjon. Under stansing/pressing av stålprofiler og saging av rør tilsettes også noe olje for å redusere slitasjen på verktøyet. All olje/fett må fjernes før lakkering. Alle delene av stål og aluminium avfettes i alkaliske avfettingsbad under tilsetting av rusthindrende midler og skylles før overflaten lakkeres med pulverlakk. Lakken herdes under oppvarming. For tiden benyttes 3 lakktyper (3 forskjellige farger). Stoloppheng benyttet under lakkeringen har med jevne mellomrom blitt rengjort ved avbrenning i en pyrolyseovn på utsiden av produksjonslokalene. Den tidligere krom/nikkel-avdelingen ble nedlagt da bedriften flyttet til Kvitsanden. I de nye lokalene har overflatebehandlingsprosessene kun bestått av tromling (ikke alle deler), avfetting og lakkering. Dette innebærer at det ikke benyttes sure eller alkaliske beisebad, metallbad (verken sure eller cyanidholdige) eller kromateringsbad (seksverdig krom). Bedriftens avløp består derfor av skyllevann etter avfettingsbad (lakkeringslinjen) og brukt avfettings/vaskebad fra de tre øvrige vaskemaskinene. Siden stålgodset bedriften kjøper inn inneholder ca. 30 % resirkulert stål (skrapjern), noe som gjerne stammer fra alle typer overflatebehandlede metalldeler, vil skrapjernet kunne gi tilskudd av metaller som Cr, Cu, Ni og Zn til avløpene.

Den årlige stolproduksjonen ved Håg i perioden 1988-2003 har ligget på mellom 205.000 og 281.000 stoler, men med en jevn nedgang siden toppen i år 2000. Vannforbruket knyttet til avfettings- og vaskebadene har vært jevn, i hvert fall de siste 3 årene. En oversikt over alle kjemikalier som benyttes i produksjonen med direkte kontakt med vann eller som benyttes i tilstøtende operasjoner er vist i Tabell 3 i Vedlegg 1.



Figur 1. Flytskjema som viser alle produksjonsprosesser med utslipp til vann

1.2 Forskrifter og retningslinjer fra myndighetene

Forurensningsloven (Lov om vern mot forurensinger og om avfall) krever at alle bedrifter har kontroll med sin egen produksjon og kan forsikre myndighetene og samfunnet for øvrig at det ytre miljø er tilstrekkelig vernet mot unødig forurensning. Loven stadfester at det er ulovlig å forurense og at det kreves spesiell tillatelse til forurensende virksomhet.

Fra 1. juli 2004 ble 50 tidligere forskrifter med hjemmel i Forurensningsloven og produktkontrolloven samlet i tre nye forskrifter; "Forurensningsforskriften", "Avfallsforskriften" og "Produktforskriften". Disse regulerer hva Håg asa kan benytte av kjemikalier i produksjonen og hvordan avfallet skal håndteres. SFT har også gitt visse retningslinjer til Fylkesmennene når det gjelder industriutslipp. En kort oppsummering av sentrale punkter med betydning for produksjonen og avfallsbehandlingen ved Håg er gitt i det følgende.

1.2.1 Kjemikalier

Produktforskriften (Forskrift om begrensning i bruk av helse- og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter) setter strenge reguleringer på bruk av alkylfenoler og klorparafiner. Begge disse stoffgruppene benyttes på Håg, men innenfor forskriftens rammer. Forbudet mot alkylfenoler (nonylfenol, oktylfenol og deres etoksilater) gjelder ikke smøreoljer (GlideWay 220, Meta-Lube K), og de strenge restriksjonene på klorparafiner (<0,1 vektprosent i produktet) gjelder de lavmolekylære (C10-C13) og ikke de mer høymolekylære som det er oppgitt at Stanseolje nr 1 inneholder (produktet inneholder 1-5 % C14-C17 klorparafiner). Selv om maskinene der disse benyttes er utstyrt med oljeavskiller, som burde fjerne disse stoffgruppene, er det en viss fare for at alkylfenoler og klorparafiner ender opp i avløpet. Den relativt høye konsentrasjonen av høymolekylære klorparafiner i Stanseolje nr 1 øker betydningen av at den ikke er forurenset av lavmolekylære klorparafiner.

Det kan ellers nevnes at for virksomheter som har installert oljeavskiller skal det kun benyttes vaske- og avfettingsmidler som gir hurtigseparerende oljeemulsjon, dette i h.h.t retningslinjer for dimensjonering, utførelse og drift av renseanlegg for oljeholdig avløpsvann (Forurensningsforskriften).

1.2.2 Konsentrasjoner i avløp

Det eksisterer standardiserte grenseverdier for forskjellige parametere ved utslipp eller påslipp (forslag fra SFT til fylkesmennene) med utgangspunkt i internasjonale retningslinjer. Utslippstillatelsene i overflatebehandlingsbransjen bygger på anbefalte grenser fastsatt i PARCOM-anbefalingen (PARCOM Recommendation 92/4; On the reduction of emissions from the electroplating industry), og er oppdatert i forhold til disse i løpet av årene 1996-98. Disse er gitt i Tabell 4, og er lagt til grunn for vurderingene av konsentrasjonene i avløp ved Håg. Merk at Fylkesmennene kan sette andre grenser.

1.2.3 Utslipp til kommunalt nett

For påslipp av prosessavløpsvann til kommunalt avløpsnett og renseanlegg må bedriften ha innhentet utslippstillatelse fra SFT. Det må videre inngås avtale om tilknytning med kommunen som eier av anlegget. Kommunen kan stille krav til avløpsvannets kvalitet.

På bakgrunn av de problemer industriavløp kan forårsake ved påslipp til kommunalt nett har SFT som praksis i saker som omhandler denne typen påslipp å sidestille det kommunale nettet med sårbare resipienter. De mest sentrale forhold som bør tas med i betraktningen ved en vurdering av et eventuelt påslipp til kommunalt nett er om påslippet vil ha;

- konsekvenser for driften av ledningsnettet og avløpsrenseanlegget
- konsekvenser for arbeidsmiljøet ved avløpsrenseanlegget
- konsekvenser for utslipp fra ledningsnettet og avløpsrenseanlegget

- konsekvenser for slamkvaliteten og bruken av slammet
- muligheter for reduksjon av bedriftens utslipp ved prosessoptimalisering, bruk av lukkede prosesser, utjevning av vannmengder, rensing før påslipp m.m.
- kostnadsvurderinger

Tabell 4. Anbefalte grenseverdier satt til overflatebearbeidende industri. Konsentrasjonsgrensene er gjort gjeldende f.o.m. 01.01.1999 (fra 01.01.1994 for "nye" anlegg).

Type	Komponent	Konsentrasjon	Enhet
Korrosivitet	pH	<9,5	-
Organisk	Fett	20	mg/l
	Olje	20	mg/l
	VOX	0,1	mg Cl/l
Uorganisk	CN	0,2	mg/l
	SO_4	300	mg/l
	F	10	mg/l
Næringssalter	Tot-P	5	mg/l
Metaller	Ag	2	mg/l
	Al	10	mg/l
	Au	0,1	mg/l
	Cd	ikke tillatt*	-
	Cr-6	0,05	mg/l
	Cr-tot	0,5	mg/l
	Cu	0,5	mg/l
	Fe	5	mg/l
	Hg	0,002	mg/l
	Mg	5	mg/l
	Mn	2	mg/l
	Mo	1	mg/l
	Ni	0,5	mg/l
	Pb	0,5	mg/l
	Sn	2	mg/l
	Zn	1**	mg/l

* Bedrifter som overflatebehandler flydeler har i noen tilfeller tillatelse til å slippe ut 0,05 mg/l.
** Norge har valgt å sette grensen for sink til 1 mg/l, mot 0,5 mg/l i anbefalingen. Dette skyldes vurderinger av tekniske problemer forbundet med å redusere utslippet til slike konsentrasjoner, i tillegg til at sink anses å være et mindre miljøproblem enn de andre stoffene som har tilsvarende grense. Dessuten representerer sinkutslipp fra overflatebehandling en liten del av det totale utslippet av sink til vann i Norge.

1.2.4 Deponering av avfall

Avfallsforskriften (Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall) skal sikre at deponering skjer på en forsvarlig og kontrollert måte. Det stilles strenge krav til hvilke avfallstyper som får deponeres hvor, registreringen av disse, samt utformingen og oppfølgingen av deponiet. Av spesiell interesse nevnes:

- Det er ikke tillatt å deponere flytende avfall, dvs avfall i væskeform.
- Det er ikke tillatt å deponere våtorganisk avfall, som f.eks akkumulert slam i bedriftens sump eller avløpsslam
- Det skal forefinnes en tillatelse for drift av deponier hvor blant annet type og mengder avfall som skal deponeres spesifiseres.

- Ved mottak av avfall på deponiet skal de foreligge dokumentasjon på at avfallet oppfyller kriteriene i henhold til deponiets tillatelse.
- Register over avfallsmengder skal føres.
- Sigevann fra deponiet skal minimeres og, så langt det lar seg gjøre, samles opp.
- Prøvetaking av sigevann og gassutslipp og overvåking i resipient skal foretas i relevante og representative punkter og på tidspunkt og med frekvenser som reflekterer faktiske utslipp og miljøpåvirkninger. Overvåkingsprogrammet skal tilpasses for det enkelte deponi med grunnlag i dets lokalisering, innhold og utforming. Overvåking i resipient vil kunne foregå i overflatevann og/eller grunnvann avhengig av deponiets lokalisering. Målet med overvåkningen er å kontrollere at prosessene i fyllingen forløper som ønsket, at systemene for vern av miljøet fullt ut fungerer som planlagt og at vilkårene i tillatelsen for deponiet er oppfylt. Alle deponier med krav om sigevannsoppsamling skal ha et overvåkingsprogram for sigevann hvor prøvetakingspunkter spesifiseres nærmere i forskriften. Prøvetakings- og analysefrekvens skal vurderes i det enkelte tilfelle, men hyppighet er eksempelvis: sigevannsmengde: månedlig, sigevannets sammensetning: kvartalsvis, overflatevannets mengde og sammensetning: kvartalsvis.
- Det må søkes spesielt om å slippe det generelle kravet til dobbel bunntetting av deponier (innen 2009 for gamle deponier).
- For deponier som var i bruk før forskriftens ikrafttredelse skal det før 1. mai 2003 ha vært lagt fram for forurensingsmyndigheten en plan for avslutning eller oppgradering av deponiet.

Ved vurderingen av sigevannet fra deponiet i Hådalen har SFTs fastsatte terskelverdier for sigevann fra deponier (TA-1995/2003) blitt benyttet (se Tabell 5 i Vedlegg 4).

1.2.5 Forbrenning av avfall

Bruken av pyrolyseovnen ved Håg til å rengjøre stoloppheng etter lakkering faller inn under kapittel 10 i Avfallsforskriften (Forbrenning av avfall). Det er en rekke forhold som er relevante i den sammenheng:

- Drifter av avfallsforbrenningsanlegget (pyrolyseovnen) må ha tillatelse fra forurensningsmyndighet til å gjøre dette.
- Det stilles krav til bl.a. forbrenningsanleggets utforming og drift slik at kravene til temperatur, oppholdstid, støttebrenner og innmating av avfall som spesifisert i forskriften overholdes. Dette blant annet for å sikre at forbrenningsrester oppfyller spesifikasjoner som presisert i forskriften for eksempel med tanke på innhold av uforbrent materiale.
- Anlegget skal utformes, bygges og driftes slik at forbrenningsrester som slagg og aske minimeres. Innholdet av skadelige stoffer skal begrenses i størst mulig grad.
- Dersom forbrenningsrestene klassifiseres som farlig avfall skal de håndteres i henhold til forskriftens bestemmelser om farlig avfall.
- Før det avgjøres hvor forbrenningsrestene skal leveres, skal det gjøres tester for å bestemme de forskjellige restenes fysiske og kjemiske egenskaper og forurensningspotensial.
- Anlegg skal driftes slik at utslippskonsentrasjoner i røykgassen ikke overskrider spesifiserte grenseverdier. Det skal utføres kontinuerlig målinger for visse parametere som er relevante for forbrenningen.
- Alle måleresultater skal registreres og rapporteres til forurensningsmyndighetene.

Det presiseres i forskriften at for eksisterende anlegg gjelder ikke kravene før 1. januar 2006. Med eksisterende anlegg menes anlegg som har utslippstillatelse til å forbrenne avfall og settes i ordinær drift innen 1. januar 2003 samt anlegg som har utslippstillatelse til å forbrenne avfall som er utstedt før 1. januar 2003 og settes i ordinær drift innen 1. januar 2004.

2. Utslipp fra Håg asa

Kvantifiseringen og spesifiseringen av utslipp fra Håg har vært fokusert på de tre siste årene (2001-2003) da det har vært vanskelig å spore opp tilstrekkelig informasjon om forholdene før dette. Undersøkelsene og vurderingene har støttet seg på utspørring av de ansatte, gjennomgang av HMS/produkt-datablad for alle prosesskjemikalier benyttet de siste 3 årene, vann- og slamanalyser av prosessbad med prøvetakinger i perioden desember 2003 til juli 2004, og analyser av aske fra pyrolyseovn. Videre spredning i miljøet blir behandlet i kapittel Vannprøvene har vært analysert ved NIVA, NILU, Jordforsk, Analytica og AnalyCen. Utslippene fra Håg er omtalt i mer detalj i Vedlegg 1. Her følger en kort oppsummering av resultatene fra undersøkelsene.

2.1 Prosessavløp; konsentrasjoner og mengder

Ved utslipp av prosessavløpsvann har både konsentrasjoner og volum betydning for vurderingen av utslippets størrelse og betydning i resipienten. Tabell 2 og Tabell 3 gir en oversikt over konsentrasjonen av alle sentrale parametere i prosessavløpene i de enkelte maskinene, mens det for avløpsmengdenes størrelse henvises til flytskjemaet i Figur 1. Av maskinene med prosessavløp på Håg har alle unntatt kar 1 i maskin 3 hatt utløp til kommunalt nett, og av disse har alle unntatt maskin 2 blitt tømt som et støtutslipp i løpet av 10-45 min fredager litt ut på dagen. Akkurat når dette har skjedd på fredagene har variert noe, men i beregningen av forventet konsentrasjon i det samlede utslippet til avløpsnettet har det blitt antatt et samlet kontinuerlig utslipp i løpet av 1 time (inkl. maskin 2).

Tabell 2. Temperatur, pH, konduktivitet og konsentrasjoner av næringssalter og ulike former for organisk stoff i de enkelte maskinene og i samlet utslipp til avløpsnett (fra alle maskiner unntatt M3.1) fra Håg i årene 2001-2003, samt anbefalte grenseverdier ved utslipp fra overflatebearbeidende industri (forslag fra SFT til fylkesmennene). Overskridende verdier er uthevet.

Parameter		**Enhet**	**Grense-verdi**	**Maskin**						**Samlet utslipp avløpsnett**	
				M1	**M2**	**M3.1**	**M3.2**	**M3.3**	**M4**	**Kons.**	**kg/år**
Temperatur		°C	-	72	-	60	45	30	76	45	-
pH	Max	-	<9,5	**9,9**	7,8	**10,4**	9,2	8,4	**12,0**	8,69	-
	Snitt	-		**9,88**	7,48	**10,3**	8,9	8,23	**11,0**	8,50	-
Konduktivitet		µS/cm	-	2530	943	9850	303	192	1410	471	-
Næringssalter											
Total P	Max	mg P/l	<5	**180**	**7,18**	**915**	**36,5**	0,7	**255**	**54,5**	28
	Snitt			**175**	4,72	**813**	**12,5**	0,57	**162**	**30,4**	15.7
Løst P		mg P/l	-	174	6,32	709	14,1	0,53	64,9	19,2	10,6
Total S	Max	mg S/l	-	31,2	31,0	26,5	4,16	2,85	12	6,12	9.8
	Snitt	mg S/l		10,3	20,4	18,9	2,97	2,65	9,97	4,43	6.6
Løst S		mg S/l	<100	31,2	16,4	12,7	2,60	2,10	8,90	4,24	5,7
Organisk stoff											
TS	Max	mg/l	-	153	2440	35,2	-	-	280	113	591
TOC	Snitt	mg C/l	-	1060	3120	2240	42,3	4,5	1260	297	830
Olje:	Max	mg/l	<20	**861**	**179**	**2570**	**21,1**	0,77	**4260**	**561**	310
C10-C40	Min	mg/l		4,0	**110**	13	-	-	18	5,7	27
Fett/olje		mg/l	<20	**77**	**510**	**120**	-	-	**140**	**35**	129
VOX		mg Cl/l	<0,1	<0,20	<0,25	<1,0	<0,02	<0,01	**3,40**	**0,45**	0,27
EOX		mg Cl/l	<0,1	<0,05	**0,38**	0,095	<0,05	-	**9,1**	**1,16**	0,64

Tabell 3. Gjennomsnittlige metallkonsentrasjoner i de enkelte maskinene og i samlet utslipp til avløpsnett (fra alle maskiner unntatt M3.1) fra Håg i årene 2001-2003 og anbefalte grenseverdier ved utslipp fra overflatebearbeidende industri (forslag fra SFT til fylkesmennene).

Parameter		Grense-verdi	Maskin						Samlet utslipp avløpsnett	
			M1	M2	M3.1	M3.2	M3.3	M4		
		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	kg/år
Al	Total	10	4,7	2,1	**207**	5,8	0,64	1,39	3,5	2,1
	Løst		0,19	0,18	**183**	5,5	0,35	0,70	3,0	1,49
Ca	Total	-	58	42	131	35	30	37	34	26
	Løst		51	18,7	117	20	28	27	24	15,7
Fe	Total	5	**6,5**	**1113**	**28**	3,4	0,614	**11,5**	**37,9**	263
	Løst		1,85	**9,7**	4,47	0,10	0,096	0,55	0,49	2,4
K	Total	-	834	13,0	4050	84	7,1	715	151	76
	Løst		654	23	i,a,	87	6	330	102	54
Mg	Total	5	**12,3**	5,0	**27**	4,6	4,2	**5,1**	4,7	3,4
	Løst		**40**	4,9	**20**	4,0	3,9	4,6	4,8	3,4
Mn	Total	2	0,59	**9,6**	**2,9**	0,23	0,102	0,61	0,54	0,26
	Løst		0,34	0,29	1,38	0,028	0,0098	0,41	0,08	0,039
Na	Total	-	320	297	1370	33	4,0	275	68	98
	Løst		436	118	1010	33	3,1	132	47	49
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	-
As	Total	-	<20	270	25	<20	25	30	<30	<74
	Løst		30	<30	30	<30	<30	<30	<30	<21
Ba	Total	-	88	300	1 970	350	108	180	250	187
	Løst		40	56	330	11	38	110	30	27
Cd	Total	0	<1	**3,1**	**4,6**	**1,4**	<1	**1,4**	**<1,3**	<1,3
	Løst		<1	<1	**3,0**	<1	<1	<1	<1	<0,70
Co	Total	-	<4	450	6	<1	<2	4	<16	107
	Løst		<3	41	40	<3	<3	31	8	12,9
Cr	Total	500	10	**600**	98	8	5	54	30	146
	Løst		3,0	9,1	52	<3	<3	14	5	4,4
Cr^{6+}		50	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<20	<14,0
Cu	Total	500	**1 520**	**2 100**	**2 500**	190	65	**630**	290	602
	Løst		**1 230**	250	**1 180**	33	19	140	70	89
Hg	Total	2	<0,05	1,7	<0,05	<0,05	0,05	<0,05	<0,10	<0,42
	Løst		i,a	i,a,	i,a,	i,a,	i,a,	i,a,	i,a,	-
Mo	Total	1 000	17	160	27	5,0	4,5	47	10	40
	Løst		20	7	27	5	4	10	6	4,4
Ni	Total	500	58	**1 390**	69	11	10	90	60	335
	Løst		40	33	36	<5	<5	24	9	12
Pb	Total	500	25	64	500	31	<10	54	26	27
	Løst		<10	<10	**550**	<10	<10	20	<5	<4,6
Ti	Total	-	15	370	110	3,6	2,6	13	20	91
	Løst		3,6	25	77	1,3	<0,4	3,3	<2	6,5
V	Total	-	2	86	12	<4	<3	6	10	24
	Løst		<1	2	86	<1	<1	3	<1,3	<1,07
Zn	Total	1 000	**1 200**	**8 500**	**5 100**	530	123	**10 900**	**1 940**	2805
	Løst		420	**6 150**	**3 500**	45	7,2	**4 700**	800	1739

2.1.1 Kommentarer til overskridelser av anbefalte grenseverdier

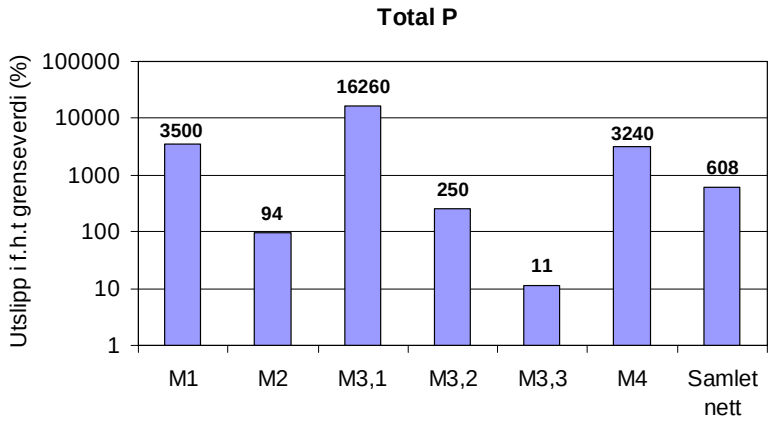
I Tabell 2 og 3 er også SFTs anbefalte grenseverdier ved utslipp fra overflatebearbeidende industri (forslag fra SFT til fylkesmennene) angitt, og der de målte verdiene i prosessavløpene i de enkelte maskinene har oversteget grenseverdiene for de respektive komponentene har disse blitt uthevet. En kort oppsummering av overskridelsene og en beskrivelse av årsaken til disse er gitt i det følgende.

pH

Overskridelsen av grenseverdien for pH (<9,5) har kommet i alle prosessbad med tilsats av avfettingsmiddelet Gardoclean S5160 (maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4), som er sterkt alkalisk pga det høye innhold av kaliumhydroksid (10-25 %). Pga de store volumene i kar 2 og kar 3 i maskin 3 vil det samlede avløpet under normale forhold ligge i området 8,5-8,7, altså godt under den anbefalte øvre grensen på pH 9,5. I HMS-databladet for Gardoclean S5160 står det at det kan være nødvendig å etterbehandle vannet med Bonder pH-løsning (10 liter/m^3). Dette gjøres ikke ved bedriften. Her står det også at avløpsvannet ikke må sendes til avløpsnett pga faren for korrosjon.

Total P

Gardoclean S5160 har også vært årsaken til de klare overskridelsene av fosfor i de samme maskinene (maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4) hvor man fikk pH-overskridelse, dette pga produktets høye innhold av polyfosfat (2,5-10 %). De prosentvise overskridelsene er vist i Figur 2. Også i det samlede avløpet til kommunalt nett har det vært et klar overskridelse av den anbefalte grenseverdien på 5 mg P/l.



Figur 2. Utslippskonsentrasjoner av fosfat fra de ulike maskinene og samlet til kommunalt avløpsnett i f.h.t de anbefalte grenseverdiene.

Olje og fett

Det er heftet stor usikkerhet til de virkelige konsentrasjonene av olje og fett i de enkelte avløp. Det ble tatt prøver for bestemmelse av olje to ganger, og som resultatene i tabell 2 indikerer var det store sprik mellom de to målingene. Ved andre prøvetaking ble de polare forbindelsene (typisk tensider) fjernet før analysering av olje. Men de lave olje/fett-verdiene, som skulle inkludert alt den første olje-analysen tok med i tillegg til typiske smøreoljer, antyder at enten var innholdet av fett/olje så mye lavere ved andre prøvetaking, eller så skyldes det selve prøvetakingen. Denne hadde ikke NIVA hånd om ved den første prøvetakingen. For maskin 1 og maskin 4 kan en mulig svikt i de innebygde oljeavskillerene gi opphav til store sprik i olje/fett-innholdet. Resultatene indikerer at så lenge oljeavskillerene fungerer effektivt, holder man seg tilsynelatende innenfor den anbefalte grenseverdien. Se også punkt 1.3.2 i Vedlegg 1.

Klorerte organiske forbindelser

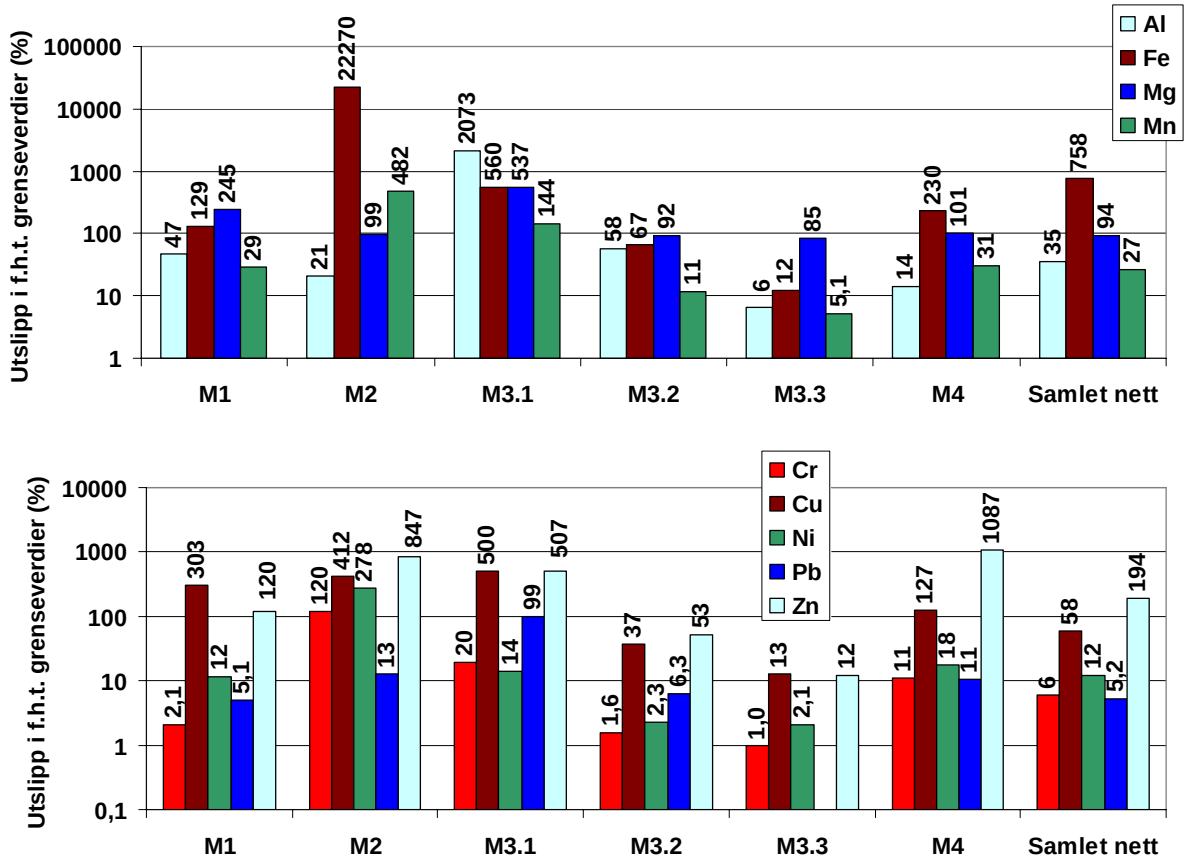
Som det fremgår av Tabell 2 ble det målt overskridelse av grensen på 0,1 mg VOX, EOX/l for maskin 2 og maskin 4. De store overskridelsene i maskin 4 stammer mest sannsynlig fra Stanseolje nr 1 (se kommentar under punkt 1.3.3 i Vedlegg 1), som benyttes under utstansingen av ståldeler. Verdiene her tilsvarer at det har blitt sluppet ut 4-11 g klororganiske forbindelser (målt som g Cl) til kommunalt nett

hver uke, eller 4-10 % av klorparafininnholdet i Stanseolje nr 1. Kilden til EOX i maskin 2 er ikke kjent. Den høye EOX-verdien i maskin 4 gjør at man også har hatt en klar overskridelse i det samlede avløpet.

Alkylfenoler
Det ble påvist små mengder alkylfenoler (0,7-6,8µg/l for alkyleringsgrader på C1-C3) i avløpsvannet fra maskin 4, som sannsynligvis stammet fra GlideWay 220. Konsentrasjonene har ingen betydning i økotoksikologisk sammenheng.

Metaller
Det ble funnet overskridende verdier av 10 ulike metaller i én eller flere maskiner. En oversikt over disse (unntatt Cd), som prosentvis overskridelse, er vist i Figur 3. De største overskridelsene ble funnet for Fe og Zn, som også er de eneste (foruten Cd) hvor det ble beregnet en overskridelse ved et samlet utslipp til avløpsnettet. Det er viktig å poengtere at maskin 2, der man har hatt kontinuerlig tømming under drift, har hatt betydelige overskridelser for Fe, moderate overskridelser for Mn, Cu, Ni og Zn, og en beskjeden overskridelse for Cr. Cd får ikke finnes i avløpsvannet, men ble påvist i detekterbare konsentrasjoner (>1 µg/l) i alle maskiner unntatt maskin 1 og kar 3 i maskin 3.

Opphavet til tungmetallene i prosessbadene er høyst sannsynlig ståldelenes innslag av resirkulert jern (skrapjern). Disse inneholder ofte restmetaller fra tidligere overflatebehandling, som gjerne inkluderer Cr, Cu, Ni og Zn.



Figur 3. Prosentvise overskridelser av metaller i de enkelte maskinbadene og i samlet utslipp til kommunalt nett.

2.1.2 Deponert prosessavløpsvann i Hådalen

I gjennomsnitt har Håg deponert 65 m^3 prosessavløp fra kar 1 i maskin 3 årlig i Hådalen. Konsentrasjoner og årlige mengder av de ulike komponentene med markerte overskridelser i f.h.t anbefalte grenseverdier (jfr. Tabell 2) er gitt i Tabell 4. I tillegg har Håg ved minst to anledninger deponert slam fra sumpen (totalt ca 1.5 m^3), som mottar vann fra de øvrige maskinene (jfr. Flytskjema i Figur 1), ute i Hådalen. Det henvises til tabeller i Vedlegg 1 for konsentrasjoner i sumpen.

Tabell 4. Konsentrasjoner i avløp og årlige mengder av ulike komponenter i det deponerte avløpsvannet fra maskin 3 – kar 1. Overskridelser av de anbefalte grenseverdiene for utslipp fra den overflatebearbeidende industrien er markert med uthevet skrift og rød bakgrunn.

Parameter		Enhet	Grense-verdi	Maskin M3.1	
				Kons.	kg/år
Temperatur		°C	-	60	-
pH	Max	-	<9,5	**10,4**	-
	Snitt	-		**10,3**	-
Konduktivitet		µS/cm	-	9850	-
Næringssalter					
Total P	Max	mg P/l	<5	**915**	59
	Snitt			**813**	53
Løst P		mg P/l	-	709	46
Total S	Max	mg S/l	-	26,5	1.72
	Snitt	mg S/l		18,9	1.23
Løst S		mg S/l	<100	12,7	0,83
Organisk stoff					
TS	Max	mg/l	-	35,2	2.3
TOC	Snitt	mg C/l	-	2240	146
Olje: C10-C40	Max	mg/l	<20	**2570**	167
	Min	mg/l		13	0.85
Fett/olje		mg/l	<20	**120**	7,8
VOX		mg Cl/l	<0,1	<1,0	<0,065
EOX		mg Cl/l	<0,1	0,095	0,0062

Parameter		Grense-verdi	M3.1	
		mg/l	mg/l	kg/år
Al	Total	10	**207**	13,5
	Løst		**183**	11,9
Ca	Total	-	131	1,82
	Løst		117	0,29
Fe	Total	5	**28**	0,19
	Løst		4,47	0,090
K	Total	-	4050	8,5
	Løst		i,a	7,6
Mg	Total	5	**27**	263
	Løst		**20**	
Mn	Total	2	**2,9**	1,76
	Løst		1,38	1,30
Na	Total	-	1370	89
	Løst		1010	66
		µg/l	**µg/l**	**g/år**
As	Total	-	25	1,63
	Løst		30	1,95
Ba	Total	-	1 970	128
	Løst		330	21
Cd	Total	0	**4,6**	0,30
	Løst		**3,0**	0,20
Co	Total	-	6	0,39
	Løst		40	2,6
Cr	Total	500	98	6,4
	Løst		52	3,4
Cr^{6+}	50	50	<20	<1,3
Cu	Total	500	**2 500**	163
	Løst		**1 180**	77
Hg	Total	2	<0,05	0,0033
	Løst		i,a,	
Mo	Total	1 000	27	1,76
	Løst		27	1,76
Ni	Total	500	69	4,5
	Løst		36	2,3
Pb	Total	500	500	33
	Løst		**550**	36
Ti	Total	-	110	7,2
	Løst		77	5,0
V	Total	-	12	0,78
	Løst		86	5,6
Zn	Total	1 000	**5 100**	332
	Løst		**3 500**	228

2.2 Økotoksisitetsvurdering av prosessavløpsvann

2.2.1 EC_{50}- og LC_{50}-verdier

Det ble gjennomført standardiserte økotoksisitetstester på alger, krepsdyr og fisk for å bestemme den potensiell giftpåvirkning de ulike prosessavløpene ville ha i en ferskvannsresipient. De beregnede EC_{50}-/LC_{50}-verdiene (konsentrasjonen som gir 50 % effekt i f.h.t kontrollen) for de potensielt mest toksiske prosessavløpene og en volumrepresentativ blandprøve (som definert under punkt 2.1) er gitt i Tabell 5. Avløpet fra kar 1 i maskin 3 var klart mest toksisk med en EC_{50}-verdi for alger på 0,18 %. På bakgrunn av den noe uventet lave EC_{50}-verdien til blandprøven bestemt for krepsdyr i forhold til for alger, kan man forvente også noe lavere EC_{50}-verdier til prosessavløpene fra de enkelte fra maskinene sammenlignet med verdiene som ble bestemt med alger som testorganisme.

Tabell 5. EC_{50}-/LC_{50}-verdier for ulike avløpsvann fra Håg bestemt for alger, krepsdyr og fisk, samt beregnet toksisitetsekvivalenten (TEQ) for de ulike avløpene.

Prøve	**Algetest: Vekstinhibering *P. subcapitata***	**Krepsdyr-test: Immobilisering *Daphnia magna***	**Fisketest: Akutt toksisitet *Salmo Trutta***
	EC_{50}	**EC_{50}**	**LC_{50}**
Maskin 2	1,9 %	-	-
Maskin 3 – kar 1	0,18 %	-	-
Maskin 4	20 %	-	-
Blandprøve avløp til kommunalt nett	43 %	4 %	16 %

2.3 Forbrenning av lakkrester og epoxy

Stativene som stoldelene henges opp i under lakkeringen må med jevne mellomrom renses (avbrennes) for lakk. Dette har skjedd i en pyrolyseovn ved ca 600 ^{o}C inne på fabrikkområdet (av et innleid firma). Pyrolyseovnen gir utslipp til luft i tillegg til at det legger igjen aske i ovnen etter forbrenningen. Lakken har tidligere vært epoxy, men for ca. 2 år siden begynte man også å benytte en polyesterbasert lakk (sølv og matt svart). Det er antatt at det i løpet av de 2,5 årene ovnen har gått er blitt produsert et par 100 kg aske. Det er uklart nøyaktig hvor mange kg og hvor denne asken er blitt avhendet. Sannsynligvis er den sendt til Tynset.

Pyrolyseovnen ble plombert av politiet da det ble klart at driftsansvarlig ikke hadde hjemmel til å benytte ovnen, og det har derfor ikke vært mulig for NIVA å undersøke ovnen innvendig.

I begynnelsen av februar 2004 ble det foretatt en prøvetaking av aske (av Håg, men i nærvær av politiet), etter at pyrolyseovnen hadde stått plombert siden midten av januar. Asken ble funnet på gulv og skrapt av vegger. Det er antatt at ca 50 % av asken på dette tidspunktet hadde kommet fra epoxylakken. Aske ble sendt til NILU for dioksinanalyse og til Jordforsk for elementanalyse.

2.3.1 Dioksiner

Konsentrasjonen av summen av dioksiner (PCDD) i asken lå på 1,66 ng/kg, mens summen av dioksiner og furaner (PCDD + PCDF) lå på 4,16 ng/kg. Dette tilsvarer konsentrasjoner man kan forvente å finne i normalt påvirket hagejord. I følge Jotun Powder Coatings as (lakk-produsenten), skal det ikke være klorforbindelser i polyester- og epoxy-produktene som har vært i bruk i produksjonsprosessen og blitt forbrent i pyrolyseovnen. De dioksinene og furanene som er funnet i asken kan eventuelt skyldes forbrenning av andre materialer i tillegg til polyester- og epoxy-produktene, eksempelvis PVC-plast.

2.3.2 Metaller

Elementanalysen viste at asken inneholdt en god del Fe (1,9 %) og Al (1,4 %) og noe Ba (0,25 %) og Mg (0,28 %). Konsentrasjonen av Cr var noe uventet høy (24 mg/kg). Det rikeste elementet var Ca (6,7 %), som muligvis kan stamme fra veggen ved avskrapning. Det høye innholdet av Fe og Al kan tyde på at disse stammer fra stativene selv. Innholdet av tungmetaller i asken fra pyrolysen ved Håg for de fleste elementene ligger betydelig lavere enn det man kan forvente ved forbrenning av biobrensel. Det er lite trolig at noen av metallene stammer fra lakken, da verken bindemiddelet (epoxy og polyester) eller pigmentene inneholder tungmetaller.

Fordi metaller som Pb og Cd vil feste seg til langt mindre og mer flyktige partikler enn metaller som Fe og Al, ble spredningen av metaller til nærmiljøet undersøkt. Innsamlede etasjemoseprøver i et område 1-7 km fra Håg i forventede hovedspredningsretninger antydet at det kunne skjedd en signifikant spredning av Fe og As i sørøstlig retning fra Håg (retning byen), men i begrenset omfang. For Fe skilte den høyest målte konsentrasjonen seg relativt lite fra byreferansen.

2.3.3 PAH

Det er en mulighet for at det kan ha blitt dannet en del PAH-forbindelser under brenningen, men pga PAHs korte levetid ute i naturen (bortsett fra bundet til anaerobe sedimenter), ville det ikke nyttet å undersøke spredningen av disse i nærmiljøet så lenge etter at utslippene hadde stoppet opp.

2.3.4 Koking av epoxy-pulver

Utover den vanlige bruken av pyrolyseovnen har den i tillegg blitt benyttet til å koke rent epoxypulver (ca 13 tonn over 3 år?) ved 200 ^{o}C i oljefat. Man har da endt opp med en hard svart klump, som har blitt sendt til deponering. Det er noe usikkert hvor mye som har blitt kokt, og hvor restene har blitt av.

3. Miljøkonsekvenser

3.1 Påslipp til kommunalt nett – Røros renseanlegg

Røros renseanlegg er mottaker og behandler av alt som slippes på kommunalt nett. Anlegget er et kombinert kjemisk (trinn 1) og biologisk (trinn 2) renseanlegg dimensjonert for 6.500 personekvivalenter. Renset avløpsvann slippes ut i Hitterelva, nedstrøms innløpet for Håelva. Slam deponeres på det samme deponiet i Hådalen som Håg har deponert vann fra maskin 3 – kar 1.

3.1.1 Hydraulisk belastning

Den hydrauliske belastningen som Hågs påslipp til det kommunale nettet utgjør for renseanlegget er uten sammenligning størst i timene etter påslippet hver fredag. Ved et påslipp i løpet av 1 time ville den samlede vannføringen inn til renseanlegget øke med ca 15 % ved normal vannføring, men renseanlegget er dimensjonert for å kunne takle langt større variasjoner i vannføring.

3.1.2 pH

Den høye pH'en i enkelte bad, spesielt i maskin 4, ville kunne forårsake korrosjon på stikkledningen fra Håg til hovedledningen hvis restvann hadde fått ligget noen tid. Men etter samtaler med driftspersonellet ved renseanlegget er det ikke grunn til å tro at påslippene fra Håg har hatt noen korrosiv effekt på ledningsnettet. Den naturlige fortynningen man har på nettet vil bringe pH betydelig ned før påslippet når selve renseanlegget. Det er derfor lite sannsynlig at påslippet har noen betydning for renseanlegget.

3.1.3 Fosfor-belastning

Ved et samlet utslipp i løpet av 1 time kan Hågs utslipp av fosfor til renseanlegget ha mer enn doblet P-belastningen på anlegget, men ettersom denne toppen har passert så kjapt at ingen noen gang har tatt notis av den, har den sannsynligvis ikke hatt noen praktisk betydning for renseanlegget. Støtbelastningen har blitt fortynnet såpass på anlegget at renseanlegget høyst sannsynlig ikke har hatt problemer med rensekravet (som likevel gjelder døgnmiddelverdier). P-belastningen fra Håg har utgjort ca 0,4 % av total-belastningen på anlegget.

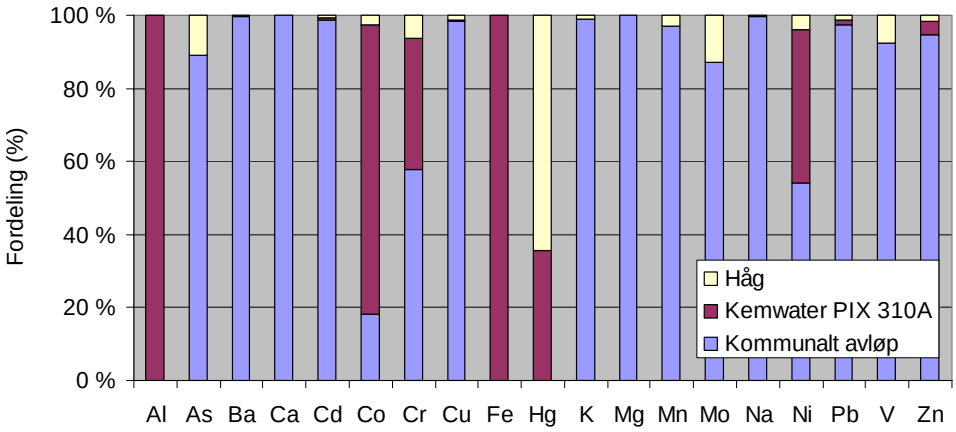
3.1.4 Organisk belastning og skjebnen til olje og tensider

Den ekstra organiske belastningen et samlet utslipp fra Håg hadde på renseanlegget tilsvarte ca 38 g TOC/m^3, mens normalbelastningen på anlegget ligger på ca 100 g TOC/m^3. Samme argumentasjon som for fosfor gjelder for det organiske stoffet, selv om vannets høye andel av tensider og oljer kan ha hatt en viss betydning. Oljen som eventuelt har kommet inn til renseanlegget vil, pga dens hydrofobe karakter, i utgangspunktet ha blitt fanget opp i den kjemiske slamfasen. Men med det store innslaget av tensider, kan det hende at en del olje kan ha kommet inn på det etterfølgende biologiske trinnet. Her er det en fordel at oljen er godt dispergert, da den blir lettere tilgjengelig for mikrobiologisk angrep. Uansett vil oljekonsentrasjonen ha vært svært beskjeden (0,13 g hydrokarboner/m^3) og har neppe hatt noen betydning for renseanlegget. Driftspersonellet har heller ikke oppdaget noe olje i innløpet, eller hatt problemer med olje på anlegget.

3.1.5 Metaller

Metallene vil i all hovedsak finnes i renseanleggets slamfase. Fellingsmiddelet (Kemwater PIX 310A) som benyttes ved renseanlegget er en betydelig ekstra kilde til disse metallene. Hågs andel av metaller i avløpsslammet på årsbasis er vist i Figur 4. Kun for kvikksølv skiller Håg seg ut som en viktig

bidragsyter, men da mangler det data for renseanlegget. Bidraget fra Håg stammer fra maskin 2, hvor pros ımunalt avløp.



Figur 4. Relativ fordeling av den årlige tilførselen av metaller til renseanlegget mellom kommunalt avløp, fellingskjemikaliet og påslipp fra Håg

3.1.6 Økotoksikologisk risikovurdering

De beregnede EC50-/LC50-verdiene for maskin 2 og den samlede blandprøven til kommunalt avløpsnett (se punkt 2.2.1) har dannet basis for en beregning av disse avløpenes potensielle risiko for å gi effekter på avløpsnettet og ute i Håelva. En sammenligning av forventet konsentrasjon av avløpsvannet i ulike deler av resipienten (PEC) med de forventede null-effektkonsentrasjonene for h.h.v akutte og kroniske effekter (PNEC) gir et bilde av risikoen for denne typen effekter ute i resipienten. PEC/PNEC-verdier > 1 tilsier at risikoen er til stede, og er verdien enten >> 1 eller << 1 er risikoen h.h.v tilsvarende stor eller liten. Fra Tabell 6 fremgår det at det var først ved innblanding i Håelva at man med sikkerhet kan si at risikoen for akutte og kroniske effekter var borte. Men det er her lagt inn meget store sikkerhetsmarginer.

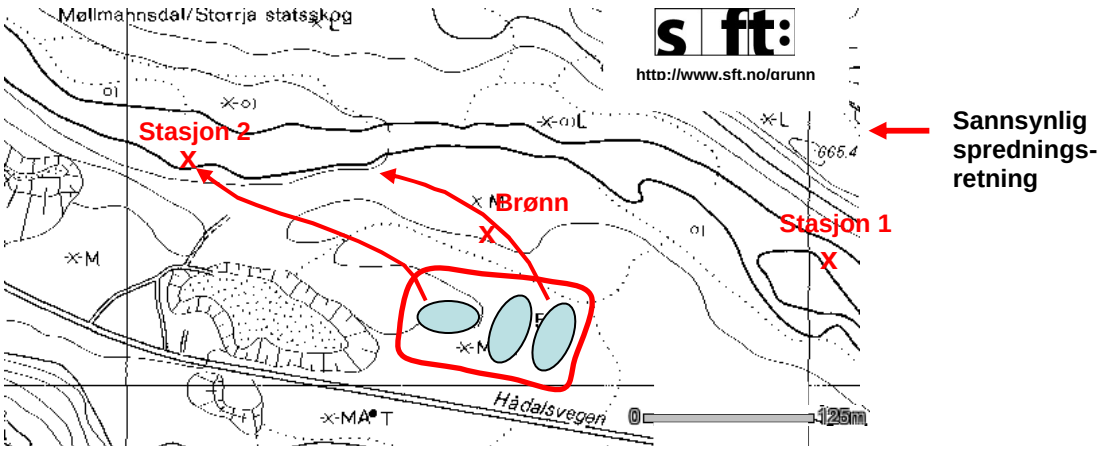
Tabell 6. Absolutt "worst case" $PNEC_{akutt}$ og $PNEC_{kronisk}$ for avløpene fra Håg med utslipp til det kommunale avløpsnettet (maskin 2, maskin 4 og blandprøve) beregnet for avløpsnettet, utløp av renseanlegget og ved full innblanding i Håelva.

Prøve	PEC/PNEC avløpsnett		PEC/PNEC utløp renseanlegg		PEC/PNEC Håelva	
	akutt	kronisk	akutt	kronisk	akutt	kronisk
Maskin 2	24	47	4	8	0,005	0,01
Blandprøve avløp til kommunalt nett	32	64	5	10	0,01	0,02

Blandprøvens direkte toksiske effekt på biologisk aktivslam ble også testet. Det viste seg at blandprøven ved en konsentrasjon på 91 % stimulerte aktivslammet og ga et økt oksygenforbruk på 147 % i f.h.t kontrollen.

3.2 Deponering i Hådalen

Deponiet ligger ca 9 km øst for Røros mellom Hådalsvegen og Håelva. Se kartutsnitt i Figur 5. Deponiet består av tre slamlaguner hver på ca 15x30 m, der den lengst vest er mest i bruk per d.d. Foruten at Håg har deponert 8-12 m^3 avløp fra maskin 3 – kar 1 (avløp M3.1) seks ganger per år i perioden 2001-2003, deponerer Røros renseanlegg i snitt 69 m^3 kommunalt avløpsslam per måned (tørrstoffinnhold 22-30%), i tillegg til at deponiet øyensynlig benyttes av lokalbefolkningen til bl.a. deponering av hestemøkk. Deponiet har ingen bånntetting. Deponiet ligger i et område med breelvavsetninger karakterisert av grov sand og grus.



Figur 5. Kartutsnitt med deponiet i Hådalen. Kommunens grunnvannsbrønn og to av målestasjonene benyttet i undersøkelsene er vist med røde kryss. Røde piler angir de mest sannsynlige spredningsretningene for hovedavrenningen fra deponiet.

3.2.1 Avrenning til Håelva

Forventet spredningsretning for avrenning fra deponiet er vist med røde piler i Figur 5. Ved stasjon 2 inne i fjæresteinene ble det funnet et mulig hovedoppkomme for grunnvann fra deponiet. Her var bunnen dekket av et tykt fløffy brunrødt slamteppe. Analyseverdier for vannfasen og etter oppvirvling av sedimentert materiale i det oppkommet er vist i Tabell 7 sammen med analyseverdier fra grunnvannsbrønnen nedenfor deponiet (se Figur 5). Tabellen viser også estimert avrenning fra deponiet forårsaket av Håg sitt avløpsvann, med og uten påvirkning av det deponerte slammet fra Røros renseanlegg, samt den estimerte avrenningen fra renseanleggsslammet ved drenering av regnvann gjennom deponiet. Avrenningsestimatene er basert på laboratorieforsøk beskrevet i mer detalj under punkt 2 i Vedlegg 4 og i Appendiks A i samme vedlegget. Der analyseverdiene eller de estimerte verdiene (Tabell 7) overstiger terskelverdiene for konsentrasjonen av ulike komponenter i sigevann fra deponier satt av SFT (se definisjon i Tabell 5 i Vedlegg 4), er disse uthevet og rødmerket i tabellen. I grunnvannsoppkommet gjelder dette NH_4, Fe, Mn, Ni, TOC, Cd, Cu og Zn. I følge estimatene for avløpsvannet fra Håg, vil dette i hovedsak kunne gi høye konsentrasjoner av total P, Fe, TOC, Al, Cu og Pb i sigevannet, og ved påvirkning av deponert avløpsslam kan man i tillegg forvente høye konsentrasjoner av NH_4. Av disse finner man altså igjen samtlige i høye konsentrasjoner i grunnvannsoppkommet (i vannfase eller slamfase) med unntak av total P og Al (og kanskje Pb). Under punkt 3.2 i vedlegg 4 er det gitt en mer fyldig kommentar til disse resultatene, men kort oppsummert:

1) Man kan forvente en oppholdstid for avrenningene fra deponiet på ca 1 år før de når Håelva, noe som skulle tilsi at den målte avrenningen i grunnvannsoppkommet burde være representativt for den perioden da Håg fremdeles deponerte avløpsvann i Hådalen.

2) På bakgrunn av resultatene er det ikke mulig å legge all skyld for forurensningene på Håg, men det er heller ikke mulig å renvaske bedriften. Det synes klart at deponeringen av avløpsslam fra Røros renseanlegg kan ha gitt tilsvarende bidrag som Håg sitt avløpsvann til forurensningene i sigevannet fra deponiet. Samtidig må det poengteres at estimatene for avrenningen fra både avløpsvannet til Håg og fra det deponerte avløpsslammet er basert på mange antagelser som til sammen gjør estimatene meget grove.

Tabell 7. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere i grunnvannsoppkommet ved stasjon 2 før og etter oppvirvling av sedimentert materiale og i grunnvannsbrønnen nedenfor deponiet, samt estimerte konsentrasjoner i sigevannet fra deponiet ved avrenning fra deponert avløpsvann med og uten påvirkning fra deponert avløpsslam og ved avrenning fra regnvann påvirket av deponert avløpsslam. Der verdien i avrenningen overstiger den definerte terskelverdien for sigevann er denne uthevet og rødmerket.

Komp.	Benevn.	Stasjon 2 - oppkomme		Brønn	Estimert avrenning fra avløpsvann M3.1		Estimert avrenning fra regnvann
		vann	Vann + sediment*		Gjennom sand	Gjennom slam + sand	Gjennom slam + sand
pH	-	6,79	6,80	6,86	-	-	-
Kond.	µS/cm	57,0	149	39,7	201	193	66
Næringssalter							
Tot. P	µg/l	5	105	6	**15 000**	**11 000**	29
NH_4-N	µg/l	**1 550**	**9 480**	6	4	**1 900**	**3 200**
Organisk stoff							
TOC	mg C/l	3,3	**22,2**	1,1	**55**	**85**	**15**
Turb.	FNU	0,73	320	5,6	-	-	-
Metaller							
Al	µg/l	47,4	510	139	2 800	1 300	86
Ba	µg/l	93,9	537	48,4	33	56	93
Cd	µg/l	0,057	**1**	0,024	0,08	0,065	0,1
Cr	µg/l	0,89	3	1,1	2	2	0,17
Cu	µg/l	0,80	**5,0**	**3,53**	**15**	**93**	**3,3**
Fe	µg/l	**1430**	**64 700**	110	**560**	**1 900**	39
Hg	µg/l	-	0,010	-	0,0038	0,0057	0,013
Mn	µg/l	**682**	**4 200**	4,85	24	30	48
Ni	µg/l	**21,9**	**183**	2,33	1	5	1,3
Pb	µg/l	0,252	<10	**2,49**	**3**	**3**	1,0
Zn	µg/l	6,02	**168**	10,3	13	15	2,1

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale. På grunn av meget høye konsentrasjoner av en del metaller og fosfor måtte prøven analyseres med ICP med høyere deteksjonsgrenser enn MS.

3.2.2 Forventet økotoksisitet til sigevann

I forbindelse med laboratorieforsøket med deponiavrenning av avløpet fra Håg (beskrevet under punkt 2.2 i Vedlegg 1) ble EC_{50}-verdiene og PEC/PNEC-verdiene til de ulike avrenningene bestemt som beskrevet ovenfor under h.h.v punkt 2.2.1 og punkt 3.1.6 (og i mer detalj i Vedlegg 3). Se Tabell 8. Som forventet ut fra den svake adsorpsjonen av de aller fleste komponentene i avløpet fra Håg, hadde alle avrenningene tilnærmet like sterk hemmende virkning på algene (EC_{50}-verdiene) som utgangsvannet. Legger man den estimerte fortynningen gjennom løsmassene på 1:53 for avløpsvannet fra Håg (PEC = 1,9 %) og 1:15 for regnvann (PEC = 6,7 %) (se punkt 1.2.3 i Vedlegg 4) til grunn, får man et PEC/PNEC-forhold på 950-1700 for akutte effekter og PEC/PNEC-forhold på 1900-3400 for

kroniske effekter (Se Tabell 8). Det er derfor forventet å kunne finne en betydelig akutt og kronisk effekt lokalt der sigevannet kommer ut i Håelva.

Tabell 8. EC_{50}-verdier og PNEC- og PEC/PNEC-verdier for akutte og kroniske effekter for avrenningsvannet fra laboratorietestkolonnene bestemt ved veksthemmingstester på alger.

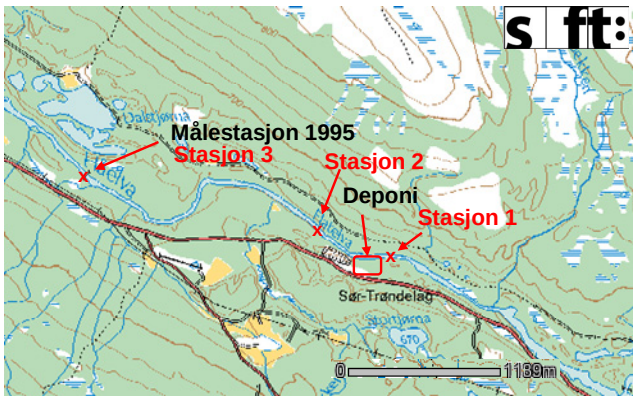
Testvann	EC_{50}*	$PNEC_{akutt}$	$PNEC_{kronisk}$	$PEC/PNEC_{sigevann}$		$PEC/PNEC_{Håelva}$	
				akutt	kronisk	akutt	kronisk
Rentvann gjennom sand + slam	41 %	0,41 %	0,21 %	16	32	$8 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
Avløpsvann fra M3.1	0,18 %	0,0018 %	0,0009 %	1050	2100	0,0005	0,001
Avløpsvann fra M3.1 gjennom sand	0,11 %	0,0011 %	0,0006 %	1700	3400	0,0008	0,002
Avløpsvann fra M3.1 gjennom sand + slam	0,20 %	0,002 %	0,001 %	950	1900	0,0004	0,001

* I f.h.t. ufortynnet prøve.

3.2.3 Påvirkning av vannkvaliteten i Håelva

I Tabell 9 er gitt analyseverdiene for sentrale vannkvalitetsparametere i vannprøvene fra stasjon 1, 2 og 3. Vannkvaliteten er klassifisert for hver enkelt komponent basert på SFTs kriterier for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT, 1997). Som det fremgår av Tabell 8 faller alle parameterverdiene ved stasjon 1 og 3 med unntak av TOC-innholdet inn under tilstandsklasse I og II, noe som tilsier at elva generelt sett er lite forurenset. Samtidig ligger verdiene ved stasjon 2 vesentlig høyere, og det er tydelig at det mulige oppkommet for sigevann rett innenfor er en viktig kilde for denne økningen i forurensningsgrad. De mest markerte bidragene fra deponiet (også sett i lys av måleusikkerhetene for de enkelte analysene) ser ut til å være en økning i konduktivitet (8 %), turbiditet (24 %), NH_4 (29 %), Cr (67 %), Fe (13 %) og Mn (25 %).

Gjennomsnittlig sigevannsføring ble beregnet til ca 290 ml/s fra deponiet, noe som ga en forventet fortynning av sigevann i hovedvannmassene i elva på ca 21400x. Bidraget fra sigevannet til en endring av vannkvalitetsparametere mellom stasjon 1 og stasjon 3 i elva, basert på de målte konsentrasjonene i oppkommet, er vist i Tabell 9. For alle komponentene, med unntak av Fe, Mn og NH_4, ser det ut til å være ubetydelige bidrag fra sigevannet. Differansene mellom beregnet bidrag fra oppkommet etter oppvirvling av sedimentert materiale og målt økning mellom stasjon 1 og stasjon 3 for Fe, Mn og NH_4 ligger godt innenfor usikkerheten i beregningene.



Nedbør	Prøvetakingsdato	
	07.07.04	21.07.04
Siste 2 døgn	8,7 mm	8,3 mm
Siste 7 døgn	14,7 mm	18,3 mm

Stasjon	N	Ø
1	62° 31,137	11° 31,328
2	62° 31,164	11° 30,857
3	62° 31,528	11° 28,520
Brønn	62° 31,133	11° 31,112

Figur 9. Plassering av målestasjonene 1, 2 og 3 og grunnvannsbrønn i forhold til deponiet i Hådalen. Den øvre tabellen angir nedbørsmengden i forkant (siste 2 og 7 dager) av prøvetakingen, og den nedre tabellen angir koordinatene for de tre stasjonene og grunnvannsbrønnen målt med GPS.

Tabell 9. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere ved stasjon 1, 2 og 3 samt i det mulige grunnvannsoppkommet. Kriteriet for klassifisering i tilstandsklasse I i ferskvann for de enkelte komponentene er gitt i kolonne 1, og SFTs fargekoder er benyttet for å klassifisere de enkelte komponentenes bidrag til vannets tilstand/forurensningsgrad (se Tabell 9). Estimert bidrag fra grunnvannsoppkommet, basert på beregnet fortynning av sigevann med elvevann.

Komp.	Benevn.	Krit. klasse I	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Bidrag fra oppkomme	
						vann	Vann+sediment
Temp.	^{o}C	i.d.	11,7	11,8	14,1	-	-
pH	-	>6,5	7,01	7,01	7,08	-	-
Kond.	µS/cm	i,d,	19,8	24,1	21,4	0,003	0,007
Tot. P	µg/l	<7	3	4	3	0,0002	0,005
NH_4-N	µg/l	<300	7	226	9	0,07	0,4
TOC	mg C/l	<2,5	4,1	4,1	3,9	0,0002	0,001
Turb.	FNU	<0,5 FNU	0,56	0,84	0,84	$3\cdot10^{-5}$	0,02
Al	µg/l	i.d.	48,6	48,1	45,7	0,002	0,02
Ba	µg/l	i.d.	17,9	25,7	18,2	0,004	0,03
Cd	µg/l	<0,04	<0,005	<0,005	<0,005	$3\cdot10^{-6}$	$5\cdot10^{-5}$
Cr	µg/l	<0,2	0,2	0,31	0,3	$4\cdot10^{-5}$	0,001
Cu	µg/l	<0,6	0,28	0,33	0,28	$4\cdot10^{-5}$	0,002
Fe	µg/l	<50	54	240	59	0,07	3
Hg	µg/l	<0,002	-	-	<0,001	-	$5\cdot10^{-7}$
Mn	µg/l	<20	6,39	82,6	7,54	0,03	0,2
Ni	µg/l	<0,5	1,6	3,14	1,6	0,001	0,009
Pb	µg/l	<0,5	0,028	0,061	0,027	$1\cdot10^{-5}$	<0,0005
Zn	µg/l	<5	0,72	1,00	0,69	0,0003	0,008

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale. På grunn av meget høye konsentrasjoner av en del metaller og fosfor måtte prøven analyseres med ICP med høyere deteksjonsgrenser enn MS.

Tabell 9. SFTs fargekoder for de enkelte tilstandsklassene ved klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

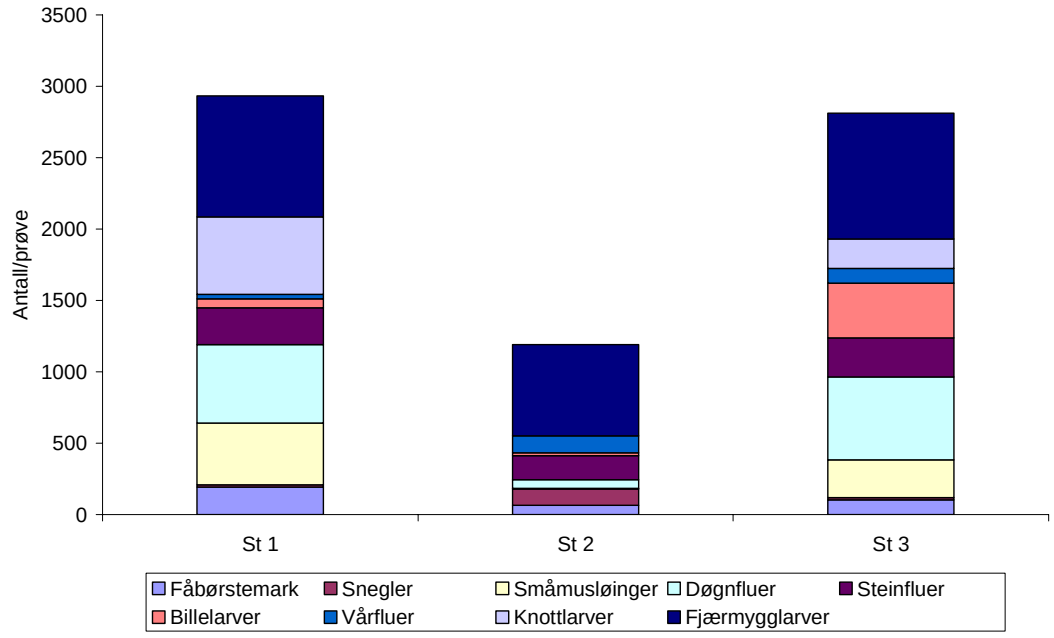
Komponenter	Tilstandsklasse				
	I	II	III	IV	V
Næringssalter, organisk stoff	”Meget god”	”God”	”Mindre god”	”Dårlig”	”Meget dårlig”
Miljøgifter	”Ubetydelig forurenset”	”Moderat forurenset”	”Markert forurenset”	”Sterkt forurenset”	”Meget sterkt forurenset”

3.2.4 Påvirkning av biologien i Håelva

I perioden 20.-22. juli 2004 ble det gjennomført en undersøkelse av begroingsalger og bunndyr ved de tre stasjonene i Håelva for å se eventuelle effekter av sigevannet fra deponiet. Undersøkelsene ved stasjon 2 ble flyttet 50 meter lenger nedstrøms i f.h.t der prøvene for vannkvalitetsanalysene var tatt. Samtidig ble det satt ut fisk i bur ved de samme tre stasjonene for å fange opp eventuelle utslipp av metaller fra sigevannet som kunne påvirke fiskens egnethet som menneskemat.

Det ble ikke registrert arter som indikerer påvirkning verken av belastning med næringssalter (fosfor og/eller nitrogen) eller metallforurensninger ved noen av de tre stasjonene. Den eneste indikasjon vi kunne spore av påvirkning var en til dels betydelig utfelling av jern (oker) på stasjon 2 i Håelva, spesielt var dette markert på grønnalgen *Draparnaldia*. Disse utfellingene av jern var ikke til stede på begroingssamfunnet på stasjon 3 lengre nede i vassdraget. Denne jernutfellingen hadde et begrenset omfang og var lokalisert til nærområdet like nedstrøms kilden.

Denne effekten er noe mer tydelig i bunndyrsamfunnet på stasjon 2 ca 50 meter nedstrøms utslippet. Tettheten er mye lavere og flere viktige bunndyrgrupper og arter er borte eller har fått redusert tetthet, mens noen andre har fått økt tetthet (se Figur 10). Effektene er lokalisert til området ved stasjonen og trolig et stykke nedover. På stasjon 3 var det ikke mulig å registrere noen effekt av utslippet fra deponiet. Endringene i samfunnet av bunndyr på stasjon 2 er markerte, men ikke svært alvorlige da store deler av bunnfaunaen fremdeles finnes på stasjonen. Lokalt vil denne reduksjonen i mangfold og tetthet kunne ha noe å si ved at næringsgrunnlaget for fisken i området er redusert. Hvor langt nedover denne effekten er til stede er vanskelig å fastslå før det er tatt flere prøver. Trolig er påvirkningsområdet begrenset og de negative effektene er knyttet til bunnområdene på samme side som utslippet og nær dette.



Figur 10. Forekomst av utvalgte bunndyrgrupper ved 3 stasjoner i Håelva 21.juli 2004.

Analysene som ble tatt av fisken som hadde stått ute i vassdraget i tre uker viste svært små endringer i metallopptak, og disse er uten betydning for om fisken er egnet som mat for mennesker. Mens det på stasjonene 1 og 3 var noe dødelighet under forsøket, overlevde alle fiskene på st 2 eksponeringen nedstrøms utslippet.

Vedlegg 1. Utslipp fra Håg
- rapport fra Fase I

Innhold

1. Forhold inne på fabrikken 2
1.1 Beskrivelse av produksjonsprosessene 2
1.1.1 Flytskjema 2
1.1.2 Stolproduksjon 1998-2003 2
1.1.3 Fabrikkens vannforbruk 4
1.1.4 Prosesskjemikalier 4
1.2 Vannkvalitetskrav satt av myndighetene 6
1.3 Vannkvaliteten i avløp fra bedriften 7
1.3.1 Generelle vannkvalitetsparametere 7
1.3.2 Organisk stoff og olje 9
1.3.3 Vurdering av de enkelte prosesskjemikaliene 12
1.3.4 Metaller 16

2. Utslipp til miljøet 21
2.1 Påslipp til kommunalt nett 21
2.1.1 Hydraulisk belastning på renseanlegg 21
2.1.2 Belastning av pH på nett og renseanlegg 21
2.1.3 Fosfat-belastning på renseanlegget 22
2.1.4 Organisk belastning på renseanlegget 22
2.1.5 Skjebnen til olje og tensider på renseanlegget 22
2.1.6 Skjebnen til prosesskjemikalier på renseanlegget 23
2.1.7 Metaller inn på renseanlegget 23
2.2 Deponering av avfall i Hådalen 24

Appendiks A. Bilder fra produksjonslokalene 25

Appendiks B. Rådata fra analyser ved bedriften 30

Appendiks C. Beregninger av kjemikaliekonsentrasjon 38

Appendiks D. Litteraturverdier forbrenningsaske 40

Appendiks E. Nedbrytning av hydrokarboner 41

1. Forhold inne på fabrikken

1.1 Beskrivelse av produksjonsprosessene

1.1.1 Flytskjema

Håg flyttet til nye lokaler ved Kvitsanden i 1986. Etter 1986 har bedriftens mekaniske avdeling arbeidet med overflatebehandling av deler av stål og aluminium som benyttes i stolproduksjonen. Bedriften fremstiller selv delene av stål, og kjøper inn ferdig støpte stolføtter i aluminium fra underleverandør. Et enkelt flytskjema over alle produksjonsprosesser med utslipp til vann er vist i Figur 1.

Behandlingsprosessen er forholdsvis enkel og består i kutting/pressing av ståldeler. Noen av ståldelene sveises sammen til større enheter. Noen ståldeler tromles (avgrades) før den videre behandling for å slipe vekk skarpe kanter. Stålgodset som bedriften kjøper inn er satt inn med et tynt olje/fettlag for å forhindre korrosjon. Under stansing/pressing av stålprofiler og saging av rør tilsettes også noe olje for å redusere slitasjen på verktøyet. All olje/fett må fjernes før lakkering. Alle delene av stål og aluminium avfettes i alkaliske avfettingsbad under tilsetting av rusthindrende midler og skylles før overflaten lakkeres med pulverlakk. Lakken herdes under oppvarming. For tiden benyttes 3 lakktyper (3 forskjellige farger). Den tidligere krom/nikkel-avdelingen ble nedlagt da bedriften flyttet til Kvitsanden. I de nye lokalene har overflatebehandlingsprosessene kun bestått av tromling (ikke alle deler), avfetting og lakkering. Dette innebærer at det ikke benyttes sure eller alkaliske beisebad, metallbad (hverken sure eller cyanidholdige) eller kromateringsbad (seksverdig krom). Bedriftens avløp består av skyllevann etter avfettingsbad (lakkeringlinjen) og brukt avfettings/vaskebad fra de tre øvrige vaskemaskinene.

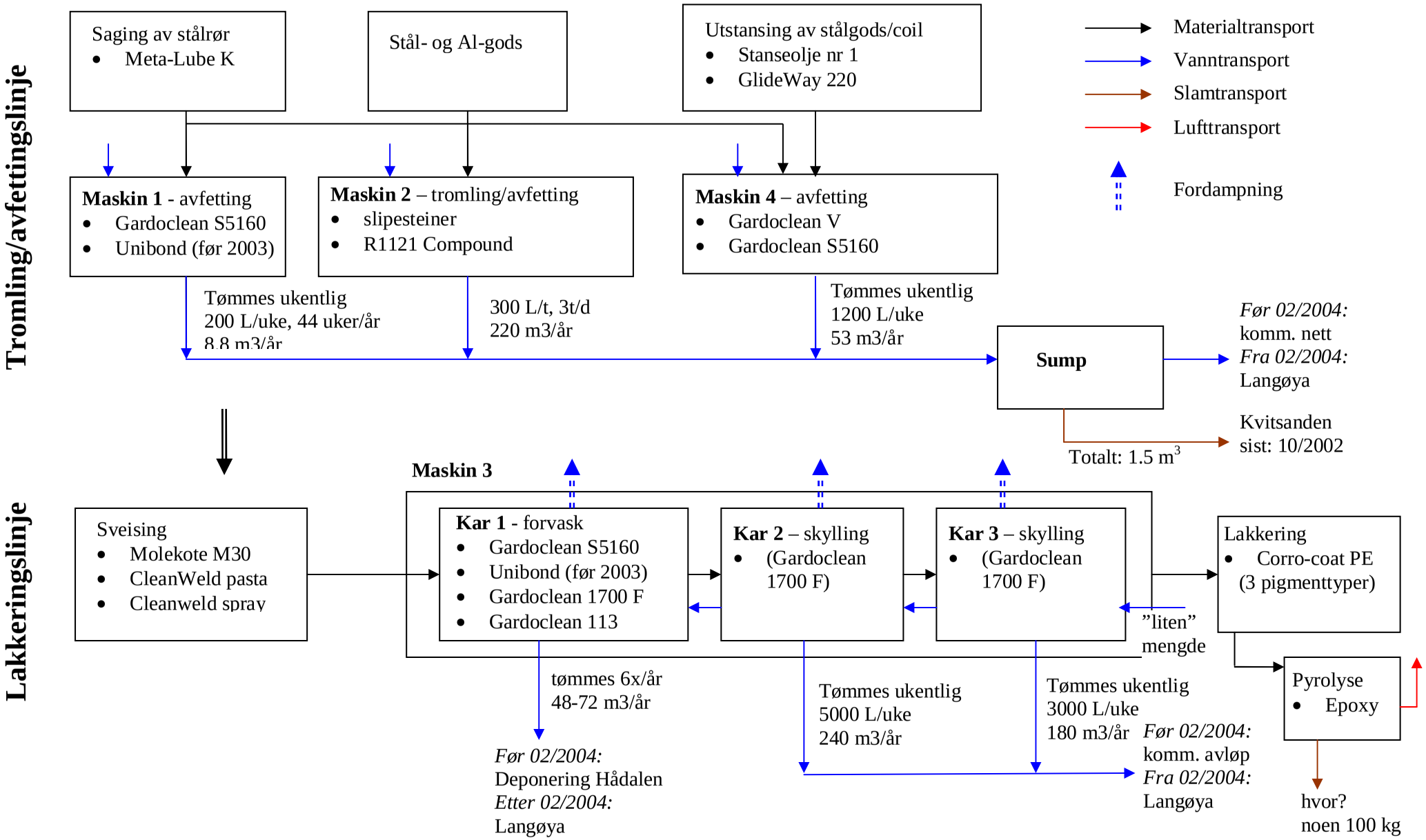
1.1.2 Stolproduksjon 1998-2003

Som Tabell 1 viser har den årlige stolproduksjonen ved Håg ASA vært reltivt stabil i perioden 1998-2003. Produksjonens omfang vil ha betydning for mengden materialer og kjemikalier som benyttes i produksjonen. Siden det har vist seg vanskelig å fremskaffe mer spesifikke detaljer angående bl.a. kjemikalieforbruk for årene før 2001, gir dette i det minste en indikasjon på at de historiske utslippene ikke har vært vesentlig større enn i den siste 3-årsperioden.

Tabell 1. Årlig stolproduksjon ved Håg ASA i perioden 1998-2003

År	Produksjon
1998	263.000
1999	228.000
2000	281.000
2001	250.000
2002	230.000
2003	205.000

Stålgodset bedriften kjøper inn kommer via en svensk leverandør fra den finske stålprodusenten Rautaruukki Oy. Stålet inneholder, etter kvalifisert gjetning fra Frank Hugo Storelv, 30 % resirkulert stål (skrapjern). Ettersom skrapjernet gjerne stammer fra alle typer overflatebehandlete metalldeler, vil skrapjernet kunne gi tilskudd av metaller som Cu, Cr, Zn og Ni.



Figur 1. Flytskjema som viser alle produksjonsprosesser med utslipp til vann

1.1.3 Fabrikkens vannforbruk

Vannforbruket ved Håg har i løpet av de siste 3 årene blitt kraftig redusert pga avvikling av et hydraulikkanlegg og fordi større lekkasjer har blitt stoppet. En oversikt over vannmengdene inn til fabrikken og utløpene fra de ulike prosessbadene til kommunalt avløp og deponi i perioden 2001-2003 er gitt i Tabell 2. For perioden 1996-2000 har vi bare fått opplyst det totale vannforbruket (dvs vannmengde inn til bedriften). Tallverdiene for de ulike prosessbadene som vi har fått fra bedriften ved ulike anledninger har ikke alltid stemt overens. Tallene for vann inn til Håg, deponert i Hådalen og brukt i befuktnings- og hydraulikkanleggene i tabellen er hentet fra en vannrapport fra Helge Lien datert 9.3.2004 til Frank Hugo Storelv. Øvrig tallmateriale er hentet fra rapport til FM i Sør-Trøndelag fra Storelv datert 18.2.2004 og informasjon fått i samtaler med driftspersonell ved fabrikken på Røros og Storelv. Tallmaterialet her er benyttet ved beregning av utslipp fra bedriften til kommunalt nett og deponiet i Hådalen.

Årsaken til det store vannforbruket i 1998-1999 er uklare, men kan skyldes unormalt store lekkasjer kombinert med noe høy stolproduksjon (i 1998).

Tabell 2. Vannmengder inn og ut av fabrikken i perioden 2001-2003. MX.Y = Maskin X, kar Y. BFA: befuktningsanlegg. HYD: Hydraulikkanlegg.

År	**Inn til Håg (m^3)**	**Kommunalt avløp (m^3)**							**Deponi (m^3)**	**Tapt (m^3)**
		M1	M2	M3.2	M3.3	M4	BFA	HYD	M3.1	
2003	3.010	83	220	240	180	53	1.155	0,2	48	1.079
2002	5.387	83	220	240	180	53	1.155	1.872	72	1.584
2001	10.348	83	220	240	180	53	1.155	3.120	56	5.297
2000	9.314									
1999	14.271									
1998	13.270									
1997	10.554									
1996	9.773									

1.1.4 Prosesskjemikalier

Tabell 3 gir en oversikt over alle prosesskjemikalier som benyttes i den delen av produksjonen som har direkte kontakt med vann, eller som benyttes i tilstøtende operasjoner hvor det er sannsynlig at kjemikaliet kan ende opp i etterfølgende vannbad. Oversikten over innholdsstoffene i de enkelte produktene er basert på HMS-datablad fått fra Håg, og ved å kontakte den enkelte produsent. Det har vist seg at mange av databladene Håg hadde var utdaterte og ikke lenger ga en korrekt beskrivelse av sammensetningen av de enkelte produktene. Generelt har produsentene gått over til å benytte mindre miljøskadelige komponenter i produktene nettopp av miljøhensyn. Likevel, ettersom den kjemiske sammensetningen av mange av disse produktene er bedriftshemmeligheter, har det i svært få tilfeller vært mulig å få noen nøyaktig beskrivelse av produktet. De kan m.a.o. inneholde større eller mindre mengder av ikke-identifiserte kjemikalier som produsentene i h.h.t. norsk lovgivning ikke er pliktige til å gi opplysninger om av HMS-hensyn. Det har også vært vanskelig å få et anslag på hvor høy konsentrasjon det er av enkeltkjemikalier for enkelte produkter.

Table 3. Kjemikalier som benyttes i produksjonen med direkte kontakt med vann eller som benyttes i tilstøtende operasjoner

Handelsnavn	Forhandler Telefonnr.	Bruksområde	Innholdsstoffer	CAS-nr	Kons.
Clean Weld sveisepasta	ESAB 33 12 10 00	Motvirker klebing av sveisesprut	smørefett (sammensatt)		100 %
Clean Weld sveisespray	ESAB 33 12 10 00	Til sveising	vegetabilsk olje (sammensatt)		100 %
Corro-coat PE, serie 50	Jotun Powder Coatings a/s 33 16 40 00	Pulverlakk	polyester		50-100 %
			tereftalsyre-diglycidylester		0-1 %
			trimellitsyre-triglycidylester		0-1 %
Gardoclean 113	Chemetall 913 63 070 Torsten Wickstrøm +46 1714 68 600	Avskallering varmeveksler	borsyre	10043-35-3	3 %
			salpetersyre	7697-37-2	2.5-10 %
			svovelsyre	7664-93-9	10-25 %
Gardoclean 1700 F	Chemetall 913 63 070 Torsten Wickstrøm +46 1714 68 600	Rensing av maskin	natriumglukonat		6.5 %
			natriumhydroksid	1310-73-2	25-50 %
			vann		-
Gardoclean S5160	Chemetall 913 63 070 Torsten Wickstrøm +46 1714 68 600	Avfettingsvæske	kaliumhydroksid	1310-58-3	10-25 %
			Fettalkoholpolyglykoleter	146340-16-1	2.5-10 %
			natriumtripolyfosfat	7758-29-4	2.5-10 %
			natriumcaprylat	1984-06-1	10-25 %
			vann	7732-18-5	-
Gardoclean V	Chemetall 913 63 070	Avspenningsmiddel	alkylpolyalkylglykoleter	9038-29-3	10-30 %
			vann		-
GlideWay 220	Statoil Lubricants 22 96 20 00 Milan Koppor smkp@statoil.com	Vangeolje	høyraffinert mineralolje (DMSO-ekstrakt<3%, IP 346)		>90 %
			alkyltiadiazol		0.15 %
			langkjedet alkylpolysulfid		~3 %
			Alkylfenol (BHT)		<0.3 %
			Alkyl fosforsyre		<0.3 %
			polybuten	9729-16-0	<0.3 %
			alkylaminer		
Kunststoff chips - RKBV40P	GRAD-TEC a/s 67 55 97 97	Slipestein	polyester-blanding		40 %
			kvarts		60 %
Meta-Lube K	KV-SUPPLY a/s 70 25 27 90	Tåkesmøring sagblad	Raffinert vegetabilsk olje	120962-03-0	90-99 %
			Polymerisasjonsprodukt av vegetabilsk olje		<10 %
			(alkylfenol)		(<0.05 %)
Molykote(r) M 30	Lindberg & Lund a/s 64 95 63 63	Smøremiddel	molybdendisulfid?		<10 %
			polyglykol		~90 %
			dispergeringsmiddel		?
R1121 Compound	GRAD-TEC a/s 67 55 97 97	Avfetting og korrosjonsinhibitor	fettalkanolamider	67785-13-1	5-15 %
			alkanolamin	102-71-6	5-15 %
			isopropanol		5-10 %
			organiske salter og syrer		?
Stanseolje nr 1	Hvistendahl og Tveter a/s 22 44 07 80	Beskyttelse verktøy	høyraffinert mineralolje	101316-72-7	>80 %
			klorparafin C14-C17 (MCCP)	85535-85-9	1-5 %
Unibond LH		Avfettingsvæske	Fosforsyre		1-3 %
			Natriumdihydrogenfosfat		10-30 %
			Natriumbenzoat		0.1-1 %
			Alkylpolyalkylenglykoleter		
			heteropolysakkarid		
			Na-3-nitrobenzensulfonat		1-3 %
			Polyetylenglykol		

1.2 Vannkvalitetskrav satt av myndighetene

Det eksisterer standardiserte grenseverdier for forskjellige parametere ved utslipp eller påslipp (forslag fra SFT til fylkesmennene) med utgangspunkt i internasjonale retningslinjer. Utslippstillatelsene i overflatebehandlingsbransjen bygger på anbefalte grenser fastsatt i PARCOM-anbefalingen (PARCOM Recommendation 92/4; On the reduction of emissions from the electroplating industry), og er oppdatert i forhold til disse i løpet av årene 1996-98. Merk at Fylkesmennene kan sette andre grenser.

Tabell 4. Anbefalte grenseverdier satt til overflatebearbeidende industri. Konsentrasjonsgrensene er gjort gjeldene f.o.m. 01.01.1999 (fra 01.01.1994 for "nye" anlegg).

Type	Komponent	Konsentrasjon	Enhet
Korrosivitet	pH	<9.5	-
Organisk	Fett	20	mg/l
	Olje	20	mg/l
	VOX	0,1	mg Cl/l
Uorganisk	CN	0,2	mg/l
	SO_4	300	mg/l
	F	10	mg/l
Næringssalter	Tot-P	5	mg/l
Metaller	Ag	2	mg/l
	Al	10	mg/l
	Au	0,1	mg/l
	Cd	ikke tillatt*	-
	Cr-6	0,05	mg/l
	Cr-tot	0,5	mg/l
	Cu	0,5	mg/l
	Fe	5	mg/l
	Hg	0,002	mg/l
	Mg	5	mg/l
	Mn	2	mg/l
	Mo	1	mg/l
	Ni	0,5	mg/l
	Pb	0,5	mg/l
	Sn	2	mg/l
	Zn	1**	mg/l

* Bedrifter som overflatebehandler flydeler har i noen tilfeller tillatelse til å slippe ut 0,05 mg/l.
** Norge har valgt å sette grensen for sink til 1 mg/l, mot 0,5 mg/l i anbefalingen. Dette skyldes vurderinger av tekniske problemer forbundet med å redusere utslippet til slike konsentrasjoner, i tillegg til at sink anses å være et mindre miljøproblem enn de andre stoffene som har tilsvarende grense. Dessuten representerer sinkutslipp fra overflatebehandling en liten del av det totale utslippet av sink til vann i Norge.

På bakgrunn av de problemer industriavløp kan forårsake ved påslipp til kommunalt nett har SFT som praksis i saker som omhandler denne typen påslipp å sidestille det kommunale nettet med sårbare resipienter. De mest sentrale forhold som bør tas med i betraktningen ved en vurdering av et eventuelt påslipp til kommunalt nett er om påslippet vil ha;

- konsekvenser for driften av ledningsnettet og avløpsrenseanlegget
- konsekvenser for arbeidsmiljøet ved avløpsrenseanlegget
- konsekvenser for utslipp fra ledningsnettet og avløpsrenseanlegget
- konsekvenser for slamkvaliteten og bruken av slammet

- muligheter for reduksjon av bedriftens utslipp ved prosessoptimalisering, bruk av lukkede prosesser, utjevning av vannmengder, rensing før påslipp m.m.
- kostnadsvurderinger

1.3 Vannkvaliteten i avløp fra bedriften

I det etterfølgende gis en nærmere beskrivelse av vannkvaliteten i vaskevann og ulike prosessbad i det vannet som sendes til avløp sett i f.h.t. de anbefalte grenseverdiene satt for den overflatebearbeidende industri (se Tabell 4). Det har vært litt varierende praksis for når de ulike maskinene har blitt tømt for vann, men generelt har tømming (med unntak av maskin 2 og maskin 3 – kar 1) skjedd til kommunalt nett i løpet av 10-45 min hver fredag. Maskin 2, som går 3 timer/dag tre dager i uka, har sendt avløpet direkte ut på kommunalt nett. Vann i kar 1 i maskin 3 har blitt pumpet over i tankbil og tømt på deponi i Hådalen. Sumpen, som samler opp vann på vei ut fra maskin 1, maskin 2 og maskin 4, har blitt tømt og også deponert på deponiet i Hådalen to ganger de siste tre årene, sist i oktober 2002. Alle vannprøver fra de enkelte maskinene ble tatt i perioden desember 2003 til juli 2004. Det henvises til flyskjemaet i Figur 1 for en oversikt over bedriftens ulike avløp.

1.3.1 Generelle vannkvalitetsparametere

Vannets surhet eller basiskhet (målt som pH), innhold av næringssalter som fosfat og sulfat (målt som Tot-P, Tot-S), generelt innhold av partikulært og totalt organisk stoff (S-TS, TOC), ledningsevne (konduktivitet) og temperatur er generelle parametere som forteller i hvilken grad vannet kan skape problemer som korrosjon på ledningsnettet for avløp (pH, konduktivitet) og sterk belastning på det kommunale renseanlegget (Tot-P, Tot-S, S-TS, TOC). For noen av parametrene ble det målt på både filtrert og ufiltrert prøve for å kunne skille mellom h.h.v. løst og total mengde av stoffet. Fra de tre karene i maskin 3 ble det tatt ut prøver både fra midten og fra bunnen for å vurdere muligheten for akkumulering i evt. bunnslam.

Tabell 5. Generelle vannkvalitetsparametere i utløp fra de ulike maskinene ved ulike prøveuttaksdatoer. For de tre karene i maskin 3 er det for enkelte parametere målt både midt i karet (venstre for /) og i bunnen av karet (høyre for /). Rådata er gitt i Appendiks A, Tabell A1.

Parameter	**Enhet**		**Mx.y = maskin x – kar y**					
			M1	**M2**	**M3.1**	**M3.2**	**M3.3**	**M4**
pH		Max	9.90	7.80	10.30/10.30	9.20/9.00	8.40/8.40	12.0
		Min	9.86	7.16	10.39	8.75	8.09	9.93
		Snitt	***9.88***	***7.48***	***10.35/10.30***	***8.90/9.00***	***8.23/8.40***	***10.97***
Total P	mg P/l	Max	180	7.18	941/915	19.5/36.5	0.7	255
		Min	169	2.25	684	4.95	0.50/0.44	68.9
		Snitt	***175***	***4.72***	***813/915***	***12.5/36.5***	***0.57/0.44***	***162***
Løst P	mg P/l	-	***174***	***6.32***	***709***	***14.1***	***0.53***	***64.9***
Total S	mg S/l	Max	10.9	31.0	25.8/26.5	3.27/4.16	2.86/2.85	12.0
		Min	9.6	9.75	12.0	2.40	2.40	7.94
		Snitt	***10.3***	***20.4***	***18.9/26.5***	***2.97/4.16***	***2.65/2.85***	***9.97***
Løst S	mg S/l	-	***31.2***	***16.4***	***12.7***	***2.60***	***2.10***	***8.90***
S-TS	mg/l	-	***153***	***2440***	***35.2***	-	-	***280***
TOC	mg C/l	-	***1060***	***3120***	***2240***	***42.3***	***4.5***	***1260***
Konduktivitet	µS/cm	-	***2530***	***943***	***9850***	***303***	***192***	***1410***
Temperatur	^{o}C	-	***72***	-	***60***	***45***	***30***	***74-78***

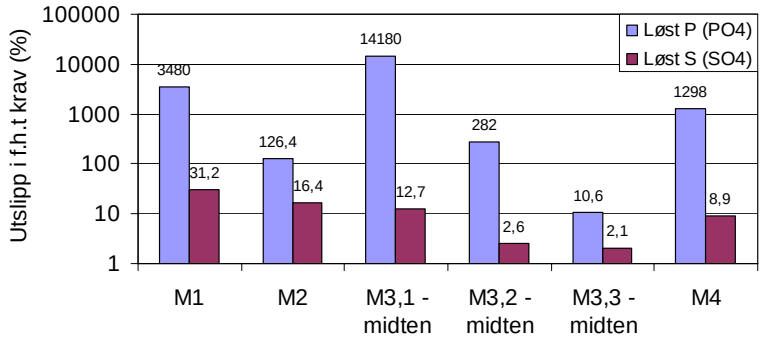
pH

Avløpet fra alle maskinene med tilsats av Gardoclean S5160 er sterkt alkaliske og overstiger den øvre pH-grensen på 9.5. Årsaken er at dette vaskemiddelet inneholder 10-25 % kaliumhydroksid. I HMS-databladet for Gardoclean S5160 står det at det kan være nødvendig å etterbehandle vannet med Bonder pH-løsning (10 liter/m^3). Dette gjøres ikke ved bedriften. pH i det samlede avløpet fra Håg ved ukeslutt vil være avhengig av faktorer som bufferkapasiteten og tidspunktet for tømming av de enkelte maskinene. Pga de store volumene i kar 2 og kar 3 i maskin 3 vil det samlede avløpet under normale forhold ligge i området 8.5-8.7, altså godt under den anbefalte øvre grensen på 9.5.

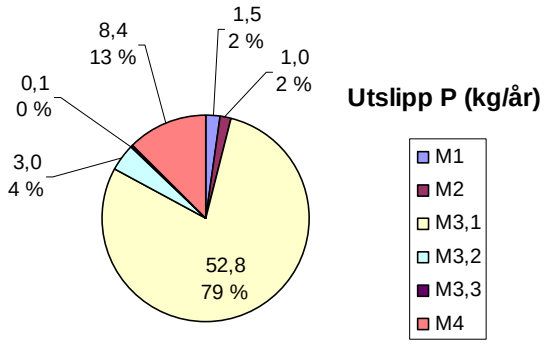
Næringssalter

Den viktigste kilden til næringssalter er avfettingsmiddelet Gardoclean S5160, som inneholder 2.5-10 % polyfosfater. Denne doseres til maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4, og det er også disse som klarest har overskredet den anbefalte grensen for total-P på 5 mg P/l. Se figur 2. Hovedutslippet av P har kommet fra maskin 3 – kar 1 med et utslipp på ca 53 kg/år (86 % av totalen) og med en konsentrasjons-overskridelse på ca 140x utslippskravet. Dette har i sin helhet blitt tømt på deponiet i Hådalen. Det første vasketrinnet etter dette karet (maskin 3 – kar 2) og maskin 4 har vært de største bidragsyterne til påslipp av fosfor til kommunalt nett, som samlet sett har ligget på ca 30 mg P/l og ca 16 kg P/år (se Figur 3). De årlige beregnede utslippene fra maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4, vist i Tabell 6, stemmer godt overens med de beregnede mengdene fosfat-P tilsatt de samme maskinene via Gardoclean S5160 (j.fr også Tabell 5).

Unibond LH ble benyttet i disse maskinene (M1, M3.1 og M4) før den ble faset ut med Gardoclean S5160 i løpet av 2001 og 2002. Unibond LH inneholdt 10-30% fosfat, noe som tilsvarer i størrelsesorden 3x konsentrasjonen av Gardoclean S5160. I følge driftspersonellet ved bedriften ble det benyttet tilsvarende doser med Unibond LH som med dagens Gardoclean S5160, noe som skulle tilsi ca 3x høyere utslippkonsentrasjoner av fosfat før 2001.



Figur 2. Beregnede utslipps-konsentrasjoner av næringssaltene fosfat og sulfat fra de ulike maskinene i f.h.t utslippskravene.



Figur 3. Beregnede totale årsutslipp av fosfat-P fra de ulike maskinene.

Tabell 6. Beregnede mengder fosfat-P inn og ut av noen maskiner

Maskin	Tilført via Gardoclean S5160	Mengde i utløp
Maskin 1	0.5-2.2 kg P/år	1.5 kg P/år
Maskin 3 – kar 1	18-72 kg P/år	53 kg P/år
Maskin 3 – kar 2	Nedstrøms kar 1	3.0 kg P/år
Maskin 4	1.6-6.5 kg P/år	2.8 kg P/år

Konsentrasjonen av S, antatt å være SO_4 i beregningene nedenfor, var godt under utslippskravet for alle maskinene.

Gardoclean 113 inneholder 2.5-10 % salpetersyre (HNO3), som er et næringssalt ved lav konsentrasjon. 3-4 ganger årlig benyttes Gardoclean 113 til rengjøring av varmeveksler knyttet til maskin 3. Under rengjøringen kjøres 50 kg av denne væsken i en lukket sløyfe, før den pumpes tilbake til lagringstanken. Med et beregnet tap på 0.2-0.3 liter per gang, som i all hovedsak vil ende opp i maskin 3 – kar 1, vil tilskuddet av NO_3 til vannet være ubetydelig (0.1-0.7 mg/l).

1.3.2 Organisk stoff og olje

De viktigste tilførselskildene av organisk stoff til de enkelte maskinene er vist i Tabell 7. En betydelig andel av det potensielle tilskuddet av organisk stoff stammer fra olje påført stål- og aluminiumsdeler før kapping eller utstansing. Meta-Lube K skal i utgangspunktet fordampe under sagingen, mens Stanseolje nr 1 og GlideWay 220 i all hovedsak skal fanges opp i oljeavskilleren i maskin 4. Maskin 1 er også utstyrt med oljeavskiller for å fange opp eventuelle rester av Meta-Lube K. I tabellen er det forsøkt å koble doseringen av organiske kjemikalier til de målte TOC-verdiene (20.04.04) i de enkelte maskinene. Dette er ikke helt likefrem, men et greit anslag kan være at karboninnholdet i de fleste komponentene ligger på ca 50 %. Det beregnede TOC-innholdet er justert for forventet tap av olje pga fordamping og fjerning i oljeavskillerne. Beregnet og målt TOC-innhold ser ut til å stemme brukbart overens, noe som indikerer at det meste av oljen (som ellers utgjør en betydelig andel av det organiske stoffet) forsvinner eller blir fanget opp før den ender i avløpet. Under befaringen på fabrikken (14.4.04) lå det likevel en tydelig oljehinne i sumpen, som mottar avløpet fra maskin 1 og 4 (se bilde s. 31 i Appendiks A). Selv om driftspersonalet har inntrykk av at oljeavskillerene fungerer tilfredsstillende, tyder dette på at de likevel ikke fungerer optimalt til en hver tid.

Tabell 7. Viktigste tilførselskilder av organisk stoff til de enkelte maskinene.

Maskin	Kilde	Organisk komponent	Konsentrasjon brukssted	Samlet[1] * korrigert * (totalt)	TOC * Beregnet * Målt
Maskin 1	Meta-Lube K	Raffinert vegetabilsk olje	3.9-4.2 L/m^3	**1.0-2.7 L/m^3** (8.7-11.1 L/m^3)	**0.5-1.4 g C/l** **1.06 g C/l**
	Gardoclean S5160	fettalkoholpolyglykoleter	0.2-0.8 L/m^3		
		natriumcaprylat	0.8-1.9 L/m^3		
Maskin 2	Slipesteiner	polyester-blanding	0.9-1.4 L/m^3	**2.3-5.0 L/m^3**	**1.2-2.5 g C/l** **3.12 g C/l**
	R1121 Compound	Fettalkanolamider	0.45-1.35 L/m^3		
		alkanolamin	0.45-1.35 L/m^3		
		isopropanol	0.45-0.90 L/m^3		
Maskin 3 – kar 1	Gardoclean S5160	fettalkoholpolyglykoleter	0.28-3.4 kg/m^3	**1.4-11.9 kg/m^3**	**0.7-6.0 g C/l** **2.24 g C/l**
		natriumcaprylat	1.1-8.5 kg/m^3		
Maskin 4	Meta-Lube K	Raffinert vegetabilsk olje	3.9-4.2 L/m^3	**1.6-4.6 L/m^3** (14.4-17.4 L/m^3)	**0.8-2.3 g C/l** **1.26 g C/l**
	Stanseolje nr 1	høyraffinert mineralolje	10.6 L/m^3		
	GlideWay 220	høyraffinert mineralolje	>2.2 L/m^3		
	Gardoclean S5160	fettalkoholpolyglykoleter	0.3-1.2 L/m^3		
		natriumcaprylat	1.2-3.0 L/m^3		
	Gardoclean V	alkylpolyalkylglykoleter	0.13-0.39 L/m^3		

1) Uthevede verdier er justert for forventet tap av olje pga fordamping og fjerning i oljeavskiller

Ved to tilfeller (21.03.04 og 07.07.04) ble det prøvetatt fra alle maskinene for analyse på olje med GC. Ved første prøvetaking ble det analysert på ubehandlede prøver, og det ble her funnet betydelige mengder olje (C10-C40) med til dels betydelige overskridelser av utslippskravene (<20 mg olje/l) i avløpet fra alle maskiner bortsett fra maskin 3 – kar 3, som vist i Tabell 9 og 10 og Figur 4. Ved andre prøvetaking ble prøvene behandlet med Florisin (anhydrert magnesiumsilikat) for å fjerne polare forbindelser (dvs tensider/overflateaktive stoffer) før analyse, da disse ikke regnes som oljer. Disse prøvene viste meget lavere olje-verdier med overskridelse kun for maskin 2 (foruten sumpen) (se Tabell 10 og Figur 4).

Fra prøvene tatt 21.03.04 (tabell 8 og 9) går det frem at avløpet fra maskinene 1 og 3 – kar 1 var dominert av hydrokarboner med kjedelengder i området C13-C16, mens det i maskin 4 hovedsakelig var til stede hydrokarboner i området C17-C40. Det relativt beskjedne innholdet av C13-C16 i avløpet fra maskin 4 var noe uventet ettersom vaskemiddelet Gardoclean S5160 er eneste felles tilsatsstoff (og i omtrent samme brukskonsentrasjon) i de tre maskinene. Det kan derimot se ut til at maskin 4 hadde et betydelig innslag av hydrokarboner fra Stanseolje nr 1 og /eller GlideWay 220. Faktisk tilsvarer mengden C16-C40 i maskin 4 (ca 4 g/l) omtrent mengden av GlideWay 220 og Stanseolje nr 1 som vil kunne komme inn i denne maskinen. Mengden olje var likevel sannsynligvis uvanlig (urealistisk?) høy sett på bakgrunn av normalverdien for TOC i vannet (ca 1.3 g/l). Også i avløpet fra maskin 2 ble det funnet en del høymolekylære oljer (C16-C40), som sannsynligvis stammet fra alkanolaminene og fettalkanolamidene i avfettingsmiddelet (R1121 Compound), men i noe mindre omfang enn i de øvrige maskinene. Ved andre prøvetaking var det kun maskin 2 som hadde opprettholdt det samme oljenivået.

Ettersom GC-bestemmelsen av olje ikke inkluderer typiske smøreoljer med kjedelengder i området C60-C70, ble det ved andre prøvetaking også inkludert gravimetrisk bestemmelse av olje/fett. Disse analysene skal fange opp alle hydrokarboner fra ca C7 og oppover (kokepunkt > 70 ^{o}C). Som det fremgår av Tabell 5 var også disse analyseverdiene betydelig lavere (størrelsesorden 90-95 %) enn olje/GC-verdiene ved første prøvetaking. Konsentrasjonen av fett og olje i avløpene vil være betydelig påvirket av hvor effektive oljeavskillerne i maskin 1 og 4 er. Denne effektiviteten kan trolig kunne variere noe, og kan være en viktig årsak til de store forskjellene i funn av olje/fett mellom prøvene tatt 21.03.04 og 07.07.04 i maskin 1 og maskin 4. Men det forklarer ikke spriket for maskin 3 – kar 1, som ikke er utstyrt med noen oljeavskiller. Siden Gardoclean S5160 er en helt sentral bidragsyter til det organiske stoffet i alle disse tre maskinene, ble for sikkerhets skyld kaliuminnholdet (fra avfettingsmiddelets høye innhold av KOH) i prøvene fra de ulike maskinene ved andre prøvetaking analysert og sammenlignet med ”normalverdiene” for å se om doseringen av avfettingsmiddelet var omtrent som normalt. Tabell 11 viser kaliumverdiene ved prøvetakingen 07.07.04 og beregnet og normal tilsats av Gardoclean S5160 til maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4. Resultatene indikerte at det ved prøvetakingen 07.07.04 var dosert betydelig lavere enn ved de foregående prøveuttakene, tilsvarende ca 1/3 av dosen for maskin 3 – kar 1. Dette ble også delvis gjenspeilet ved ledningsevnen, som ved første prøvetaking var nesten dobbelt så høy som ved andre prøvetaking; 9850 µS/cm mot 5400 µS/cm. Også i maskin 1 og maskin 4 var doseringen av Gardoclean S5160 meget lavere enn hva den tilsynelatende har vært tidligere (1/5-2/5 av ”normaldosen").

Selv om det tilsynelatende var tilsatt til dels betydelig mindre Gardoclean S5160 ved andre prøvetaking enn tidligere, forklarer dette kun en mindre del av de store sprikene i målte olje-verdier ved de to prøvetakingene. Prøvetakingen kan også ha hatt mye å si for resultatet. Olje og fett vil normalt legge seg som en hinne på toppen, og vil lett kunne bli overrepresentert i en prøve hvis den tas fra toppen uten samtidig god omblanding.

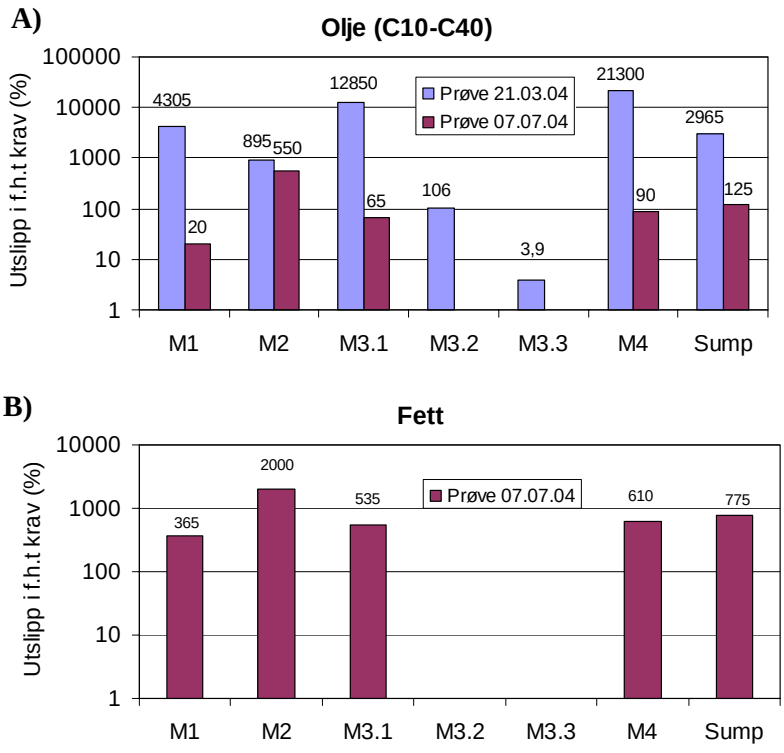
PS. Sett på bakgrunn av analyseresultatene for VOX og EOX kommentert under punkt 1.3.3 er det en viss mulighet for at prøvene fra maskin 2 og maskin 4 ved prøvetakingen 07.07.04 kan være forbyttet på et tidspunkt. Det ville i så fall gjøre at fett/olje-resultatene (høye) stemte bedre overens med resultatene fra den første prøvetakingen der olje/GC-resultatene indikerte et betydelig innslag av langkjedete oljer (C16-C40).

Tabell 9. Hydrokarboninnhold i prøver tatt 21.03.04. Slamfase. Analyseresultater fra Jordforsk.

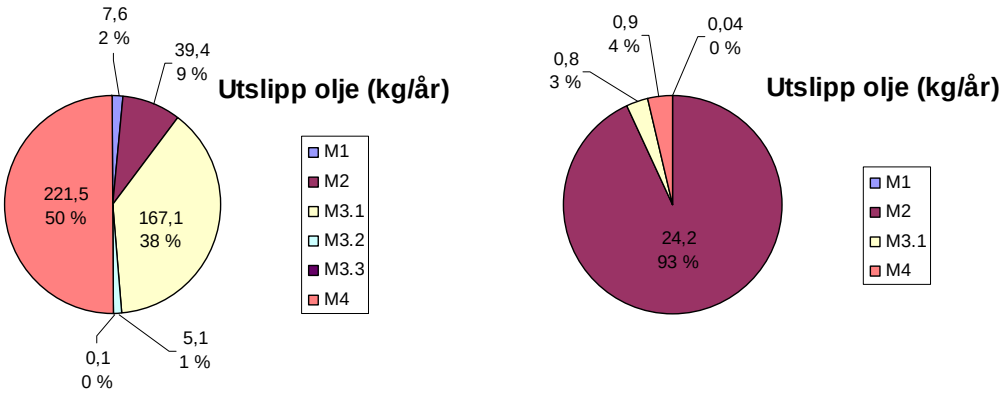
Parameter	Enhet	Maskin X. kar Y			Sump
		M3.1	M3.2	M3.3	
Hydrokarbon, C10-C12	mg/l	19,4	8,51	<0,10	32,3
Hydrokarbon, C13-C16	mg/l	1980	19,9	<0,10	18,6
Hydrokarbon, C17-C40	mg/l	248	12,4	1,61	1490
Hydrokarbon, C10-C40	**mg/l**	**2249**	**40,8**	**1,68**	**1540**

Tabell 10. De ulike avløpenes innhold av hydrokarboner (C10-C40), fett og anioniske tensider i vannfasen.

Parameter	Enhet	Maskin X. kar Y						Sump	Analyselab
		M1	M2	M3.1	M3.2	M3.3	M4		
Hydrokarbon, C10-C12	mg/l	7,85	6,05	8,31	4,49	<0,10	35,1	42,2	Jordforsk 21.03.04
Hydrokarbon, C13-C16	mg/l	732	22,7	2300	7,20	<0,10	200	60,0	Jordforsk 21.03.04
Hydrokarbon, C17-C40	mg/l	121	150	260	9,39	0,74	4020	493	Jordforsk 21.03.04
Hydrokarbon, C10-C40	**mg/l**	**861**	**179**	**2570**	**21,1**	**0,77**	**4260**	**593**	Jordforsk 21.03.04
Hydrokarbon, C10-C40 (e. Florisin)	mg/l	4.0	110	13	-	-	18	25	NIVA 07.07.04
Fett/olje	mg/l	77	510	120	-	-	140	180	NIVA 07.07.04
Anioniske tensider	mg/l	30	<0,05	0,24	-	-	4,9	5.0	NIVA 07.07.04



Figur 4. A) Beregnede utslipps-konsentrasjoner av olje (C10-C40) fra vannfasen i de ulike maskinene i f.h.t utslippskravene (<20 mg olje/l) i prøvene tatt 21.03.04 og 07.07.04. **B)** Beregnede utslippskonsentrasjoner av fett (analyseverdi fratrukket innholdet av olje) fra vannfasen i de ulike maskinene i f.h.t utslippskravene (<20 mg fett/l) målt i vannfasen.



Figur 5. Beregnede totale årsutslipp av olje fra de ulike maskinene.

Tabell 11. Målte K-verdier og beregnet og normal tilsats av Gardoclean S5160 til maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4 ved prøvetakingen 07.07.04.

Parameter	Prøve	Maskin 1	Maskin 3 – kar 1	Maskin 4
Kalium	07.07.04	332 mg/l	1200 mg/l	131 mg/l (løst)
Beregnet tilsats Gardoclean S5160		1,3-3,3 kg/m^3	5-12 kg/m^3	0,53-1,32 kg/m^3
Kalium	Normalt	834 mg/l	4050 mg/l	715 mg/l (totalt)
Beregnet tilsats Gardoclean S5160		3,3-8,3 kg/m^3	16-41 kg/m^3	2.9-7.2 kg/m^3
Normal tilsats Gardoclean S5160		7,5 liter/m^3	11-34 kg/m^3	3.8 liter/m^3

1.3.3 Vurdering av de enkelte prosesskjemikaliene

I Tabell 13 er beregnede konsentrasjoner av enkeltkjemikalier eller kjemikaliegrupper fra de ulike prosesskjemikaliene som blir eller har blitt benyttet på ulike steder i produksjonen med avløp til vann vist. I Tabell B1 i Appendiks B er mer detaljer rundt beregningene vist. I siste kolonne i tabell 1 har vi lagt til en kommentarkolonne med en vurdering av enkeltkjemikalienes/ kjemikaliegruppenes potensielle miljøgiftighet. De som skiller seg ut blir omtalt spesielt i det følgende.

GlideWay 220:
Denne inneholder flere potensielt toksiske og relativt persistente forbindelser, men alle i relativt lave konsentrasjoner. Konsentrasjonene oppgitt i Tabell 1 er ikke korrigert for det som eventuelt fjernes i oljeavskiller i maskin 4. Ut fra argumentasjonen i Vedlegg 1 punkt 1.3.2 kan det se ut til at oljeavskilleren i maskin 4 til tider ikke fungerer helt optimalt, og således vil kunne slippe igjennom noe GlideWay 220 og Stanseolje nr 1. Det er vanskelig å gi noe sikkert anslag på hvilke av komponentene i GlideWay 220 og Stanseolje nr 1 som det vil være vanskeligst å fange opp i oljeavskilleren.

GlideWay 220 inneholder noe alkylfenoler (<0.3 %), og det er derfor er viss mulighet for at disse kan ende opp i prosessavløpsvannet fra maskin 4. I en vannprøve fra maskinen ble det påvist fenol (45 µg/l) og alkylerte fenoler med alkyleringsgrad på C1 (6,8 µg/l), C2 (0,72 µg/l) og C3 (2,6 µg/l). Se Tabell B13 i Appendiks B. Dette er helt ufarlige konsentrasjoner i noen økotoksikologisk sammenheng. Rapportert LC_{50}-verdi for bl.a regnbueørret overfor trimetylfenol ligger på 9,7 mg/l. Det var ikke mulig å bestemme n-oktylfenol og n-nonylfenol på grunn av svært høy bakgrunn i denne delen av kromatogrammet av prøven.

Stanseolje nr 1:
Stanseolje nr 1 inneholder betydelige mengder klorparafiner (1-5%) med kjedelengder i området C14-C17. Hvis fettavskilleren i maskin 4 ikke fungerer vil man teoretisk sett kunne finne 40-220 mg klorparafiner/l igjen i avløpet fra maskinen. Klorparafinene er for store til å kunne detekteres som VOX (flyktige halogenerte organiske stoffer), hvilke det er en anbefalt utslippsgrense på <0.1 mg/l for. Ved første prøvetaking (21.03.04) var det nettopp i maskin 4 at den høyeste VOX-konsentrasjonen ble funnet; hele 3.4 mg/l (se Tabell 12). Den høye deteksjonsgrensen for VOX i enkelte av prøvene (opp til 1 mg/l for maskin 3 – kar 1) er et stort problem, og gjør det vanskelig å bedømme om grensen ble overskredet også i andre maskiner. Ved andre prøvetaking (07.07.04) ble det analysert for ekstraherbare halogenerte organiske forbindelser (EOX) i avløpet fra maskinene, mens totalmengden organiske halogenerte forbindelser (TX) ble målt i et utvalg av prosesskjemikaliene. Overraskende nok ble de klart høyeste EOX-konsentrasjonene funnet i maskin 2 og i GlideWay 220, noe som ikke stemte overens med at det er Stanseolje nr 1 som er oppgitt å innholde klorerte organiske forbindelser (tilsvarende 1-5 % eller 10 000-50 000 mg/kg) og at oljeavskilleren fra maskin 4 inneholdt såpass mye klorerte organiske forbindelser. I Tabell 12 er analyseverdiene byttet om i h.h.t til dette. Som det fremgår av tabellen ble det målt overskridelse av grensen på 0.1 mg/l for maskin 2 og maskin 4. Verdiene i maskin 4 tilsvarer at det har blitt sluppet ut 4,1-10,9 g EOX til kommunalt nett hver uke, eller 180-480 g EOX/år. Med et antatt innhold på 2,1 % i Stanseolje nr 1 (se Tabell 12), tilsvarer dette at 4-10 % av de tilsatte klorparafinene har gått til avløp.

Tabell 12. Innholdet av flyktige (VOX), ekstraherbare (EOX) og totalmengden (TX) av organiske halogenerte forbindelser i vannprøver fra maskinene, i fett/oljeprøve fra fettavskilleren i maskin 4 og i utvalgte oljer og vaskemiddelet S5160. Alle prøvene ble analysert av Analytica; VOX på prøve tatt 21.03.04, EOX og TX på prøve tatt 07.07.04.

Prøve	VOX 21.03.04 mg/l	EOX 07.07.04 mg/l	TX 07.07.04 mg/kg
Maskin 1	<0.20	<0.050	-
Maskin 2	<0.25	0.38*	-
Maskin 3 – kar 1	<1.0	0.095	-
Maskin 3 – kar 2	<0.02	<0.050	-
Maskin 3 – kar 3	<0.01	-	-
Maskin 4	3.4	9.1*	-
Oppsamlet olje fra maskin 4	-	-	720
GlideWay 220	-	-	<50**
Stanseolje nr 1	-	-	21 000**
Gardoclean S5160	-	-	<50

* Prøvene var mest sannsynlig forbyttet innbyrdes (her byttet tilbake). Se kommentar i tekst.
** Prøvene var mest sannsynlig forbyttet innbyrdes (her byttet tilbake). Se kommentar i tekst.

Meta-Lube K:
Meta-Lube benyttes som smøremiddel ved kutting av rør, og sprayes på som en fin film på rørene før kutting. Det aller meste av filmen fordamper under kappingen pga den høye temperaturen, men det kan være litt rester på noen rør, spesielt de som går videre til maskin 1. De som går videre til sveising, og etter hvert ender opp i maskin 4, vil ha lenger tid på å bli helt tørre. Mengden alkylfenol i Meta-Lube K har blitt redusert fra <0.5 % til <0.05 % for ca 8 år siden, og ble helt fjernet fra produktet for ca 3 år siden.

Molykote(r) M 30:
Denne benyttes i svært beskjedne mengder og forsvinner, i hvert fall tilsynelatende, helt under sveisingen. Ellers kunne dispergeringsmiddelet vært en potensiell problemkomponent.

Sterke baser:
Gardoclean-preparatene S5160 og 1700 F inneholder mye sterke baser (natrium- og kaliumhydroksid). Sterke baser i kontakt med fett og oljer kan føre til dannelse av såper. Slike såper er ofte giftige både for mikroorganismer og andre akvatiske organismer. Ut fra oljeanalysene ser det ut til at dette kan skje i maskin 1, maskin 3 – kar 1 og maskin 4.

Tabell 13. Konsentrasjoner av enkeltkjemikalier eller kjemikaliegrupper fra prosesskjemikalier benyttet på ulike steder i produksjonen med avløp til vann. Kommentar til potensiell miljøgiftighet.

Handelsnavn	Brukssted	Bruksområde	Innholdsstoffer	Kons. brukssted	Kons. deponi	Environmental hazard potential
Clean Weld sveisepasta	Sveising	Motvirker klebing av sveisesprut	smørefett (sammensatt)	-	<0.2 L/m^3	OK. Ikke giftig og nedbrytbar.
Clean Weld sveisespray	Sveising	Til sveising	vegetabilsk olje (sammensatt)	-	~0.4 L/m^3	OK. Ikke giftig og nedbrytbar.
Gardoclean 113	Maskin 3, kar 1	Avskallering varmeveksler	borsyre	-	0.6-0.9 mL/m^3	OK etter nøytralisering. NB! Sterke syrer i kontakt med metaller vil utløse mye metaller i løsning. Dette må avklares før utslipp til renseanlegg eller lignende.
			salpetersyre	-	0.5-3 mL/m^3	
			svovelsyre	-	2-7.5 mL/m^3	
Gardoclean 1700 F	Maskin 3, kar 1 Maskin 3, kar 2 Maskin 3, kar 3	Rensing av maskin	natriumglukonat	-	9.8 kg/m^3	OK etter nøytralisering. NB! Sterke baser i kontakt med fett og oljer kan føre til dannelse av såper. Slike såper er ofte giftige både for mikroorganismer og andre akvatiske organismer. Før utslipp bør man teste dette avløpsvannet økotoksikologisk.
			natriumhydroksid	-	38-75 kg/m^3	
Gardoclean S5160	Maskin1 Maskin 3, kar 1 Maskin 4	Avfettingsvæske	kaliumhydroksid	0.75-1.9 L/m^3 0.4-1.0 L/m^3	1.1-8.5 kg/m^3	OK etter nøytralisering. NB! Sterke baser i kontakt med fett og oljer kan føre til dannelse av såper. Slike såper er ofte giftige både for mikroorganismer og andre akvatiske organismer. Før utslipp bør man teste dette avløpsvannet økotoksikologisk.
			Fettalkoholpolyglykoleter	0.19-0.75 L/m^3 0.1-0.4 L/m^3	0.28-3.4 kg/m^3	
			natriumtripolyfosfat	0.19-0.75 L/m^3 0.1-0.4 L/m^3	0.28-3.4 kg/m^3	
			natriumcaprylat	0.75-1.9 L/m^3 0.4-1.0 L/m^3	1.1-8.5 kg/m^3	
Gardoclean V	Maskin 4	Avspenningsmiddel	alkylpolyalkylglykoleter	0.04-0.13 L/m^3	-	OK. Ikke giftig og nedbrytbar.
GlideWay 220	Utstansing stål (til maskin 4)	Vangeolje	høyraffinert mineralolje (DMSO-ekstrakt<3%, IP 346)	>0.68 L/m^3	-	Trolig greit; høymolekylære oljer gir vanligvis lav vannkonsentrasjon og derfor ingen effekt på akvatiske organismer. Nedbrytbar over tid.
			alkyltiadiazol	1.1 mL/m^3	-	Korrosjonsinhibitor. Må antas å være giftig og ikke nedbrytbar.
			langkjedet alkylpolysulfid	0.02 L/m^3	-	Fungerer muligvis som dispergeringsmiddel. Kan være både giftig og tungt nedbrytbar.
			Alkylfenol	<2.3 mL/m^3	-	Giftig, men trolig nedbrytbar.
			Alkyl fosforsyre	<2.3 mL/m^3		Må anta giftig pga ukjent gruppe, men sannsynligvis ikke persistent.
			polybuten	<2.3 mL/m^3		Sannsynligvis ikke giftig og trolig nedbrytbar.
			alkylaminer			Giftige, men brytes raskt ned.
Kunststoff chips - RKBV40P	Maskin 2	Slipestein	polyester-blanding	0.92-1.36 L/m^3	-	OK. Polyester er ikke nedbrytbart. Vil ende opp i slamfraksjon sammen med kvarts.
			kvarts	1.38-2.04 L/m^3	- -	
Meta-Lube K	Saging stål (til maskin 1 og 4)	Beskyttelse verktøy	Raffinert vegetabilsk olje	<7.7-8.4 L/m^3	-	OK.
			Polymerisasjonsprodukt av vegetabilsk olje	0.09-0.85 L/m^3	-	OK.
			(alkylfenol)	4.3 mL/m^3	-	Giftig, men nedbrytbart. Det er restriksjoner på utslipp av alkylfenoler i Norge pga mulig hormonhermende effekter.
Molykote(r) M 30	Sveising (til maskin 3 – kar 1)	Smøremiddel	molybdendisulfid?	-	6-9 mL/m^3	OK. Lite løslig i vann
			polyglykol	-	0.05-0.08 L/m^3	OK.
			dispergeringsmiddel	-	?	Dispergeringmidler er ofte giftige i seg selv. I tillegg kommer effekten av at de finfordeler oljer/fett, og dermed øker eksponering i vannfasen. Det er vanskelig å avgjøre betydning av dette uten å teste avløpsvannet.
R1121 Compound	Maskin 2	Avfetting og korrosjonsinhibitor	fettalkanolamider	0.45-1.35 L/m^3	-	Tensideffekter, dvs giftig, men nedbrytbart.
			alkanolamin	0.45-1.35 L/m^3	-	Litt giftig og nedbrytbar.
			isopropanol	0.45-0.90 L/m^3	-	OK Lite giftig og lett nedbrytbar.
			organiske salter og syrer		-	OK etter nøytralisering.
Stanseolje nr 1	Utstansing stål (til maskin 4)	Beskyttelse verktøy	høyraffinert mineralolje	>3.4 L/m^3	-	Trolig grei. Høymolekylære oljer gir vanligvis lav vannkonsentrasjon og derfor ingen effekt på akvatiske organismer. Nedbrytbar over tid.
			klorparafin C14-C17 (MCCP)	0.04-0.22 L/m^3	-	Bruksbegrensnig vedtatt i EU. Vil ikke tillates sluppet ut. Må deponeres eller helst brennes. Høy BCF og peristent.
Unibond LH	Maskin1 Maskin 3, kar 1 Maskin 4	Avfettingsvæske	Fosforsyre	0.075-0.23 L/m^3 0.04-0.11 L/m^3	0.001-0.24 kg/m^3	OK etter nøytralisering. NB! Sterk syrer i kontakt med metaller vil utløse mye metaller i løsning. Dette må avklares før utslipp til renseanlegg eller lignende.
			Natriumhihydrogenfosfat	0.75-2.3 L/m^3 0.38-1.1 L/m^3	0.01-2.4 kg/m^3	OK Plantegjødning.
			Natriumbenzoat	7.5-7.5 L/m^3 3.8-38 mL/m^3	0.1-1 g/m^3	OK Konserveringsmiddel i næringsmiddelindustrien.
			Alkylpolyalkylenglykoleter	?	?	OK. Ikke giftig og etter hvert nedbrytbar.
			heteropolysakkarid	?	?	OK. Ikke giftig og lett nedbrytbar.
			Na-3-nitrobenzensulfonat	0.075-0.23 L/m^3 0.04-0.11 L/m^3	0.001-0.24 kg/m^3	Giftig tensid, nedbrybar på sikt.
			Polyetylenglykol	?	?	OK Lett nedbrytbart ikke giftig

1.3.4 Metaller

De beregnede årlige utslippene av tungmetaller totalt sett (hele prøven oppsluttet i syre) og på løst form (oppslutning etter filtrering) til kommunalt nett og direkte til deponiet i Hådalen er vist i h.h.v. Figur 6 og Figur 7. De gjennomsnittlige tungmetallkonsentrasjonene totalt sett og på løst form i de enkelte maskinene er vist i h.h.v Tabell 11 og Tabell 12, og de beregnede årlige utslippene fra maskinene er vist i Tabell 13. Figurene 9 og 10 viser utslippskonsentrasjonene av tungmetaller i f.h.t. de generelle utslippskravene til overflatebearbeidende industri for de tungmetallene som har eller er i nærheten av å overstige kravet.

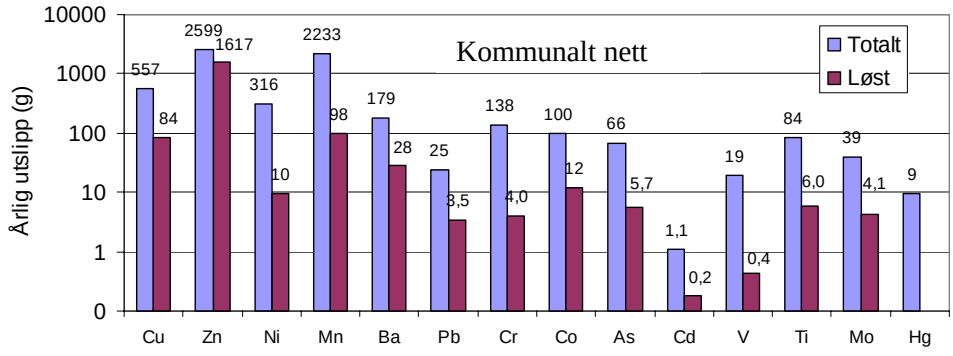
Ikke uventet er utslippet av Fe og Al ganske dominerende i de fleste av maskinene, ettersom det er stål- og aluminiumsmaterialer som behandles i prosessen. Men også innholdet av Cu og Zn ligger over det generelle utslippskravet til overflatebearbeidende industri i de fleste maskinene. I maskin 2 ble også kravet for Ni og (total-) Cr overskredet. Pb lå akkurat på kravet i maskin 3 – kar 1, mens gjennomsnittskonsentrasjonen av Hg (1.7 µg/l) lå litt under kravet i maskin 2. I alle andre maskiner lå Hg-innholdet under eller på (maskin 3 – kar 3) deteksjonsgrensen for analysemetoden (50 ng/l). Konsentrasjonen av Cr^{6+} lå under deteksjonsgrensen på 20 µg/l i alle maskinene.

Metallkilder:
Avgraderingen av stålgodset i maskin 2 er uten tvil den viktigste kilden til Fe i utløpet. Dette stålgodset består av ca 30 % skrapjern, og vil således kunne inneholde en lang rekke metallforurensinger, deriblant Hg. Tidligere inneholdt slipesteinene i trommelen betydelige mengder aluminium- og silisiumoksid, men det gjør de ikke nå. Vannet fra maskin 2 inneholder derfor også relativt beskjedne mengder Al. Det høye innholdet av Al i maskin 3 – kar 1 skyldes at aluminiumen løses ut som aluminationer i det sterkt alkaliske vannet (pH 10.3)

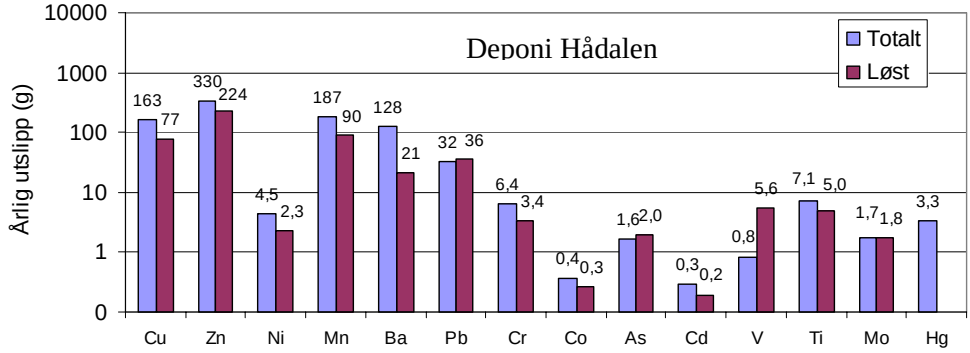
3-4 ganger i året behandles varmeveksleren i tilknytning til maskin 3 med Gardoclean 113, for å fjerne avsatt materiale. Da tømmes varmeveksleren for vann og fylles på med 50 liter gardoclean 113, som kjøres i sirkulasjon i 20 min før tømmes og sendes tilbake til lagertanken. Det er et estimert tap på 0.2-0.3 liter pr gang pga vedheng på vegger inne i varmeveksleren, som vaskes ut når maskinen settes i gang igjen. Dette ender i all hovedsak i kar 1. Gardoclean 113 inneholder 5-10 % salpetersyre og 1-5 % borsyre, som vil angripe metaller inne i varmeveksleren. Når Gardoclean 113 har blitt brukt et antall ganger (skiftes hvert år?), sendes den som spesialavfall for destruksjon(?). Den lille delen som går tapt vil kunne bidra noe til totalutslippet i maskin 3, men er sannsynligvis av liten betydning. Det vil likevel være fornuftig å verifisere dette.

Metaller på partikulær og løst form:
Det fremgår av Figur 8 at det aller meste av tungmetallene i maskin 2 lå på partikulær form – for de fleste metallene er det 1-2 tierpotenser forskjell mellom innholdet av metallet totalt og på løst form – noe som skyldes selve avgraderingen, som river av metallstøv og den relativt lave pH i f.h.t de øvrige badene (ca pH 7.5). Det høye partikkelinnholdet, som også vil inkludere korn/støv fra slipesteinene, ga seg også utslag i en høy SS (2.4 g/l).

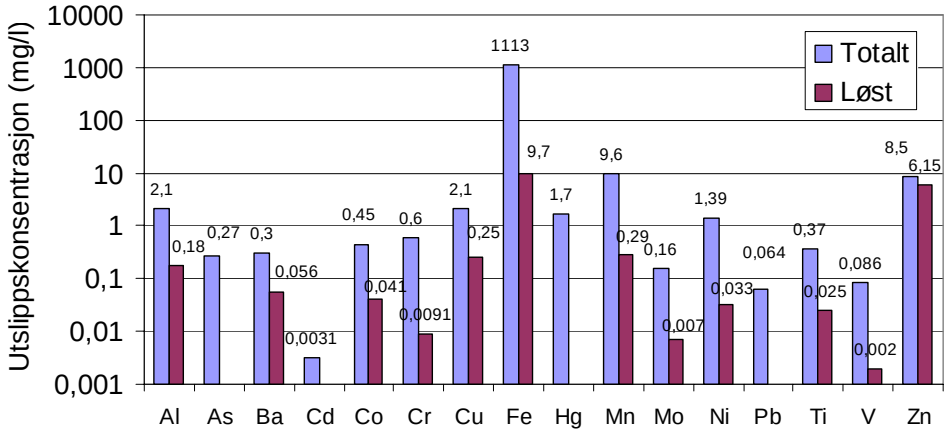
Det er noe uventet at så stor del av metallene i det sterkt alkaliske vannet i maskin 3 – kar 1 skal foreligge på løst form. Det er mulig at badkjemikaliene medvirker til at metallene bindes som komplekser.



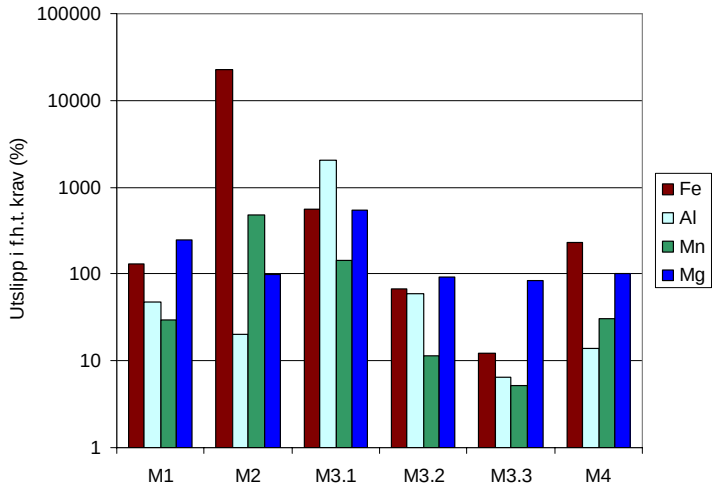
Figur 6. Beregnede årlige utslipp av tungmetaller (med unntak av Fe og Al) totalt og på løst form til kommunalt nett.



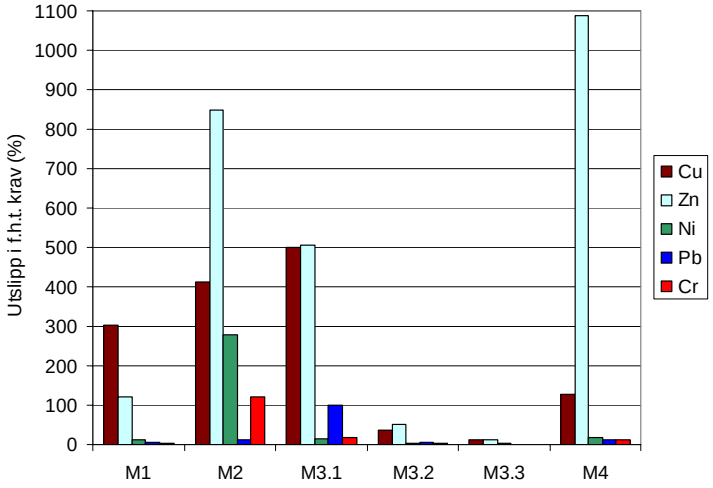
Figur 7. Beregnede årlige utslipp av tungmetaller (med unntak av Fe og Al) totalt og på løst form direkte til deponi fra maskin 3 – kar 1.



Figur 8. Utslippskons. av tungmetaller totalt og på løst form fra maskin 2.



Figur 9. Utslippskonsentrasjoner av Fe, Al, Mn og Mg fra de enkelte maskinene i f.h.t. de generelle utslippskravene til overflate-bearbeidende industri.



Figur 10. Utslippskonsentrasjoner av utvalgte tungmetaller fra de enkelte maskinene i f.h.t. de generelle utslippskravene til overflate-bearbeidende industri.

Tabell 11. Gjennomsnittskonsentrasjoner av totalinnholdet av tungmetaller og alkalimetaller (under streken) i de enkelte maskinene. Rådata er gitt i Appendiks A, Tabell A2-A7.

Parameter		Mx.y = Maskin x – kar y					
		M1	**M2**	**M3.1**	**M3.2**	**M3.3**	**M4**
Al	mg/l	4,7	2,1	207	5,8	0,64	1,39
As	mg/l	<0,02	0,27	0,025	<0,02	0,025	0,030
Ba	mg/l	0,088	0,30	1,97	0,35	0,108	0,18
Cd	mg/l	<0,001	0,0031	0,0046	0,0014	<0,001	0,0014
Co	mg/l	<0,004	0,45	0,006	<0,001	<0,002	0,004
Cr	mg/l	0,010	0,60	0,098	0,008	0,005	0,054
Cu	mg/l	1,52	2,1	2,5	0,19	0,065	0,63
Fe	mg/l	6,5	1113	28	3,4	0,614	11,5
Hg	µg/l	<0,05	1,7	<0,05	<0,05	0,05	<0,05
Mn	mg/l	0,59	9,6	2,9	0,23	0,102	0,61
Mo	mg/l	0,017	0,16	0,027	0,005	0,0045	0,047
Ni	mg/l	0,058	1,39	0,069	0,011	0,010	0,090
Pb	mg/l	0,025	0,064	0,50	0,031	<0,01	0,054
Ti	mg/l	0,015	0,37	0,11	0,0036	0,0026	0,013
V	mg/l	0,002	0,086	0,012	<0,004	<0,003	0,006
Zn	mg/l	1,20	8,5	5,1	0,53	0,123	10,9
Ca	mg/l	58	42	131	35	30	37
K	mg/l	834	13,0	4050	84	7,1	715
Mg	mg/l	12,3	5,0	27	4,6	4,2	5,1
Na	mg/l	320	297	1370	33	4,0	275

Tabell 12. Konsentrasjonen av løste tungmetaller og alkalimetaller (under streken) i de enkelte maskinene i prøver tatt enten 15.4.04 eller 20.4.04.

Parameter		Mx.y = Maskin x – kar y					
		M1	**M2**	**M3.1**	**M3.2**	**M3.3**	**M4**
Al	mg/l	0,19	0,18	183	5,5	0,35	0,70
As	mg/l	0,03	<0,03	0,030	<0,03	<0,03	<0,03
Ba	mg/l	0,04	0,056	0,33	0,011	0,038	0,11
Cd	mg/l	<0,001	<0,001	0,0030	<0,001	<0,001	<0,001
Co	mg/l	<0,003	0,041	0,0040	<0,003	<0,003	0,031
Cr	mg/l	0,00	0,0091	0,052	<0,003	<0,003	0,014
Cu	mg/l	1,23	0,25	1,18	0,033	0,019	0,14
Fe	mg/l	1,85	9,7	4,47	0,10	0,096	0,55
Hg	µg/l	i.a	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
Mn	mg/l	0,34	0,29	1,38	0,028	0,0098	0,41
Mo	mg/l	0,02	0,007	0,027	0,005	0,004	0,01
Ni	mg/l	0,04	0,033	0,036	<0,005	<0,005	0,024
Pb	mg/l	<0,01	<0,01	0,55	<0,01	<0,01	0,02
Ti	mg/l	0,00	0,025	0,077	0,0013	<0,0004	0,0033
V	mg/l	<0,001	0,002	0,086	<0,001	<0,001	0,003
Zn	mg/l	0,42	6,15	3,5	0,045	0,0072	4,7
Ca	mg/l	51	18,7	117	20	28	27
K	mg/l	654	23	i.a.	87	6	330
Mg	mg/l	40	4,9	20	4,0	3,9	4,6
Na	mg/l	436	118	1010	33	3,1	132

Tabell 13. Beregnede årsutslipp av totalinnholdet av tungmetaller og alkalimetaller (under streken) fra de enkelte maskinene. Tallene er basert på rådata i Appendiks A, Tabell A2-A7.

Parameter		Mx.y = Maskin x – kar y					
		M1	**M2**	**M3.1**	**M3.2**	**M3.3**	**M4**
Al	g/år	41	451	13477	1402	115	74
As	g/år	<0,18	60	1,63	<4,8	4,5	1,59
Ba	g/år	0,78	66	128	83	19	9,7
Cd	g/år	<0,0088	0,68	0,30	0,34	<0,18	0,07
Co	g/år	<0,035	99	0,36	<0,24	<0,36	0,23
Cr	g/år	0,091	132	6,4	1,90	0,90	2,9
Cu	g/år	13,3	453	163	45	11,7	34
Fe	g/år	57	244970	1819	803	110	609
Hg	mg/år	<0,05	374	<3,3	<12	9,0	<2,65
Mn	g/år	5,16	2122	187	55	18,4	32
Mo	g/år	0,15	34	1,75	1,20	0,81	2,5
Ni	g/år	0,51	306	4,5	2,7	1,85	4,8
Pb	g/år	0,22	14	32	7,5	<1,8	2,8
Ti	g/år	0,13	82	7,1	0,86	0,47	0,71
V	g/år	0,018	19	0,81	<0,96	<0,54	0,33
Zn	g/år	10,6	1863	330	126	22	576
Ca	kg/år	0,51	9,2	8,5	8,3	5,5	1,96
K	kg/år	7,3	2,9	263	20	1,29	38
Mg	kg/år	0,11	1,09	1,75	1,10	0,76	0,27
Na	kg/år	2,8	65	89	8,0	0,72	14,6

2. Utslipp til miljøet

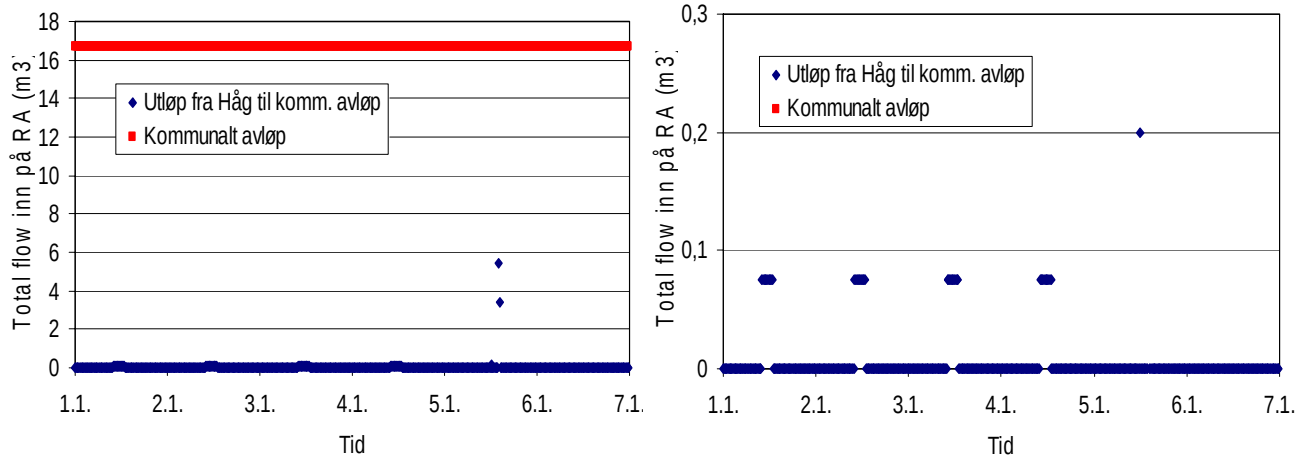
Før alle avløp fra Håg ble stoppet i januar 2004 ble avløpene fordelt som vist foran i flytskjemaet i Figur 1. Hovedmengden av vannet har blitt sluppet ut på kommunalt nett, resten (fra maskin 3 – kar 1) har blitt transport med tankbil til deponiet i Hådalen.

2.1 Påslipp til kommunalt nett

Røros renseanlegg er mottaker og behandler av alt som slippes på kommunalt nett. Anlegget er et kombinert kjemisk (trinn 1) og biologisk (trinn 2) renseanlegg dimensjonert for 6.500 personekvivalenter. Renset avløpsvann slippes ut i Hitterelva, nedstrøms innløpet for Håelva. Slam deponeres på det samme deponiet i Hådalen som Håg har deponert vann fra maskin 3 – kar 1.

2.1.1 Hydraulisk belastning på renseanlegg

Håg slapp ut hovedtyngden av avløpet som gikk til kommunalt nett i løpet av noen få timer hver fredag. Tømmetiden varte fra 10 min (maskin 1) til 30 min (maskin 3 – kar 2 og 3) og 30-45 min (maskin 4). Maskin 2 sendte ut 300 liter per time de 3 timene den gikk per dag. Det samlede påslippet til kommunalt nett er modellert og vist i Figur 11 sammen med en antatt mer kontinuerlig flow av kommunalt avløp inn til renseanlegget. Den gjennomsnittlige døgnbelastningen på renseanlegget er 1500-1700 m^3 (63-71m^3/t), men kan under flom være oppe i ca 2700 m^3 (113 m^3/t). Den maksimale hydrauliske belastningen anlegget tåler er 160 m^3/t. Den ekstra hydrauliske belastningen påslippet fra Håg innebærer burde ikke ha noen betydning for renseanlegget. Påslippet blir sannsynligvis også noe mer fordelt under transporten til renseanlegget.



Figur 11. Modellert hydraulisk belastning på renseanlegget gjennom en uke fra 1.1 til 7.1. Venstre figur viser et utdrag av figuren til høyre for å gjøre den daglige belastningen på kommunalt nett fra Håg mer synlig.

2.1.2 Belastning av pH på nett og renseanlegg

Flere av prosessbadene har hatt meget høy pH og har overskredet grenseverdien på 9.5 for påslipp til kommunalt nett. Ved et samlet påslipp ville den høye pH i enkelte av badene blitt delvis nøytralisert av de store volumene i kar 2 og 3 i maskin 3, med en forventet samlet pH i området 8.5-8.7. Ved et ensidig påslipp av sterkt alkalisk bad ville fortynningen først kommet ute på hovednettet. Størst betydning vil nok et enslig påslipp av 1200 liter vann fra maskin 4 ha hatt. I et tilfelle ble pH her målt

til 12, noe som kan forventes gi betydelig korrosjon på stikkledningen fra Håg ut til hovednettet hvis vannrester får ligge over noe tid. Men etter samtaler med driftspersonalet ved renseanlegget er det ikke grunn til å tro at påslippene fra Håg har hatt noen korrosiv effekt på ledningsnettet av særlig omfang. Den naturlige fortynningen man har på nettet vil bringe pH betydelig ned før påslippet når renseanlegget. Det er derfor lite sannsynlig at påslippet har noen betydning for renseanlegget.

2.1.3 Fosfat-belastning på renseanlegget

Ved et samlet påslipp til nettet ved normal vannføring (1600 m^3/døgn) i løpet av 1 time ville den ekstra fosfor-belastningen på renseanlegget ha vært i størrelsesorden 3.8-6.9 g P/m^3. I en stikkprøve tatt av innløpet til renseanlegget 15.4.04, dvs uten påslipp fra Håg, ble konsentrasjonen av total-P inn på anlegget bestemt til 2.45 g P/m^3 (se Appendiks A, Tabell A10). Pga den naturlige utjevningen ute på nettet vil denne toppen nå anlegget over et noe lenger tidsrom enn 60 min og toppen blir lavere. Fosfat fjernes på renseanlegget ved kjemisk utfelling med jernkloridsulfat, og normal praksis ved renseanlegg er å dosere fellingsmiddel til man kommer ned i riktig pH for felling. Dermed doseres gjerne mer enn man strengt tatt trenger, og det er rom for en del variasjoner i belastningen. Ettersom toppen fra Håg har passert renseanlegget så pass fort at sannsynligvis ingen har registrert den (i følge samtaler med driftspersonalet), har den sannsynligvis ikke hatt noen praktisk betydning for renseanlegget, verken når det gjelder overholdelse av utslippskravet eller forbruk av fellingskjemikalier. Totalt sett tilsvarer det årlige P-påslippet fra Håg 0.4 % av den årlige total-belastningen for renseanlegget eller ca 16 personekvivalenter. Påslippet av sanitærvann fra Håg vil trolig utøve en større P-belastning på renseanlegget.

2.1.4 Organisk belastning på renseanlegget

Ved å gjøre tilsvarende beregninger for organisk stoff (se Tabell 7) som for fosfat, får man følgende regnestykke: et påslipp av 2,9 kg TOC på nettet i løpet av 1 time tilsvarer en ekstrabelastning på renseanlegget på 38 g TOC/m^3. Fra stikkprøven ved renseanlegget 15.4.04 ble innløpskonsentrasjonen bestemt til 95 g TOC/m^3 (Appendiks A, Tabell A10). Ved kvalifisert gjetning fjernes i størrelsesorden 50 % av dette ved kjemisk utfelling, mens 25 % fjernes på renseanleggets biologiske trinn. Som diskutert i kapittel 1.3.2 var en betydelig andel av påslippet fra Håg ulike tensider og organiske syrer og baser fra avfettingsmidlene (spesielt Gardoclean S5160), men sannsynligvis også et betydelig innslag av oljer. Den organiske belastningen er på TOC-basis i utgangspunktet sannsynligvis ikke noe problem for renseanlegget. Økningen er trolig vel innenfor den naturlige variasjonen. Som slamhemmingstesten omtalt i Vedlegg 3 viste, ga det samlede avløpet fra Håg til kommunalt nett en økning i slammets oksygenforbruk, noe som viser at det organiske stoffet er lett omsettbart.

Den organiske belastningen i avløpet fra bedriften i slutten av uka (ca 850 kg TOC) tilsvarer ca 100 personekvivalenter (ved omregning til BOD_5 via COD), noe som sannsynligvis er i samme størrelsesorden som det sanitære avløpet fra bedriften.

2.1.5 Skjebnen til olje og tensider på renseanlegget

Oljen som eventuelt har kommet inn til renseanlegget vil, pga dens hydrofobe karakter, i utgangspunktet ha blitt fanget opp i den kjemiske slamfasen. Men med det store innslaget av tensider, kan det hende at en del olje kan ha kommet inn på det etterfølgende biologiske trinnet. Her er det en fordel at oljen er godt dispergert, da den blir lettere tilgjengelig for mikrobiologisk angrep. I Appendiks E er det gitt noe dokumentasjon på mikrobiologisk omsetning av hydrokarboner med kjedelengder mellom C10-C40. Jo lengre kjedelengder hydrokarbonene har, jo lengre tid tar nedbrytningen. Uansett vil oljekonsentrasjonen være svært beskjeden (0,13 g hydrokarboner/m^3) og har neppe hatt noen betydning for renseanlegget. Driftspersonellet har heller ikke oppdaget noe olje i innløpet, eller hatt problemer med olje på anlegget.

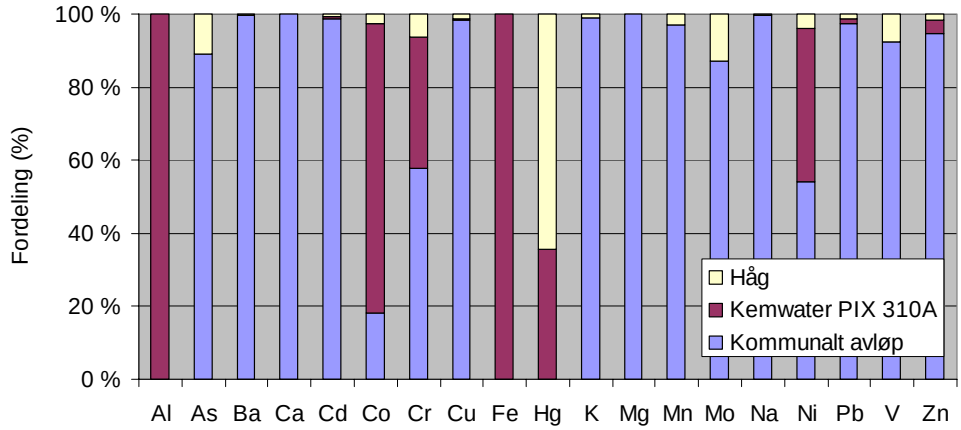
2.1.6 Skjebnen til prosesskjemikalier på renseanlegget

Prosesskjemikalienes vei gjennom renseanlegget vil til en stor grad være styrt av kjemikalienes fysikalsk-kjemiske egenskaper, de fysiske, kjemiske og mikrobiologiske prosessene på anlegget, kjemikaliets biotilgjengelighet, samt øvrig tilstedeværende materiale (partikulært, omsettelig organisk materiale). Som en generell regel vil de minst polare og uløselige forbindelsene felles ut i det kjemiske trinnet, og dermed forlate anlegget som en del av slammet. Kjemikaliene som er lettest omsettelig vil kunne rekke å bli omsatt på det biologiske trinnet, men som det fremgår av Tabell 10, er det forventet at flere av prosesskjemikaliene vil ha redusert biotilgjengelighet, enten fordi de er persistente eller fordi de er toksiske (eller begge deler). For godt karakteriserte kjemikalier er det mulig å benytte simuleringsverktøyet SimpleTreat (en del av EUSES) til å vurdere skjebnen til kjemikaliene på renseanlegget, men for mange av kjemikaliene som benyttes ved Håg finnes det ikke nok informasjon (log Kow, løselighet, molekylvekt). Tabell 14 oppsummerer derfor hvordan de enkelte stoffgruppene i de mest aktuelle tilsetningsstoffene ved Håg sannsynlig vil oppføre seg på renseanlegget.

2.1.7 Metaller inn på renseanlegget

I tillegg til at det kommunale avløpsvannet i seg selv inneholder en del metaller, tilsettes avløpsvannet fellingskjemikaliet Kemwater PIX 310A, en jernkloridløsning med et vidt spekter av ulike (tung-) metallforurensinger (se Tabell 12). I Figur 12 er den relative fordelingen av den årlige tilførselen av metaller til renseanlegget mellom kommunalt avløp, fellingskjemikaliet og påslipp fra Håg vist. Som det tydelig fremgår utgjør Hågs tilførsler av metaller til renseanlegget en svært liten del av de totale tilførslene for de aller fleste metallene. Det er kun Hg som skiller seg ut, og da mangler vi data fra det kommunale avløpet. De totale årlige tilførslene fra Håg til renseanlegget er på 0.4 g Hg (stammer fra maskin 2; 1.7 µg/l), noe som må betraktes som relativt ubetydelig i miljøsammenheng. Denne Hg foreligger mest sannsynlig som en legering med andre metaller, jfr. Tabell 11 og 12.

Pga de fleste tungmetallenes sterke adsorpsjon til partikulært materiale kan man forvente at mesteparten av tungmetallene har endt opp i slammet, og dermed har endt opp på deponiet i Hådalen.



Figur 12. Relativ fordeling av den årlige tilførselen av metaller til renseanlegget mellom kommunalt avløp, fellingskjemikaliet og påslipp fra Håg

Tabell 14. Oppsummering av hvordan det er forventet at de enkelte stoffgruppene i de mest aktuelle tilsetningsstoffene ved Håg vil oppføre seg på renseanlegget.

Handelsnavn Stoffgruppe/kjemikalium	**Kommentar**
Gardoclean S5160	
Fettalkoholpolyglykoleter	Fungerer trolig som dispergeringsmiddel. Vil derfor i stor grad gjenfinnes i vannfasen. Er det mye olje og fett til stede samtidig, kan det dannes emulsjoner som flyter opp.
natriumcaprylat	Fungerer trolig som dispergeringsmiddel. Vil derfor i stor grad gjenfinnes i vannfasen. Er det mye olje og fett til stede samtidig, kan det dannes emulsjoner som flyter opp.
R1121 Compound	
Fettalkanolamider	Dette er trolig et tensid og vil fungere som dispergeringsmiddel for fett og olje. Løselig i vann.
Alkanolamin	LogKow=-2,48, Molekylvekt=149 mol/l, vannløslighet =2460000 mg/l. Dette er trolig et tensid og vil fungere som dispergeringsmiddel for fett og olje. Meget løselig i vann.
isopropanol	Meget løselig i vann, løser i noen grad fett og olje, men bidrar ikke mye til å holde olje og fett i løsning i vannfasen. Meget lett bionedbrytbart.
organiske salter	Vannløslig og lett nedbrytbare.
GlideWay 220	
Høyraffinert mineralolje	Heavy paraffinic; antar molekylvekt ca 300 og ca LogKow=6. Vannløslighet =1,0 mg/l. Lav vannløslighet tilsier at oljen vil flyte opp eller være innblandet i slam.
alkylthiodiazol	Molekylvekt ca 300 og ca LogKow=1,5. Vannløslighet =240 mg/l. Sannsynligvis en korrosjonshemmer. Vil trolig i stor grad gjennfinnes i vannfasen. Giftig for vannlevende organismer.
Andre stoffer	ingen info for andre komponenter
Stanseolje nr 1	
Høyraffinert mineralolje	Som for mineraloljen i GlideWay 220
Klorparafin	LogKow=6,5, MW=400, vannløslighet=0,2. Gir økt trykkresistens til oljer ved metallarbeid. Må fjernes fra endelig produkt og vil da ende opp i emulsjoner eller fettfase.

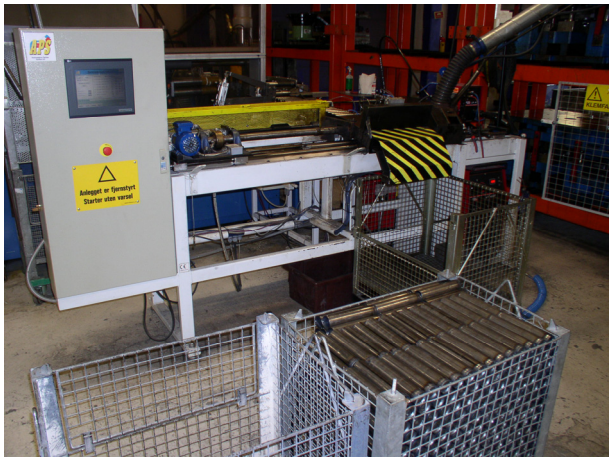
2.2 Deponering av avfall i Hådalen

Det midlertidige deponiet for mottak av kommunalt avfall i Hådalen og forholdene rundt avrenning fra dette er nærmere beskrevet i Vedlegg 4.

HÅG har deponert brukte prosessbad fra maskin 3 – kar 1 og mindre mengder (ca 1.5 tonn over 2 år) slam fra sumpen. Bedriften har anslått at det er deponert ca. 200 tonn prosessbad de siste tre årene. Røros renseanlegg deponerer sitt avløpsslam på samme sted; i snitt 69 m3 slam med et tørrstoffinnhold på i snitt 22 %.

Appendiks A. Bilder fra produksjonslokalene

Her følger noen bilder fra produksjonslokalene slik de så ut ved befaringene 21.03.04 og 07.07.04.



Kappemaskin. Kapping av aluminiumsrør

Maskin 1. Avfettingsbad (venstre) med fettfang (nede til venstre i høyre bilde).

Maskin 2. Maskin for tromling og avfetting av ståldeler (topp venstre), tromling med slipesteiner (topp høyre) og maskinens avløp.

Maskin 3. Yttervegg av vaskemaskin 3 med karene 1-3 (topp venstre), kar 1 med vann tilsatt Gardoclean S5160 (nede venstre), kar 2 med første skyllevann (topp høyre) og kar 3 med andre og siste skyllevann (nede høyre).

Maskin 4. Ferdige utstansede aluminiumdeler med hinne av Stanseolje nr 1 og GlideWay 220 (venstre) og avfettingsmaskin 4 (høyre).

Sump. Sumpen (høyre bilde) som mottar avløp fra maskin 1 (slutten av uka), maskin 2 (daglig) og maskin 4 (slutten av uka). Nærbilde av sumpen med oljelag på toppen (høyre).

Lakkering. Stoldeler på vei inn i lakkeringsmaskin (venstre) og påføring av Corro-coat PE (høyre).

Pyrolyse. Pyrolyseovnen brukt til avbrenning av stoloppheng og koking av epoxypulver.

Appendiks B. Rådata fra analyser ved bedriften

Tabell B1. Generelle vannkvalitetsparametere i utløp fra de ulike maskinene.

Parameter	Enhet	Dato	Maskin X. kar Y					
			M1	M2	M3.1	M3.2	M3.3	M4
pH	-	21.01.04				8.75	8.19	
		30.01.04	9.90	7.80	10.30/10.30	9.20/9.00	8.40/8.40	12.0
		15.04.04	9.86	7.16				
		20.04.04			10.39	8.75	8.09	9.93
		Snitt	***9.88***	***7.48***	***10.35/10.30***	***8.90/9.00***	***8.23/8.40***	***10.97***
Total P	mg P/l	21.01.04				13.1	0.52	
		30.01.04	180	2.25	941/915	19.5/36.5	0.50/0.44	255
		15.04.04	169	7.18				
		20.04.04			684	4.95	0.7	68.9
		Snitt	***175***	***4.72***	***813/915***	***12.5/36.5***	***0.57/0.44***	***162***
Løst P	mg P/l	15.04.04	174	6.32				
		20.04.04			709	14.1	0.53	64.9
		-	***174***	***6.32***	***709***	***14.1***	***0.53***	***64.9***
Total S	mg S/l	21.01.04				3.23	2.7	
		30.01.04	10.9	9.75	25.8/26.5	3.27/4.16	2.86/2.85	7.94
		15.04.04	9.6	31.0				
		20.04.04			12.0	2.40	2.40	12.0
		Snitt	***10.3***	***20.4***	***18.9/26.5***	***2.97/4.16***	***2.65/2.85***	***9.97***
Løst S	mg S/l	15.04.04	31.2	16.4				
		20.04.04			12.7	2.60	2.10	8.90
		-	***31.2***	***16.4***	***12.7***	***2.60***	***2.10***	***8.90***
S-TS	mg/l	15.04.04	153	2440				
		20.04.04			35.2			280
		-	***153***	***2440***	***35.2***	-	-	***280***
TOC	mg C/l	15.04.04	1060	3120				
		20.04.04			2240	42.3	4.5	1260
		-	***1060***	***3120***	***2240***	***42.3***	***4.5***	***1260***
Konduktivitet	µS/cm	15.04.04	2530	943				
		20.04.04			9850	303	192	1410
		-	***253***	***94.3***	***985***	***30.3***	***19.2***	***141***
Temperatur	^{o}C	**-**						

Tabell B2. Analyseresultater på metaller i maskin 1. Totalt målt på syreoppsluttet prøve.

Parameter		Totalt			Løst	Total/år
		30.1.04	15.4.04	**Snitt**	15.4.04	(g/år)
Al	mg/l	0,408	8,98	4,69	0,19	41
As	mg/l	<0,01	<0,03	<0,02	0,03	0
Ba	mg/l	0,0975	0,08	0,088	0,04	0,78
Cd	mg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0
Co	mg/l	<0,005	<0,003	<0,004	<0,003	0
Cr	mg/l	0,0127	0,008	0,010	0,003	0,091
Cu	mg/l	1,81	1,22	1,52	1,23	13,3
Fe	mg/l	7,18	5,73	6,46	1,85	57
Hg	µg/l	<0,05		<0,05		0
Mn	mg/l	0,638	0,53	0,59	0,34	5,2
Mo	mg/l	0,0136	0,020	0,017	0,016	0,15
Ni	mg/l	0,0565	0,059	0,058	0,043	0,51
Pb	mg/l	0,0039	0,05	0,025	<0,01	0,22
Ti	mg/l	0,017	0,0132	0,015	0,0036	0,13
V	mg/l	<0,005	0,00		<0,001	0
Zn	mg/l	1,72	0,69	1,20	0,42	10,6
						(kg/år)
Ca	mg/l	63,2	52,60	57,9	51,20	0,51
K	mg/l	848	820,00	834	654,00	7,3
Mg	mg/l	10,3	14,20	12,3	40,30	0,11
Na	mg/l	333	307,00	320	436,00	2,8

Tabell B3. Analyseresultater på metaller i maskin 2. Totalt målt på syreoppsluttet prøve.

Parameter		Totalt			Løst	Total/år
		30.1.04	20.4.04	**Snitt**	20.4.04	(g/år)
Al	mg/l	1,43	2,67	2,05	0,18	451
As	mg/l	0,438	0,11	0,274	<0,03	60
Ba	mg/l	0,215	0,381	0,298	0,0555	66
Cd	mg/l	0,0042	0,002	0,0031	<0,001	0,7
Co	mg/l	0,487	0,416	0,4515	0,041	99
Cr	mg/l	0,201	0,999	0,6	0,0091	132
Cu	mg/l	2,26	1,86	2,06	0,248	453
Fe	mg/l	197	2030	1113,5	9,73	244970
Hg	µg/l	1,7	<0,1	1,7		374
Mn	mg/l	3,29	16	9,645	0,293	2122
Mo	mg/l	0,0694	0,242	0,1557	0,007	34
Ni	mg/l	1,32	1,46	1,39	0,033	306
Pb	mg/l	0,072	0,055	0,0635	<0,01	14
Ti	mg/l	0,216	0,531	0,3735	0,025	82
V	mg/l	0,0231	0,148	0,08555	0,002	19
Zn	mg/l	4,74	12,2	8,47	6,15	1863
						(kg/år)
Ca	mg/l	47,3	35,9	41,6	18,7	9,2
K	mg/l	8,73	17,2	12,965	23,1	2,9
Mg	mg/l	5,07	4,83	4,95	4,92	1,1
Na	mg/l	480	113	296,5	118	65

Tabell B4. Analyseresultater på metaller i maskin 3 – kar 1. Totalt målt på syreoppsluttet prøve.

Parameter		Totalt				Løst	Total/år
		30.1.04 (midten)	30.1.04 (bunnen)	20.4.04	**Snitt**	20.4.04	(g/år)
Al	mg/l	220	227	175	207	183	13477
As	mg/l	<0,01	0,025	<0,03	0,0250	0,03	1,63
Ba	mg/l	0,628	4,78	0,491	1,97	0,328	128
Cd	mg/l	0,0044	0,0048	<0,001	0,0046	0,003	0,30
Co	mg/l	<0,001	0,0071	0,004	0,0056	0,004	0,36
Cr	mg/l	0,0929	0,15	0,052	0,0983	0,052	6,39
Cu	mg/l	2,93	3,43	1,14	2,50	1,18	163
Fe	mg/l	10,7	63,6	9,67	27,99	4,47	1819
Hg	µg/l	<0,05	<0,05				0,00
Mn	mg/l	2,26	4,74	1,65	2,88	1,38	187
Mo	mg/l	0,0239	0,0297	0,027	0,0269	0,027	1,75
Ni	mg/l	0,0623	0,102	0,043	0,0691	0,036	4,49
Pb	mg/l	0,431	0,537	0,518	0,4953	0,553	32
Ti	mg/l	0,0986	0,153	0,0748	0,1088	0,0766	7,07
V	mg/l	0,0118	0,0168	0,0087	0,0124	0,086	0,81
Zn	mg/l	6,95	5,34	2,93	5,07	3,45	330
							(kg/år)
Ca	mg/l	142	148	104	131	117	9
K	mg/l	4080	4020		4050		263
Mg	mg/l	30,7	30,2	19,7	26,87	20,2	1,7
Na	mg/l	1560	1540	1010	1370	1010	89

Tabell B5. Analyseresultater på metaller i maskin 3 – kar 2. Totalt målt på syreoppsluttet prøve.

Parameter		Totalt					Løst	Total/år
		21.1.04	30.1.04 (midten)	30.1.04 (bunnen)	20.4.04	**Snitt**	20.4.04	(g/år)
Al	mg/l	4,63	6,85	8,86	3,03	5,8425	5,49	1402
As	mg/l	<0,025	<0,01	<0,01	<0,03	<0,02	<0,03	<4,8
Ba	mg/l	0,063	0,121	1,16	0,0426	0,34665	0,011	83
Cd	mg/l	<0,0012	<0,001	0,0014	<0,001	0,0014	<0,001	0,34
Co	mg/l	<0,003	<0,001	<0,001	<0,003	<0,001	<0,003	<0,24
Cr	mg/l	0,0031	0,0052	0,0155	<0,003	0,0079333	<0,003	1,90
Cu	mg/l	0,0904	0,197	0,393	0,067	0,18685	0,033	45
Fe	mg/l	0,392	0,844	11,5	0,646	3,3455	0,101	803
Hg	µg/l	<0,05	<0,05		<0,05		<12	
Mn	mg/l	0,0647	0,0965	0,695	0,0628	0,22975	0,0281	55
Mo	mg/l	<0,005	<0,01	<0,01	0,005	0,005	0,005	1,20
Ni	mg/l	0,008		0,0145	<0,005	0,01125	<0,005	2,70
Pb	mg/l	<0,018	0,024	0,06	0,01	0,0313333	<0,01	7,52
Ti	mg/l	0,0032	0,0083	0,0019	0,001	0,0036	0,0013	0,86
V	mg/l	<0,002	<0,005	<0,005	<0,001	<0,004	<0,001	<0,96
Zn	mg/l	1,27	0,258	0,534	0,044	0,5265	0,045	126
								(kg/år)
Ca	mg/l	23,1	27,1	64,5	24,2	34,725	20,4	8,3
K	mg/l	77,6	119	98,7	39,2	83,625	87,2	20
Mg	mg/l	3,83	4,03	6,44	4	4,575	4,03	1,1
Na	mg/l	33,5	46,1	38,2	15,1	33,225	33,2	8,0

Tabell B6. Analyseresultater på metaller i maskin 3 – kar 3. Totalt målt på syreoppsluttet prøve.

Parameter		Totalt				Filtr.		Total/år
		21.1.04	30.1.04 (midten)	30.1.04 (bunnen)	20.4.04	**Snitt**	20.4.04	(g/år)
Al	mg/l	0,563	0,756	0,733	0,51	0,6405	0,352	115,29
As	mg/l	<0,025	0,025	<0,01	<0,03	0,025	<0,03	4,50
Ba	mg/l	0,089	0,085	0,0651	0,194	0,108275	0,038	19,49
Cd	mg/l	<0,012	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,18
Co	mg/l	<0,003	<0,001	<0,001	<0,003	<0,002	<0,003	<0,36
Cr	mg/l	<0,025	0,005	<0,001	<0,003	0,005	<0,003	0,90
Cu	mg/l	0,031	0,0361	0,035	0,157	0,064775	0,019	11,66
Fe	mg/l	0,0804	0,46	0,264	1,65	0,6136	0,0963	110,45
Hg	µg/l		0,05	<0,05		0,05		9,00
Mn	mg/l	0,0142	<0,01	0,0257	0,266	0,1019667	0,0098	18,35
Mo	mg/l	<0,005	0,005	<0,005	0,004	0,0045	0,004	0,81
Ni	mg/l	0,0156	<0,01	<0,01	0,005	0,0103	<0,005	1,85
Pb	mg/l	<0,018	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<1,8
Ti	mg/l	<0,0007	0,0029	0,0019	0,0031	0,0026333	<0,0004	0,47
V	mg/l	<0,002	<0,005	<0,005	<0,001	<0,003	<0,001	<0,54
Zn	mg/l	0,225	0,114	0,0871	0,0664	0,123125	0,0072	22,16
								(kg/år)
Ca	mg/l	28,8	32,7	32,4	28	30,475	27,6	5,49
K	mg/l	6,29	8,37	8,21	5,7	7,1425	6	1,29
Mg	mg/l	4,25	4,25	4,22	4,18	4,225	3,88	0,76
Na	mg/l	4,58	4,26	4,4	2,86	4,025	3,07	0,72

Tabell B7. Analyseresultater på metaller i maskin 4. Totalt målt på syreoppsluttet prøve.

Parameter		Totalt			Løst	Total/år
		31.1.04	20.4.04	**Snitt**	20.4.04	(g/år)
Al	mg/l	2,01	0,764	1,387	0,703	73,51
As	mg/l	0,03	<0,03	0,03	<0,03	1,59
Ba	mg/l	0,227	0,14	0,1835	0,106	9,73
Cd	mg/l	0,0014	<0,001	0,0014	<0,001	0,07
Co	mg/l	0,0043	<0,003	0,0043	0,031	0,23
Cr	mg/l	0,0857	0,023	0,05435	0,014	2,88
Cu	mg/l	0,955	0,311	0,633	0,141	33,55
Fe	mg/l	15	7,99	11,495	0,553	609,24
Hg	µg/l	<0,05		<0,05		<2,65
Mn	mg/l	0,667	0,559	0,613	0,407	32,49
Mo	mg/l	0,0761	0,017	0,04655	0,01	2,47
Ni	mg/l	0,121	0,059	0,09	0,024	4,77
Pb	mg/l	0,077	0,03	0,0535	0,02	2,84
Ti	mg/l	0,0219	0,0049	0,0134	0,0033	0,71
V	mg/l	0,0086	0,004	0,0063	0,003	0,33
Zn	mg/l	15,9	5,84	10,87	4,68	576,11
						(kg/år)
Ca	mg/l	44,3	29,6	36,95	27,4	1,96
K	mg/l	1090	339	714,5	330	37,87
Mg	mg/l	5,51	4,63	5,07	4,56	0,27
Na	mg/l	417	133	275	132	14,58

Tabell B8. Resultater fra dioksinanalyser utført ved NILU (rapport nr. =-2613, prøve nr. 04/290, Aske 20B) på aske fra pyrolyseovnen. Utdrag fra analyserapporten.

Forbindelse	kons. ng/kg	recovery (%)	TE (nordisk) ng/kg
Dioksiner			
2378-TCDD	0,60	65	0,60
12378-PeCDD	1,03	66	0,51
123478-HxCDD	1,41	70	0,14
123678-HxCDD	1,89	66	0,19
123789-HxCDD	1,84		0,18
1234678-HpCDD	2,04	71	0,02
OCDD	6,03	84	0,01
Sum PCDD			**1,66**
Furaner			
2378-TCDF	2,83	76	0,28
12378/12348-PeCDF	3,85		0,04
23478-PeCDF	1,80	69	0,90
123478/1234789-HxCDF	4,38	73	0,44
123678-HxCDF	2,90	72	0,29
123789-HxCDF	1,71		0,17
234678-HxCDF	2,63	65	0,26
1234678-HpCDF	9,72	60	0,10
1234789-HpCDF	2,21		0,02
OCDF	5,87	35	0,01
Sum OCDF			**2,51**
Sum PCDD/PCDF			**4,16**

Tabell B9. Resultater fra elementanalse utført ved Jordforsk (rapprtnr. M004-2-00711, 20A) på aske fra pyrolyseovnen. Utdrag fra analyserapporten.

Parameter		Aske
Al	mg/kg	14100
As	mg/kg	<5
Ba	mg/kg	2470
Cd	mg/kg	<0,4
Co	mg/kg	1
Cr	mg/kg	24,2
Cu	mg/kg	59,8
Fe	mg/kg	19400
Mn	mg/kg	84
Mo	mg/kg	5,2
Ni	mg/kg	13,8
Pb	mg/kg	4,5
Ti	mg/kg	298
V	mg/kg	5,1
Zn	mg/kg	141
Ca	mg/kg	67100
K	mg/kg	296
Mg	mg/kg	2750
Na	mg/kg	492

Tabell B10. Elementanalyse på stikkprøver fra innløp og utløp ved Røros RA 15.4.04. Beregnet døgntransport og årstransport gjennom renseanlegget.

Stikkprøver tatt ved Røros RA										
		15.04.2004	15.04.2004							
Parameter		**Innløp**	**Utløp**							
pH		7,11	6,69							
kond	mS/m	41,7	50,2							
NH_4-N	µg/l	12300	18400	**Døgntransport**				**Årstransport**		
NO_3-N	µg/l	<1	<5		**Innløp**	**Utløp**			**Innløp**	**Utløp**
TOC	mg/l	94,8	25,3	kg C/døgn	190	51	TOC	kg	69204	18469
Cl	mg/l	23,4	51,6	kg Cl/døgn	47	103	Cl	kg	17082	37668
SO_4	mg/l	12,5	43,6	kg SO4/døgn	25	87	SO_4	kg	9125	31828
Al	µg/l	1480	210	g Al/døgn	2960	420	Al	kg	1080	153
As	µg/l	0,81	0,1	g As/døgn	1,6	0,2	As	kg	0,59	0,073
Ba	µg/l	78	12,9	g Ba/døgn	156	26	Ba	kg	57	9,4
Ca	mg/l	30,7	32,7	kg Ca/døgn	61	65	Ca	kg	22411	23871
Cd	µg/l	0,245	0,009	g Cd/døgn	0,49	0,018	Cd	kg	0,18	0,0066
Co	µg/l	0,913	3,93	g Co/døgn	1,83	7,9	Co	kg	0,67	2,8
Cr	µg/l	1,7	0,77	g Cr/døgn	3,4	1,54	Cr	kg	1,24	0,56
Cu	µg/l	57,7	4,38	g Cu/døgn	115	8,8	Cu	kg	42	3,2
Fe	µg/l	528	5660	g Fe/døgn	1056	11320	Fe	kg	385	4131
K	mg/l	9,9	11,1	kg K/døgn	20	22	K	kg	7227	8103
Mg	mg/l	5,2	6,4	kg Mg/døgn	10,4	12,8	Mg	kg	3796	4672
Mn	µg/l	102	169	g Mn/døgn	204	338	Mn	kg	74	123
Mo	µg/l	0,36	0,33	g Mo/døgn	0,72	0,66	Mo	kg	0,26	0,24
Na	mg/l	30,2	25,8	kg Na/døgn	60	52	Na	kg	22046	18834
Ni	µg/l	5,91	8,7	g Ni/døgn	11,8	17,4	Ni	kg	4,3	6,4
TOT-P	mg/l	2,45	0,31	kg P/døgn	4,9	0,62	TOT-P	kg	1789	226
Pb	µg/l	2,7	0,13	g Pb/døgn	5,4	0,26	Pb	kg	1,97	0,095
V	µg/l	0,352	0,21	g V/døgn	0,70	0,42	V	kg	0,26	0,15
Zn	µg/l	216	112	g Zn/døgn	432	224	Zn	kg	157,68	81,76
B	mg/l	<0,005	<0,005							

Tabell B11. Slamanalyser av slam fra Røros renseanlegg.

Parameter		Prøvedato					
		06.02.1989	07.10.1991	24.03.1992	21.04.2004	snitt	std
TS	g/100g	17,4	22,3	18,3	22,5	20	3
Pb	mg/kgTS	3	46,1		<15	25	
Cd	mg/kgTS	2	3,18		0,77	2	1
Hg	mg/kgTS	8,9	38	6,1	0,59	13	17
Cu	mg/kgTS	390	395		268	351	72
Cr	mg/kgTS	142	57		29,2	76	59
Ni	mg/kgTS	3			7,9	5	
Zn	mg/kgTS	1194	1435		461	1030	507
Tot-P	mg/kgTS	12000				12000	
Tot-N	mg/kgTS	32400				32400	
Mn	mg/kgTS	63			89,6	76	19
Al	mg/kgTS				10900	10900	

Tabell B12. Metallsammensetning av fellingskjemikaliet Kemwater PIX-310A, som benyttes ved Røros renseanlegg, dosering og årlig forbruk.

Tilsats via fellingskjemikalium
Kemwater PIX-310A
200 L per døgn
300 kg per døgn (tetthet 1.5 kg/l)
0.188 kg/m3 (1600 m3/døgn)

		Konsentrat	Dosering		Forbruk pr år	
Al	mg/kg	7000	mg/m3	1316	kg	960680
Cd	mg/kg	<0,01	mg/m3	<0,0019	kg	<0,001095
Co	mg/kg	21,4	mg/m3	4,02	kg	2,936936
Cr	mg/kg	5,6	mg/m3	1,05	kg	0,768544
Cu	mg/kg	1,4	mg/m3	0,26	kg	0,192136
Fe	mg/kg	95000	mg/m3	17860	kg	13037800
Ni	mg/kg	24,3	µg/l	4,57	kg	3,334932
Pb	mg/kg	0,2	µg/l	0,038	kg	0,027448
Zn	mg/kg	46,6	µg/l	8,76	kg	6,395384
Hg	mg/kg	<0,002	µg/l	<0,0004	kg	<0,000219

Tabell B13. Analyse av alkylfenoler i avløpsvann

Forbindelse	**µg/l**
fenol	45
o-cresol	0,84
m-cresol	3,2
p-cresol	2,8
2,4+2,5-dimetylfenol	0,49
4-etylfenol	0,15
3,5-dimetylfenol	0,08
2,4,6-trimetylfenol	2,6
2-n-propylfenol	<0,05
4-n-propylfenol	<0,1
2,3,5-trimetylfenol	<0,1
4-tertbutylfenol	<0,05
4-isopropyl-3-metylfenol	<0,05
2-tertbutyl-4-metylfenol *)	<0,05
4-n-butylfenol	<0,05
4-tertbutyl-2-metylfenol *)	<0,05
2,6-diisopropylfenol *)	<0,05
6-tertbutyl-2,4-dimetylfenol *)	<0,05
2-tertbutyl-4-etylfenol *)	<0,05
2,5-diisopropylfenol *)	<0,1
2,6-di-tert-butylfenol *)	<0,1
2,6-di-tert-butyl-4-metylfenol *)	<0,1
4,6-di-tert-butyl-2-metylfenol *)	<0,1
2,4-di-sec-butylfenol *)	<0,1
4-tert-oktylfenol *)	<0,1
2-metyl-4-tert-oktylfenol *)	<0,1
4-n-heptylfenol	<0,15
4-n-oktylfenol	i.a. **)
4-n-nonylfenol	i.a. **)
Sum C1-fenol	6,84
Sum C2-fenol	0,72
Sum C3-fenol	2,6
Sum C4-fenol	i.p.
Sum C5-fenol	i.p.
Sum C6-fenol	i.p.
Sum C7-fenol	i.p.
Sum C8-fenol	i.p.
Sum C9-fenol	i.p.

*) Sannsynlig isomer

**) Forbindelsen lot seg ikke bestemme pga høy bakgrunn i kromatogrammet av prøven.

i.p.= ikke påvist

Appendiks C. Beregninger av kjemikaliekonsentrasjon

Tabell C1. Kjemikaliedosering i ulike prosesser/maskiner med avløp til vann.

Handelsnavn	Bruksted	Dosering	Kons. bruksted	Avløpssted	Kons. avløp max fortynn.	Kons. deponi	Innh.stoff	Kons. i vare	Kons. bruksted	Kons. deponi	Forbruk pr år				
											1999	2000	2001	2002	2003
Clean Weld sveisepasta	Sveising	<0.5 L/mnd	i.a.	Deponi/kom.avløp		<0.2 L/m^3	smørefett (sammensatt)	100 %	-	<0.2 L/m^3			<6 L	<6 L	<6 L
Clean Weld sveisespray	Sveising	~1 L/mnd	i.a.	Deponi/kom.avløp		~0.4 L/m^3	vegetabilsk olje (sammensatt)	100 %	-	~0.4 L/m^3			~12 L	~12 L	~12 L
Gardoclean 113	Maskin 3, kar 1	50 kg i sirkulasjon 20 min, 3-4 g/år 0.2-0.3 L tap/gang	100 %	Deponi/kom.avløp		0.02-0.03 L/m^3	borsyre	3 %	-	0.6-0.9 mL/m^3	0 L	0 L	0.6-1.2 L	0.6-1.2 L	0.6-1.2 L
							salpetersyre	2.5-10 %	-	0.5-3 mL/m^3					
							svovelsyre	10-25 %	-	2-7.5 mL/m^3					
Gardoclean 1700 F	Maskin 3, kar 1 Maskin 3, kar 2 Maskin 3, kar 3	1 gang pr år, 2 døgn	150 kg/m^3	Deponi		150 kg/m^3	natriumglukonat	6.5 %	-	9.8 kg/m^3	0 kg	0 kg	1200 kg	1200 kg	1200 kg
							natriumhydroksid	25-50 %	-	38-75 kg/m^3					
Gardoclean S5160	Maskin1 Maskin 3, kar 1 Maskin 4	1.5 L/uke 700-2200 kg/år 4.5 L/uke	7.5 L/m^3 11-34 kg/m^3 3.8 L/m^3	Sump Deponi/kom.avløp Sump	0.16 L/m^3 0.47 L/m^3	11-34 kg/m^3	kaliumhydroksid	10-25 %	0.75-1.9 L/m^3 0.4-1.0 L/m^3	1.1-8.5 kg/m^3	0 kg	0 kg	900 kg	2475 kg	2250 kg
							fettalkoholpolyglykoleter	2.5-10 %	0.19-0.75 L/m^3 0.1-0.4 L/m^3	0.28-3.4 kg/m^3					
							natriumtripolyfosfat	2.5-10 %	0.19-0.75 L/m^3 0.1-0.4 L/m^3	0.28-3.4 kg/m^3					
							natriumcaprylat	10-25 %	0.75-1.9 L/m^3 0.4-1.0 L/m^3	1.1-8.5 kg/m^3					
Gardoclean V	Maskin 4	<0.5 L/uke	0.42 L/m^3	Sump	0.05 L/m^3		alkylpolyalkylglykoleter	10-30 %	0.04-0.13 L/m^3	-	0 L	0 L	~20 L	~20 L	~20 L
GlideWay 220	Utstansing stål	~10 L/3 mnd	0.76 L/m^3 (maskin 4)	Oljeavskiller Sump	0.09 L/m^3		høyraffinert mineralolje (DMSO-ekstrakt <3 %, IP 346)	>90 %	>0.68 L/m^3	-			40 L	40 L	40 L (80 L kjøpt inn 2002-3)
							alkylditiotiazol	0.15 %	1.1 mL/m^3	-					
							Langkjedet alkylpolysulfid	~3 %	0.02 L/m^3	-					
							Alkylfenol	<0.3 %	<2.3 mL/m^3	-					
							Alkyl fosforsyre	<0.3 %	<2.3 mL/m^3						
							polybuten	<0.3 %	<2.3 mL/m^3						
							alkylaminer	?							
Kunststoff chips - RKBV40P	Maskin 2	23-34 kg/uke Tap ca 50 %	2.3-3.4 kg/m^3	Sump	0.08-0.11 kg/m^3		polyester-blanding	40 %	0.92-1.36 L/m^3	-			1000-1500 kg	1000-1500 kg	1000-1500 kg
							kvarts	60 %	1.38-2.04 L/m^3	- -					
Meta-Lube K	Saging stål	~1.7 L/uke	<8.5 L/m^3 (maskin 1)[1]	Oljeavskiller Sump	0.17 L/m^3		Raffinert vegetabilsk olje	90-99 %	<7.7-8.4 L/m^3	-			75 L	75 L	75 L
							Polymerisasjonsprodukt av vegetabilsk olje	1-10 %	0.09-0.85 L/m^3	-					
							(Alkylfenol)	(<0.05%)	4.3 mL/m^3	-					
Molykote M 30	Sveising	~1 L/2-3 mnd	i.a.	Deponi/kom.avløp		0.06-0.09 L/m^3	molybdensulfid	<10 %	-	6-9 mL/m^3			4-6 L	4-6 L	4-6 L
							polyglykol	~90 %	-	0.05-0.08 L/m^3					
							Dispergeringsmiddel	?							
R1121 Compound	Maskin 2	2.7 L/time	9 L/m^3	Sump	0.28 L/m^3		Fettalkanolamider	5-15 %	0.45-1.35 L/m^3	-			2400 L	1600 L	1960 L
							alkanolamin	5-15 %	0.45-1.35 L/m^3	-					
							isopropanol	5-10 %	0.45-0.90 L/m^3	-					
							organiske salter og syrer	?		-					
Stanseolje nr 1	Utstansing stål	~5.1 L/uke	4.3 L/m^3 (maskin 4)	Oljeavskiller Sump	0.53 L/m^3		høyraffinert mineralolje	>80 %	>3.4 L/m^3	-			225 L	225 L	225 L
							klorparafin C14-C17 (MCCP)	1-5 %	0.04-0.22 L/m^3	-					
Unibond LH	Maskin1 Maskin 3, kar 1 Maskin 4	1.5 L/uke 1300-3200 kg/år 4.5 L/uke	7.5 L/m^3 20-50 kg/m^3 3.8 L/m^3	Sump Deponi/kom.avløp Sump	0.16 L/m^3 0.47 L/m^3	20-50 kg/m^3	Fosforsyre	1-3%	0.075-0.23 L/m^3 0.04-0.11 L/m^3	0.001-0.24 kg/m^3	2000 kg	3500 kg	1500 kg	0 kg	0 kg
							Natriumdihydrogenfosfat	10-30%	0.75-2.3 L/m^3 0.38-1.1 L/m^3	0.01-2.4 kg/m^3					
							Natriumbenzoat	0.1-1%	7.5-7.5 L/m^3 3.8-38 mL/m^3	0.1-1 g/m^3					
							Alkylpolyalkylenglykoleter	?							
							heteropolysakkarid	?							
							Na-3-nitrobenzensulfonat	1-3%	0.075-0.23 L/m^3 0.04-0.11 L/m^3	0.001-0.24 kg/m^3					
							Polyetylenglykol	?							

Appendiks D. Litteraturverdier forbrenningsaske

Tabell D1: Konsentrasjoner av ulike elementer i aske av forskjellig opprinnelse.

Element	Pyrolyse ved Håg	a	b
Ca, %	6,71	7-35	
Mg, %	0,275	1-4,5	14000
K, %	0,0296	1,5-16	
P, %	0,0293	0,3-1,8	
B, ppm		140-430	110
Cu	59,8	25-600	54
Zn	141	70-5300	570
Mn	84	5000-23000	3300
Co	1	2-15	5
Mo	5,2	0,5-3	4
Hg		0,001-1	<0,2
Pb	4,5	<25-500	28
Cr	24,2	15-250	14
As	<5	2-100	<20
Ni	13,8	20-250	14
V	5,1	<100	6,9
Cd	<0,4	<1-30	

a	Asker fra 14 svenske biobrenselanlegg
b	Industriell treaske

Appendiks E. Nedbrytning av hydrokarboner

Biodegraderbarhet av alifatiske hydrokarboner

Ulike bakteriearter utviser forskjellig potensial for degradering av alifatiske hydrokarboner. En bakterie isolert i Slovenia degraderte alle C-15-C-22 n-alkaner i en motorolje-løsning (83 mg/l) i løpet av 5 dager. C-22-C-30 og C-30-C-40 ble i løpet av denne perioden degradert med henholdsvis 45% og 20% (1).

Den biologiske nedbrytbarheten av enkelte C-10-C12 hydrokarboner er vist i Tabell E1:

Tabell E1. Biologisk nedbrytbarhet av C-10-C-12 hydrokarboner. TOD er teoretisk oksygen forbruk (2).

C-10 Decane	Aktivslam, 24 h, 4,7% av TOD Sjøvann, 21 dager, 100%, 1000 ppm initiell konsentrasjon
C-11 Undecane	-
C-12 Dodecane	Aktivslam, 24 h, 7,4% av TOD Sjøvann, 21 dager, 95,1%, 1000 ppm initiell konsentrasjon

Den biologiske nedbrytbarheten av enkelte C-12-C16 hydrokarboner som det er påvist forholdsvis store mengder av totalsummen av i enkelte prøvepunkter er vist i Tabell E2.

Tabell E2. Biologisk nedbrytbarhet av C-12-C-16 hydrokarboner. TOD er teoretisk oksygen forbruk (2)

C-12 n-Dodecane	Aktivslam, 24 h, 7,4% av TOD
C-13 n-Tridecane	-
C-14 n-Tetradecane	Aktivslam, 24 h, 6,4% av TOD
C-15 n-Pentadecane	Sjøvann, 21 dager, 48,8%, 1000 ppm initiell konsentrasjon av alkaner
C-16 n-Hexadecane	BOD_{35}, 25°, 69% av TOD

Den biologiske nedbrytbarheten av enkelte C-16-C40 hydrokarboner er vist i Tabell E3.

Tabell E3. Biologisk nedbrytbarhet av C-16-C-40 hydrokarboner. TOD er teoretisk oksygen forbruk (2).

C-18 Octadecane	Aktivslam, 24 h, 3,2% av TOD Sjøvann, 21 dager, 46,3%, 1000 ppm initiell konsentrasjon
C-20 Icosane	Sjøvann, 21 dager, 44,2%, 1000 ppm initiell konsentrasjon
C-24 Tetracosane	Sjøvann, 21 dager, 36,2%, 1000 ppm initiell konsentrasjon

(1) Acta Chim. Slov. 2002, 49, 279−289. K. Plohl, H. Leskovšek, M
(2) Handbook of environmental data on organic chemicals, 2. ed. Verschueren, 1983.

Vedlegg 2. Utslipp fra pyrolyseovn

Pyrolyseovnen ved Håg

Stativene som stoldelene henges opp i under lakkeringen må med jevne mellomrom renses (avbrennes) for lakk. Dette har skjedd i en pyrolyseovn ved ca 600 ^{o}C inne på fabrikkområdet (av et innleid firma). Pyrolyseovnen gir utslipp til luft i tillegg til at det legger igjen aske i ovnen etter forbrenningen. Lakken har tidligere vært epoxy, men for ca. 2 år siden begynte man også å benytte en polyesterbasert lakk (sølv og matt svart). Det er antatt at det i løpet av de 2.5 årene ovnen har gått er blitt produsert et par 100 kg aske. Det er uklart nøyaktig hvor mange kg og hvor denne asken er blitt avhendet. Sannsynligvis er den sendt til Tynset.

I begynnelsen av februar 2004 ble det foretatt en prøvetaking av aske (av Håg, men i nærvær av politiet), etter at pyrolyseovnen hadde stått plombert siden midten av januar. Asken ble funnet på gulv og skrapt av vegger. Det er antatt at ca 50 % av asken på dette tidspunktet hadde kommet fra epoxylakken. Aske ble sendt til NILU for dioksinanalyse og til Jordforsk for elementanalyse.

Dioksiner

Konsentrasjonen av summen av dioksiner (PCDD) i asken lå på 1.66 ng/kg, mens summen av dioksiner og furaner (PCDD + PCDF) lå på 4.16 ng/kg (et utdrag fra resultatene fra dioksinanalysene er gjengitt i Vedlegg A, Tabell A8). I følge Martin Schlabach (dioksinekspert) ved NILU tilsvarer dette konsentrasjoner man kan forvente å finne i normalt påvirket hagejord. I utgangspunktet vil asken kunne gi et representativt bilde av dioksinutslippene ved forbrenning. Dette forutsetter dog at asken ikke har vært utsatt for langvarig oppvarming ved 400-600 ^{o}C inne i ovnen, hvorpå konsentrasjonen vil kunne avta betydelig. Etter hva vi forstår har ovnen kun vært brukt i helgene, og noe sporadisk. Det er derfor sannsynlig at askens innhold av dioksiner gir et tilfredsstillende bilde av dioksinproduksjonen i pyrolyseovnen, og at dette har vært meget lav. Det er heller ikke særlig sannsynlig at dioksinproduksjonen skulle ha vært særlig stor tross tilnærmet optimal temperatur (400-500 ^{o}C) pga fraværet av klorerte forbindelser, i hvert fall så langt vi har oversikt over. I følge Jotun Powder Coatings as (lakk-produsenten), skal det ikke være klorforbindelser i polyester- og epoxy-produktene som har vært i bruk i produksjonsprosessen og blitt forbrent i pyrolyseovnen. De dioksinene og furanene som er funnet i asken kan eventuelt skyldes forbrenning av andre materialer i tillegg til polyester- og epoxy-produktene, eksempelvis PVC-plast.

Metaller

Elementanalysen (Vedlegg A, Tabell A9) viste at asken inneholdt en god del Fe (1.9 %) og Al (1.4 %) og noe Ba (0.25 %) og Mg (0.28 %). Konsentrasjonen av Cr var noe uventet høy (24 mg/kg). Det rikeste elementet var Ca (6.7 %), som muligvis kan stamme fra veggen ved avskrapning. Det høye innholdet av Fe og Al kan tyde på at disse stammer fra stativene selv. Det er lite trolig at noen av metallene stammer fra lakken, da verken bindemiddelet (epoxy og polyester) eller pigmentene inneholder tungmetaller. I Vedlegg C, Tabell C1 fremgår det at innholdet av tungmetaller i asken fra pyrolysen ved Håg for de fleste elementene ligger betydelig lavere enn det man kan forvente ved forbrenning av biobrensel og i industriell treaske. Fordi metaller som Pb og Cd vil feste seg til langt mindre og mer flyktige partikler enn metaller som Fe og Al, er det en teoretisk mulighet for at disse metallene kan ha blitt spredt i miljøet uten at man finner dem i nevneverdig omfang i asken.

Det ble derfor samlet inn etasjemose (se bildet i Figur 1) innenfor to sektorer i avstand 1-7 km fra Håg som skulle dekke forventet spredning i de to mest vanlige vindretningene. Prøvepunktene er markert på kartet i Appendiks 1. I tillegg ble det tatt inn en byreferanseprøve, som merket av på kartet øst for byen. Det ble ikke funnet noen etasjemose i området rett syd for flyplassen (flyplassreferanse). Alle prøvene ble forsøkt tatt i så åpent lende som mulig, slik at området ikke har vært avsondret fra direkte regn og vind.

Resultatene fra metallanalysene, som er gitt i tabellform i Appendiks A, ble sammenlignet med bakgrunnsverdier hentet fra resultatene fra den landsomfattende undersøkelse av atmosfærisk nedfall av tungmetaller (SFT 831/2001). Generelt ble det funnet høyere verdier i sørøstlig sektor enn i nordvestlig sektor, noe som indikerer påvirkning fra byen. Bortsett fra konsentrasjonen av Cd, er konsentrasjonen av alle elementene fra prøver tatt i nordvestlig sektor funnet å ligge lavere enn median-verdien på landsbasis. I sørøstlig sektor ligger konsentrasjonen av Ba, Cu, Pb og As på samme nivå eller lavere enn medianen på landsbasis, mens konsentrasjonen av Al, Cd, Cr, Fe og Ni ligger høyere enn denne. Konsentrasjonene i byreferansen ligger høyere enn medianen på landsbasis, bortsett fra for Pb, Ni og As.

1 km sørøst for Håg lå verdiene av Fe 5 ganger høyere enn bakgrunnsverdiene. Verdiene av Fe avtar med økende avstand i sørøstlig retning. Byreferansen viser en overskridelse av bakgrunnen på 3 ganger.

1 km sørøst for Håg ligger verdiene av As 3 ganger høyere enn bakgrunnsverdien. Også her avtar verdiene med økende avstand i sørøstlig retning. Byreferansen har en konsentrasjon på samme nivå som bakgrunnen.

Resultatene indikerer en mulig signifikant spredning av Fe og As i sørøstlig retning fra Håg (retning byen), men for Fe skiller den høyest målte konsentrasjonen seg relativt lite fra byreferansen.

Figur 1. Eksempel på fersk etasjemose.

PAH

Det er en mulighet for at det kan ha blitt dannet en del PAH-forbindelser under brenningen, men pga PAHs korte levetid ute i naturen (bortsett fra bundet til anaerobe sedimenter), ville det ikke nytte å undersøke spredningen av disse i nærmiljøet på et så lenge etter at utslippene

hadde avsluttet. Sotbelegg på innsiden av ovnen er et typisk tegn på PAH-lignende prosesser, og kan gi en viss indikasjon på omfanget av en evt. PAH-produksjon under brenning.

Koking av epoxy-pulver

Utover den vanlige bruken av pyrolyseovnen har den i tillegg blitt benyttet til å koke rent epoxypulver (ca 13 tonn over 3 år?) ved 200 ^{o}C i oljefat. Man har da endt opp med en hard svart klump, som har blitt sendt til deponering. Det er noe usikkert hvor mye som har blitt kokt, og hvor restene har blitt av. Vi ser det ikke som nødvendig å forfølge den biten videre.

Appendiks A. Tungmetallanalyse på moseprøver

Innledning

Prøvetaking og analyse av terrestrisk mose er en vel etablert teknikk for å studere avsetning av sporelementer fra atmosfæren i stor geografisk skala. Moseundersøkelse har lenge vært en del av det nasjonale overvåkingssystemet for langtransporterte forurensninger. Metoden har i flere tilfeller vært benyttet i lokale undersøkelser og vist seg velegnet til bruk på lokal skala.

NILU har fått i oppdrag av NIVA å gjøre en enkel vurdering av en mulig spredning av tungmetall fra en pyrolyseovn ved Hågs fabrikk på Røros. Vurderingen er gjort ut fra resultater fra metallanalyse av 10 moseprøver tatt fra området rundt bedriften. NILU har tatt ut prøvetakingspunkter, mens NIVA har foretatt selve prøvetakingen.

Praktisk gjennomføring

Prøver av etasjemose (Hylocomium spledens) ble samlet inn 7 juli 2004. Prøvepunktene var plassert i en avstand lik 1-7 km fra bedriften, og ble valgt slik at de skulle gi et best mulig bilde av den lokale nedfallsfordelingen. Ved plassering av prøvepunktene ble det tatt hensyn til de lokale topografiske forhold og forventet spredning ut fra de antatt dominerende vindretninger i området. Prøvetakingspunktene med tilhørende analyseresultat er angitt på kart i Fig. 1.

Prøvene ble tørket og uvedkommende materiale ble fjernet for hånd. De siste 3 års tilvekst av mosen ble tatt ut for analyse. Prøvene ble oppsluttet under trykk mikrobølgeovn. Etter en passende fortynning ble prøvene analysert ved bruk av ICP-MS.

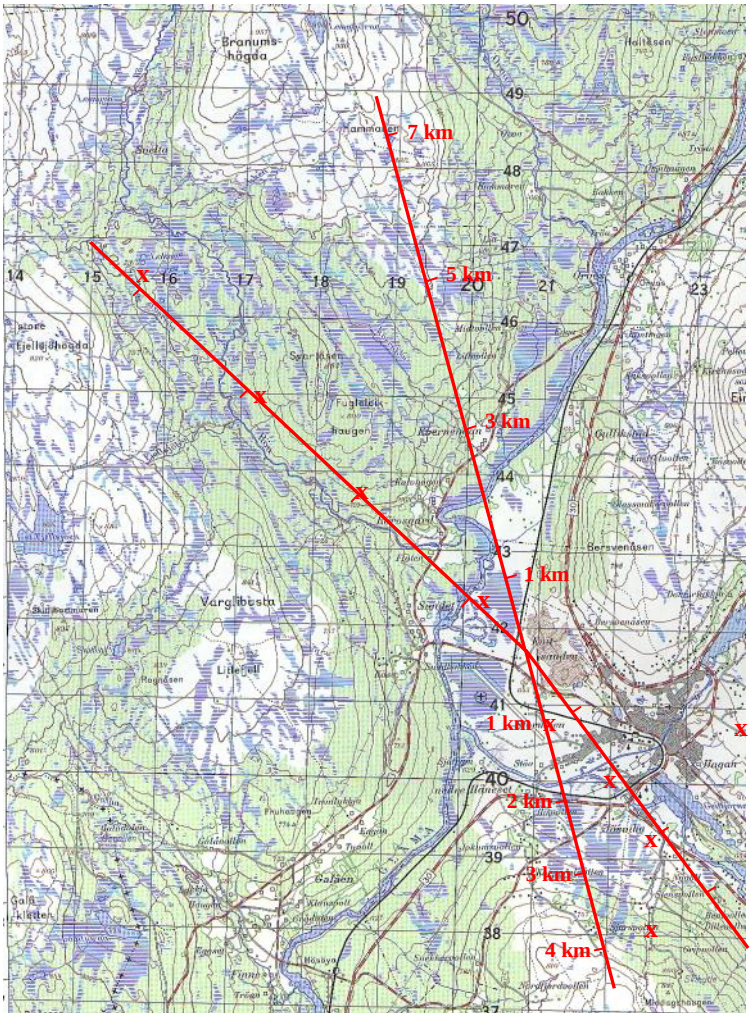
Resultater

Resultatene er angitt i Tabell 1. Resultatene er vurdert mot bakgrunnsverdier som består av gjennomsnittlig konsentrasjon av tre prøver som er lite påvirket av lokale utslipp. Data for de tre bakgrunnsprøvene er hentet fra resultatene fra den landsomfattende undersøkelse av atmosfærisk nedfall av tungmetaller (SFT 831/2001).
I tillegg er verdiene sammenliknet med en moseprøve tatt nær Røros sentrum, for å få et inntrykk av mulig påvirkning fra aktivitet i tettsted. Denne prøven kalles heretter ”byreferanse”.

Generelt ble det funnet høyere verdier i sørøstlig sektor enn det som er funnet i prøvene tatt i nordvestlig sektor. Bortsett fra konsentrasjonen av Cd, er konsentrasjonen av alle elementene fra prøver tatt i nordvestlig sektor funnet å ligge lavere enn median-verdien på landsbasis. I sørøstlig sektor ligger konsentrasjonen av Ba, Cu, Pb og As på samme nivå eller lavere enn medianen på landsbasis, mens konsentrasjonen av Al, Cd, Cr, Fe og Ni ligger høyere enn denne. Konsentrasjonen i byreferansen ligger høyere enn medianen på landsbasis, bortsett fra for Pb, Ni og As.

1 km sørøst for Håg ligger verdiene av Fe 5 ganger høyere enn bakgrunnsverdiene. Verdiene av Fe avtar med økende avstand i sørøstlig retning. Byreferansen viser en overskridelse av bakgrunnen på 3 ganger.

1 km sørøst for Håg ligger verdiene av As 3 ganger høyere enn bakgrunnsverdien. Også her avtar verdiene med økende avstand i sørøstlig retning. Byreferansen har en konsentrasjon på samme nivå som bakgrunnen.



Figur 1. Innsankingspunkter for etasjemoseprøver innenfor sektorene 315-345^{o} og 135-165^{o} i en avstand på 1-7 km fra Håg. I tillegg ble det tatt inn en byreferanseprøve, som merket av på kartet øst for byen. Det ble ikke funnet noen etasjemose i området rett syd for flyplassen (flyplassreferanse).

Tabell 1.

Overskridelse av bakgrunn

Bakgrunn: gjennomsnittlig konsentrasjon funnet i prøver fra Reitan, Singsås og Stugudal.

Overskridelse av bakgrunn: Antall ganger overskridelse i forhold til gjennomsnittskonsentrasjonen

Aluminium	Median på landsbasis:	350 (µg/g)
	Bakgrunn :	193 (µg/g]
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	95	0
3 km NV Håg	558.4	3
5 km NV Håg	175.1	1
7 km NV Håg	156.5	1
1 km SØ Håg	645.6	3
2 km SØ Håg	565.3	3
3 km SØ Håg	559.5	3
4 km SØ Håg	160.4	1
Byreferanse	686.6	4

Barium	Median på landsbasis:	19.2 (µg/g)
	Bakgrunn :	20 (µg/g)
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	8.6	0
3 km NV Håg	14.3	1
5 km NV Håg	23.6	1
7 km NV Håg	27.3	1
1 km SØ Håg	20.5	1
2 km SØ Håg	20.6	1
3 km SØ Håg	11.3	1
4 km SØ Håg	18.4	1
Byreferanse	37.1	2

Krom	Median på landsbasis:	0.69 (µg/g)
	Bakgrunn	0.44 (µg/g)
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	0.2	0
3 km NV Håg	0.8	2
5 km NV Håg	0.2	0
7 km NV Håg	0.2	0
1 km SØ Håg	1.4	3
2 km SØ Håg	1.1	3
3 km SØ Håg	0.9	2
4 km SØ Håg	0.2	0
Byreferanse	1.3	3

Tabell 1 fortsett.

Kopper	Median på landsbasis:	4.2 (µg/g)
	Bakgrunn :	3.6 (µg/g)
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	3.5	1
3 km NV Håg	3.4	1
5 km NV Håg	2.8	1
7 km NV Håg	3.3	1
1 km SØ Håg	4.2	1
2 km SØ Håg	5.8	2
3 km SØ Håg	3.7	1
4 km SØ Håg	3	1
Byreferanse	9.6	3

Jern	Median på landsbasis:	362 (µg/g)
	Bakgrunn :	169 (µg/g)
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	134.65	1
3 km NV Håg	444.86	3
5 km NV Håg	164.98	1
7 km NV Håg	220	1
1 km SØ Håg	838.07	5
2 km SØ Håg	640.45	4
3 km SØ Håg	499.03	3
4 km SØ Håg	188.47	1
Byreferanse	590.76	3

Nikkel	Median på landsbasis:	1,1 (µg/g)
	Bakgrunn :	0.82 (µg/g)
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	0.8	1
3 km NV Håg	1.4	2
5 km NV Håg	0.2	0
7 km NV Håg	0.2	0
1 km SØ Håg	2	2
2 km SØ Håg	1.8	2
3 km SØ Håg	1.3	2
4 km SØ Håg	0.8	1
Byreferanse	1.3	2

Tabell 1 fortsett.

Bly	Median på landsbasis: 2,7 (µg/g) Bakgrunn : 0,75 (µg/g)	
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	0.45	1
3 km NV Håg	0.71	1
5 km NV Håg	0.44	1
7 km NV Håg	0.53	1
1 km SØ Håg	1.57	2
2 km SØ Håg	1.48	2
3 km SØ Håg	1.02	1
4 km SØ Håg	0.52	1
Byreferanse	1.13	2

Arsen	Median på landsbasis: 0.135 (µg/g) Bakgrunn : 0.074 (µg/g)	
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	0.03	0
3 km NV Håg	0.05	1
5 km NV Håg	0.03	0
7 km NV Håg	0.04	1
1 km SØ Håg	0.21	3
2 km SØ Håg	0.12	2
3 km SØ Håg	0.14	2
4 km SØ Håg	0.04	1
Byreferanse	0.09	1

Kadmium	Median på landsbasis: 0.087 (µg/g) Bakgrunn : 0.078 (µg/g)	
Prøvepunkt	Gjennomsnitt (µg/g)	Overskridelse av bakgrunn (ggr)
1 km NV Håg	0.348	4
3 km NV Håg	0.104	1
5 km NV Håg	0.157	2
7 km NV Håg	0.175	2
1 km SØ Håg	0.187	2
2 km SØ Håg	0.234	3
3 km SØ Håg	0.171	2
4 km SØ Håg	0.1	1
Byreferanse	0.339	4

Appendiks B. Analysedata

Tabell B8. Resultater fra dioksinanalyser utført ved NILU (rapport nr. =-2613, prøve nr. 04/290, Aske 20B) på aske fra pyrolyseovnen. Utdrag fra analyserapporten.

Forbindelse	kons. ng/kg	recovery (%)	TE (nordisk) ng/kg
Dioksiner			
2378-TCDD	0,60	65	0,60
12378-PeCDD	1,03	66	0,51
123478-HxCDD	1,41	70	0,14
123678-HxCDD	1,89	66	0,19
123789-HxCDD	1,84		0,18
1234678-HpCDD	2,04	71	0,02
OCDD	6,03	84	0,01
Sum PCDD			**1,66**
Furaner			
2378-TCDF	2,83	76	0,28
12378/12348-PeCDF	3,85		0,04
23478-PeCDF	1,80	69	0,90
123478/1234789-HxCDF	4,38	73	0,44
123678-HxCDF	2,90	72	0,29
123789-HxCDF	1,71		0,17
234678-HxCDF	2,63	65	0,26
1234678-HpCDF	9,72	60	0,10
1234789-HpCDF	2,21		0,02
OCDF	5,87	35	0,01
Sum OCDF			**2,51**
Sum PCDD/PCDF			**4,16**

Tabell B9. Resultater fra elementanalse utført ved Jordforsk (rapprtnr. M004-2-00711, 20A) på aske fra pyrolyseovnen. Utdrag fra analyserapporten.

Parameter		Aske
Al	mg/kg	14100
As	mg/kg	<5
Ba	mg/kg	2470
Cd	mg/kg	<0,4
Co	mg/kg	1
Cr	mg/kg	24,2
Cu	mg/kg	59,8
Fe	mg/kg	19400
Mn	mg/kg	84
Mo	mg/kg	5,2
Ni	mg/kg	13,8
Pb	mg/kg	4,5
Ti	mg/kg	298
V	mg/kg	5,1
Zn	mg/kg	141
Ca	mg/kg	67100
K	mg/kg	296
Mg	mg/kg	2750
Na	mg/kg	492

Vedlegg 3. Økotoksisitetsvurdering av prosessvann

Potensiell giftpåvirkning av et forurensningsutslipp i en resipient kan undersøkes ved å teste prøver av utslippet på levende organismer i standardiserte laboratorietester. Man bestemmer da EC_{50}- eller LC_{50}-verdien til den enkelte organismen, definert som den konsentrasjonen som gir h.h.v 50 % effekt eller 50 % død i forhold til en kontroll. Ved valg av testorganismer tas det hensyn til økologisk relevans og variasjon i organismenes normale økotoksisitetsrespons. Ut fra den laveste EC_{50}- eller LC_{50}-verdien kan man beregne en såkalt toksisitetsekvivalent:

$$TEQ = \frac{100}{L(E)C_{50}} \cdot Q$$, der Q er utslippsvolumet uttrykt som m^3/d.

Når man skal vurdere risikoen for effekter ute i en resipient gjør man dette ved å sammenligne forventet konsentrasjon av avløpsvannet i ulike deler av resipienten (PEC) med de forventede null-effektkonsentrasjonene for h.h.v akutte og kroniske effekter (PNEC). Risikoen for toksiske effekter vurderes ut fra forholdet mellom disse konsentrasjonene:

PEC/PNEC < 1 ⟶ ingen toksisk effekt
PEC/PNEC > 1 ⟶ toksisk effekt

PNEC fastlegges på bakgrunn av toksisitetstester, noe som innebærer at man ekstrapolerer effektkonsentrasjonene bestemt for et begrenset antall organismer i laboratorietestene til en "null-effektkonsentrasjon for samtlige organismer i resipienten (PNEC). Det vil alltid være den laveste $L(E)C_{50}$-verdien (mest følsomme organismen) som vil ligge til grunn for PNEC-verdien. For å ta høyde for bl.a avstanden fra 50 % til 0 % effektkonsentrasjon, ulik følsomhet mellom organismer og usikkerhet i ekstrapoleringen mellom laboratorie- til feltsituasjon, legger man inn en sikkerhetsfaktor (Applikasjonsfaktor). Denne må være høyere hvis man ønsker å redusere antall organismer man tester på, og den er høyere for kroniske enn for akutte effekter: Gjør man tre akutt toksisitetstester med organismer på tre ulike trofiske niva, f.eks alger, krepsdyr og fisk, kan man operere med en sikkerhetsfaktor på 10 for bestemmelsen av den forventede null-effektkonsentrasjonen for akutte effekter ($PNEC_{akutt}$) og 20 for bestemmelsen av den forventede null-effektkonsentrasjonen for kroniske effekter ($PNEC_{kronisk}$). Har man kun én akuttest på én av disse organismene må man øke sikkerhetsfaktorene til h.h.v 100 og 200 for $PNEC_{akutt}$ og $PNEC_{kronisk}$.

Ved befaring på Håg 07.07.04 ble det hentet ut vann for økotoksisitetstesting fra maskin 2, maskin 3 – kar 1 og maskin 4, samt en volumrepresentativ blandprøve slik den vil kunne være satt sammen ved felles tømming til kommunalt avløp i slutten av uka (fra alle maskiner unntatt maskin 3 – kar 1). Det ble gjort veksthemmingstester på alger (*Pseudokirchneriella subcapitata*) på alle prøvene og akutt toksisitetstester for krepsdyr (*Daphnia magna*) og fisk (*Salmo trutta*) på blandprøven. Resultatene er oppsummert i Tabell 1. Resultatrapporter fra de enkelte testene er gitt i Appendiks A.

Disse økotoksisitetstestene har kun direkte relevans for "normale" ferskvannsresipienter, selv om avløpsnettet i utgangspunktet skal vurderes som en følsom resipient ved påslipp av industriavløp. Vi har derfor valgt å beregne PEC og PNEC for de tre fortynningsscenariene ut til den "endelige" resipienten i Håelva (nedstrøms samløpet med Hitterelva): 1) på avløpsnettet, 2) ved utløpet for renseanlegget, og 3) fullt innblandet i Håelva.

1) Med unntak av avløpet fra maskin 2, som tømmes kontinuerlig med 300 liter per time (3 timer per dag, 3 dager i uka), tømmes alle maskinene fredag mellom kl 10 og kl 14. Ekstremsituasjonen er at alle tømmes innenfor 1 time, mens gjennomsnittlig døgnbelastning på renseanlegget er på ca 1600 m3. Dette gir en PEC på nettet for maskin 2 på 0.45 % og for

blandprøven på 12.7 %. I realiteten vil man ha en utjevning på nettet, slik at disse PEC'ene er en god del overestimert.

2) Ved utløpet av renseanlegget har man fått en ytterligere fortynning av avløpsvannet ved en utjevning ("toppen" forlater renseanlegget ved gjennomsnittlig oppholdstid, men noe vil forlate anlegget i en mye lengre periode pga omrøring) og fortynning med annet vann (avhengig av oppholdstiden) i reaktorene, som grovt estimert for en oppholdstid på fem timer gir en samlet PEC på 0.072 % for maskin 2 og på 2.0 % for blandprøven. Dette må betegnes som et absolutt "worst case" ettersom man kan regne med at det aller meste av metallene og det organiske stoffet forlater renseanlegget via slammet. Fjerningen av organisk stoff på anlegget er oppgitt til 90 %.
3) Den gjennomsnittlige vannføringen i Håelva rett etter samløpet med Hitterelva er på 820.000 m^3/d, slik at man ender opp med en samlet PEC i Håelva på 0.0001 % for maskin 2 og 0.0039 % for blandprøven.

Beregnede PEC/PNEC-verdier for avløpet fra maskin 2 og for blandprøven i avløpsnettet, i utløpet av renseanlegget og i Håelva er listet i Tabell 2. For blandprøven er EC50-verdien for *Daphnia* benyttet, ettersom dette var den mest følsomme organismen, med en sikkerhetsfaktor på 10 og 20 for h.h.v akutte og kroniske effekter. Fra beregningene fremgår det at det er først ved innblanding i Håelva at man med sikkerhet kan si at risikoen for akutte og kroniske effekter er borte. Men som det ble poengtert også underveis, dette er et meget konservativt anslag. Mest sannsynlig er det at hovedtyngden av forurensingene (metaller, fosfater, oljer?) har blitt med avløpsslammet ut av renseanlegget og ikke ut med det rensete vannet som antatt i vårt scenario.

Tabell 1. EC50-/LC50-verdier for ulike avløpsvann fra Håg bestemt for alger, krepsdyr og fisk, samt beregnet toksisitetsekvivalenten (TEQ) for de ulike avløpene.

	Algetest: Vekstinhibering *P. subcapitata*	**Krepsdyr-test: Immobilisering *Daphnia magna***	**Fisketest: Akutt toksisitet *Salmo Trutta***	**TEQ**
Prøve	**EC_{50}**	**EC_{50}**	**LC_{50}**	m^3/d
Maskin 2	1.9 %	-	-	47
Maskin 3 – kar 1	0.18 %	-	-	6667
Maskin 4	20 %	-	-	6
Blandprøve avløp til kommunalt nett	43 %	4 %	16 %	243

Tabell 2. Absolutt "worst case" $PNEC_{akutt}$ og $PNEC_{kronisk}$ for avløpene fra Håg med utslipp til det kommunale avløpsnettet (maskin 2, maskin 4 og blandprøve) beregnet for avløpsnettet, utløp av renseanlegget og ved full innblanding i Håelva.

	PEC/PNEC avløpsnett		**PEC/PNEC utløp renseanlegg**		**PEC/PNEC Håelva**	
Prøve	**akutt**	**kronisk**	**akutt**	**kronisk**	**akutt**	**kronisk**
Maskin 2	24	47	4	8	0.005	0.01
Blandprøve avløp til kommunalt nett	32	64	5	10	0.01	0.02

Blandprøvens direkte toksiske effekt på biologisk aktivslam ble også testet. Testen ble utført etter NS-EN ISO 8192 hvor blandprøvens eventuelle hemmende effekt på aktivslammets oksygenforbruk (respirasjon) ble undersøkt. Det viste seg at blandprøven ved en konsentrasjon på 91 % stimulerte aktivslammet og ga et økt oksygenforbruk på 147% i f.h.t kontrollen. Den testede blandprøve viste således ingen negativ effekt på mikroorganismene i det biologisk aktive slammet. Resultatrapporten fra toksisitetstesten er gitt i Appendiks A.

I Vedlegg 1 under punkt 1.3.2 ble det antydet at det ved prøvetakingen 07.07.04 var dosert til dels betydelig lavere mengder Gardoclean S5160. Det ble antydet doser på 40 % for maskin 1, 33 % for maskin 3 – kar 1 og 20 % for maskin 4 i forhold til normaldoseringen. Den relative doseringsmengden maskinene i mellom var h.h.v 2,5:9,4:1 og tilsvarende forhold mellom EC_{50}-verdiene var 11:111:1. Økotoksisiteten til en vannprøve er en kompleks sammenheng mellom en rekke faktorer, men mengden Gardoclean i vannprøven ser ut til å være av stor betydning. Dette indikerer at avløpsvannet fra disse tre maskinene kan ha vært noe mer toksisk enn det de beregnede $EC(LC)_{50}$-verdiene i Tabell 1 antyder. Usikkerheten i disse verdiene er ikke vesentlig større enn de sikkerhetsfaktorene som er lagt inn i øvrige beregninger, slik at konklusjonene trukket i det ovenstående burde være holdbare.

Appendiks A. Testrapporter fra økotoksisitetstester

Veksthemmingstester med algen *Pseudokirchneriella subcapitata*

- Maskin 2
- Maskin 3 – kar 1
- Maskin 4
- Blandprøve av avløpsvann med utløp til kommunalt avløpsnett

Akutt toksisitetstest med krepsdyret *Daphnia magna*

- Blandprøve av avløpsvann med utløp til kommunalt avløpsnett

Akutt toksisitetstest med fisken *Salmo trutta*

- Blandprøve av avløpsvann med utløp til kommunalt avløpsnett

Inhiberingstest av oksygenforbruk i aktivslam

- Blandprøve av avløpsvann med utløp til kommunalt avløpsnett

Norsk institutt
for vannforskning
Postboks 173
Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Pseudokirchneriella subcapitata*

NIVA metode K4

Teststoff: **Maskin 2, HÅG** **Lab. kode:** **B440/2**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 09.07.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	12.07.04
Konsentrasjoner:	1, 1.8, 3.2, 5.6, 10, 18 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	GFC filtrert, tilsatt ISO løsninger
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	opp 82 ned 53 mE m^2 s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	21,0 – 21,5°C
pH i kontroll	Start : 7,8 Slutt: 8,0
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 7,9 Slutt: 8,4
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC_{50} *	Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Doseresponskurven for M2, HÅG er vist i figur 1.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	1,9	1,8 – 2,3	1,2	1,0 - 1,6

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Oslo, 19.07.04

Utført av: Randi Romstad

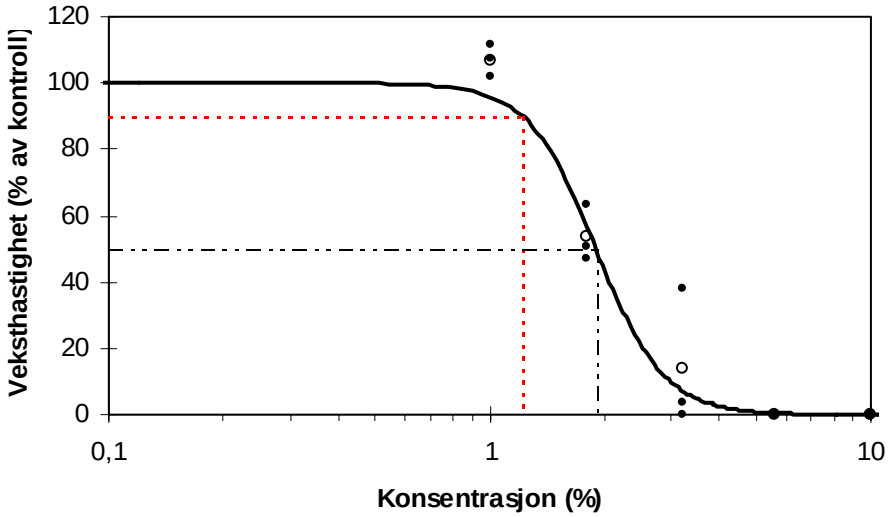


Fig.:1 Effekt av Maskin 2, HÅG ut på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: K4 **Dato** 12.7.04
PRØVE **Lab.-kode:** B440/2

TESTALGE *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692
INOKULUM: 5 mill. celler/l

		Dag 1	**Dag 2**	**Dag 3**	**V.hast**	**V.hast%**
	Timer:	24	48	72		
Kons.	%	mill/l	mill/l	mill./l		
1	"			1079	1,79	107
1	"			826	1,70	102
1	"			1333	1,86	111
1,8	"			52	0,78	47
1,8	"			63	0,85	51
1,8	"			118	1,05	63
3,2	"			1	0,00	0
3,2	"			33	0,63	38
3,2	"			6	0,06	3
5,6	"			0	0,00	0
5,6	"			1	0,00	0
5,6	"			4	0,00	0
10	"			0	0,00	0
10	"			0	0,00	0
10	"			0	0,00	0
18	"			0	0,00	0
18	"			1	0,00	0
18	"			0	0,00	0
Kontroll				788	1,69	101
				719	1,66	99
				845	1,71	102
				687	1,64	98
				874	1,72	103
				648	1,62	97

MIDDELVERDIER
%

1,00	Mv:	0,00	0,00	1079,28	1,79	106,73
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*253,49*	*0,08*	*4,78*
1,80	Mv.	0,00	0,00	77,90	0,89	53,45
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*35,34*	*0,14*	*8,51*
3,20	Mv.	0,00	0,00	13,49	0,23	13,69
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*17,21*	*0,35*	*20,88*
5,60	Mv.	0,00	0,00	1,67	0,00	0,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*2,15*	*0,00*	*0,00*
10,00	Mv.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,00*
18,00	Mv.	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,00*
Kontrolk	Mv.	0,00	0,00	760,17	1,67	100,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*90,07*	*0,04*	*2,37*
	Variasjonkoeffisient i kontroller (%)				2,37	

Norsk
Institutt for
Vannforskning
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Pseudokirchneriella subcapitata*

NIVA metode K4

Teststoff: **Maskin 3 – kar 1, HÅG** **Lab. kode:** **B440/3**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 09.07.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	15.07.04
Konsentrasjoner:	0.1, 0.18, 0.32, 0.56, 1.0 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	GFC filtrert
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	opp 82 ned 53 mE m^2 s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	20,7 – 21,55°C
pH i kontroll	Start : 8,4 Slutt: 8,1
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 7,9 Slutt: 8,1
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC_{50} *	Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Doseresponskurven for Maskin 3 – kar 1, HÅG er vist i figur 1.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	0,18	0,18 – 0,19	0,16	0,13 – 0,16

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50 % reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Oslo, 19.07.04

Utført av: Randi Romstad

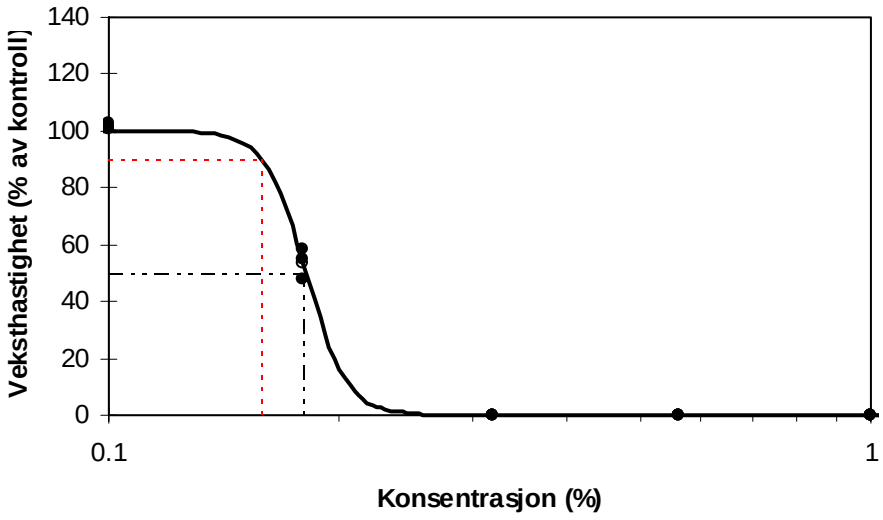


Fig.:1 Effekt av Maskin 3 – kar 1, HÅG ut på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: K4 **Dato:** 15.7.04
PRØVE Maskin 3 – 1, HÅG **Lab. kode:** B440/3
ISO
TESTALGE *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** 8692
INOKULUM: 5,00 mill. celler/l

		Dag 1	**Dag 2**	**Dag 3**	**Areal**	**Areal %**	**V.hast**	**V.hast%**
	Timer:	24	48	72				
Kons.	%	mill/l	mill/l	mill./l				
0,1	"	11,0	146	630	11028	107	1,61	103
	"	9,3	123	579	9823	95	1,58	101
	"	10,0	141	572	10188	99	1,58	101
0,18	"	4,1	10	47	590	6	0,75	48
	"	5,6	20	67	1118	11	0,87	55
	"	4,8	15	78	1111	11	0,92	58
0,32	"	2,2	1	2	-204	-2	0,00	0
	"	0,7	0	1	-262	-3	0,00	0
	"	1,1	0	2	-240	-2	0,00	0
0,56	"	0,4	0	1	-278	-3	0,00	0
	"	0,4	0	0	-290	-3	0,00	0
	"	1,1	0	1	-262	-3	0,00	0
1	"	0,7	0	1	-271	-3	0,00	0
	"	0,7	0	0	-283	-3	0,00	0
	"	0	0	0	-300	-3	0,00	0
Kontroll		16,0	131	553	9864	96	1,57	100
		12,0	88	384	6708	65	1,45	92
		20,0	223	1133	19128	186	1,81	115
		14,0	127	565	9864	96	1,58	100
		13,0	90	373	6648	65	1,44	92
		14,0	115	563	9552	93	1,57	100

Middelverdier
%

0,10	Mv:	10,10	136,67	593,67	10346	100,51	1,59	101,49
	St. d.	*0,85*	*12,10*	*31,66*	*618*	*6,00*	*0,02*	*1,12*
0,18	Mv.	4,83	14,83	64,00	940	9,13	0,84	53,72
	St. d.	*0,75*	*5,25*	*15,72*	*303*	*2,94*	*0,09*	*5,52*
0,32	Mv.	1,33	0,53	1,67	-235	-2,28	0,00	0,00
	St. d.	*0,78*	*0,23*	*0,58*	*29*	*0,28*	*0,00*	*0,00*
0,56	Mv.	0,63	0,00	0,67	-277	-2,69	0,00	0,00
	St. d.	*0,40*	*0,00*	*0,58*	*14*	*0,14*	*0,00*	*0,00*
1,00	Mv.	0,47	0,00	0,33	-285	-2,77	0,00	0,00
	St. d.	*0,40*	*0,00*	*0,58*	*14*	*0,14*	*0,00*	*0,00*
Kontroll	Mv.	14,83	129,00	595,17	10294	100,00	1,57	100,00
	St. d.	*2,86*	*49,48*	*278,19*	*4585*	*44,54*	*0,13*	*8,52*
	Variasjonkoeffisient i kontroller (%)				44,54		8,52	

Norsk
Institutt for
Vannforskning
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Pseudokirchneriella subcapitata*

NIVA metode K4

Teststoff: **Maskin 4, HÅG** **Lab. kode:** **B440/4**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 09.07.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	12.07.04
Konsentrasjoner:	1, 1.8, 3.2, 5.6, 10, 18 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	GFC filtrert, tilsatt ISO løsninger
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	opp 82 ned 53 mE m^2 s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	21,0 – 21,5°C
pH i kontroll	Start : 7,8 Slutt: 8,0
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 7,9 Slutt: 7,9
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC_{50} *	Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Doseresponskurven for Maskin 4 HÅG er vist i figur 1.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	20	15 – 33	6	3,5 – 8,5

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Oslo, 19.07.04

Utført av: Randi Romstad

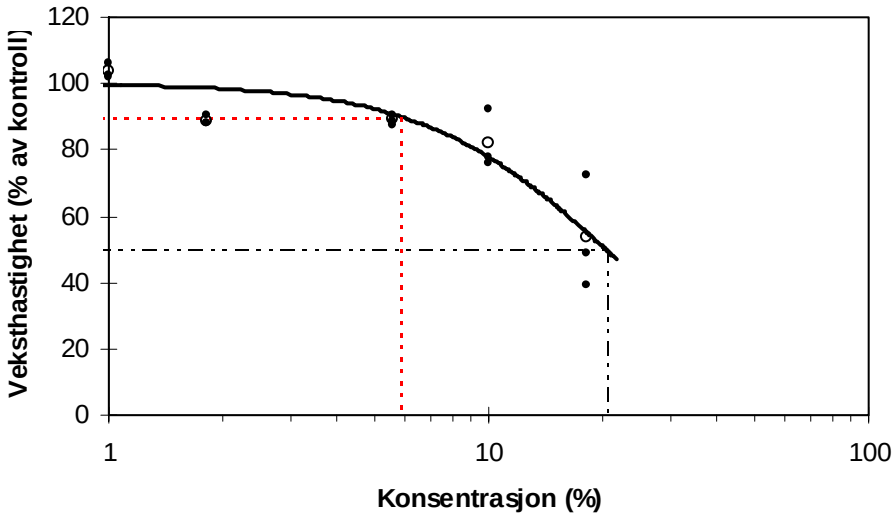


Fig.:1 Effekt av Maskin 4, HÅG ut på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: K4 **Maskin** **Dato** 12.7.04

PRØVE 4, HÅG **Lab.-kode:** B440/4

TESTALGE *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692

INOKULUM: 5 mill. celler/l

Kons.	**Timer:** %	**Dag 1** 24 mill/l	**Dag 2** 48 mill/l	**Dag 3** 72 mill./l	**V.hast**	**V.hast%**
1	"			1013	1,77	106
1	"			840	1,71	102
1	"			857	1,71	103
1,8	"			413	1,47	88
1,8	"			465	1,51	90
1,8	"			413	1,47	88
3,2	"			828	1,70	102
3,2	"			923	1,74	104
3,2	"			901	1,73	104
5,6	"			408	1,47	88
5,6	"			431	1,49	89
5,6	"			469	1,51	91
10	"			509	1,54	92
10	"			228	1,27	76
10	"			246	1,30	78
18	"			58	0,82	49
18	"			36	0,66	39
18	"			190	1,21	72
Kontroll				788	1,69	101
				719	1,66	99
				845	1,71	102
				687	1,64	98
				874	1,72	103
				648	1,62	97

MIDDELVERDIER

%

1,00	Mv:	0,00	0,00	903,32	1,73	103,48
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*95,42*	*0,03*	*2,05*
1,80	Mv.	0,00	0,00	430,29	1,48	88,74
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*30,19*	*0,02*	*1,37*
3,20	Mv.	0,00	0,00	883,77	1,72	103,10
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*49,86*	*0,02*	*1,14*
5,60	Mv.	0,00	0,00	435,90	1,49	89,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*31,03*	*0,02*	*1,41*
10,00	Mv.	0,00	0,00	327,83	1,37	81,97
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*157,37*	*0,15*	*8,83*
18,00	Mv.	0,00	0,00	94,58	0,90	53,51
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*83,41*	*0,29*	*17,10*
Kontroll	Mv.	0,00	0,00	760,17	1,67	100,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*90,07*	*0,04*	*2,37*
	Variasjonkoeffisient i kontroller (%)				2,37	

Norsk
Institutt for
Vannforskning
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Pseudokirchneriella subcapitata*

NIVA metode K4

Teststoff: **Blandprøve, HÅG** **Lab. kode:** **B440/1**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 09.07.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	12.07.04
Konsentrasjoner:	10, 18, 32, 56, 100%
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	GFC filtrert, tilsatt ISO løsninger
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	opp 82 ned 53 mE m^2 s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	21,0 – 21,5°C
pH i kontroll	Start : 7,8 Slutt: 8,0
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 8,7 Slutt: 8,4
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC_{50} *	Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Doseresponskurven for blandprøven er vist i figur 1.

Parameter	**Enhet**	**EC_{50}**	**95% konf. int.**	**EC_{10}**	**95% konf. int.**
Veksthastighet	%	43	38 – 52	24	21 - 30

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Oslo, 19.07.04

Utført av: Randi Romstad

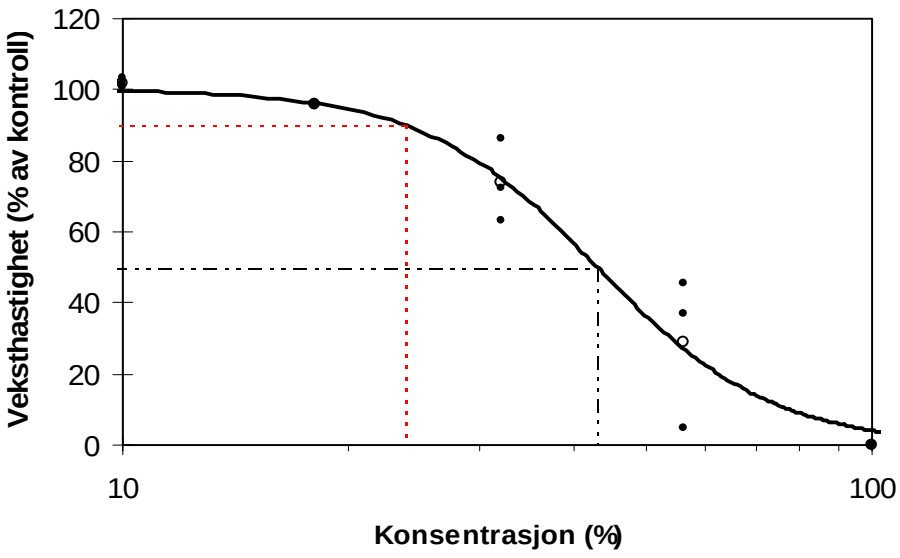


Fig.:1 Effekt av blandprøve HÅG ut på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

PRØVE **Blandprøve HÅG** **Lab.-kode:** B440/1

TESTALGE *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692

INOKULUM: 5 mill. celler/l

Kons. %	**Timer:**	**Dag 1** 24 mill/l	**Dag 2** 48 mill/l	**Dag 3** 72 mill./l	**V.hast**	**V.hast%**
10	"			793	1,69	101
10	"			828	1,70	102
10	"			889	1,73	103
18	"			640	1,62	97
18	"			612	1,60	96
18	"			592	1,59	95
32	"			120	1,06	63
32	"			189	1,21	72
32	"			382	1,45	86
56	"			49	0,76	45
56	"			6	0,08	5
56	"			32	0,62	37
100	"			2	0,00	0
100	"			1	0,00	0
100	"			1	0,00	0
Kontroll				788	1,69	101
				719	1,66	99
				845	1,71	102
				687	1,64	98
				874	1,72	103
				648	1,62	97

MIDDELVERDIER

%

10	Mv:	0,00	0,00	836,78	1,71	102,01
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*48,96*	*0,02*	*1,16*
18	Mv.	0,00	0,00	614,89	1,60	95,88
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*24,00*	*0,01*	*0,78*
32	Mv.	0,00	0,00	230,38	1,24	74,05
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*135,73*	*0,19*	*11,62*
56	Mv.	0,00	0,00	28,95	0,49	29,01
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*21,29*	*0,36*	*21,38*
100	Mv.	0,00	0,00	1,52	0,00	0,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*0,69*	*0,00*	*0,00*
Kontroll	Mv.	0,00	0,00	760,17	1,67	100,00
	St. d.	*0,00*	*0,00*	*90,07*	*0,04*	*2,37*
	Variasjonkoeffisient i kontroller (%)				2,37	

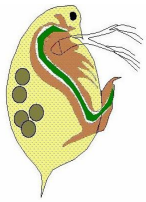
Norsk institutt
for vannforskning
Postboks 173
Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Akutt toksisitet

Daphnia magna

NIVA metode K9



Teststoff: **Blandprøve, HÅG** **Lab. kode:** **B440/1**
Kunde: CVO Prøve mottatt: 09.07.04

Testmetode	ISO 6341, "Water Quality - Determination of the inhibition of the motility of *Daphnia magna*" Metoden er i samsvar med OECD Guideline 202; "Daphnia sp. acute immobilization test"
Testorganisme	*Daphnia magna*, stamme A. Vedlikeholdt i Elendt M7 og foret med *Pseudokirchneriella subcapitata* som er dyrket i 10% Z8 næringssaltløsning. Alder ved teststart < 24 timer.
Testperiode	12.07 – 14.07.04
Forbehandling av prøve	Tilsatt ISO løsninger.
Fortynningsmedium	ISO 6341
Testkonsentrasjoner	1, 1.8, 3.2, 5.6, 10%
Antall enheter	4 kar for hver konsentrasjon, med 5-7 dyr pr. kar.
Testbeholdere	50 ml polystyren begere med ca. 40 ml medium
Temperatur	19,9 – 20,4 °C
pH i kontroll	Start: 8,1 Slutt: 8,0
pH i høyeste kons.	Start: 7,8 Slutt: 8,1
Oksygenmetning, 48 t	Kontroll: 9,0 mg/l Høyeste konsentrasjon 10 %: 8,6 mg/l
Beregning av EC_{50} *	Probit-analyse (SNV-probit)

Resultater:

		24 timer			48 timer		
Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}
Immobilisering	%	7	5,8 – 8,4	2	4	3,2 – 4,4	2

*EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% immobilisering av forsøksdyrene.

Konsentrasjon	Antall dyr	Immobiliserte 24 tim.	Immobiliserte 48 tim.
1 %	21	1	1
1.8 %	20	1	2
3.2 %	20	3	7
5.6 %	20	10	18
10 %	20	15	20
Kontroll	21	0	0

Observert immobiliserte *Daphnia magna* etter 24 og 48 timer i kontroller og ulike konsentrasjoner av blandprøve HÅG.

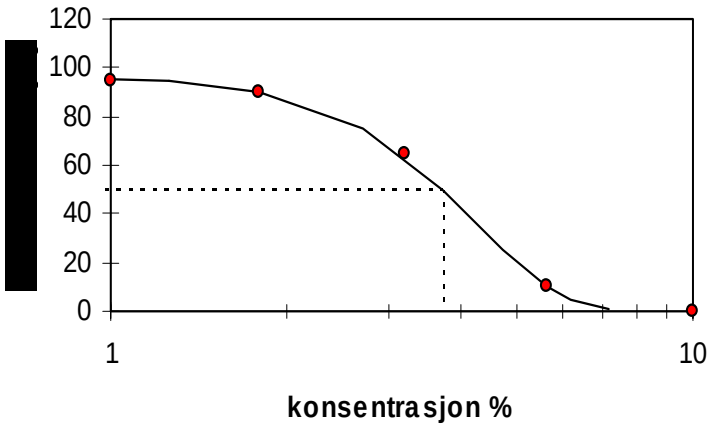


Fig. 1. Effekt av blandprøve HÅG på overlevelse av *Daphnia magna* etter 48 timer.

Oslo, 19.07.04

Utført av: Randi Romstad

Baird, D. J. et al, 1991, *A Comparative Study of Genotype Sensitivity to Acute Toxic Stress Using Clones of Daphnia magna Strauss*, Ecotoxicology and Environmental Safety, 21, 257 - 265.
Staub, R., 1961, *Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge Oscillatoria rubescens, D. C.*, Schweiz, Z., Hydrol, 23, 82-198.
Elendt, B.-P. 1990, *Selenium deficiency in Crustacea; An ultrastructural approach to antennal damage in Daphnia magna Strauss*. Protoplasma, 154, 25-33.

Norsk Institutt
for
Vannforskning
Postboks 173
Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Akutt toksisitet - fisk

Salmo trutta

NIVA-metode K15

Teststoff:	**Blandprøve, Håg**	**Lab. kode:**	**B440/1**
Kunde:	CVO	Prøve motatt:	9.07.04

Testmetode:	NIVA intermetode K15 som dekker "OECD Guidelines for testing of chemicals" (No. 203; Fish, acute toxicity test) og en noe modifisert Norsk Standard, NS 4717; "Bestemmelse av kjemiske produkters og avløpsvanns akutte toksisitet for ferskvannsfisk - semistatisk metode".
Organisme:	*Brun ørret (salmo trutta)*, årsyngel (0+)
Opprinnelse:	Oslofjorden Fiskeadministrasjon i Sørkedalen
Alder og størrelse	Ca 3 mnd, 1,3 g og 4,6 cm.
Testparameter:	Mortalitet etter 96 timer eksponering, semistatisk
Start dato:	2.08.2004
Konsentrasjoner:	5,6, 10, 32, 56 og 100 %
Test medium:	Maridalsvann
Forbehandling av prøve:	Ingen
Inkuberingsutstyr:	Akvarier i glass
Lys:	16 timer lys, 8 timer mørke
Temperatur:	13,8-14,4 °C
pH i kontroll	Start : 6,7 Slutt: 6,5
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 7,9 Slutt: 7,9
Oksygen	78-95 % oksygenmetning

Utførelse

Forsøket ble utført i glassakvarier med 10 l vann og 7 fisk i hver konsentrasjon av avløpsvann. Testvannet var nedfryst ved -28 ^{o}C inntil test start. Konsentrasjoner testet var 5.6, 10, 32, 56 og 100 %. Avløpsvannet ble fortynnet med Maridalsvann (rent ferskvann) direkte i testkarene til de aktuelle konsentrasjoner. Testfiskene ble overført til ny løsning hvert døgn (semistatisk metode) og forsøket pågikk i 4 døgn. Konsentrasjonen av løst oksygen ved vannskift var 78-95 % av metningskonsentrasjonen. Alle akvarier ble kontinuerlig luftet. Fisken ble observert hvert døgn og død fisk ble notert og fjernet. Vannkvaliteten i det benyttede fortynningsvannet fremgår av tabell 1. Vannet er et typisk norsk overflatevann, bløtt, svakt surt og med relativt lite innhold av løste organiske stoffer. Temperaturen under forsøkene var 13,8-14,4 ºC.

Tabell 1. Noen kjemiske data for Maridalsvann.

pH		6.7
Konduktivitet	mS/m 25 °C	2.94
TOC	mg/l	2.33
Ca	mg/l	2.57

Resultater

Validitets kriterier i henhold til OECD203

Parameter	Kriterier	Observert
Dødelighet i kontroll	<10 %	0 %
Oksygen metning	>60 %	>78 %

I tabell 2 er oppført dødeligheten i hver konsentrasjon av avløpsvann. Ved konsentrasjonene 100 % og 56 % var alle døde etter 4 timer. Ved 32 % kunne man observere etter 4 timer at fisken "gispet" og ikke beveget seg. Ved 10 % ble fisken gradvis slappere og lys i fargen.

4 d LC_{50}-verdien for blandprøve fra Håg ble 16 %

Tabell 2. Kumulativt antall døde fisk ved forskjellig eksponeringstid til Blandprøve fra Håg. LC_{50} ved ulike tidspunkt angitt nederst i tabellen.

Konsentrasjon (%)	Timer			
	24	48	72	96
0	0	0	0	0
5,6	0	0	0	0
10	0	0	1	0
32	7	7	7	7
56	7	7	7	7
100	7	7	7	7
LC_{50}	18 %	18 %	16 %	16 %

Konklusjon

Blandprøve fra Håg har en LC_{50} for ørret etter 96 timer på 16 % av testvann-konsentrasjonen:

$$LC_{50} = 16\ \%$$

Testen utført av: August Tobiesen Testansvarlig: August Tobiesen

Postboks 173
Kjelsås0411 Oslo Tel:
22 18 51 00Fax: 22 18
52 00

Norsk Institutt for Vannforskning

TEST RAPPORT

Toksisitetstest NS-EN ISO 8192

Prøving av inhibering av oksygen-forbruk i aktivslam. Method B

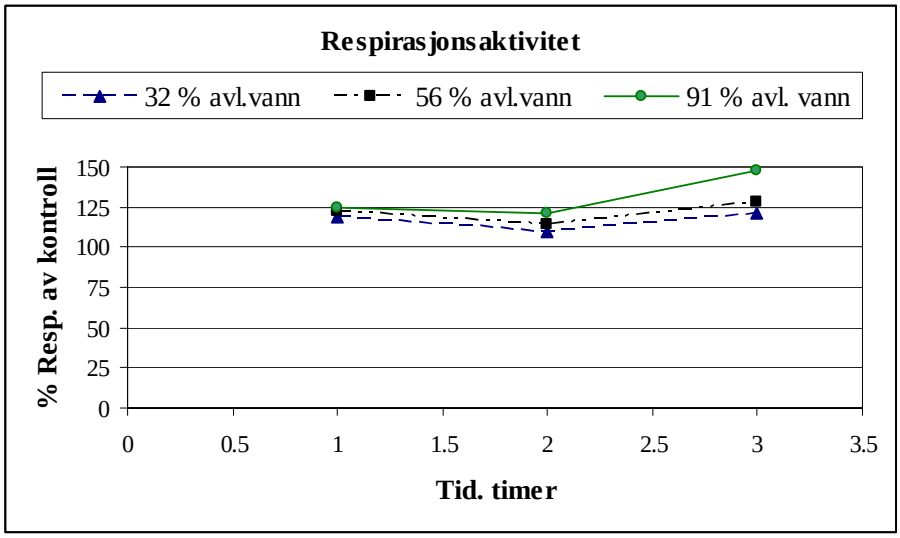
Kunde: HÅG AS

Test produkt: **Blandprøve av avløpsvann** **Lab. kode:** **B440/1**

Prøve mottatt: 7-8.07.04 **Lagringsbetingelser:** kjølerom 2 -4 °C
Test periode: 12. 07.04
Testbetingelser: WTW Oximeter, Level 2
Apparatur: 300 ml BOD-flasker
Nærings-løsning: NS-ISO 8192 Isotonisk saltløsning.
OECD syntetisk stamløsning (100x) som syntetisk substrat i testmedium.
Inokulum: Mikroorganismer fra laboratorieprodusert biologisk aktivt slam (Husmann unit) dyrket kontinuerlig i Syntho-medium, supplert med dosering av kommunalt kloakkvann over 10 døgn før teststart. Blandingsuspensjon ble sentrifugert (2000 G), suspendert i isotonsaltløsning for løste stoffer, sentrifugert, og til slutt resuspendert i isoton vann. Stamsuspensjon: 3,85 mg/mL STS. Konsentrasjon i testløsningen: 240 mg STS/L.
Inkubasjon: Temperatur: 22 ± 1 °C . Varighet: 3 timer.
pH: Start: 7,5 Slutt: 7,6
Referense: 3.5.- diklorfenol (DCP) etter 3 timer eksp.: EC_{50} = større enn 5,6 mg /L.
Preparering av prøve: Avløpsvannet ble testet med en testprøve for hver konsentrasjon. Det ble benyttet 3 testkonsentrasjoner, fra 32 til 91 % avløpsvann. P.g.a. begrenset mengde aktivt slam tilgjengelig, ble testen utført med lav slamkonsentrasjonen. Imidlertid var respirasjonshastigheten meget høy; 125 mg O_2/gram STS /time, slik at respirasjonsratene i testløsningene ble tilfredsstillende.

Resultater:

Prosent respirasjon ved målte tidsintervall i forhold til kontroll



Tabell for bekreftende test.

Test: 12.07.04 **Blanding og fortynning av teststoff.**	F_{T1} 91%	F_{T2} 56%	F_{T3} 32%		F_B	
Teststoff, prosessvann (mL)	363	224	128		0	
Syntetisk medium, stamløsning (mL)	12	12	12		12	
Aktiv slam, suspensjon (mL)	25	25	25		25	
Isoton vann (mL)	0	147	243		471	
Total volum i testblandingen (mL)	400	400	400		400	
Blanding av referansestoff (3.5.DCP)	F_R					
Referanse (Stamløsning 1g/L)	5,6					
3.5-diklorfenol (mL)	2,24					
Syntetisk medium, stamløsning (mL)	12					
Aktiv slam, suspensjon (mL)	25					
Isoton vann (mL)	360,8					
Total volum i testblandingen (mL)	400					

Respirasjonsrater i testprøvene:

Prøver	Timer	1	2	3
Blank	mgO_2/h	20.64	28.8	30.24
32 %	mgO_2/h	24.48	31.68	36.48
56 %	mgO_2/h	25.32	32.9	38.88
91 %	mgO_2/h	25.8	35.04	44.52

Kommentarer:
Blandprøve av avløpsvannet viste seg å virke stimulerende på oksygenopptaket i aktivt slam. Ved 91 % konsentrasjon av avløpsvann ble respirasjon (oksygenopptaksraten) målt til 147 % av kontrollprøven.

Den testede plandprøve viste ingen negativ effekt på minroorganismer i biologisk aktivt slam.

Oslo, den 13.juli 2004

Testansvarlig: Harry Efraimsen

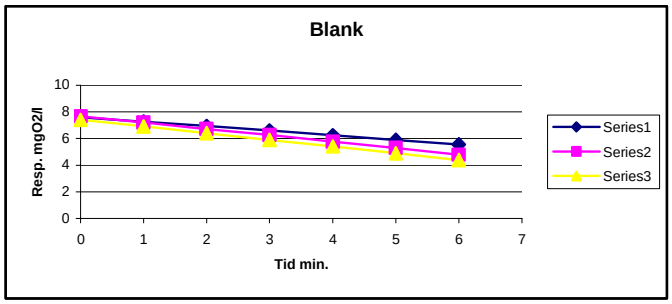
Analyttiske betingelser:
Biokjemisk oksygenforbruk i testløsningen er bestemt med oksygen probe, (WTW OXImeter) målt over perioder på 6 minutter, etter ca. 1, 2 og 3 timers inkubasjon. Respirasjonshastigheten ble beregnet under lineær periode.

REFERANSE:

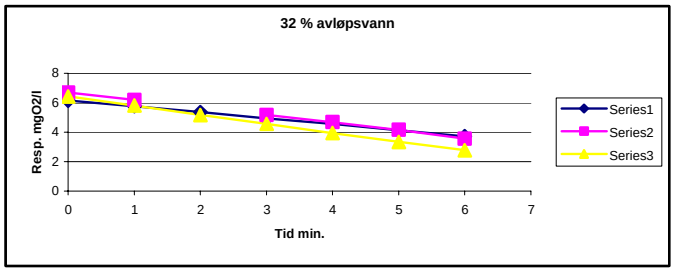
1. NS- ISO 8192 Water Quality- Test for Inhibition of oxygen consumption of activated slugde. Method B.

VEDLEGG Respirasjonsdata fra test utført 12.07.04

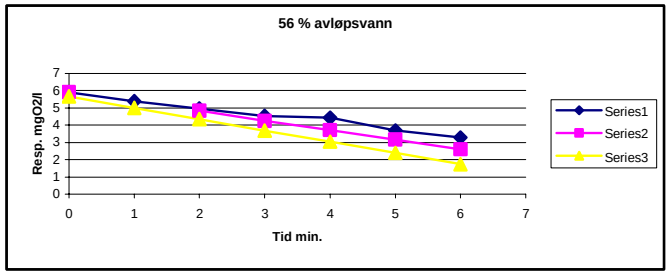
	Blank		
	60 min.	120 min	180 min
0	7.6	7.68	7.4
1	7.28	7.2	6.91
2	6.94	6.72	6.4
3	6.6	6.27	5.9
4	6.25	5.76	5.4
5	5.9	5.3	4.9
6	5.56	4.8	4.39
mgO_2/h	20.64	28.8	30.24



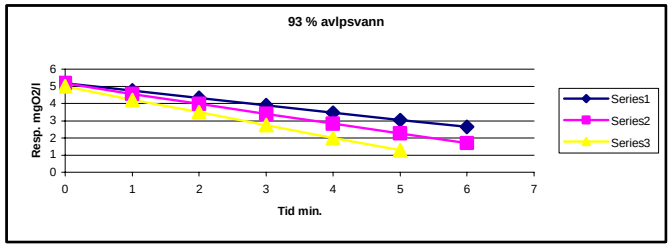
	32 %		
	60 min.	120 min	180 min
0	6.16	6.69	6.43
1	5.76	6.19	5.81
2	5.36		5.16
3	4.94	5.17	4.56
4	4.56	4.69	3.94
5	4.12	4.16	3.34
6	3.72	3.55	2.77
mgO_2/h	24.48	31.68	36.48



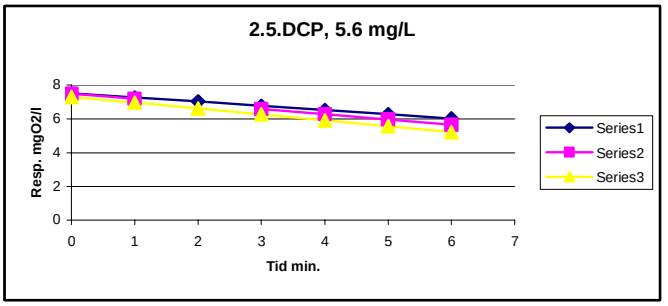
	56 %		
	60 min.	120 min	180 min
0	5.9	5.9	5.67
1	5.39		4.99
2	4.96	4.84	4.34
3	4.54	4.25	3.68
4	4.44	3.72	3.04
5	3.7	3.17	2.39
6	3.28	2.61	1.75
mgO_2/h	25.32	32.9	38.88



	90 %		
	60 min.	120 min	180 min
0	5.2	5.19	5
1	4.76	4.56	4.21
2	4.34	3.99	3.5
3	3.9	3.41	2.75
4	3.48	2.84	2
5	3.05	2.27	1.29
6	2.64	1.71	
mgO_2/h	25.8	35.04	44.52



	3.5 DCP		
	60 min.	120 min	180 min
0	7.51	7.5	7.3
1	7.27	7.2	6.96
2	7.03		6.62
3	6.77	6.58	6.27
4	6.53	6.28	5.91
5	6.28	5.97	5.56
6	6.03	5.65	5.22
mgO_2/h	14.88	18.6	20.88



Vedlegg 4. Avrenning fra deponiet i Hådalen

Innholdsfortegnelse

1. Beskrivelse av deponiet **2**

1.1 Plassering og grunnforhold 2

1.2 Prinsipp for avrenning fra deponiet og fortynning før utløp til Håelva 3

1.2.1 Prinsippskisse *3*

1.2.2 Avrenningshastighet *3*

1.2.3 Fortynning *4*

1.2.4 Forutsetninger for avrenning *4*

2. Forventet deponiavrenning fra avløpsvann fra Håg og fra kommunalt avløpsslam **5**

2.1 Konsentrasjoner i og mengder av deponert avløpsvann og –slam 5

2.2 Laboratorieforsøk: bestemmelse av forventet adsorpsjon i umettet sone 5

2.3 Forventet konsentrasjon ved utløp i Håelva 10

2.4 Estimert forurensningsgrad og toksisitet i avrenning 12

2.4.1 Forurensningsgrad *12*

2.4.2 Økotoksisitet *13*

3. Påvisning av avrenning til Håelva **13**

3.1 Lokalisering av avrenning 13

3.2 Vurdering av avrenningens opphav 14

4. Vannkvaliteten i Håelva og påvirkning av avrenning fra Deponiet **16**

Referanser 19

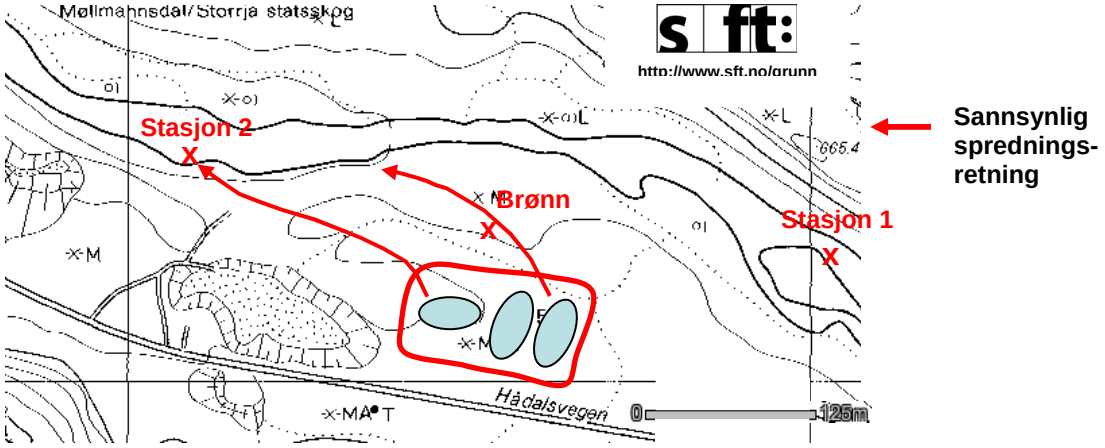
Appendiks A. Laboratorieforsøk: avrenning ved deponering av sterkt alkalisk avløp M3.1 20

Appendiks B. Testrapporter fra veksthemmingstester med algen *Pseudokirchneriella subcapitata* 28

1. Beskrivelse av deponiet

1.1 Plassering og grunnforhold

Deponiet ligger ca 9 km øst for Røros mellom Hådalsvegen og Håelva. Se kartutsnitt i Figur 1. Deponiet består av tre slamlaguner hver på ca 15x30 m, der den lengst vest er mest i bruk per d.d. Foruten at Håg har deponert 8-12 m^3 avløp fra maskin 3 – kar 1 (avløp M3.1) seks ganger per år i perioden 2001-2003, deponerer Røros renseanlegg i snitt 69 m^3 kommunalt avløpsslam per måned (tørrstoffinnhold 22-30%), i tillegg til at deponiet øyensynlig benyttes av lokalbefolkningen til bl.a. deponering av hestemøkk. Deponiet har ingen bånntetting. Figur 2 viser to bilder fra deponiet; det første ble tatt 14. april 2004 mens det fremdeles var tele i bakken, mens det andre ble tatt 7. juli 2004. Ved befaringen i juli var deponiet relativt tørt. Tilsig av overflatevann til deponiet er sannsynligvis meget lite i sommerhalvåret, men kan øke noe når det er tele i topplaget.



Figur 1. Kartutsnitt med deponiet i Hådalen. Kommunens grunnvannsbrønn og to av målestasjonene benyttet i undersøkelsene er vist med røde kryss. Røde piler angir de mest sannsynlige spredningsretningene for hovedavrenningen fra deponiet.

Figur 2. Bilder fra deponiet (slamlagunen i mest aktiv bruk per i dag) tatt 14.04.04 (venstre) og 07.07.04 (høyre).

Deponiet ligger i et område med breelvavsetninger (glasifluvial akvifer) karakterisert av grov sand og grus. Statens veivesen, som har et viktig grus- og sanduttak i umiddelbar nærhet til deponiet (se kartutsnitt i Figur 1), har bestemt den typiske kornstørrelsessammensetningen i området. Se Tabell 1.

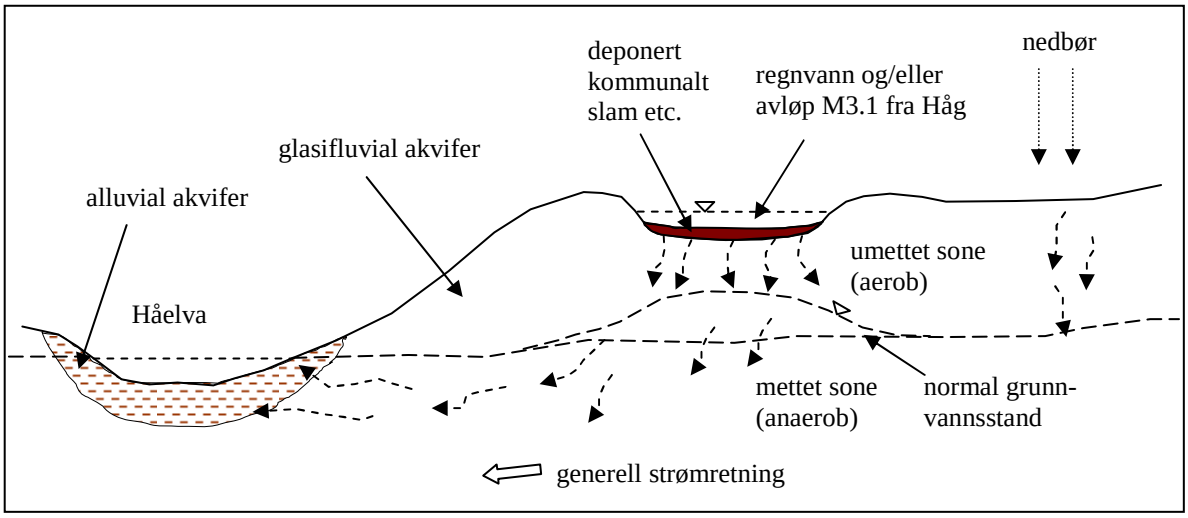
Tabell 1. Typisk kornstørrelsessammensetning av sand og grus i deponiområdet. Kilde: NGUs grus- og pukkdatabase (www.ngu.no).

Type	Kornstørrelse	Andel
Sand	0.0063 – 2 mm	20 %
Grus	2 – 64 mm	65 %
Stein	64 – 256 mm	13 %
Blokk	> 256 mm	2 %

1.2 Prinsipp for avrenning fra deponiet og fortynning før utløp til Håelva

1.2.1 Prinsippskisse

En forenklet prinsippskisse av forventet avrenningsvei fra deponiet til grunnvann og videre ut til Håelva er vist i Figur 3. Regnvann eller deponert avløp M3.1 fra Håg vil drenere gjennom grusen og sanden under deponiet til det når grunnvannet. Den relativt grove sanden og grusen i deponiområdet gjør at man ikke kan forvente noen særlig grad av adsorpsjon av forurensinger på vei gjennom løsmassene (se pkt 2). I denne umettede sonen vil de viktigste mikrobiologiske prosessene finne sted (omsetning av næringssalter, nedbrytning av organisk stoff), mens det i den mettede grunnvannssonen sannsynligvis vil skje lite med forurensingene (se Figur 3). Det er meget vanskelig å forutsi hvor all avrenningen vil ta veien, ettersom den er så avhengig av grunnforholdene. Generelt gjelder at vannet vil ta minste motstands vei, men denne behøver ikke å være den korteste veien til et eventuelt observert grunnvannsoppkomme. Den kan også variere betydelig med grunnvannsstanden, ettersom en (unormalt) høy vannstand kan gjøre en ny passasje tilgjengelig.



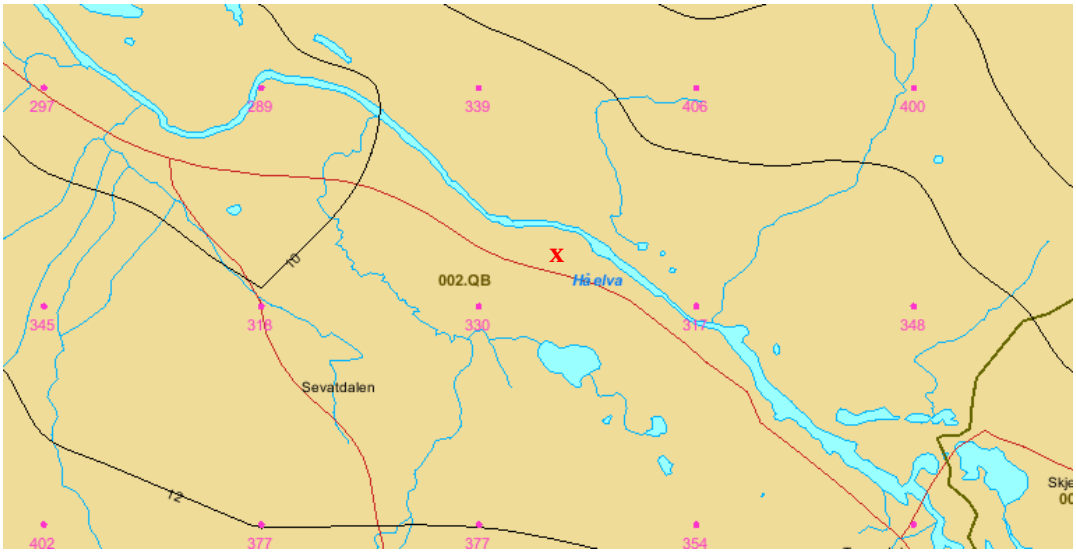
Figur 3. Enkel prinsippskisse for avrenning fra deponiet til grunnvann og videre til Håelva.

1.2.2 Avrenningshastighet

Avrenningshastigheten gjennom løsmassene vil være avhengig av løsmassenes permeabilitet og metningsgrad (ofte uttrykt ved løsmassenes hydrauliske konduktivitet) og fallgradienten. Deponiet ligger 10-15 m høyere enn Håelva, men den lave vannstanden i grunnvannsbrønnen (se Figur 1), som ligger nesten helt nede på det flate partiet i høyde med elva, indikerer at fallgradienten fra der avrenningene når grunnvannsstanden og ut til Håelva er meget lav. Transporthastigheten vil dermed også være lav. Et grovt anslag basert på erfaring fra lignende områder tilsier en transporttid på ca 1 år før en forurensning når Håelva fra deponiet (Ruden, 2004). Ved regnvær vil dette kunne endre seg, da de grove sand og grusmassene i den umettede sonen tilsier at man her vil ha en meget høy transporthastighet. Fallgradienten vil da kunne bygge seg opp relativt raskt og dermed øke transporthastigheten i en periode.

1.2.3 Fortynning

All transport av vann gjennom området vil kunne bidra til en fortynning av forurensningene, men er samtidig en forutsetning for transporten av de samme. Det generelle tilsiget gjennom området er avhengig av nedbøren i det lokale nedbørsfeltet (REGINE-felt) og fordampningen. Røros er et relativt nedbørsfattig område. Gjennomsnittlig årlig nedbør i Røros i perioden 1961-1990 var på 504 mm/år med en nedbørstopp i månedene juni til september (52-72 mm/mnd) og et nedbørsminimum i månedene februar til mai (24-29 mm/mnd) (kilde: www.met.no). Beregnet avrenning i området er vist i kartutsnittet i Figur 4, hentet fra NVEs avrenningsdatabase for perioden 1961-1990 (http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm). De røde prikkene med tallverdi angir årlig avrenning i dette punktet (mm/år), mens de mørke linjene med tallverdi angir isolinjer med midlere årlig avrenningshastighet med tallverdi (liter/sek/km^2). For deponiet kan man sette den midlere årlige avrenningshastigheten til ca 11 l/s·km^2 gjennom området og årlig punktavrenning til ca 320 mm/år. Lagunene i deponiet har en overflate på ca 1350 m^2, noe som tilsier at det drenerer ca 430 m^3 regnvann gjennom deponiet årlig. I tillegg deponerer Røros renseanlegg i snitt 69 m3 avløpsslam der hver måned med et tørrstoffinnhold på 22-30%, noe som tilsier en ekstra tilførsel av væske på ca 620 m^3 per år. Mye av dette vil nok fordampe, men en god del vil nok også drenere til grunnen (anslagsvis ca 50 %). Utover dette har Håg deponert 8-12 m^3 prosessavløp (fra maskin 3 – kar 1) seks ganger årlig i tre år, anslått til totalt 176 m^3. Når forurensningene når grunnvannssonen (mettet sone) blir de ytterligere fortynnet; kvalifisert gjetning tilsier i størrelsesorden 10x (Ruden, 2004). Med de gitt antagelsene kan man forvente en fortynning av forurensningene fra de blir deponert til de når Håelva på ca 15x for de som stammer fra det kommunale avløpsslammet og på ca 53x for de som stammer fra Håg sitt avløpsvann.



Figur 4. Avrenningskart over nærområdet til deponiet i Hådalen med anvist midlere årlig punktavrenning (røde prikker med tilhørende verdi; mm/år) og isolinjer med midlere årlig avrenningshastighet (mørke linjer med tilhørende verdi; l/s·km^2). Kilde: NVEs avrenningsdatabase for perioden 1961-1990 (http://arcus.nve.no/website/nve/viewer.htm).

1.2.4 Forutsetninger for avrenning

En av forutsetningene for at en forurensning skal kunne transporteres fra deponiet, gjennom løsmassene og ut til Håelva, er at den foreligger på løst form. I avløpsslammet vil det aller meste av metallene være bundet til det partikulære organiske materialet og fosfatene foreligge som utfelte jernkomplekser. Dette vil i betydelig grad retardere utvaskingen av slam-bundne forurensninger, samtidig som forurensningene øker sin oppholdstid i det biologisk mest aktive laget av løsmassene. Men den høye mikrobiologiske aktiviteten i slammet vil raskt sørge for anaerobe forhold og reduserende betingelser, noe som vil kunne løseliggjøre (mobilisere) de

utfelte jernkompleksene ved reduksjon av Fe^{3+} til Fe^{2+}. Disse kan igjen felles ut når de ved utvasking når ned til de mindre reduserende forholdene i den umettede sonen under slamlagunen. Her kan de igjen dra med seg organisk stoff og fosfat ved utfellingen. Når metallene ned til den mettede sonen under grunnvannsspeilet vil de reduserende forholdene her i stor grad holde metallene på redusert form. Når forurensningene så endelig når ut i Håelva vil de oksiderende forholdene her umiddelbart oksidere metallene. Derfor vil man kunne finne store mengder utfelte Fe- og Mn-oksider i eventuelle grunnvannsoppkommer. Dette er en prosess som også foregår helt naturlig, slik at sonen under elvene (alluvial akvifer i Figur 3) i områder med sure bergarter rike på Fe og Mn gjerne vil inneholde høye konsentrasjoner av utfelte oksider av naturlig forekommende Fe og Mn.

I det sterkt alkaliske avløpet fra Håg forelå metallene i all hovedsak på løst form (se Tabell 2) og var således langt mer mobile enn metallene i avløpsslammet fra renseanlegget. Det ble ved NIVAs laboratorier i Oslo gjennomført et forsøk med avrenning gjennom løsmasser tatt fra deponiområdet der det viste seg at mobiliteten til forurensningene i dette avløpet ble lite forandret. Forsøket er beskrevet i detalj i Appendiks A og kommentert nærmere under punkt 2.2. Det er vanskelig, om ikke umulig, å simulere forholdene ute i naturen i et laboratorieforsøk, men det er grunn til å forvente at resultatene grovt sett gjenspeiler de fysiske prosessene som vil kunne skje ved drenering av avløpet fra Håg gjennom den umettede sonen under deponiet. Som beskrevet ovenfor, vil man forvente at det ikke skjer betydelige forandringer i den mettede sonen, selv om oppholdstiden her er langt større. En vurdering det er vanskeligere å gjøre på bakgrunn av forsøket er den potensielle toksiske virkningen av avløpsvannet på de mikrobiologiske prosessene i deponiet. Den høye pH'en (ca 10.4) og høye temperaturen (60 ^{o}C) sammen med andre forurensende elementer kan ha en betydelig toksisk effekt lokalt der avløpet slippes ut (jfr. toksisitetstestene beskrevet i Vedlegg 3 og under punkt 2.4.2 her).

2. Forventet deponiavrenning fra avløpsvann fra Håg og fra kommunalt avløpsslam

2.1 Konsentrasjoner i og mengder av deponert avløpsvann og -slam

Tabell 2 viser konsentrasjonen og årlige mengder av ulike komponenter i avløpsvannet fra Håg og i det kommunale avløpsslammet fra Røros renseanlegg som har blitt deponert i Hådalen. Avløpsvannet fra Håg har vært sterkt alkalisk (pH 10.4) med spesielt høye konsentrasjoner av forfor, aluminium, løst organisk stoff og alkalimetallene (se også Vedlegg 1). Det er ellers verdt å legge merke til en relativt høy Pb-konsentrasjon. Som kommentert tidligere, og som det fremgår av tabellen, foreligger hovedtyngden av forbindelsene på løst form. Avløpsslammet fra renseanlegget har hatt et gjennomsnittlig tørrstoffinnhold på 22 %, og har inneholdt spesielt høye konsentrasjoner av aluminium og jern, pga fellingsmidlene som blir benyttet på renseanlegget, mens innholdet av fosfor, ammonium og tungmetaller ligger på normalen for norsk kommunalt avløpsslam. Men sammenlignet med avløpsvannet fra Håg er disse konsentrasjonene likevel betydelig høyere, dog foreligger de, som kommentert ovenfor, på en langt mindre mobil form.

2.2 Laboratorieforsøk: bestemmelse av forventet adsorpsjon i umettet sone

For å estimere løsmassenes evne til å adsorbere forurensningene i avløpsvannet fra Håg ble det gjennomført et laboratorieforsøk i 1 meter høye sylindere med sand (Φ<5 mm, høyde 75 cm) fra området. For også å vurdere betydningen av kommunens deponering av avløpsslam ble det i to av sylinderne inkludert et 10-cm lag med ferskt avløpsslam på toppen. Oppsettet for forsøket er vist i Figur 5. På kolonne 1, som kun inneholdt sand, ble det satt på avløpsvann fra maskin 3 – kar 1 (avløp M3.1) (hentet 07.07.04). De to øvrige kolonne hadde et 10-cm lag

med avløpsslam på toppen, og rent springvann og avløp M3.1 fra Håg ble satt på h.h.v kolonne 2 og kolonne 3. Av ukjente årsaker hadde avløp M3.1 betydelig lavere konsentrasjoner av alle komponenter (ca 40-70 % reduksjon) enn ved tidligere prøvetakinger (se også kommentarer i Vedlegg 1, kapittel 1.3.2). I beregningene av sigevanns-

Tabell 2. Oversikt over konsentrasjoner og årlige mengder av ulike komponenter i avløpsvannet fra Håg og i det kommunale avløpsslammet fra Røros renseanlegg som har blitt deponert i Hådalen.

Komponent	**Avløp maskin 3 - kar1**				**Avløpsslam**	
	Totalt*		**Løst form***			
Temperatur	60 °C		60 °C		-	
pH	10.35		10.35		-	
Konduktivitet	9 850 µS/cm		9 850 µS/cm		-	
	mg/l	**kg/år**	**mg/l**	**kg/år**	**mg/kg TS**	**kg/år**
Næringssalter						
Total S	18.9	1.23	12.7	0.83	-	-
Total P	813	53	709	46.1	12 000	2 186
Total N	-	-	-	-	32 400	5 900
Organisk stoff						
TOC	2 240	146	-	-	-	-
Farge	123	-	123	-	-	-
TSS	35.2	2.30	0	0	(22 %)	182 200
Olje	13**	0.845	-	-	-	-
Fett	120	7.80	-	-	-	-
Alkalimetaller						
Ca	138	9.0	117	7.6	-	-
K	4050	263	-	-	-	-
Mg	27	1.8	20	1.3	-	-
Na	1370	89	1 010	66	-	-
Øvrige metaller						
Al	207	13.5	183	11.9	10 900	1 986
As	0.025	0.0016	0.030	0.0020	-	-
Ba	1.97	0.13	0.33	0.021	-	-
Cd	0.0046	0.00030	0.0030	0.00020	0.77	0.140
Co	0.006	0.00039	0.0040	0.00026	-	-
Cr	0.098	0.0064	0.052	0.0034	76	5.3
Cu	2.5	0.16	1.18	0.077	351	49
Fe	28	1.82	4.47	0.29	51 000***	10 400
Hg	$<5\cdot10^{-5}$	$3.3\cdot10^{-6}$	-	-	0.59	0.11
Mn	2.9	0.190	1.38	0.090	90	16.3
Mo	0.027	0.0018	0.027	0.0018	-	-
Ni	0.069	0.0045	0.036	0.0023	7.9	1.4
Pb	0.50	0.032	0.55	0.036	<15	<2.73
Ti	0.015	0.00098	0.077	0.0050	-	-
V	0.002	0.00013	0.086	0.0056	-	-
Zn	5.1	0.33	3.5	0.23	460	84

* Innholdet av komponentene på løst form og totalt ble ikke analysert på samme prøver.

** Konsentrasjonen av olje er bestemt på GC etter adsorpsjon av polare forbindelser på Florisin.

*** Innholdet av Fe i slammet er basert på angitt doseringsmengde av jernklorid på renseanlegget.

konsentrasjoner har derfor den prosentvise reduksjonen oppnådd for de enkelte komponentene i laboratorieforsøket blitt benyttet som utgangspunkt for estimeringen av adsorberingsgraden i løsmassene, mens normalkonsentrasjonene i Tabell 2 er benyttet forøvrig. Den feilen dette skulle legge til estimatene er sannsynligvis langt mindre enn den samlede usikkerheten i estimatene. Forsøket er nærmere beskrevet i Appendiks A. Her følger kun en kort oppsummering av funnene.

Som det fremgår av det høyre bildet i Figur 5 og fargetallsendringene i Figur 6 skjedde det en markert fargeøkning av avløp M3.1 gjennom sand (5x) og sand + slam (ca 17x). Fargeøkningen var nok påvirket av noe økt innhold av jern og organisk stoff, men den viktigste årsaken var sannsynligvis at jernet ble oksidert opp til Fe^{3+}. Høy pH hindret antageligvis utfelling av jernkomplekser.

Kolonne 1: Avløp M3.1 på sand	**Kolonne 2:** Rentvann på slam + sand	**Kolonne 3:** Avløp M3.1 på slam + sand

Figur 5. Avrenningsforsøk med avløp M3.1 fra Håg gjennom sand (kolonne 1), rent springvann gjennom kommunalt avløpsslam og sand (kolonne 2) og avløp M3.1 fra Håg gjennom kommunalt avløpsslam og sand.

Som det fremgår av Tabell 3 bidro sanden til en viss grad å senke pH i vannet, men avløpsslammet bidro i langt større grad. De naturlige hydrolyseprosessene i slammet fører til frigjøring av organiske syrer, noe som sannsynligvis har vært den viktigste kilden til denne pH-reduksjonen. I løsmassene ute i naturen kan man antageligvis forvente en betydelig større påvirkning av sanden pga den langt større oppholdstiden vannet vil ha her, slik at pH-endringen nok kan bli vesentlig større en det dette forsøket indikerte. Tatt i betraktning den naturlige fortynningen man har i grunnen (som kommentert under punkt 1.2.3), kan man forvente en pH-senkning i vannet til svakt sur. Men før det skjer kan vannet ha nådd ned til mettet sone, hvor Fe^{3+} relativt raskt vil reduseres til Fe^{2+}.

Tabell 3. Målt pH i påsatt testvann (springvann og avløp M3.1), etter filtrering gjennom kolonnene med sand og eventuelt også slam.

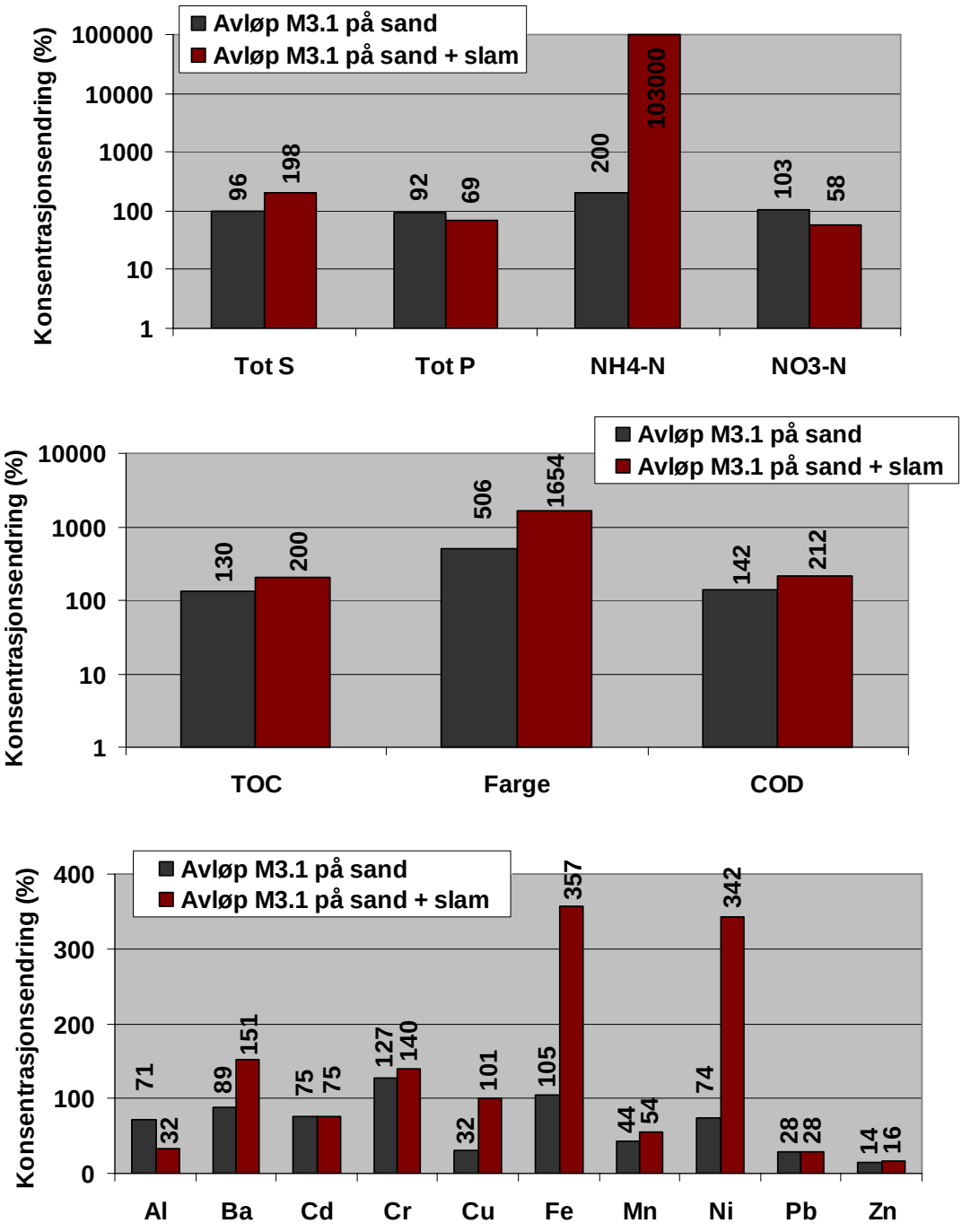
	pH
Rentvann inn	7.50
Rentvann på sand ut*	6.80
Rentvann på sand + slam ut	5.60
Avløp M3.1 inn	10.37
Avløp M3.1 på sand ut	10.23
Avløp M3.1 på sand + slam ut	9.50

* Målt i avrenning fra kolonnene før slam og/eller avløp M3.1 ble satt på toppen (se Appendiks A).

Kort oppsummert for de enkelte metallene ble det funnet at (se også Appendiks A):

- **Al** bindes kun i beskjeden grad til sanden og slammet og vil således gå tilnærmet uhindret gjennom fyllingen og grunnen. Slammet frigir ikke noe ekstra **Al**, men det gjør til en viss grad sanden ved normal nedbør. **Al**-konsentrasjonen i avrenningen til Håelva ved deponering i tørrværsperioder ville kunne ha vært ca 100 mg **Al**/l.
- **Fe** går uhindret gjennom sanden, og det sterkt alkaliske vannet vil til en viss grad føre til utvasking av **Fe** fra slammet. Utvaskingen tilsvarte ikke mer enn i størrelsesorden 0.04 % av slammets **Fe**, slik at dette sannsynligvis skyldtes økt utvasking av organisk materiale hvor **Fe** gjerne er bundet. Den maksimale **Fe**-konsentrasjon i avrenningen til Håelva er således til en viss grad avhengig av hvor mye slam det sterkt alkaliske avløpet siles gjennom. Det er verdt å legge merke til at rentvann i langt mindre grad førte til utvasking av **Fe**. Det er ikke forventet at konsentrasjonen vil øke betydelig over de 16 mg **Fe**/l som ble målt i forsøket.
- **Pb**, **Zn**, **Cd** og **Mn** bindes i betydelig grad både til sanden og slammet og avrenningen til Håelva vil således neppe ha noe særskilt høye konsentrasjoner av disse metallene.
- **Ba** ser ut til å gå relativt upåvirket gjennom sanden, og slammet gir også fra seg noe **Ba** (i størrelsesorden 0.5 % av totalinnholdet i slammet). Som kommentert for **Fe** kan den noe forhøyede **Ba**-konsentrasjonen gjennom slammet skyldes økt utvasking av organisk materiale, som også **Ba** har en sterk binding til. Forventet maksimal konsentrasjon av Ba i avrenning til Håelva er 2-3 mg/l.
- **Cr** ser ut til å gå upåvirket gjennom sanden, men slammet ser ikke ut til å gi fra seg noe ekstra **Cr** av betydning selv om det inneholder ca 10 mg **Cr**/kg tørrvekt.
- Mens **Ni** til en viss grad bindes til sanden, avgir slammet noe **Ni** (i størrelsesorden 1-2 % av totalinnholdet i slammet), noe som samsvarer med at **Ni** er en av de mer mobile tungmetallene. Men maksimalkonsentrasjonen er likevel beskjeden (ca 0.07 mg **Ni**/l).
- **Cu** bindes til en viss grad til sanden, men den relativt høye slamkonsentrasjonen (180 mg **Cu**/kg tørrvekt) gjør at den maksimale **Cu**-konsentrasjonen i avrenningen til Håelva ikke reduseres nevneverdig hvis avløp M3.1 siles gjennom slam. Også her er nok **Cu**-tilsiget knyttet til den økte konsentrasjonen av organisk stoff, men noen **Cu**-avrenning av betydning ser det ikke ut til å bli.
- Avløp M3.1 inneholdt <0.1 µg **Hg**/l mens avrenningene fra kolonnene inneholdt 0.2-0.3 µg **Hg**/l.

Ikke helt uventet binder de glasifluviale sedimentene hentet fra området svært lite, hvis noe, av næringssaltene, det organiske stoffer og metallene i avløp M3.1 fra Håg.



Figur 6. Resultater fra laboratorieforsøk med avrenning på kolonner med sand fra deponiområdet. Tallverdiene angir den prosentvise konsentrasjonsendringen i de enkelte parameterne som har skjedd fra avløp M3.1 ble satt på toppen av kolonnen (med sand eller med sand + slam) til det samme vannet kom ut i bunnen av kolonnen. 100 % = uforandret. Absoluttverdiene for konsentrasjonene er gitt i Appendiks A.

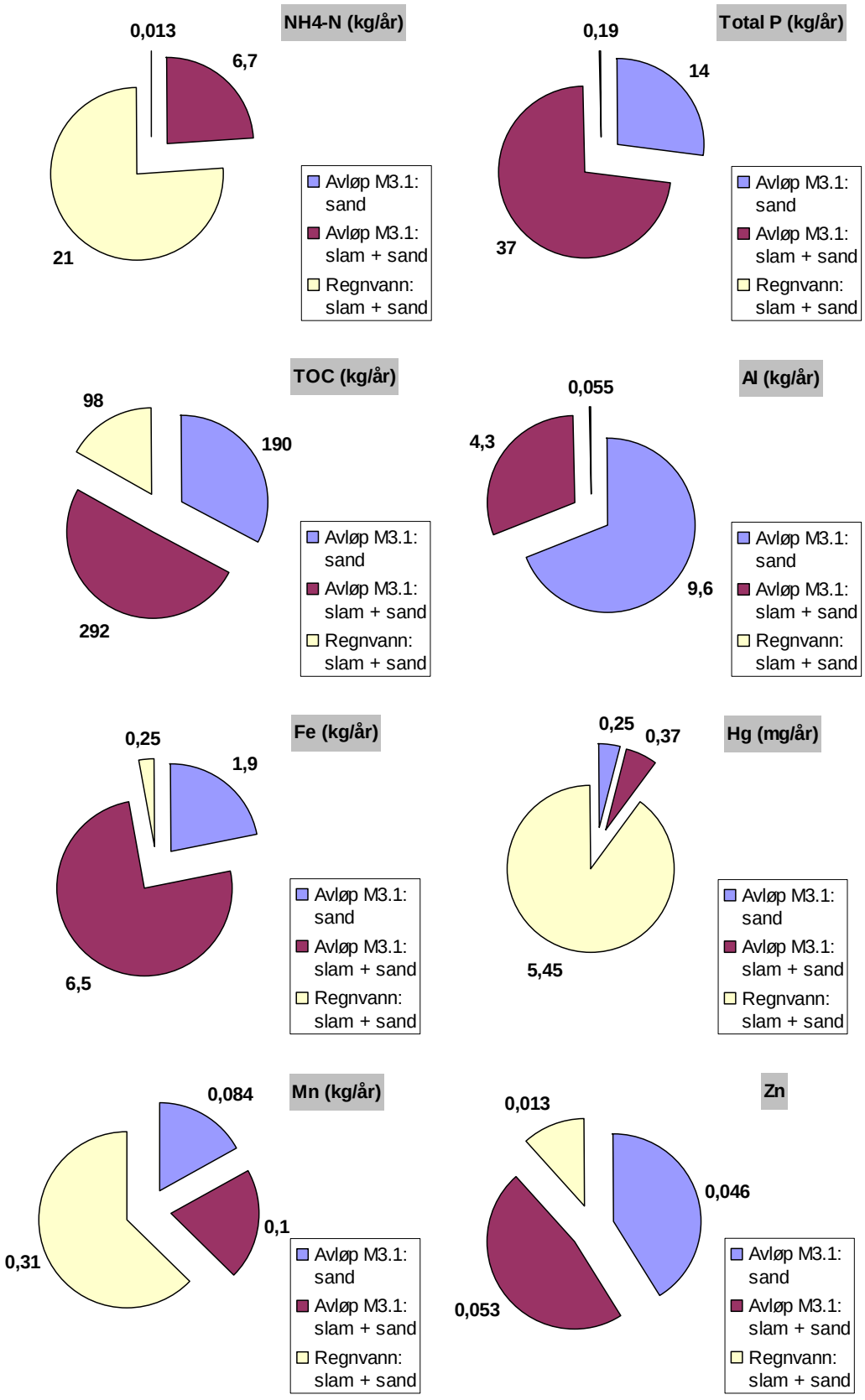
2.3 Forventet konsentrasjon ved utløp i Håelva

Som beskrevet under punkt 1.2.3 kan man forvente en vesentlig fortynning av avrenningen fra deponiet på veien ut til Håelva. For avløpsvannet fra Håg ble fortynningsgraden bestemt til å ligge i størrelsesorden 1:53, mens den for avløpsslammet fra Røros renseanlegg ble vurdert å ligge i området 1:15. På bakgrunn av konsentrasjonen og mengden av de ulike komponentene i det deponerte avløpsvannet og avløpsslammet (Tabell 2), den estimert adsorpsjonsevne til sanden og slammet (Figur 6 og Appendiks A) og den forventede fortynningen har det blitt satt opp et estimat for den forventede konsentrasjonen og årlige tilførselsmengden av de enkelte komponentene til Håelva for de to kildene (Håg asa og Røros renseanlegg) i Tabell 4. I Figur 7 er det estimert årlige bidrag til noen utvalgte komponenter fra avløpsvannet med og uten påvirkning av avløpsslam vist sammen med det estimert bidraget fra drenering av regnvann gjennom deponert avløpsslam. Betydningen av dette estimerte utslippet er nærmere beskrevet under punkt 2.4.

Det må gjøres oppmerksom på at dette er meget grove estimater, da det er et uant antall faktorer som spiller inn på konsentrasjonene i avrenningen og den samlede årlige transporten. Spesielt er estimatene for effektene av påvirkning fra det deponerte avløpsslammet usikre. Her baserer estimatene seg på relativt rask drenering gjennom et 10 cm tykt lag med slam, mens man spesielt i vinterhalvåret vil ha en betydelig lengre oppholdstid i det øvre laget med slam (pga tele i bakken). Men estimatene kan gi en pekepinn på hva man kan forvente i et eventuelt grunnvannsoppkomme i elva.

Tabell 4. Forventede konsentrasjoner og årlige tilførselsmengder av de enkelte komponentene til Håelva fra deponert avløpsvann fra Håg asa og fra avløpsslam fra Røros renseanlegg.

Komponent	**Avløp maskin 3 – kar 1**				**Regnvann**	
	Gjennom sand		**Gjennom sand + slam**		**Gjennom sand + slam**	
Konduktivitet	201 µS/cm		193 µS/cm		66 µS/cm	
	mg/l	**kg/år**	**mg/l**	**kg/år**	**mg/l**	**kg/år**
Næringssalter						
Total S	0.34	1.2	0.71	2.4	0.16	1.03
Total P	15	14	11	37	0.029	0.19
NH_4-N	0.004	0.013	1.9	6.7	3.2	21
NO_3-N	0.004	0.012	0.002	0.007	0.0075	0.048
Organisk stoff						
TOC	55	190	85	292	15	98
Farge	(12)	-	(38)	-	(1.8)	(11)
Metaller						
Al	2.8	9.6	1.3	4.3	0.0086	0.055
Ba	0.033	0.12	0.056	0.20	0.093	0.60
Cd	$8\cdot10^{-5}$	$2.3\cdot10^{-4}$	$6.5\cdot10^{-5}$	$4.3\cdot10^{-6}$	$1.0\cdot10^{-4}$	$6.5\cdot10^{-4}$
Cr	0.002	0.008	0.002	0.006	0.00017	0.0011
Cu	0.015	0.051	0.093	0.006	0.0033	0.022
Fe	0.56	1.9	1.9	6.5	0.039	0.25
Hg	$3.8\cdot10^{-6}$	$2.5\cdot10^{-7}$	$5.7\cdot10^{-6}$	$3.7\cdot10^{-7}$	$1.3\cdot10^{-5}$	$5.4\cdot10^{-6}$
Mn	0.024	0.084	0.030	0.10	0.048	0.31
Ni	0.001	0.003	0.005	0.016	0.0013	0.0082
Pb	0.003	0.009	0.003	0.009	0.0010	0.0065
Zn	0.013	0.046	0.015	0.053	0.0021	0.013



Figur 7. Estimert bidrag fra avløpsvannet fra Håg til årlig avrenning fra deponiet i Hådalen (blå kaker). Burgunderrøde kaker angir estimert bidrag hvis Hågs avløp drenerer gjennom et 10 cm tykt lag med avløpsslam fra renseanlegget. Hvit kake angir avløpsslammets bidrag.

2.4 Estimert forurensningsgrad og toksisitet i avrenning

2.4.1 Forurensningsgrad

For deponier som ønskes opprettholdt uten dobbel bunntetting etter 2009 har SFT (TA-1995/2003) satt opp terskelverdier for sigevann fra deponiet, der overskridelse for ett eller flere stoffer er ansett som en uakseptabel risiko. I Tabell 5 er terskelverdiene sammenlignet med de forventede konsentrasjonene i sigevannet fra deponiet forårsaket av avløpsvannet fra Håg med og uten påvirkning av avløpsslam og forårsaket av regnvann påvirket av deponert avløpsslam. Som det fremgår ville kvaliteten på sigevannet fra deponiet ikke passert SFT sine krav for flere komponenter (Trinn 1 i vurderingen). Også aluminiumkonsentrasjonen i sigevannet ville diskvalifisert deponiet på bakgrunn av en beregnet forurensningsindeks ($F_i = C_s/C_r$) på 21 og 10 for "Håg-sigevann" h.h.v uten og med påvirkning av avløpsslam (C_s), der Al-konsentrasjonen i avrenningen fra rent springvann er benyttet som referanseprøve (C_r). Dersom Fi > 10 for en aktuell komponent anses sigevannet å kunne ha en uakseptabel påvirkning på resipienten.

Tabell 5. Terskelverdier for konsentrasjonen av ulike komponenter i sigevann fra deponier satt av SFT (TA-1995/2003 "Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier"), samt forventet konsentrasjon av komponentene etter avrenning av avløp M3.1 gjennom sand og gjennom slam + sand og etter avrenning av regnvann gjennom slam + sand. Der verdien i avrenningen overstiger den definerte terskelverdien for sigevann er denne uthevet og rødmerket.

Komp.	**Benevn.**	**Terskelverdier for sigevann***	**Avløp fra maskin 3 – kar 1**		**Regnvann**
			Gjennom sand	**Gjennom slam + sand**	**Gjennom slam + sand**
Kond.	µS/cm	-	201	193	66
Næringssalter					
Total S	mg/l	-	0.34	0.71	0.16
Total P	mg/l	0.16	**15**	**11**	0.029
NH_4-N	mg/l	0.5**	0.004	**1.9**	**3.2**
NO_3-N	mg/l		0.004	0.002	0.0075
Organisk stoff					
TOC	mg/l	5	**55**	**85**	**15**
Farge	mg Pt/l	-	12	38	(1.8)
Metaller					
Al	mg/l	-	2.8	1.3	0.0086
Ba	mg/l	-	0.033	0.056	0.093
Cd	µg/l	0.2	0.08	0.065	0.1
Cr	µg/l	6.3	2	2	0.17
Cu	µg/l	2.3	**15**	**93**	**3.3**
Fe	mg/l	0.2	**0.56**	**1.9**	0.039
Hg	µg/l	0.01	0.0038	0.0057	0.013
Mn	mg/l	0.1	0.024	0.030	0.048
Ni	µg/l	5.0	1	5	1.3
Pb	µg/l	1.9	**3**	**3**	1.0
Zn	mg/l	0.035	0.013	0.015	0.0021

* Benevningen "-" er satt for komponenter veilederen ikke har listet opp som sentrale måleparametere.
** Verdien gjelder for Total N

2.4.2 Økotoksisitet

I forbindelse med laboratorieforsøket med deponiavrenning av avløpet fra Håg (beskrevet under punkt 2.2) ble de ulike avrenningenes giftighet undersøkt ved hjelp av en standardisert vekstinhiberingstest på alger (ISO 8692: Alga growth inhibition test). EC_{50}-verdiene, definert som den konsentrasjonen som gir 50 % i veksthastighet i forhold til kontrollkulturer, ble bestemt (jo lavere EC_{50}-verdi desto mer inhiberende virkning). Testrapportene er gitt i Appendiks B, mens en oppsummering av resultatene er vist i Tabell 6. Som forventet hadde alle avrenningene etter avløp M3.1 tilnærmet like sterk hemmende virkning på algene som utgangsvannet. Legger man den estimerte fortynningen gjennom løsmassene på 1:53 for avløpsvannet fra Håg (PEC = 1.9 %) og 1:15 for regnvann (PEC = 6.7 %) (se punkt 1.2.3), får man et PEC/PNEC-forhold på 950-1700 for akutte effekter og PEC/PNEC-forhold på 1900-3400 for kroniske effekter (Se Tabell 8). Det er derfor forventet å kunne finne en betydelig akutt og kronisk effekt lokalt der sigevannet kommer ut i Håelva. Under punkt 1.3.2 i Vedlegg 1 kom det frem at doseringen av Gardoclean S5160 til maskin 3 – kar 1 ved dette uttaket (07.07.04) var betydelig lavere enn det som så ut til å kunne være "normaldoseringen" (ca 1/3 av normalen), og som ble diskutert i Vedlegg 3, kan dette ha ført til en viss underestimering av dette avløpets toksisitet. Men usikkerheten i denne verdien er ikke vesentlig større enn de sikkerhetsfaktorene som er lagt inn i øvrige beregninger, slik at konklusjonene trukket i det ovenstående burde være holdbare.

Tabell 8. EC_{50}-verdier og PNEC- og PEC/PNEC-verdier for akutte og kroniske effekter for avrenningsvannet fra laboratorietestkolonnene bestemt ved veksthemmingstester på alger.

Testvann	**EC_{50}***	**$PNEC_{akutt}$**	**$PNEC_{kronisk}$**	**$PEC/PNEC_{sigevann}$**		**$PEC/PNEC_{Håelva}$**	
				akutt	**kronisk**	**akutt**	**kronisk**
Rentvann gjennom sand + slam	41 %	0,41 %	0,21 %	16	32	$8 \cdot 10^{-6}$	$2 \cdot 10^{-5}$
Avløpsvann fra M3.1	0,18 %	0,0018 %	0,0009 %	1050	2100	0,0005	0,001
Avløpsvann fra M3.1 gjennom sand	0,11 %	0,0011 %	0,0006 %	1700	3400	0,0008	0,002
Avløpsvann fra M3.1 gjennom sand + slam	0,20 %	0,002 %	0,001 %	950	1900	0,0004	0,001

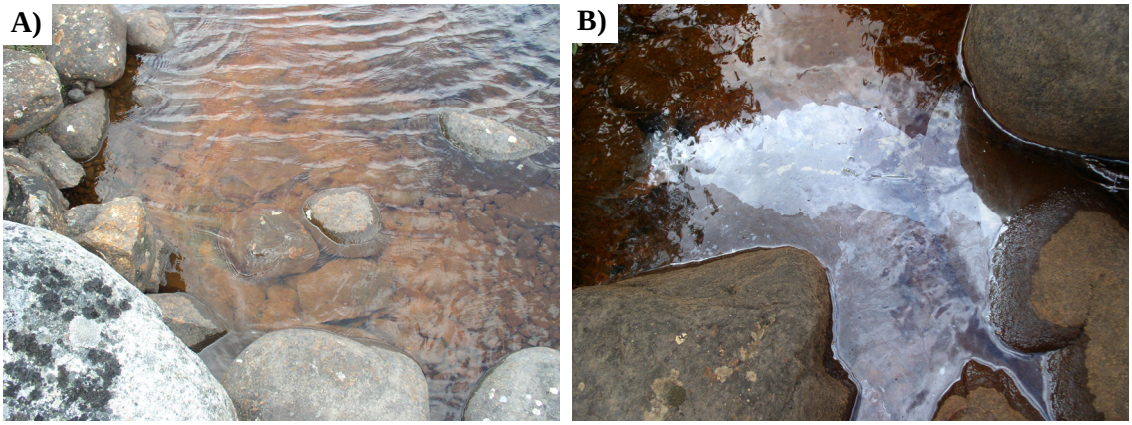
* I f.h.t. ufortynnet prøve.

3. Påvisning av avrenning til Håelva

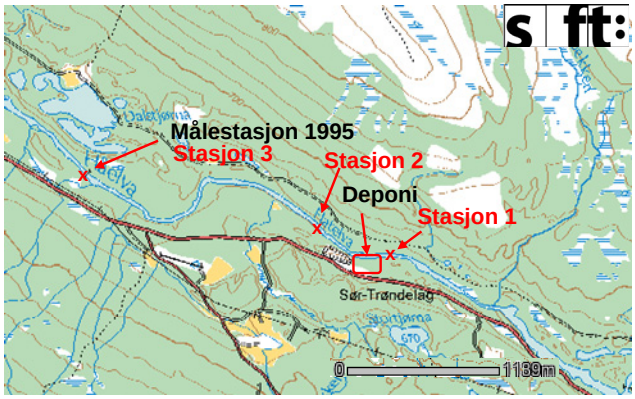
3.1 Lokalisering av avrenning

Ved befaring langs Håelva 07.07.04 ble det funnet klare indikasjoner på avrenninger fra deponiet til Håelva på et relativt avgrenset område noen få hundre meter nedenfor deponiet. På 2-3 steder var elvebunnen her dekket med et lysebrunt belegg som kunne tyde på oksidert jern (Figur 8A), og det ble målt markert forhøyet konduktivitet (ledningsevne) i nærheten av disse stedene. Det ble tatt inn vannprøver fra elva utenfor det tilsynelatende mest berørte området (stasjon 2, Figur 1 og 9), fra et område like oppstrøms deponiet som ble vurdert å sannsynligvis være upåvirket av deponiet (stasjon 1, Figur 1 og 9) og fra en stasjon ca 2 km nedstrøms der det tidligere (perioden 1974-1995) har blitt tatt inn prøver (stasjon 3, Figur 9). Ved hver av disse tre stasjonene ble det også satt ut en passiv prøvetaker (DGT) for oppsamling av tungmetaller over en litt lengre periode (2 uker). Mens konduktiviteten i elva ved stasjon 1 og stasjon 3 lå på h.h.v 19.5 µS/cm og 21.1 µS/cm, lå konduktivitetsmålingene fra ca 26 µS/cm til ca 50 µS/cm i nærområdene til jernutfellingene. Rett innenfor stasjon 2 inne i fjæresteinene ble det funnet et mulig hovedoppkomme for grunnvann fra deponiet. Her var bunnen dekket av et tykt fløffy brunrødt slamteppe, mens noe som så ut til å være jernbakterier lå som en tynn hinne på vannoverflaten (se Figur 8B). Her inne ble konduktiviteten målt til over 300 µS/cm. Selv om det ikke ble observert noe forurenset grunnvannsoppkomme eller målt noen økt konduktivitet i området rett ut fra deponiet mot

Håelva, viste en vannprøve tatt fra grunnvannsbrønnen rett nedenfor deponiet (jfr kartutsnitt i Figur 1 under pkt 1.1) forhøyet konduktivitet (39.7 µS/cm) også her. Prøven, tatt etter noen minutters tapping etter at stående brønnvann var tappet ut, ble tatt av driftspersonalet ved Røros renseanlegg i mai etter at tælen hadde gått. Funnet indikerer at forurenset deponivann også drenerer denne veien. I Figur 1 (under pkt 1.1) er de sannsynlige spredningsretningene fra deponiet markert med røde piler. Legg merke til at topografien rett i nærheten av deponiet ikke nødvendigvis har noen vesentlig betydning for spredningsretningen siden grunnvannspeilet er så lavt som det er i området.



Figur 8. A) Bilde fra stasjon 2; sannsynlig utfelling av jernoksid ved avrenning fra deponiet. **B)** Bilde fra mulig grunnvannsoppkomme med mulig hinne av jernoksiderende bakterier på vannoverflaten.



Nedbør	Prøvetakingsdato	
	07.07.04	21.07.04
Siste 2 døgn	8.7 mm	8.3 mm
Siste 7 døgn	14.7 mm	18.3 mm

Stasjon	N	Ø
1	62° 31.137	11° 31.328
2	62° 31.164	11° 30.857
3	62° 31.528	11° 28.520
Brønn	62° 31.133	11° 31.112

Figur 9. Plassering av målestasjonene 1, 2 og 3 og grunnvannsbrønn i forhold til deponiet i Hådalen. Den øvre tabellen angir nedbørsmengden i forkant (siste 2 og 7 dager) av prøvetakingen, og den nedre tabellen angir koordinatene for de tre stasjonene og grunnvannsbrønnen målt med GPS.

3.2 Vurdering av avrenningens opphav

Tabell 7 viser målte parameterverdier i grunnvannsoppkommet i vannfasen (prøve tatt 07.07.04) og etter oppvirvling av sedimentert materiale (prøve tatt 21.07.04), samt i vannprøven tatt fra grunnvannsbrønnen rett nedenfor deponiet. For sammenligningens skyld viser tabellen også estimerte konsentrasjoner i sigevannet fra deponiet ved avrenning fra deponert avløpsvann med og uten påvirkning fra deponert avløpsslam og ved avrenning fra

regnvann påvirket av deponert avløpsslam (dvs. et utdrag fra Tabell 5). De elementene som foreligger i konsentrasjoner som overstiger den definerte terskelverdien for sigevann (se definisjon i tabell 5) er NH_4, Fe, Mn, Ni, TOC, Cd, Cu og Zn. I følge estimatene beskrevet ovenfor vil avløpsvannet fra Håg altså i hovedsak kunne bringe høye konsentrasjoner av total P, Fe, TOC, Al, Cu og Pb, og ved påvirkning av deponert avløpsslam kan man i tillegg forvente høye konsentrasjoner av NH_4. Av disse finner man altså igjen samtlige i høye konsentrasjoner i grunnvannsoppkommet (i vannfase eller slamfase) unntatt total P og Al (og kanskje Pb). Samtidig er det tilsynelatende vanskelig å knytte de høye konsentrasjonene av Mn, Ni og Zn til avløpsvannet fra Håg, selv om den moderate til sterke adsorpsjonen av Zn i løsmassene (ca 85 %) i laboratorieforsøket delvis har kunnet maskere dette. Sett på bakgrunn av de forventede konsentrasjonene i sigevann fra regnvann gjennom deponiet er det først og fremst den høye konsentrasjonen av Fe som i utgangspunktet ser ut til å være betinget av avløpsvannet fra Håg.

Som beskrevet ovenfor under punkt 1.2.4 kan man forvente at eventuelt redusert jern og mangan i sigevannet oksideres og feller ut når det når det oksygenrike vannet i elva. Når de feller ut vil de samtidig kunne dra med seg en del organisk stoff og fosfater. Eventuelle tungmetaller (spesielt Pb, Cr, Cd, Hg og Cu) vil være bundet til det organiske stoffet. Det er derfor forventet å finne en oppkonsentrering av alle disse elementene i bunnsedimentene i et grunnvannsoppkomme i f.h.t selve sigevannet. Samtidig vil elementsammensetningen i vannet i grunnvannsoppkommet derfor ikke være helt representativt for sammensetningen i sigevannet (blir underestimert). Som en tilnærming kan man anta at elementkonsentrasjonene i sigevannet ligger ”et sted i mellom” disse ytterpunktene, selv om konsentrasjonene i sigevannet dog kan variere betydelig. Den kanskje noe uventede lave konsentrasjonen av fosfor i sigevannet kan skyldes, som det ble argumentert for under punkt 1.2.4, at fosfor (i form av fosfat), kan ha blitt felt ut allerede i deponiet ved møtet med treverdig jern fra avløpsslammet, eventuelt lenger nede i umettet sone under deponiet. Som nevnt er løste fosfater også meget lett tilgjengelige for mikroorganismer i deponiet og i umettet sone og for opptak i planter med røtter ned i grunnvannssonen.

Som det ble argumentert for under punkt 1.2.2 kan man forvente en oppholdstid for avrenningene fra deponiet på ca 1 år før de når Håelva, noe som skulle tilsi at den målte avrenningen i grunnvannsoppkommet burde være representativt for den perioden da Håg fremdeles deponerte avløpsvann i Hådalen.

På bakgrunn av dette er det ikke mulig å legge all skyld for forurensningene på Håg, men det er heller ikke mulig å renvaske bedriften. Det synes klart at deponeringen av avløpsslam fra Røros renseanlegg kan ha gitt tilsvarende bidrag som Håg sitt avløpsvann til forurensningene i sigevannet fra deponiet. Samtidig må det igjen poengteres at estimatene for avrenningen fra både avløpsvannet til Håg og fra det deponerte avløpsslammet er basert på mange antagelser som til sammen gjør estimatene meget grove.

Mikroskopering av bunnsediment

Bunnsedimentet ble også mikroskopert. Det så i hovedsak ut til å bestå av filamentære bakterier og tomme bakteriehylser, samt noe som så ut til å være utfelte jernoksider. I vannfasen var det en god del frittsvømmende bakterier (staver, kokker). Det ble ikke gjort noen nærmere karakterisering av disse bakteriene, men det er mye som tyder på at dette i hovedsak kan være jern- og eventuelt mangan-oksiderende bakterier. Den store andelen tomme hylser tyder på at det periodevis er rikelig med tilgang på reduserte jern-

og manganforbindelser. Disse bakteriene bidrar også til å binde opp/felle ut jern og mangan og gjøre dem mindre tilgjengelig for eventuelle utvasking til hovedstrømmen i elva.

Tabell 7. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere i grunnvannsoppkommet ved stasjon 2 før og etter oppvirvling av sedimentert materiale og i grunnvannsbrønnen nedenfor deponiet, samt estimerte konsentrasjoner i sigevannet fra deponiet ved avrenning fra deponert avløpsvann med og uten påvirkning fra deponert avløpsslam og ved avrenning fra regnvann påvirket av deponert avløpsslam. Der verdien i avrenningen overstiger den definerte terskelverdien for sigevann er denne uthevet og rødmerket.

Komp.	Benevn.	Stasjon 2 - oppkomme		Brønn	Estimert avrenning fra avløpsvann M3.1		Estimert avrenning fra regnvann
		vann	Vann + sediment*		Gjennom sand	Gjennom slam + sand	Gjennom slam + sand
pH	-	6.79	6.80	6.86	-	-	-
Kond.	µS/cm	57.0	149	39.7	201	193	66
Næringssalter							
Tot. P	µg/l	5	105	6	**15 000**	**11 000**	29
NH_4-N	µg/l	**1 550**	**9 480**	6	4	**1 900**	**3 200**
Organisk stoff							
TOC	mg C/l	3.3	**22.2**	1.1	**55**	**85**	**15**
Turb.	FNU	0.73	320	5.6	-	-	-
Metaller							
Al	µg/l	47.4	510	139	2 800	1 300	86
Ba	µg/l	93.9	537	48.4	33	56	93
Cd	µg/l	0.057	**1**	0.024	0.08	0.065	0.1
Cr	µg/l	0.89	3	1.1	2	2	0.17
Cu	µg/l	0.80	**5.0**	**3.53**	**15**	**93**	**3.3**
Fe	µg/l	**1430**	**64 700**	110	**560**	**1 900**	39
Hg	µg/l	-	0.010	-	0.0038	0.0057	0.013
Mn	µg/l	**682**	**4 200**	4.85	24	30	48
Ni	µg/l	**21.9**	**183**	2.33	1	5	1.3
Pb	µg/l	0.252	<10	**2.49**	**3**	**3**	1.0
Zn	µg/l	6.02	**168**	10.3	13	15	2.1

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale. På grunn av meget høye konsentrasjoner av en del metaller og fosfor måtte prøven analyseres med ICP med høyere deteksjonsgrenser enn MS.

4. Vannkvaliteten i Håelva og påvirkning av avrenning fra deponiet

I Tabell 8 er gitt analyseverdiene for sentrale vannkvalitetsparametere i vannprøvene fra stasjon 1, 2 og 3. Vannkvaliteten er klassifisert for hver enkelt komponent basert på SFTs kriterier for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT, 1997). Som det fremgår av Tabell 8 faller alle parameterverdiene ved stasjon 1 og 3 med unntak av TOC-innholdet inn under tilstandsklasse I og II, noe som tilsier at elva generelt sett er lite forurenset. Samtidig ligger verdiene ved stasjon 2 vesentlig høyere, og det er tydelig at det mulige oppkommet for sigevann rett innenfor er en viktig kilde for denne økningen i forurensningsgrad. De mest markerte bidragene fra deponiet (også sett i lys av måleusikkerhetene for de enkelte analysene) ser ut til å være en økning i konduktivitet (8 %), turbiditet (24 %), NH_4 (29 %), Cr (67 %), Fe (13 %) og Mn (25 %).

Det ble også satt ut en passiv prøvetager (DGT) ved hver av de tre stasjonene, som ble stående ute i 2-ukersperioden fra 07.07.04 til 21.07.04. For å fanges opp av prøvetageren må metallene foreligge som ioner (eller assosiert med lavmolekylære humusstoffer), slik at akkumuleringen i prøvetageren vil gjenspeile gjennomsnittskonsentrasjonen av den mest labile og biotilgjengelige formen av de enkelte metallene. Denne (beregnede) gjennomsnittskonsentrasjonen er gitt i Tabell 10 for stasjon 1 og 3. Prøvetageren ved stasjon 2

ble dessverre mistet. Det ble funnet en markert økning i konsentrasjonene av Al (2.0 µg/l; 34 %), Ba (0.4 µg/l; 17 %), Fe (0.9 µg/l; 75 %) og Mn (1.4 µg/l; 52 %) på ionisk form mellom stasjon 1 og 3. For de fleste metallene utgjør den ioniske formen kun en liten brøkdel (<1/5) av totalkonsentrasjonen. Dette gjenspeiler godt også forholdene i grunnvannsoppkommet, der de samme metallene var de som ble funnet i høyest konsentrasjon.

Tabell 10 viser også resultatet fra metallfraksjonering av prøven tatt fra grunnvannsoppkommet etter oppvirvling av sedimentert slam, der totalkonsentrasjonen, den filtrerbare fraksjonen og fraksjonen på ionisk form er vist. Hvis grunnvannsoppkommet er en sentral bidragsyter til økningen av Al, Ba, Fe og Mn til elva mellom stasjon 1 og 3 målt med de passive prøvetagerne, burde dette bidraget gjenspeiles i metallkonsentrasjonene på ionisk form. Dette ser man til en viss grad for Ba, Fe og Mn, men bildet er ganske komplekst. Økningen i metallkonsentrasjonene mellom de to stasjonene stemmer ikke overens med de relative metallkonsentrasjonene innbyrdes i oppkommet. Men samtidig kan man forvente at metallenes spesiering (oksidasjonsform og assosiering til andre forbindelser) vil kunne endres noe når de kommer ut i hovedvannstrømmen i elva med lavere konduktivitet. Dette gjelder kanskje spesielt for Fe. Den høye Al-verdien (4300 µg/l) etter avrenning med rentvann gjennom "ren" sand i avrenningsforsøket (se Figur 6A i Appendiks A), antyder at normal avrenning fra området sannsynligvis er den viktigste bidragsyteren til økningen i Al-konsentrasjonen mellom de to stasjonene.

Det finnes ikke noen vannføringsmålinger for Håelva i denne delen av elva, men den gjennomsnittlige vannføringen kan beregnes ut fra det totale tilsiget oppstrøms deponiet. Det midlere totale tilsiget til Håelva oppstrøms utløpet av Rambergsjøen er 187 mill. m^3/år, mens anslagsvis 1/4-del av REGINE-feltet nedstrøms Rambergsjøen (002.QC2) drenerer oppstrøms deponiet og bidrar således med ca 9 mill. m^3/år, noe som gir en samlet gjennomsnittlig vannføring i Håelva forbi deponiet på ca 196 mill. m^3/år eller ca 6.2 m^3/s. Med regnvann, deponert avløpsvann fra Håg og deponert avløpsslam fra renseanlegget, dreneres det i størrelsesorden 9200 m3 gjennom deponiet per år, og med en fortynning på i størrelsesorden 10x på vei gjennom den mettede sonen ut til Håelva, kan man forvente en sigevannsføring på ca 290 ml/s fra deponiet. Ved sammenblanding av sigevann med hovedstrømmen i elva får man altså en ytterligere estimert fortynning av forurensningene på ca 21400x. For alle komponentene, med unntak av Fe, Mn og NH_4 ser det ut til å være ubetydelige bidrag fra sigevannet. Differansene mellom beregnet bidrag fra oppkommet og målt økning mellom stasjon 1 og stasjon 3 for Fe, Mn og NH_4 ligger godt innenfor usikkerheten i beregningene.

Tabell 8. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere ved stasjon 1, 2 og 3 samt i det mulige grunnvannsoppkommet. Kriteriet for klassifisering i tilstandsklasse I i ferskvann for de enkelte komponentene er gitt i kolonne 1, og SFTs fargekoder er benyttet for å klassifisere de enkelte komponentenes bidrag til vannets tilstand/forurensningsgrad (se Tabell 9). Estimert bidrag fra grunnvannsoppkommet, basert på beregnet fortynning av sigevann med elvevann.

Komp.	Benevn.	Krit. klasse I	Stasjon 1	Stasjon 2	Stasjon 3	Bidrag fra oppkomme	
						vann	Vann+sediment
Temp.	°C	i.d.	11.7	11.8	14.1	-	-
pH	-	>6.5	7.01	7.01	7.08	-	-
Kond.	µS/cm	i.d.	19.8	24.1	21.4	0.003	0.007
Tot. P	µg/l	<7	3	4	3	0.0002	0.005
NH_4-N	µg/l	<300	7	226	9	0.07	0.4
TOC	mg C/l	<2.5	4.1	4,1	3.9	0.0002	0.001
Turb.	FNU	<0.5 FNU	0.56	0,84	0.84	$3 \cdot 10^{-5}$	0.02
Al	µg/l	i.d.	48.6	48.1	45.7	0.002	0.02
Ba	µg/l	i.d.	17.9	25.7	18.2	0.004	0.03
Cd	µg/l	<0.04	<0.005	<0.005	<0.005	$3 \cdot 10^{-6}$	$5 \cdot 10^{-5}$
Cr	µg/l	<0.2	0.2	0.31	0.3	$4 \cdot 10^{-5}$	0.001
Cu	µg/l	<0.6	0.28	0.33	0.28	$4 \cdot 10^{-5}$	0.002
Fe	µg/l	<50	54	240	59	0.07	3
Hg	µg/l	<0.002	-	-	<0.001	-	$5 \cdot 10^{-7}$
Mn	µg/l	<20	6.39	82.6	7.54	0.03	0.2
Ni	µg/l	<0.5	1.6	3.14	1.6	0.001	0.009
Pb	µg/l	<0.5	0.028	0.061	0.027	$1 \cdot 10^{-5}$	<0.0005
Zn	µg/l	<5	0.72	1.00	0.69	0.0003	0.008

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale. På grunn av meget høye konsentrasjoner av en del metaller og fosfor måtte prøven analyseres med ICP med høyere deteksjonsgrenser enn MS.

Tabell 9. SFTs fargekoder for de enkelte tilstandsklassene ved klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann.

Komponenter	Tilstandsklasse				
	I	II	III	IV	V
Næringssalter, organisk stoff	”Meget god”	”God”	”Mindre god”	”Dårlig”	”Meget dårlig”
Miljøgifter	”Ubetydelig forurenset”	”Moderat forurenset”	”Markert forurenset”	”Sterkt forurenset”	”Meget sterkt forurenset”

Tabell 10. Metallfraksjonering i totalt, filtrerbart og på ionisk form (bestemt med SPE) i vann/slamprøve fra grunnvannsoppkommet ved stasjon 2 og gjennomsnittlige metallkonsentrasjoner (bestemt med DGT) ved stasjonene 1 og 3 over perioden 7.7.04 – 21.07.04. DGT-prøvetageren satt ut ved stasjon 2 ble mistet.

Komp.	Metallfraksjonering oppkomme*					DGT	
	totalt	filtrerbart		ionisk form		Stasjon 1	Stasjon 3
	µg/l	µg/l	% av tot	µg/l	% av tot	µg/l	µg/l
Al	510	15	2.9	~0.000	0.0	5.9	7.9
Ba	537	334	62	298	55	2.4	2.8
Cd	1	<1	-	<1	-	0.0028	0.0022
Cr	3	<2	-	<2	-	<0.09	<0.09
Cu	5	<2	-	<2	-	0.048	0.034
Fe	64 700	4 390	6.8	3 520	5.4	1.2	2.1
Mn	4 200	2 750	65	2 370	56	2.7	4.1
Ni	183	77	42	59	32	0.67	0.65
Pb	<10	<10	-	<10	-	0.0011	<0.0010
Zn	168	14	8.3	10	6.0	0.43	0.41

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale.

Referanser

Arnesen, R.T. (1978) Håelva, Figgjo og Orreelva Bearbeiding av kjemiske data innsamlet 1974 - 77. ISBN 82-577-0117-3, NIVA-rapport 1080.

Kjellberg, G. (1991) Tiltaksorientert overvåkning av øvre del av Glåma i 1990. ISBN 82-577-1989-7, NIVA-rapport 2644.

Kjellberg, G.; Løvik J.E. (1997) Tiltaksorientert overvåkning av øvre del av Glåma i 1995. ISBN 82-577-2990-6, NIVA-rapport 3452.

Kjellberg, G.; Rognerud, S. (1983) Rutineundersøkelse i Glåma oppstrøms Vorma 1982. ISBN 82-577-0642-6. NIVA-rapport 1503.

Rognerud, S. (1986) Overvåking av øvre Glåma 1985. ISBN 82-577-1069-5, NIVA-rapport 1859.

Rognerud, S.; Kjellberg, G. (1984) Rutineundersøkelse i Glåma oppstrøms Vorma 1983. ISBN 82-577-0791-0, NIVA-rapport 1622.

Rognerud, S.; Kjellberg, G. (1985) Overvåking i Glåma oppstrøms Vorma 1984. ISBN 82-577-0930-1, NIVA-rapport 1740.

Rognerud, S.; Kjellberg, Gøsta; Romstad, R.; Mjelde, M (1987) Overvåking av Øvre Glåma. Sluttrapport for undersøkelsen 1984-86. ISBN 82-577-1269-8, NIVA-rapport 2017.

Ruden, F. (2004) Personlig meddelelse.

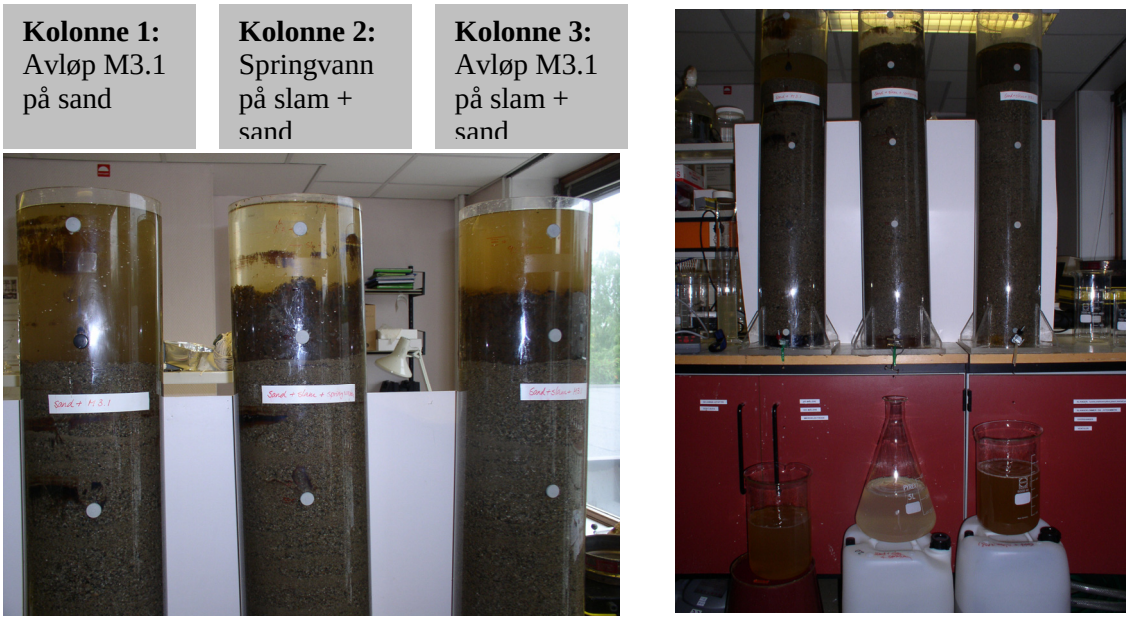
Appendiks A

Laboratorieforsøk: avrenning ved deponering av sterkt alkalisk avløp M3.1

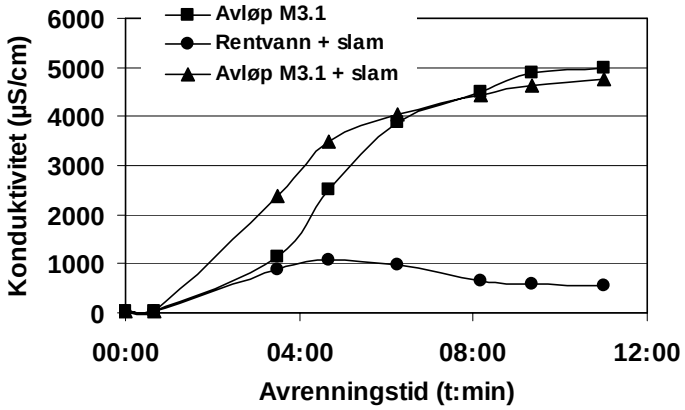
For å estimere løsmassenes evne til å adsorbere forurensningene i avløpsvannet fra Håg ble det gjennomført et laboratorieforsøk ved NIVAs laboratorier i Oslo.

1. Beskrivelse av forsøket

Som vist på bildet i Figur 1 ble tre 1 meter høye kolonner (d_i = 19 cm) fylt med relativt godt avvasket sand (h = 75 cm) fra deponiområdet (glasifluviale sedimenter tatt fra grustaket noen hundre meter fra deponiet). For å vurdere potensialet for mobilisering av næringssalter, organisk stoff og tungmetaller fra deponert renseanleggsslam ble ferskt deponert slam fra Røros renseanlegg inkludert i forsøket. Kolonnene ble fylt på med rent springvann og satt på henstand over natten (ca 12 timer). Morgenen etter ble rent springvann satt på toppen av alle kolonnene og sakte avrenning ble startet (justert til 30-40 ml/min). Etter ca 4 timer ble det samlet opp en nullprøve fra hver av kolonnene. På toppen av kolonne 2 og 3 ble det så lagt et ca 10 cm tykt lag med ferskt deponert slam fra renseanlegget (2.79 kg våtvekt, 36.5 % tørrstoffinnhold), som deretter ble gjennomfuktet av rent springvann. Etter 30 min ble avløpet fra Maskin 3 – kar 1 (M3.1) fra Håg forsiktig tilsatt på toppen av kolonne 1 og 3, mens rent springvann ble tilsatt på toppen av kolonne 2. Avrenningshastigheten gjennom kolonnene ble holdt lik og konstant. Gjennomslaget for avløpet ble fulgt ved å måle konduktiviteten (ledningsevnen) til avrenningen. Etter ca 3.5 timer ble den første konduktivitetsøkningen målt, og etter 11 timer virket konduktiviteten i avrenningen relativt konstant (se Figur 2), og det ble derfor tatt ut en prøve for analyse av næringssalter, organisk stoff og tungmetaller fra hver av kolonne. Konduktiviteten til M3.1 før påsetting var 5400 µS/cm, mens konduktiviteten i de uttatte avrenningsprøvene fra kolonne 1, 2 og 3 var hhv 4990 µS/cm, 568 µS/cm og 4750 µS/cm.



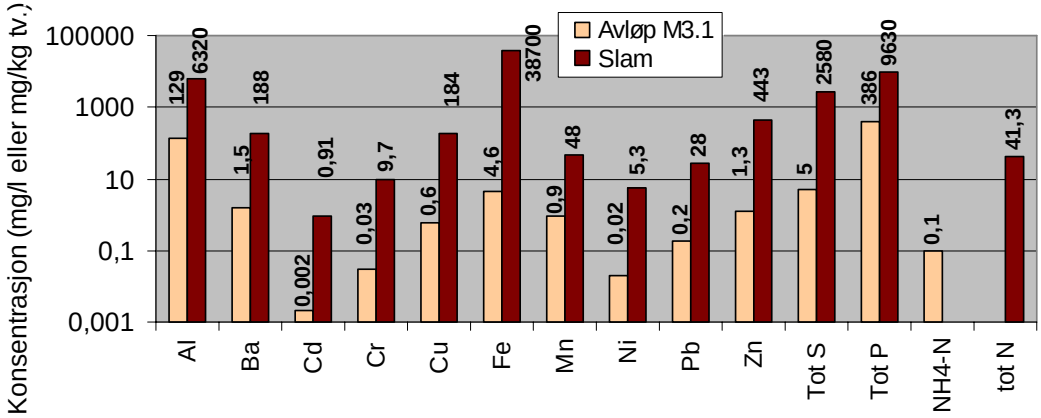
Figur 1. Avrenningsforsøk med avløp M3.1 fra Håg gjennom sand (kolonne 1), rent springvann gjennom kommunalt avløpsslam og sand (kolonne 2) og avløp M3.1 fra Håg gjennom kommunalt avløpsslam og sand.



Figur 2. Konduktivitet (ledningsevne) i avrenningsvannet fra de tre kolonnene. Konduktiviteten ble benyttet for å avgjøre gjennomslag av påsatt vann (M3.1 eller rentvann) på kolonnene.

2. Konsentrasjoner før avrenning

I Figur 3 er startkonsentrasjonen av en rekke ulike komponenter vist for i avløpet fra maskin 3 – kar 1 (M3.1) og i slammet fra Røros renseanlegg som ble benyttet i avrenningsforsøket. Det ble applisert 1.02 kg slam på toppen av to av kolonnene (se Figur 1). Spesielt bør man legge merke til at slammet hadde en betydelig høyere konsentrasjon av samtlige komponenter (typisk 25-500 ganger høyere), men en ekstremt mye høyere konsentrasjon av Fe (ca 8.500 ganger høyere).



Figur 3. Startkonsentrasjonen av ulike komponenter i avløp M3.1 og i slammet (på tørrvektsbasis) fra renseanlegget.

3 Konsentrasjoner i avrenningsvannet

3.1 pH

Som tabell 1 viser fikk ikke det sterkt alkaliske avløp M3.1 endret dets høye pH-verdi (pH 10.37) i betydelig grad ved filtrering gjennom kolonnen fylt kun med sand (ned til pH 10.23). Noe redusert pH ble målt i avløpet fra kolonnen fylt med både sand og slam (pH 9.50), noe som sannsynligvis var forårsaket av det relativt sure slammet (pga de organiske syrene som dannes ved nedbrytning av organisk slam). En betydelig redusert pH ble her også observert ved filtrering av rent springvann med en start-pH på 7.50 og en slutt-pH på 5.60. Også sanden i seg selv bidro til en betydelig pH-senking, jfr. pH-verdien på 6.8 i rentvannet etter kolonne.

Det bør bemerkes at denne pH-senkingen vil kunne være betydelig større under transporten fra deponiet til Håelva.

Tabell 1. Målt pH i påsatt testvann (springvann og avløp M3.1), etter filtrering gjennom kolonnene med sand og eventuelt også slam.

	pH
Rentvann	7.50
Avløp M3.1	10.37
Rentvann e. kolonne	6.80
Avløp M3.1 e. kolonne	10.23
Rentvann + slam e. kolonne	5.60
Avløp M3.1 + slam e. kolonne	9.50

I de påfølgende figurene er næringssaltkonsentrasjonene (Figur 4A-C), konsentrasjonene av organisk stoff (Figur 5A-C) og metallkonsentrasjonene (Figur 6A-B og 7) vist for avrenningene fra de tre kolonnene i forsøket vist. Disse er sammenlignet med konsentrasjonene i den avtappede nullprøven før testvannet og eventuelt slam ble satt på kolonnen (”Rentvann”) og med konsentrasjonene i Avløp M3.1.

3.2 Næringssalter

Endringen i næringssaltkonsentrasjonene ved filtrering av avløp M3.1 gjennom ren sand var neglisjerbar (se Figur 4C), noe som også var forventet. Når avløp M3.1 fikk renne gjennom et 10-cm tykt lag (1.02 kg) med kommunalt slam fikk dette først og fremst vesentlig betydning for avrenningen av ammonium. Avløp M3.1 inneholdt i utgangspunktet meget lave konsentrasjoner av NH4, mens slammet inneholdt 41.3 mg N/kg (se Figur 3). En betydelig andel av dette ble frigjort ved gjennomrenningen av avløp M3.1. Men kontrolltesten med filtrering av rent springvann gjennom slam og sand indikerer at dette ville skjedd uansett. Hadde det blitt tatt ut flere Det ble ikke gjort forsøk på å sette opp noen massebalanse for ammonium, men de høye ammoniumkonsentrasjonene (103 mg N/l og 48 mg N/l for h.h.v avløp M3.1 og rent springvann) og prøvevolumet (ca 500 ml) indikerer at det aller meste av nitrogenet ble frigjort fra slammet. Det er ikke mulig ut fra det spinkle tallgrunnlaget å konkludere med at det er noen signifikant forskjell mellom de to testvannene.

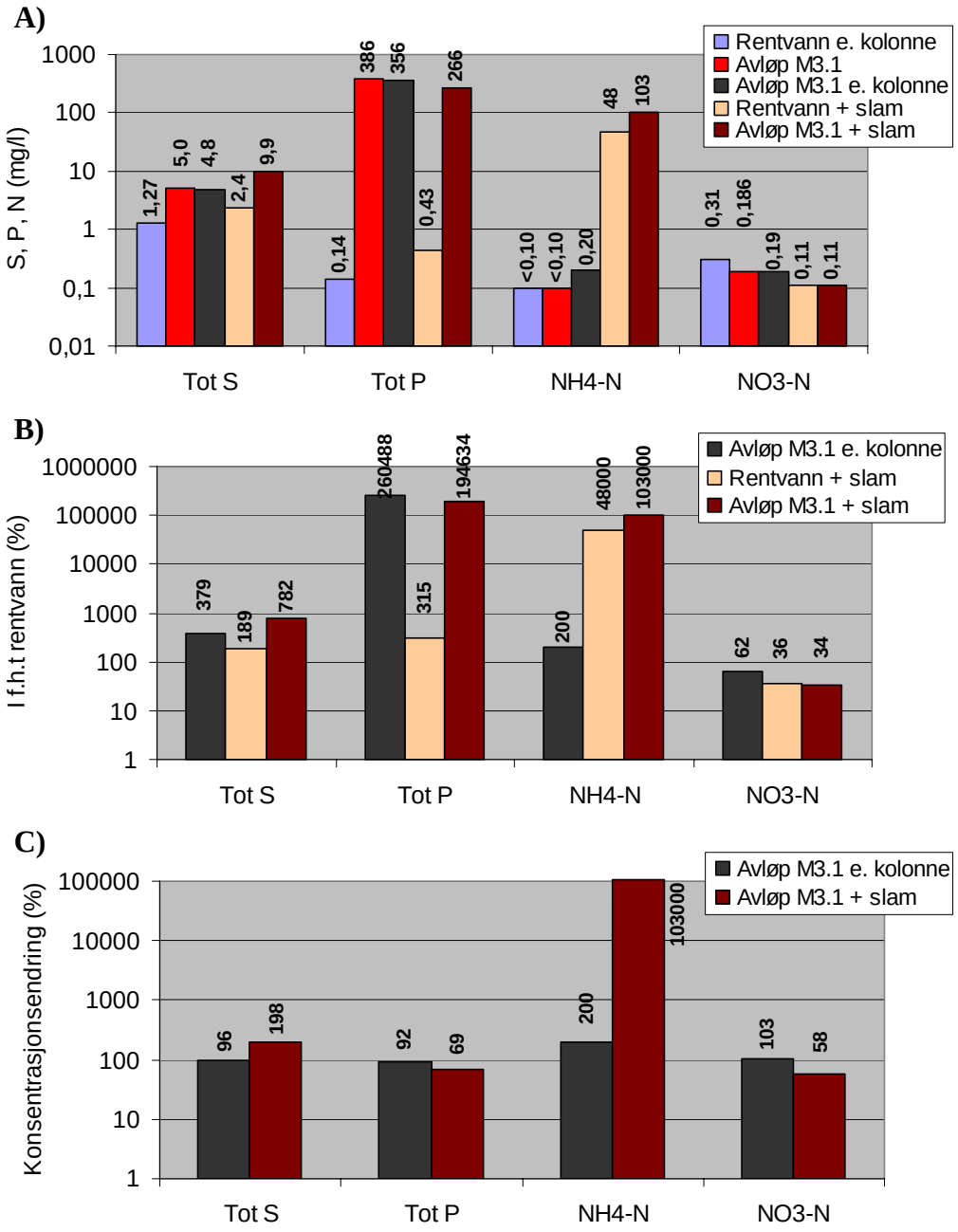
Fosforen i avløp M3.1, hvor det aller meste forelå som ulike former av fosfat, gikk rett gjennom sanden (92 %) og i all hovedsak også gjennom slammet (ca 70 %) (se Figur 4C). Det er verdt å legge merke til at selv om slammet inneholdt hele 9.63 g P/kg tørrvekt slam så dette ut til å være stabilisert i slammet (Figur 4A+B). På grunn av den kjemiske fellingen på renseanlegget forelå hovedtyngden av fosfor i slammet som utfelt Jern-fosfat, som ikke lot seg vaske ut selv ved den relativt høye pH i avløp M3.1.

3.3 Organisk stoff

Avrenningen av organisk stoff ble fulgt ved måling av innholdet av organisk karbon (TOC), vannets fargetall og vannets kjemiske oksygenforbruk (COD). COD inkluderer alle komponenter som oksyderes av dikromat, som foruten det organiske stoffet også inkluderer enkelte reduserte metaller (bl.a Fe^{2+}), noen uorganiske svovelforbindelser, men ikke ammonium. COD-verdien til en forbindelse er proporsjonal med mengden oksygen som skal til for å oksidere den fullstendig (organiske forbindelser til CO_2 og vann, samt uorganiske komponenter). Resultatene er gitt i Figur 5A-C.

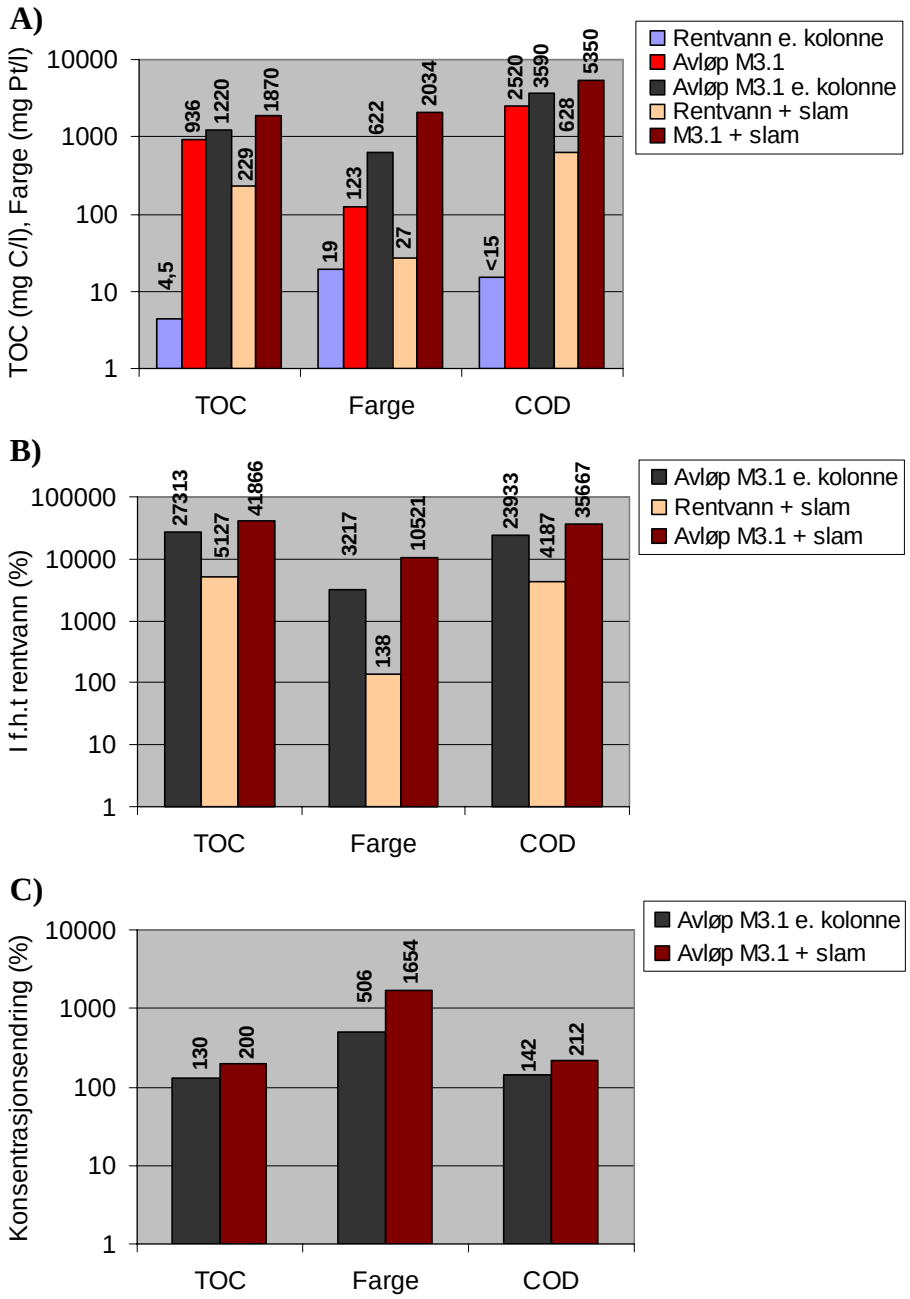
Ved filtrering av avløp M3.1 gjennom sanden økte TOC-verdien med 30%, mens den ble fordoblet når kolonnen også hadde et øvre lag med slam (Figur 5C). Også filtrering av rentvann gjennom slam + sand ga en betydelig økning av TOC-innholdet i f.h.t bare sand (fra 4.5 mg C/l til 229 mg C/l), men det sterkt alkaliske avløp M3.1 ga en betydelig større TOC-

avrenning (se Figur 5A og B). Økningen i COD-verdiene stemmer meget bra overens med de økte TOC-verdiene (se Figur 5B og C).



Figur 4. A) Totalkonsentrasjonen av svovel (Tot S) og fosfor (Tot P) og konsentrasjonen av løst nitrogen i form av ammonium (NH4-N) og nitrat (NO3-N) i avrenningen fra de tre forsøkskolonnene: ”Rentvann e. kolonne” angir snittverdiene i avtappet nullprøve fra de tre kolonnene; ”Avløp M3.1” angir konsentrasjonene i avløp M3.1 ved påsetting. **B)** Konsentrasjonene av de samme komponentene fra de tre kolonnene i forhold til konsentrasjonen i avrent rentvann gjennom kun sand. **C)** Konsentrasjonene av de samme komponentene fra de tre kolonnene i forhold til konsentrasjonen i avløp M3.1.

Den meget sterke fargeøkningen man fikk ved filtrering av avløp M3.1 gjennom slam og sand skyldtes sannsynligvis en kombinasjon av økt innhold av organiske stoffer (Figur 5) og den relativt betydelige jernkonsentrasjonen (se Figur 6A). Noe av fargen kan også komme fra svovelforbindelser. Den betydelige (5x) økningen i farge ved filtrering av M3.1 gjennom kun sand, der TOC- og jernkonsentrasjonen er tilnærmet uforandret fra før filtreringen, kan tyde på at noe av jernet oksideres fra toverdig (Fe^{2+}) til treverdig (Fe^{3+}) gjennom sanden.



Figur 5. A) Totalkonsentrasjonen av organisk karbon (TOC) og vannets fargetallet (Farge) i avrenningen fra de tre forsøkskolonnene: ”Rentvann e. kolonne” angir snittverdiene i avtappet nullprøve fra de tre kolonnene; ”Avløp M3.1” angir konsentrasjonene i avløp M3.1 ved påsetting. **B)** Konsentrasjonene av de samme komponentene fra de tre kolonnene i forhold til konsentrasjonen i avrent rentvann gjennom kun sand. **C)** Konsentrasjonene av TOC, farge og kjemisk oksygenforbruk (COD) fra de tre kolonnene i forhold til konsentrasjonen i avløp M3.1.

3.4 Metaller

Resultatene fra metallanalysene er vist i Figur 6A-B og Figur 7. I Tabell 2 er resultatene oppsummert ved å liste opp hvilke metaller som tilsynelatende ble bundet til sanden eller slammet, og hvilke metaller som tilsynelatende ble frigitt fra slammet. Det er skilt mellom metallene i det sterkt alkaliske avløp M3.1 og de i det pH-nøytrale rentvannet. De metallene som i størst grad bindes til sand/slam eller frigis fra slam er vist uthevet i tabellen. For rentvann er det også gjort et overslag for potensiell frigivelse av metaller fra sanden basert på en sammenligning av målte verdier i rentvannet etter filtrering gjennom kolonnen med sand med normalverdier i Maridalsvannet (i renset vann der tilgjengelig).

Tabell 2. Oppsummering av resultatene fra Figur 6A-B og Figur 7.

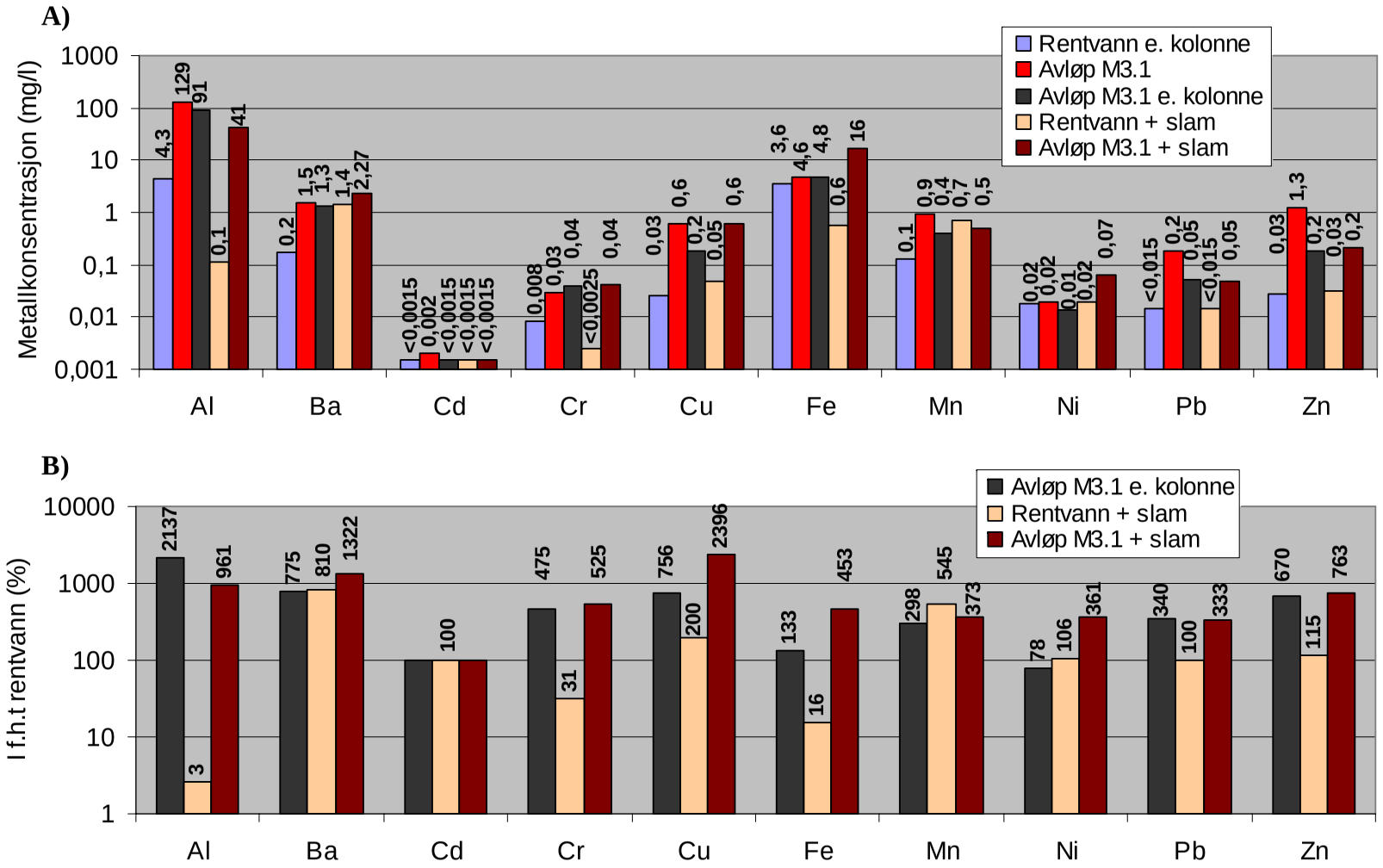
	Avløp M3.1	**Rentvann**
Bindes til sand	Al, Cd, Cu, Mn, **Pb**, **Zn**	-
Bindes til slam	**Al**, Cd, Mn, **Pb**, **Zn**	**Al**, Cr, **Fe**,
Frigis fra slam	**Ba**, Cr, **Fe**, **Ni**	Ba, Cu, Mn
Frigis fra sand*	-	**Al**, **Fe**, Mn

* Sett i forhold til normalverdien i Maridalsvannet (i renset vann der tilgjengelig).

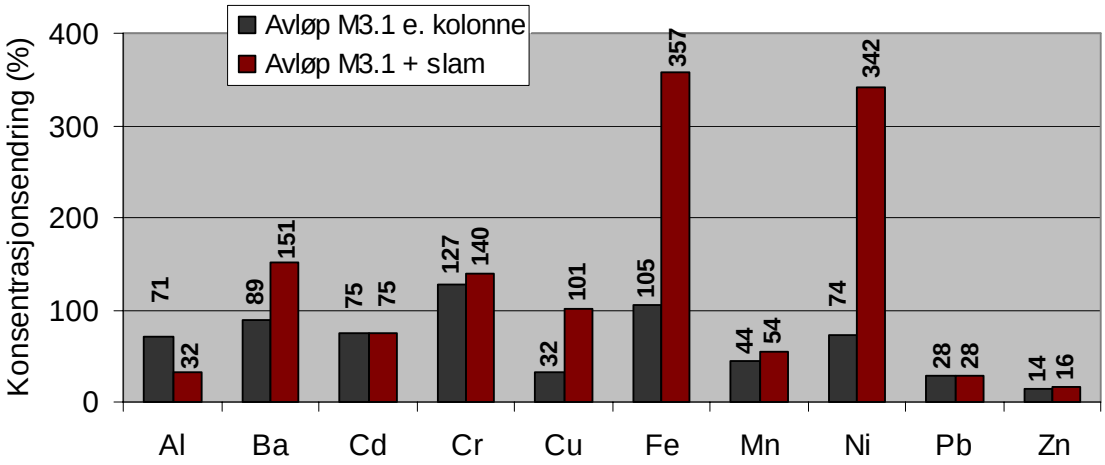
Resultatene i tabell 2, Figur 6A-B og Figur 7 gir følgende klare indikasjoner:

- **Al** bindes kun i beskjeden grad til sanden og slammet og vil således gå tilnærmet uhindret gjennom fyllingen og grunnen. Slammet frigir ikke noe ekstra **Al**, men det gjør til en viss grad sanden ved normal nedbør. **Al**-konsentrasjonen i avrenningen til Håelva ved deponering i tørrværsperioder ville kunne ha vært ca 100 mg **Al**/l.
- **Fe** går uhindret gjennom sanden, og det sterkt alkaliske vannet vil til en viss grad føre til utvasking av **Fe** fra slammet. Utvaskingen tilsvarte ikke mer enn i størrelsesorden 0.04 % av slammets **Fe**, slik at dette sannsynligvis skyldes økt utvasking av organisk materiale hvor **Fe** gjerne er bundet. Den maksimale **Fe**-konsentrasjon i avrenningen til Håelva er således til en viss grad avhengig av hvor mye slam det sterkt alkaliske avløpet siles gjennom. Det er verdt å legge merke til at rentvann i langt mindre grad førte til utvasking av **Fe**. Det er ikke forventet at konsentrasjonen vil øke betydelig over de 16 mg **Fe**/l som ble målt i forsøket.
- **Pb**, **Zn**, **Cd** og **Mn** bindes i betydelig grad både til sanden og slammet og avrenningen til Håelva vil således neppe ha noe særskilt høye konsentrasjoner av disse metallene.
- **Ba** ser ut til å gå relativt upåvirket gjennom sanden, og slammet gir også fra seg noe **Ba** (i størrelsesorden 0.5 % av totalinnholdet i slammet). Som kommentert for **Fe** kan den noe forhøyede **Ba**-konsentrasjonen gjennom slammet skyldes økt utvasking av organisk materiale, som også **Ba** har en sterk binding til. Forventet maksimal konsentrasjon av Ba i avrenning til Håelva er 2-3 mg/l.
- **Cr** ser ut til å gå upåvirket gjennom sanden, men slammet ser ikke ut til å gi fra seg noe ekstra **Cr** av betydning selv om det inneholder ca 10 mg **Cr**/kg tørrvekt.
- Mens **Ni** til en viss grad bindes til sanden, avgir slammet noe **Ni** (i størrelsesorden 1-2 % av totalinnholdet i slammet), noe som samsvarer med at **Ni** er en av de mer mobile tungmetallene. Men maksimalkonsentrasjonen er likevel beskjeden (ca 0.07 mg **Ni**/l).
- **Cu** bindes til en viss grad til sanden, men den relativt høye slamkonsentrasjonen (180 mg **Cu**/kg tørrvekt) gjør at den maksimale **Cu**-konsentrasjonen i avrenningen til Håelva ikke reduseres nevneverdig hvis avløp M3.1 siles gjennom slam. Også her er nok **Cu**-tilsiget knyttet til den økte konsentrasjonen av organisk stoff, men noen **Cu**-avrenning av betydning ser det ikke ut til å bli.
- Avløp M3.1 inneholdt <0.1 µg **Hg**/l mens avrenningene fra kolonnene inneholdt 0.2-0.3 µg **Hg**/l.

Ikke helt uventet binder de glasifluviale sedimentene hentet fra området svært lite, hvis noe, av næringssaltene, det organiske stoffer og metallene i avløp M3.1 fra Håg.



Figur 6. A) Konsentrasjonen av ulike metaller i avrenningen fra de tre forsøkskolonnene: ”Rentvann e. kolonne” angir snittverdiene i avtappet nullprøve fra de tre kolonnene; ”Avløp M3.1” angir konsentrasjonene i avløp M3.1 ved påsetting. **B)** Metallkonsentrasjonene fra de tre kolonnene i forhold til konsentrasjonen i avrent rentvann gjennom kun sand.



Figur 7. Konsentrasjonsendringen av de ulike komponentene i avrenningen fra de tre forsøkskolonnene i forhold til konsentrasjonen i det opprinnelige påsatte avløpet fra maskin 3 – kar 1.

Appendiks B

Testrapporter fra veksthemmingstester med algen *Pseudokirchneriella subcapitata*

- **Maskin 3 – kar 1, HÅG**
- **Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand, HÅG**
- **Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand + slam, HÅG**
- **Avrenning rentvann gjennom sand + slam, HÅG**

Norsk
Institutt for
Vannforskning
Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Pseudokirchneriella subcapitata*

NIVA metode K4

Teststoff: **Maskin 3 – kar 1, HÅG** **Lab. kode:** **B440/3**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 09.07.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	15.07.04
Konsentrasjoner:	0.1, 0.18, 0.32, 0.56, 1.0 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	GFC filtrert
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	opp 82 ned 53 mE m^2 s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	20,7 – 21,55°C
pH i kontroll	Start : 8,4 Slutt: 8,1
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 7,9 Slutt: 8,1
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC_{50} *	Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Doseresponskurven for M3.1, HÅG er vist i figur 1.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	0,18	0,18 – 0,19	0,16	0,13 – 0,16

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50 % reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Oslo, 19.07.04

Utført av: Randi Romstad

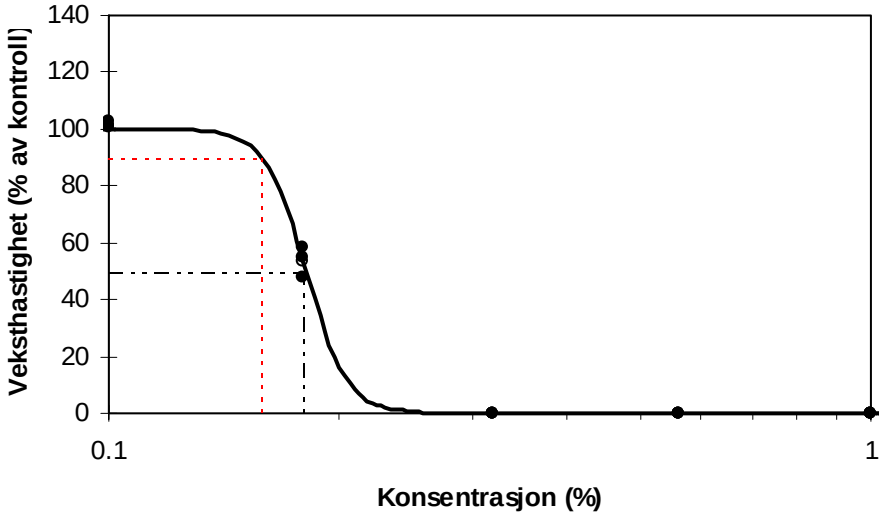


Fig.:1 Effekt av Maskin 3 – kar 1, HÅG ut på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: K4 **Dato:** 15.7.04
PRØVE Maskin 3 – kar 1, HÅG **Lab. kode:** B440/3
TESTALGE *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692
INOKULUM: 5,00 mill. celler/l

Kons.	**Timer:** %	**Dag 1** 24 mill/l	**Dag 2** 48 mill/l	**Dag 3** 72 mill./l	**Areal**	**Areal %**	**V.hast**	**V.hast%**
0,1	"	11,0	146	630	11028	107	1,61	103
	"	9,3	123	579	9823	95	1,58	101
	"	10,0	141	572	10188	99	1,58	101
0,18	"	4,1	10	47	590	6	0,75	48
	"	5,6	20	67	1118	11	0,87	55
	"	4,8	15	78	1111	11	0,92	58
0,32	"	2,2	1	2	-204	-2	0,00	0
	"	0,7	0	1	-262	-3	0,00	0
	"	1,1	0	2	-240	-2	0,00	0
0,56	"	0,4	0	1	-278	-3	0,00	0
	"	0,4	0	0	-290	-3	0,00	0
	"	1,1	0	1	-262	-3	0,00	0
1	"	0,7	0	1	-271	-3	0,00	0
	"	0,7	0	0	-283	-3	0,00	0
	"	0	0	0	-300	-3	0,00	0
Kontroll		16,0	131	553	9864	96	1,57	100
		12,0	88	384	6708	65	1,45	92
		20,0	223	1133	19128	186	1,81	115
		14,0	127	565	9864	96	1,58	100
		13,0	90	373	6648	65	1,44	92
		14,0	115	563	9552	93	1,57	100

Middelverdier
%

0,10	Mv:	10,10	136,67	593,67	10346	100,51	1,59	101,49
	St. d.	*0,85*	*12,10*	*31,66*	*618*	*6,00*	*0,02*	*1,12*
0,18	Mv.	4,83	14,83	64,00	940	9,13	0,84	53,72
	St. d.	*0,75*	*5,25*	*15,72*	*303*	*2,94*	*0,09*	*5,52*
0,32	Mv.	1,33	0,53	1,67	-235	-2,28	0,00	0,00
	St. d.	*0,78*	*0,23*	*0,58*	*29*	*0,28*	*0,00*	*0,00*
0,56	Mv.	0,63	0,00	0,67	-277	-2,69	0,00	0,00
	St. d.	*0,40*	*0,00*	*0,58*	*14*	*0,14*	*0,00*	*0,00*
1,00	Mv.	0,47	0,00	0,33	-285	-2,77	0,00	0,00
	St. d.	*0,40*	*0,00*	*0,58*	*14*	*0,14*	*0,00*	*0,00*
Kontroll	Mv.	14,83	129,00	595,17	10294	100,00	1,57	100,00
	St. d.	*2,86*	*49,48*	*278,19*	*4585*	*44,54*	*0,13*	*8,52*
	Variasjonkoeffisient i kontroller (%)				44,54		8,52	

Norsk Institutt
for Vannforskning
Postboks 173
Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest

Pseudokirchneriella subcapitata

NIVA metode K4

Teststoff: **Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand, HÅG** **Lab. kode:** **B440/6**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 13.08.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 70 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	13.08.2004
Konsentrasjoner:	0.1, 0.18, 0.32, 0.56 og 1 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	Prøven ble filtrert gjennom glassfiberfilter GF/C
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	Ca. 80 mE m^{-2} s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	21.4 - 21.8°C
pH i kontroll	Start : 8.2 Slutt: 7.8
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 9.1 Slutt: 8.0
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer
Beregning av EC_{50} *	Ikke-lineær regresjon (Hill)

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Vekstkurver for hver konsentrasjon av vannprøven er vist i figur 1. Responskurven for veksthastighet som funksjon av konsentrasjon av prøven er vist i figur 2.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	0.11	0.11 – 0.12	0.06	0.055 – 0.069

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av veksthastighet i forhold til kontrollkulturer

Kommentar: Veksthemmingen var ca. 20 % ved laveste testkonsentrasjon (0.1 %) og fullstendig ved 0.32 % konsentrasjon av vannprøven.

Oslo, 16..08.2004

Torsten Källqvist
Testansvarlig

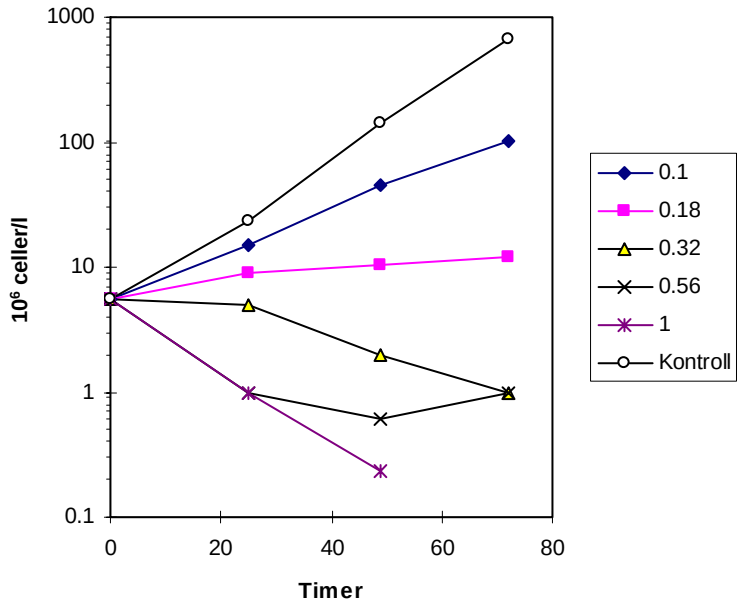


Fig. 1. Vekstkurver for *Pseudokirchneriella subcapitata* i ulike konsentrasjoner (%) av avløpsvann (Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand, HÅG).

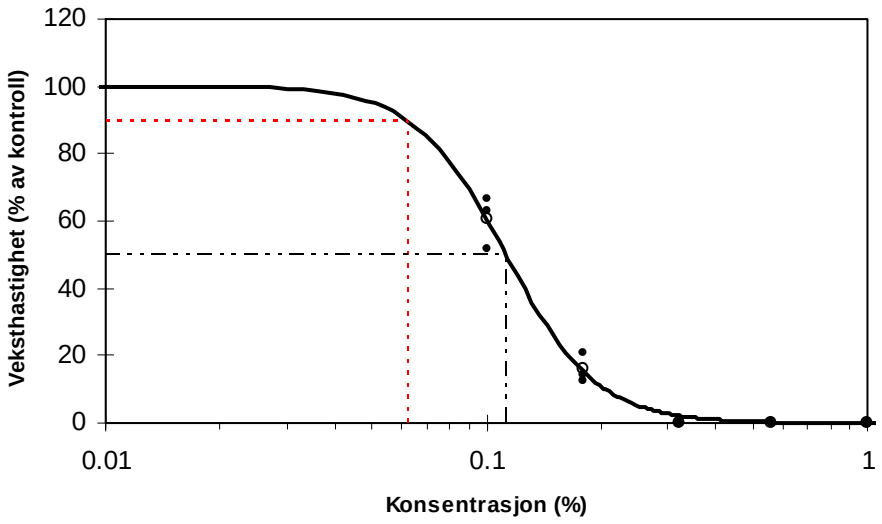


Fig.:2 Effekt av avløpsvann (Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand, HÅG) på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: ISO 8692 **Dato:** 13.8.04
PRØVE Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand, HÅG **Labkod.:** B440/6
TESTALGE: *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692
INOKULUM: 5.50 mill. celler/l

Kons.	**Hours:** %	**Dag 1** 25 mill/l	**Dag 2** 49 mill/l	**Dag 3** 72 mill./l	**Areal**	**Areal%**	**V.hast.**	**Vhast %**
0.1	"	17	60	134	3040	27	1.06	67
0.1	"	17	51	112	2576	23	1.00	63
0.1	"	11	25	65	1277	11	0.82	52
0.18	"	8	12	15	331	3	0.33	21
0.18	"	9	10	11	265	2	0.23	14
0.18	"	9	9	10	208	2	0.20	13
0.32	"	5	2	1	-146	-1	0.00	0
0.32	"	5	2	1	-146	-1	0.00	0
0.32	"	5	2	1	-146	-1	0.00	0
0.56	"	1	1	1	-275	-2	0.00	0
0.56	"	1	0	1	-291	-3	0.00	0
0.56	"	1	1	1	-265	-2	0.00	0
1	"	1	0		-303	-3	0.00	0
1	"	1	1		-286	-3	0.00	0
1	"	1	0		-303	-3	0.00	0
Kontroll		22	137	607	10412	93	1.57	98
		23	128	629	10478	94	1.58	99
		24	132	576	9987	90	1.55	97
		24	141	699	11613	104	1.61	101
		24	156	751	12563	113	1.64	103
		25	152	694	11838	106	1.61	101

MIDDELVERDIER

%

0.10	Mv:	15.00	45.33	103.67	2298	20.61	0.96	60.48
	St. d.	*3.46*	*18.18*	*35.25*	*914*	*8.20*	*0.13*	*7.88*
0.18	Mv.	8.87	10.20	12.00	268	2.40	0.25	15.99
	St. d.	*0.55*	*1.71*	*2.65*	*61*	*0.55*	*0.07*	*4.43*
0.32	Mv.	5.00	2.00	1.00	-146	-1.31	0.00	0.00
	St. d.	*0.00*	*0.00*	*0.00*	*0*	*0.00*	*0.00*	*0.00*
0.56	Mv.	1.00	0.60	1.00	-277	-2.49	0.00	0.00
	St. d.	*0.00*	*0.56*	*0.00*	*13*	*0.12*	*0.00*	*0.00*
1.00	Mv.	1.00	0.23	0.00	-297	-2.67	0.00	0.00
	St. d.	*0.00*	*0.40*	*0.00*	*9*	*0.09*	*0.00*	*0.00*
Kontroll	Mv.	23.67	141.00	659.33	11148	100.00	1.59	100.00
	St. d.	*1.03*	*11.06*	*66.00*	*1004*	*9.00*	*0.03*	*2.10*
	Variasjonskoeffisient i kontroller				9.00		2.10	

Norsk Institutt
for Vannforskning
Postboks 173
Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Pseudokirchneriella subcapitata*

NIVA metode K4

Teststoff:	**Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand + slam, HÅG**	**Lab. kode:**	**B440/7**
Kunde:	**CVO**	Prøve mottatt:	13.08.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 70 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	13.08.2004
Konsentrasjoner:	0.1, 0.18, 0.32, 0.56 og 1 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	Prøven ble filtrert gjennom glassfiberfilter GF/C
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	Ca. 80 mE m^{-2} s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	21.4 - 21.8°C
pH i kontroll	Start : 8.2 Slutt: 7.8
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 9.1 Slutt: 8.0
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer
Beregning av EC_{50} *	Ikke-lineær regresjon (Hill)

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Vekstkurver for hver konsentrasjon av vannprøven er vist i figur 1. Responskurven for veksthastighet som funksjon av konsentrasjon av prøven er vist i figur 2.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	0.20	0.19 – 0.22	0.10	0.09 – 0.12

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av veksthastighet i forhold til kontrollkulturer

Kommentar: Veksthemmingen var ca. 20 % ved laveste testkonsentrasjon (0.1 %) og fullstendig ved 0.32 % konsentrasjon av vannprøven.

Oslo, 16.08.2004

Torsten Källqvist
Testansvarlig

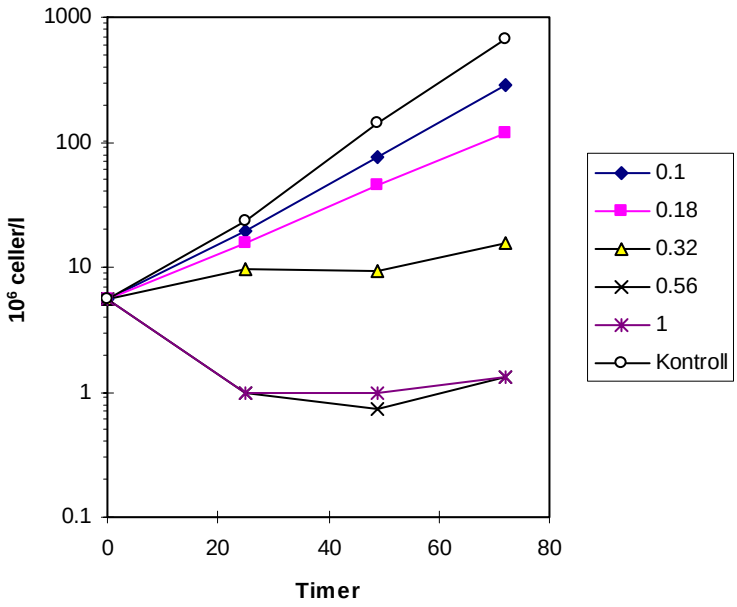


Fig. 1. Vekstkurver for *Pseudokirchneriella subcapitata* i ulike konsentrasjoner (%) av avløpsvann (Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand + slam, HÅG).

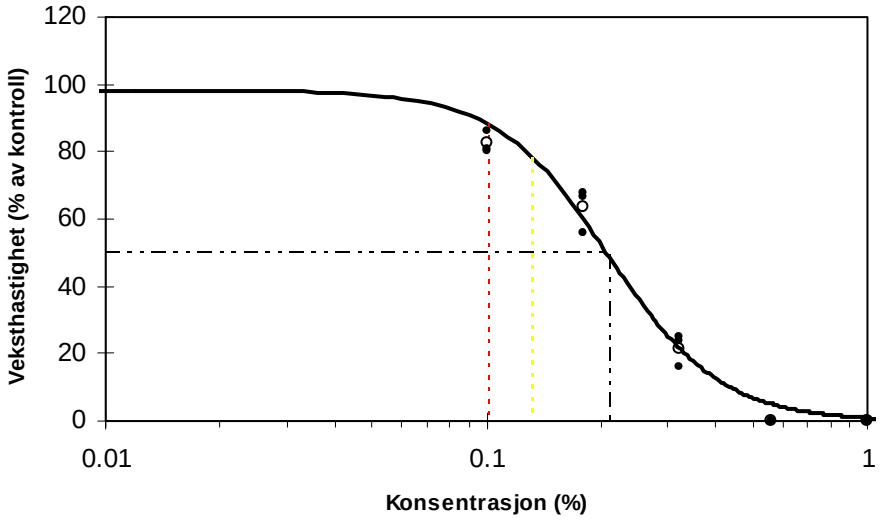


Fig.:2 Effekt av avløpsvann (Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand + slam, HÅG) på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: ISO 8692 **Dato:** 13.8.04

PRØVE **Slam+** Avrenning avløpsvann M3.1 gjennom sand + slam, HÅG **Labkod.:** B440/7

TESTALGE: *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692

INOKULUM: 5.50 mill. celler/l

Kons.	**Hours:** %	**Dag 1** 25 mill/l	**Dag 2** 49 mill/l	**Dag 3** 72 mill./l	**Areal**	**Areal%**	**V.hast.**	**Vhast %**
0.1	"	19	69	258	4727	42	1.28	80
0.1	"	21	87	340	6142	55	1.37	86
0.1	"	18	75	261	4878	44	1.29	81
0.18	"	14	37	80	1805	16	0.89	56
0.18	"	16	49	133	2746	25	1.06	67
0.18	"	16	52	142	2920	26	1.08	68
0.32	"	10	5	18	235	2	0.40	25
0.32	"	10	13	17	419	4	0.38	24
0.32	"	9	10	12	274	2	0.26	16
0.56	"	1	1	1	-275	-2	0.00	0
0.56	"	1	1	1	-265	-2	0.00	0
0.56	"	1	0	2	-270	-2	0.00	0
1	"	1	0	1	-282	-3	0.00	0
1	"	1	1	2	-247	-2	0.00	0
1	"	1	1	1	-265	-2	0.00	0
Kontroll		22	137	607	10412	93	1.57	98
		23	128	629	10478	94	1.58	99
		24	132	576	9987	90	1.55	97
		24	141	699	11613	104	1.61	101
		24	156	751	12563	113	1.64	103
		25	152	694	11838	106	1.61	101

MIDDELVERDIER

%								
0.10	Mv:	19.33	77.00	286.33	5249	47.08	1.31	82.47
	St. d.	*1.53*	*9.17*	*46.50*	*777*	*6.97*	*0.05*	*3.26*
0.18	Mv.	15.33	46.00	118.33	2490	22.34	1.01	63.53
	St. d.	*1.15*	*7.94*	*33.50*	*600*	*5.38*	*0.10*	*6.57*
0.32	Mv.	9.77	9.23	15.67	309	2.77	0.34	21.57
	St. d.	*0.40*	*4.20*	*3.21*	*97*	*0.87*	*0.07*	*4.59*
0.56	Mv.	1.00	0.73	1.33	-270	-2.42	0.00	0.00
	St. d.	*0.00*	*0.35*	*0.58*	*5*	*0.04*	*0.00*	*0.00*
1.00	Mv.	1.00	0.97	1.33	-265	-2.37	0.00	0.00
	St. d.	*0.00*	*0.51*	*0.58*	*18*	*0.16*	*0.00*	*0.00*
Kontroll	Mv.	23.67	141.00	659.33	11148	100.00	1.59	100.00
	St. d.	*1.03*	*11.06*	*66.00*	*1004*	*9.00*	*0.03*	*2.10*
	Variasjonskoeffisient i kontroller				9.00		2.10	

Norsk Institutt
for Vannforskning
Postboks 173
Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest

Pseudokirchneriella subcapitata

NIVA metode K4

Teststoff: **Avrenning rentvann gjennom sand + slam, HÅG** **Lab. kode:** **B440/5**
Kunde: **CVO** Prøve mottatt: 13.08.04

Testmetode:	ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme:	*Pseudokirchneriella subcapitata* NIVA CHL1
Testparameter:	Veksthastighet fra start til 70 timer
Stamkultur:	Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato:	13.08.2004
Konsentrasjoner:	10, 18, 32, 56 og 100 %
Test medium:	ISO 8692
Forbehandling av prøve:	Prøven ble filtrert gjennom glassfiberfilter GF/C
Inkuberingsutstyr:	Gyngebord
Dyrkingsflasker:	100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys:	Ca. 80 mE m^{-2} s^{-1}, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur:	21.4 - 21.8°C
pH i kontroll	Start : 8.2 Slutt: 7.8
pH i høyeste konsentrasjon	Start : 7.1 Slutt: 8.1
Vekstmåling:	Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluorescensmåling med Cytofluor 2300
Beregning av EC_{50} *	Ikke-lineær regresjon (Hill)

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelverdier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Vekstkurver for hver konsentrasjon av vannprøven er vist i figur 1. Responskurven for veksthastighet som funksjon av konsentrasjon av prøven er vist i figur 2.

Parameter	Enhet	EC_{50}	95% konf. int.	EC_{10}	95% konf. int.
Veksthastighet	%	41	39 – 43	6.7	5.5 – 7.8

* EC_{50} = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av veksthastighet i forhold til kontrollkulturer

Kommentar: Veksthemmingen økt med konsentrasjonen av avløpsvann i området 10-100 %.

Oslo, 16.08.2004

Torsten Källqvist
Testansvarlig

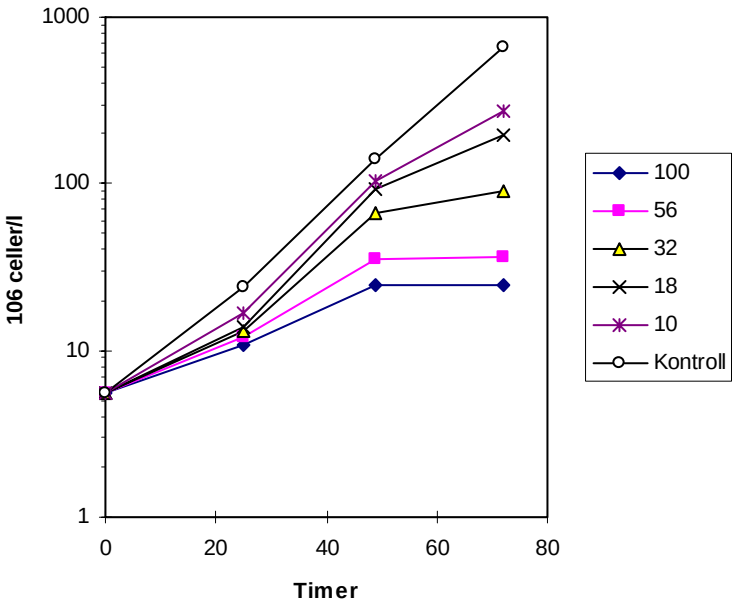


Fig. 1. Vekstkurver for *Pseudokirchneriella subcapitata* i ulike konsentrasjoner (%) av avløpsvann (Avrenning rentvann gjennom sand + slam, HÅG).

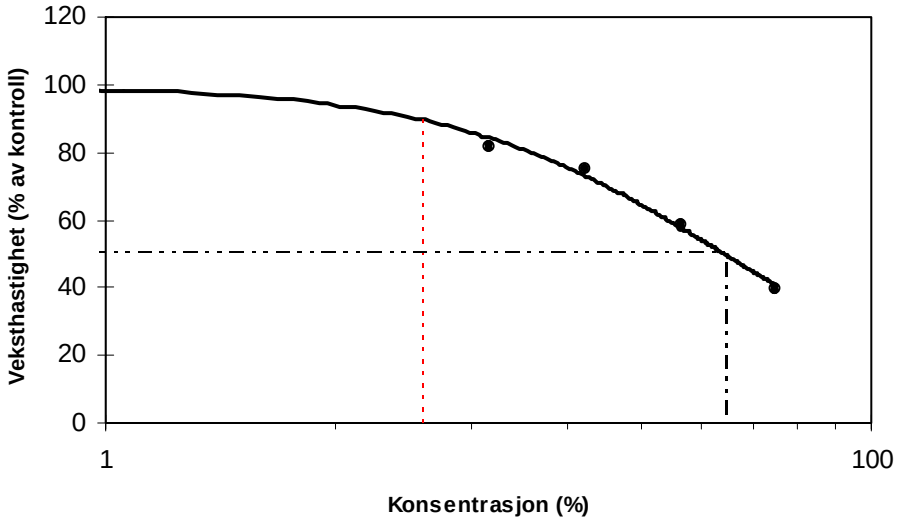


Fig.:2 Effekt av avløpsvann (Avrenning rentvann gjennom sand + slam, HÅG)på veksthastigheten til *Pseudokirchneriella subcapitata*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{50}.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernärungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: ISO 8692 **Dato:** 13.8.04
PRØVE Avrenning rentvann gjennom sand + slam, HÅG **Labkod.:** B440/5
TESTALGE: *Pseudokirchneriella subcapitata* **Medium:** ISO 8692
INOKULUM: 5.50 mill. celler/l

		Dag 1	**Dag 2**	**Dag 3**	**Areal**	**Areal%**	**V.hast.**	**Vhast %**
	Hours:	25	49	72				
Kons.	%	mill/l	mill/l	mill./l				
100	"	9	29	30	908	8	0.57	35
100	"	12	30	28	994	9	0.54	34
100	"	12	16	16	527	5	0.36	22
56	"	13	36	38	1274	11	0.64	40
56	"	11	34	36	1155	10	0.63	39
56	"	12	35	36	1203	11	0.63	39
32	"	13	63	93	2541	23	0.94	59
32	"	13	67	90	2601	23	0.93	58
32	"	13	68	86	2578	23	0.92	57
18	"	13	90	197	4372	39	1.19	75
18	"	14	96	199	4560	41	1.20	75
18	"	14	92	199	4466	40	1.20	75
10	"	15	104	282	5727	51	1.31	82
10	"	17	103	265	5557	50	1.29	81
10	"	18	103	276	5708	51	1.31	82
Kontroll		22	137	607	10412	93	1.57	98
		23	128	629	10478	94	1.58	99
		24	132	576	9987	90	1.55	97
		24	141	699	11613	104	1.61	101
		24	156	751	12563	113	1.64	103
		25	152	694	11838	106	1.61	101

MIDDELVERDIER

%								
100.00	Mv:	10.83	25.00	24.67	809	7.26	0.49	30.61
	St. d.	*2.02*	*7.81*	*7.57*	*248*	*2.23*	*0.11*	*7.21*
56.00	Mv.	12.00	35.00	36.67	1211	10.86	0.63	39.66
	St. d.	*1.00*	*1.00*	*1.15*	*60*	*0.54*	*0.01*	*0.65*
32.00	Mv.	13.00	66.00	89.67	2573	23.08	0.93	58.36
	St. d.	*0.00*	*2.65*	*3.51*	*30*	*0.27*	*0.01*	*0.82*
18.00	Mv.	13.67	92.67	198.33	4466	40.06	1.20	74.97
	St. d.	*0.58*	*3.06*	*1.15*	*94*	*0.85*	*0.00*	*0.12*
10.00	Mv.	16.67	103.33	274.33	5664	50.81	1.30	81.74
	St. d.	*1.53*	*0.58*	*8.62*	*93*	*0.84*	*0.01*	*0.66*
Kontroll	Mv.	23.67	141.00	659.33	11148	100.00	1.59	100.00
	St. d.	*1.03*	*11.06*	*66.00*	*1004*	*9.00*	*0.03*	*2.10*
	Variasjonskoeffisient i kontroller				9.00		2.10	

Vedlegg 5. Biologiske undersøkelser

Innhold

1.	**Innledning**	**1**
2.	**Materialer og metoder**	**1**
	2.1 Stasjonsbeskrivelse	2
	2.2 Resipientundersøkelser 2004	2
3.	**Resultater**	**3**
	3.1 Resultater fra tidligere undersøkelser	3
	3.2 Resultater fra undersøkelsene i 2004	4
4.	**Sammendrag og konklusjon**	**6**
Litteratur		**7**
Appendiks		

1. Innledning

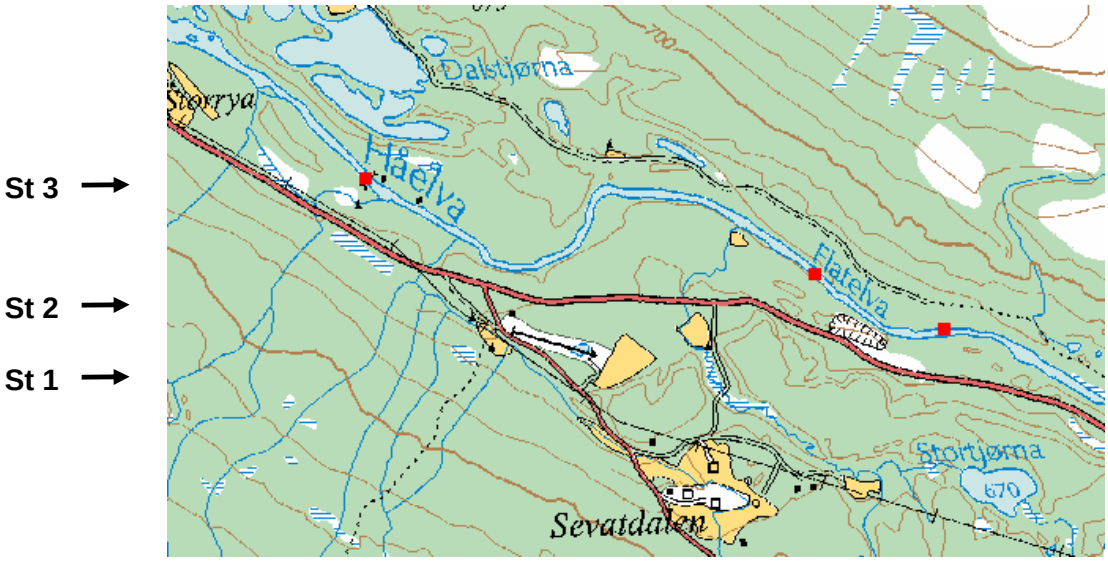
Håelva
Undersøkelsene som er gjennomført for å beskrive eventuelle effekter av avrenning fra deponeringen av slam og avfallsvann fra HÅG industrier er konsentrert til Håelva. Her har Røros et opplegg for deponering av kloakkslam med mer, som bedriften har benyttet til deponering av ulike avfallsprodukter fra prosessene i bedriften. Deponiet har avrenning via grunnvannstilsig til Håelva. Se også Vedlegg 4.

Hitterelva
En annen mulig forurensingskilde fra bedriften er avfallsvann som via det kommunale renseanlegget har gått til Hitterelva etter samløp med Håelva. Ved renseanleggets påslipp til elva er forholdene så sterkt påvirket av sigevannet fra gruveområdet at det ikke hadde vært noe poeng å gjennomføre noen biologiske undersøkelser.

2. Materiale og metoder

Det ble i perioden 20 til 22 juli 2004 foretatt undersøkelser av biologiske forhold i Håelva. Hensikten var å få samlet inn et materiale om de biologiske forholdene i vassdraget som kunne beskrive størrelsen og utstrekningen av eventuelle effekter i vassdraget knyttet til avrenning fra de omtalte deponiene. Det ble da hentet inn prøver fra en stasjon oppstrøms og

fra to stasjoner nedstrøms utslippspunktet. Forhold knyttet til fisk, bunndyr og begroing ble undersøkt.



Figur 1. Prøvestasjoner i Håelva (Flatelva). Biologiske prøver 21. juli 2004.

2.1 Stasjonsbeskrivelse

Stasjon 1 ble plassert ca 200 m oppstrøms deponiet og fungerer som en referansestasjon i denne undersøkelsen. Prøvene ble tatt i strandsonen på sørsiden av elven. Bunnsubstratet består her av sand, grus og mellomstor stein med til dels stor stein langs land. Vannet hadde en jevn og til dels sterk strøm. Stasjonen hadde gode prøvetakingsforhold for begroing og bunndyr

Stasjon 2 ligger også på syd siden av Håelva, ca 600 meter nedstrøms stasjon 1 og ca 50 meter nedstrøms det synlige utslippet fra deponiet. Substratet består av et steinsubstrat med varierende størrelse og noe sand. Området var tydelig preget av at substratet hadde et rød/ brunt oker belegg (jernutfellinger). Vannet hadde en jevn og til dels sterk strøm, og det var gode prøvetakingsforhold for begroing og bunndyr

Stasjon 3 ligger ca 100 meter nedstrøms en mindre hengebru og vel 2000 meter nedstrøms stasjon 2. Prøvene ble hentet inn på sørsiden i jevnt strømmende vann med bunnsubstrat av sand, grus og mellomstor stein. Det var som på de andre stasjonene gode og like prøvetakingsforhold for begroing og bunndyr

2.2 Resipientundersøkelser 2004

Undersøkelser av plantevekst begroing

Det ble på hver av de tre prøvelokalitetene samlet inn et materiale av begroingselementene. Dette ble gjort ved å ta en prøve av de visuelt dominerende begroingselementene (alger og moser) samtidig som det fra et representativt utvalg steiner ble skrapt av en prøve av algebelegget. Materialet er bearbeidet av Stein W. Johansen, NIVA.

Undersøkelser av bunndyr

Det ble hentet inn et materiale fra bunndyrsamfunnene ved de tre målestasjonene for å avdekke størrelsen og utstrekningen av eventuelle miljøpåvirkninger i resipienten. En kvalitativ prøvetaking ble gjennomført i samsvar med Norsk Standard NS 4719 for prøvetaking av bunndyrsamfunn i rennende vann. Materialet er så sortert og bearbeidet på NIVA og hovedgruppene i bunnfaunaen er talt opp og gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer er artsbestemt. Materialet er bearbeidet av Torleif Bækken, NIVA.

Undersøkelser av fisk

Det ble på de tre prøvestasjonene i vassdraget den 22. juli satt ut bur med 6 ørret i hvert bur. Disse ble ettersett og matet hver 3. dag frem til den 13. august da fiskene ble avlivet og nedfrosset. Fiskene var hentet fra Røros Jeger og Fiske Forening sitt klekkeri og settefisk-anlegg i Røros. Fisken hadde en midlere vekt og lengde på henholdsvis 150,2 cm og 36,5 gram. Ved oppstart ble det avlivet 6 fisk og det ble tatt prøver fra gjeller, lever og fiskekjøtt for å ha referanse verdier (kontroll) for innholdet av giftige metaller i fisken før eksponering. Tilsvarende prøver ble tatt av fisken, som var satt ut i bur, når eksponeringsperioden på tre uker var over. Det ble analysert på tungmetallene Cd, Cu, Zn, Pb, Hg, Cr, Ni, Fe, Al, Mn. NIVA's analyse laboratorium har utført analysene ved hjelp av ICP MS. Det ble fra hver stasjon tatt ut en blandprøver fra alle fiskene på stasjonen samt av kontrollgruppen før start.

3. Resultater

Undersøkelsene som her er utført under feltarbeidet i perioden 21 til 22 juli og i forbindelse med fiskeforsøkene (22 juli til 13 august) vil kartlegge eventuell spredning fra det kommunale deponiet i Hådalen/Møllmannsdalen og videre dokumentere om disse tilførslene har hatt noen biologiske effekter i Håelven. Dette er gjort ved å sammenligne den lokale floraen og bunnfaunaen oppstrøms og nedstrøms utslippspunktet. Disse undersøkelsene er supplert ved å benytte fisk, som ble satt ut i bur som sensorer for biologisk tilgjengelighet av eventuelle giftige metaller fra dette utslippet. Resultatene fra bearbeidelsen av materialet som er samlet inn i forbindelse med denne undersøkelsen er sammenlignet med tidligere undersøkelser i dette vassdraget.(NIVA 1995).

3.1 Resultater fra tidligere undersøkelser

Det er tidligere tatt prøver av bunnfaunaen og begroingssamfunnene i det avsnittet av Håelva hvor vi har vår stasjon nr 3 (Bækken, T. og K. J. Aanes. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Rapport 2: Forsuring. NIVA-rapport no. 2491. 46 s. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA.

Prøvene ble da tatt den 13. september 1995. I vurderingen av materialet skriver de at algefloraen og bunnfaunaen er rik og variert sammensatt av rentvannsformer. De konkluderte med at de biologiske samfunnene på denne stasjonen var satt sammen av arter som trives i rene vassdrag, i tråd med de naturgitte forholdene på lokaliteten. Håelva fikk på denne stasjonen da den beste tilstandsklassen og var ikke påvirket av forurensing. Resultatene fra undersøkelsen i 1995 stemte godt overens med de tilsvarende forhold som ble registrert i 1990.

3.2 Resultater fra undersøkelsene i 2004

Begroingsalger

Det ble den 22 juli samlet inn begroingsalger på 3 lokaliteter i Håelva. Dette ble gjort ved å ta enkeltprøver av det dominerende makroskopisk synlige begroingssamfunnet på stasjonen. Resultatene er sammenstilt i Tabell 1, som finnes bak i Appendiks. Tabellen gir en oversikt over de artene som ble registrert i materialet og forekomsten av disse. Resultatene viser at alle de 3 lokalitetene hadde en dominans av arter som betegnes som rentvannsindikatorer. Begroingsalgene som biomassemessig hadde størst forekomst, var trådformede grønnalger innenfor slektene *Bulbochaete, Draparnaldia, Microspora, Zygnema, Mougeotiopsis* og *Oedogonium*. Også rødalgen *Batrachospermum* hadde markerte synlige kolonier på to av lokalitetene.

Det ble ikke registrert arter som indikerer påvirkning verken av belastning med næringssalter (fosfor og/eller nitrogen) eller metallforurensninger. Den eneste indikasjon vi kunne spore av påvirkning var en til dels betydelig utfelling av jern (oker) på stasjon 2 i Håelva, spesielt var dette markert på grønnalgen *Draparnaldia*. Disse utfellingene av jern var ikke til stede på begroingssamfunnet på stasjon 3 lengre nede i vassdraget. Denne jernutfellingen har et begrenset omfang og lokalisert i nærområdet like nedstrøms kilden.

Undersøkelser av bunndyr

Bunndyr har i lang tid vært anvendt til å vurdere vannkvalitet og forurensingstilstand i vassdrag (Aanes og Bækken 1989, Bækken og Aanes1991). Samtidig som denne dyregruppen er et viktig næringsgrunnlag for fisken og mye av den fuglefaunaen vi finner langs vassdragene våre. De fleste bunndyrarter har en lang livssyklus, ofte ett år, og vil således gjenspeile miljøpåvirkning under en lengre tidsperiode. Ved metallforurensning påvirkes bunnfaunaen ved senket produktivitet og utarming av artsmangfoldet.

Ytre påvirkninger, som for eksempel tungmetaller vil kunne endre bunndyrsamfunnenes funksjonelle og strukturelle oppbygning og derved påvirke næringsgrunnlaget for fugl og fisk. Samtidig vil vassdragets resipientkapasitet (evnen til å motta forurensinger) bli påvirket. Dette fører så igjen til at den evnen lokaliteten har til selv å ta hånd om forurensingsutslipp som næringssalter og organisk materiale (selvrensing) reduseres. Informasjon om dette får vi ved å studere forhold på lokaliteten som tilstedeværelse/fravær og relativ tetthet av sentrale grupper og arter (indikatorer) i bunndyrsamfunnet, og videre hvordan samfunnene av bunndyr har blitt endret på de ulike lokalitetene som undersøkes.

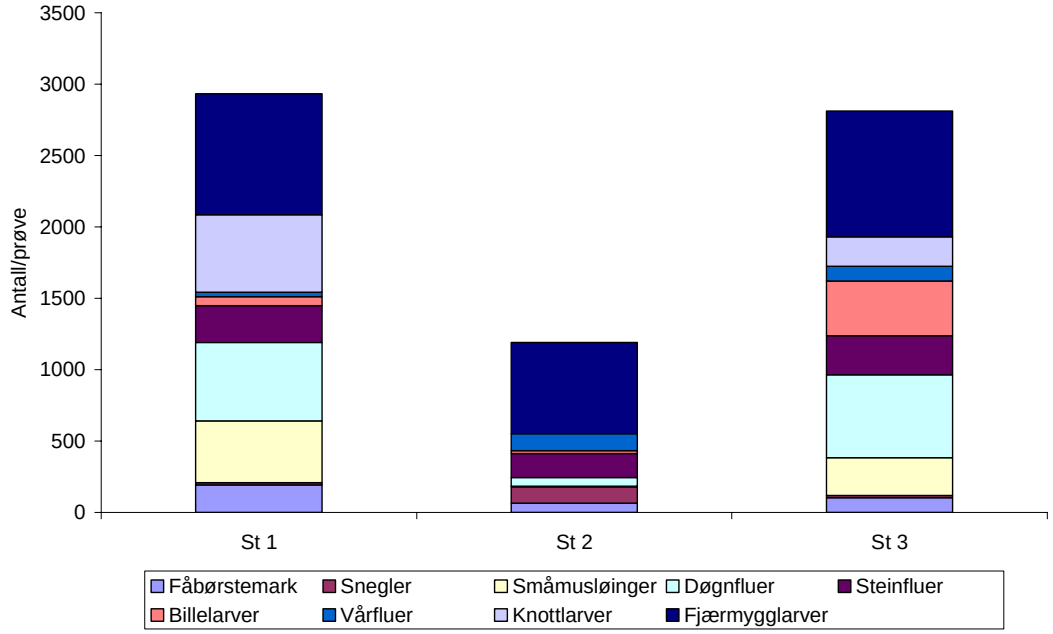
Stasjon 1
Resultatene fra prøvene som ble hentet inn den 22. juli viser at vi her har et artsrikt og mengdemessig rikt sammensatt bunndyrsamfunn på stasjonen oppstrøms utslippet fra deponiet (Tabell 2 og 3). Det ble på denne stasjonen registrert hele 12 ulike dyregrupper (Figur 4) og blant viktige grupper som døgn-, stein-, og vårfluer ble det funnet henholdsvis 7 + 2 + 8 arter (Figur 5). Sammensetningen av bunndyrsamfunnet på denne st. 1 indikerer en meget god vannkvalitet og mange forurensingsfølsomme arter var til stede i materialet.

Stasjon 2
Resultatene fra bearbeidelsen av materialet fra st. 2 viser at bunndyrsamfunnet på denne stasjonen både når det gjelder mengdemessig forekomst og variasjon har en noe fattigere sammensetning enn det som ble registrert på stasjonen oppstrøms (Tabell 2 og 3). Tettheten er redusert til vel 40 % av hva den var på stasjonen oppstrøms og det er videre både en reduksjon og fravær av enkelte grupper og arter i bunnfaunaen på denne stasjonen når den sammenlignes med stasjon 1 (Figur 4 og 5).

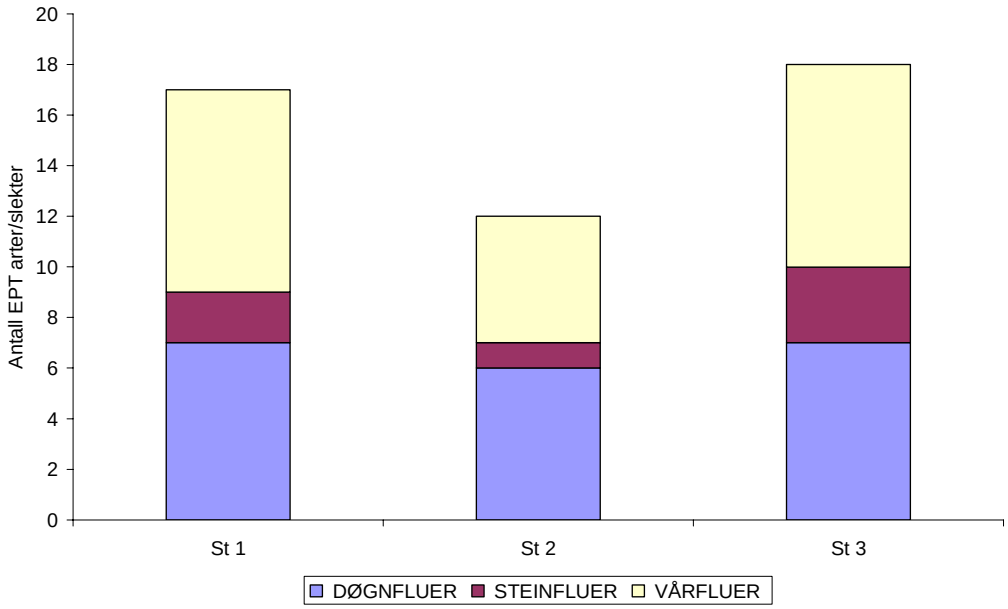
Insektgruppen knott er redusert fra over 500 på st.1 til null på stasjon 2, og for dyregruppen småmuslinger var det kun 4 individer (1%) på st. 2 i forhold til stasjonen oppstrøms. En annen følsom og viktig gruppe i bunnfaunaen, gruppen døgnfluer hadde på stasjon 2 en tetthet som bare var ca 10% av hva som ble registrert på stasjon 1. Selv om mange av dyregruppene viste en tilbakegang på stasjon 2 så var det for noen få en økning i tettheten. Dette er tilfelle for grupper som snegler, vannmidd og en vårflueart (*Polycentropus flavomaculatus)* som alle hadde økt tetthet i forhold til stasjon 1 (tabell x 2 og 3). For snegler var denne økningen på hele 70 %.

Stasjon 3

Resultatene fra bearbeidelsen av materialet fra st 3 viser at bunnfaunaen i Håelva på denne stasjonen har store likhetstrekk med referansestasjonen øverst i vassdraget (Figur 4 og 5). Bunndyrsamfunnet er her variert og mengdemessig rikt sammensatt. Denne lokaliteten er den samme som ble brukt ved undersøkelsen i 1995. Sammenligner vi resultatene fra disse to undersøkelsene finner vi enkelte forskjeller mellom de to undersøkelsene. Dette tilskrives nok at prøvene i 1995 ble hentet inn i september. Men begge undersøkelsene indikerer en meget god vannkvalitet i samsvar med de naturgitte forholdene på dette avsnittet av vassdraget. Resultatene indikerer ikke noen påvirkning av forurensing.



Figur 4. Forekomst av utvalgte bunndyrgrupper ved 3 stasjoner i Håelva 21.juli 2004.



Figur 5. Antall EPT arter/slekter (døgnfluer, steinfluer og vårfluer) ved tre stasjoner i Håelva 21. juli 2004.

Fisk
Det ble tatt ut prøver av muskel (filet), lever og gjeller fra hver av fiskene som var med i fisketesten, og av en kontrollgruppe før fisketesten startet. Gjelleprøvene ble ikke analysert, men tatt vare på for eventuelt senere bruk. Prøvene av muskel og lever fra hver stasjon ble så samlet og homogenisert og det ble tatt ut en blandprøve for videre analysering. Resultatene fra disse analysene er samlet i Tabell 5 bak i vedlegget.

Hensikten med disse analysene er å kunne dokumentere eventuelle utslipp av metaller fra deponiet og hvordan de påvirker fisken i vassdraget. Det vil blant annet være viktig å få avdekket om fisken som var utsatt på stasjon 2 og 3 hadde opptak/tendenser til metall-konsentrasjoner i fiskekjøttet som ville kunne gjøre den uegnet som menneskemat

Når vi sammenligner resultatene med antatte bakgrunnsverdier for metallkonsentrasjoner i fiskekjøtt (Grande m. fl. 2000) viser resultatene at alle verdiene lå innenfor bakgrunnsverdiene. Leververdiene var for enkelte metaller betydelig høyere enn i muskel, noe som var forventet ut fra leverens funksjon som avgifter, men det var ikke noen signifikante systematiske forskjeller mellom fiskene ved de tre stasjonene som antydet noen påvirkning fra deponiet.

Tilsvarende viser analyseverdiene vi fikk fra den fisken som det ble tatt prøver av før forsøket startet og resultatene fra fisken som hadde vært plassert ut på stasjon 1 oppstrøms utslippet fra deponiet liten forskjell. For Al ble leverinnholdet betydelig redusert for fiskene som hadde stått ute sammenlignet med startfisken.

4. Sammendrag og konklusjon

De biologiske undersøkelsene i Håelva viste at når det gjelder planteveksten (begroingen) i de aktuelle avsnittene av vassdraget så ble det ikke registrert arter som indikerer noen ytre

påvirkning verken med tanke på belastning med næringssalter (fosfor og/eller nitrogen) eller metallforurensninger. Den eneste indikasjon materialet ga (og dette var også visuelt tydelig) var en markert utfelling av jern (oker) på stasjon 2 i Håelva, spesielt var dette markert på grønnalgen *Draparnaldia*. Disse utfellingene av jern var ikke til stede på begroingssamfunnet på stasjon 3 lengre nede i vassdraget. Jernutfellingen har et begrenset omfang og er lokalisert i nærområdet like nedstrøms kilden.

Denne effekten er noe mer tydelig i bunndyrsamfunnet på stasjon 2 ca 50 meter nedstrøms utslippet. Tettheten er mye lavere og flere viktige bunndyrgrupper og arter er borte eller har fått redusert tetthet, mens noen andre har fått økt tetthet. Effektene er lokalisert til området ved stasjonen og trolig et stykke nedover. På stasjon 3 var det ikke mulig å registrere noen effekt av utslippet fra deponiet. Endringene i samfunnet av bunndyr på stasjon 2 er markerte, men ikke svært alvorlige da store deler av bunnfaunaen fremdeles finnes på stasjonen. Lokalt vil denne reduksjonen i mangfold og tetthet kunne ha noe å si ved at næringsgrunnlaget for fisken i området er redusert. Hvor langt nedover denne effekten er til stede er vanskelig å fastslå før det er tatt flere prøver. Trolig er påvirkningsområdet begrenset og de negative effektene er knyttet til bunnområdene på samme side som utslippet og nær dette.

Analysene som ble tatt av fisken som hadde stått ute i vassdraget i tre uker viste svært små endringer i metallopptak, og disse er uten betydning for om fisken er egnet som mat for mennesker. Mens det på stasjonene 1 og 3 var noe dødlighet under forsøket overlevde alle fiskene på st 2 eksponeringen nedstrøms utslippet.

Litteratur

Andersen, J. R., J. L. Bratli, E. Fjeld, B. Faafeng, M. Grande, L. Flem, H. Holtan, T. Krogh, V. Lund, D. Rosland. B. O. Rosseland og K. J. Aanes. 1997. **Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning** nr. 97 : 04. TA nr. 1468/1997. 31 s.

Bækken, T. og K. J. Aanes. 1990. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifiseringen. Rapport 2: Forsuring. NIVA-rapport no. 2491. 46 s. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA.

Grande M., K. J. Aanes, S. Andersen og L. Lien. 2000. Børselvprosjektet. **Rapport nr. 3.** Fiskeribiologiske undersøkelser i Børselvvassdraget 1999. NIVA rap. 4323-00. 39s.

Kjellberg, G. og J. E. Løvik 1997.

Aanes, K. J. og T. Bækken. 1989. Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitets-klassifisering. Rapport 1: Generell del. NIVA-rapport no. 2278. 62 s. Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) og NIVA.

Appendiks

Begroing

Tabell 1. Begroingsorganismer identifisert på 3 lokaliteter i Håelva. Forekomst i prøvene er markert med x=observert, xx=vanlig og xxx=hyppig.

	HÅ 1	HÅ 2	HÅ 3
Cyanobakterier			
Calothrix spp.		Xxx	xx
Chamaesiphon sp.	x		
Clastidium setigerum	x	X	X
Dicothrix sp.		X	X
Phormidium heteropolare	x	X	X
Rivularia sp.		X	
Tolypothrix sp.	x		
Schizothrix sp.		X	
Stigonema mamillosum	x	Xx	
Uid. cyacocc.		X	X
Uid. cyatri.		X	Xx
Grønnalger			
Binuclearia tectorum	x		
Bulbochaete sp.	x	X	Xxx
Closterium spp.			X
Cosmarium spp.	x		
Draparnaldia sp.		Xxx	
Euastrum elegans			X
Microspora amoena	x		
Microspora sp. 14µ	xxx	X	
Mougeotiopsis calospora	xxx	Xx	
Mougeotia a	x	X	X
Mougeotia sp.	x	X	
Oedogonium a	x	X	X
Oedogonium spp.	x	Xxx	X
Zygnema sp.	xx	X	
Kiselalger			
Achnanthes minutissima	xx	Xx	Xx
Fragilaria ulna	x	X	X
Fragilaria sp.		X	
Frustulia rhomboids	x	X	
Gomphonema acuminata var. coronata		X	
Tabellaria flocculosa	x	X	Xx
Uid. Kiselalger			Xxx
Rødalger			
Batrachospermum sp.	xx		Xx
Moser			
Blindia acuta	xx		
Ciliater			
Ophrydium versatile			Xx

Appendiks forts.

Bunndyr

Tabell 2. Hovedgrupper i bunndyrsamfunnet ved tre stasjoner i Håelva den 21. juli 2004. Metode NS 4719. Antall per 3x1 min sparkeprøve.

	St.kode	Håelva St 1	Håelva St 2	Håelva St 3
Fåbørstemark	Oligochaeta	192	64	104
Igler	Hirudinea	8	12	4
Snegler	Gastropoda	16	116	16
Småmuslinger	Lamellibranchiata	432	4	264
Vannmidd	Hydracarina	4	56	32
Døgnfluer	Ephemeroptera	552	60	580
Steinfluer	Plecoptera	256	168	273
Billelarver	Coleoptera larver	64	20	384
Biller voksne	C. imago	4		12
Vårfluer	Trichoptera	30	120	102
Knottlarver	Simuliidae larver	544		208
Fjærmygg larver	Chironomidae larver	848	640	880
Fjærmygg pupper	C. pupper	112	48	48
Andre tovinger	Andre diptera			4
Sum	Sum	3062	1308	2911
Antall dyregrupper		12	10	12

Appendiks forts.

Bunndyr

Tabell 3. Arter av: Døgn-, stein- og vårfluer i bunndyrsamfunnet ved tre stasjoner i Håelva den 21. juli 2004. Metode NS 4719. Antall per 3x1 min sparkeprøve.

Håelva 21. 07. 2004	**St. kode**	**St 1**	**St 2**	**St 3**
DØGNFLUER	Baetis sp	224	4	160
	Baetis scamus/fuscatus	160	24	224
	Baetis subalpinus	24		56
	Centroptilum luteolum		8	
	Heptagenia sp	48		16
	Heptagenia dalecarlica	16	4	24
	Heptagenia sulphurea	80	16	72
	Ephemerella sp	8	2	28
	Antall arter			
STEINFLUER	Diura nanseni			4
	Isoperla sp.	72		4
	Leuctra fusca	256	168	272
	Antall arter			
VÅRFLUER	Rhyacophila nubile	8	8	16
	Wormaldia sp			2
	Hydroptila sp.	4		
	Polycentropus flavomaculatus	16	72	12
	Arctopsyche ladogensis	2		
	Hydropsyche pellucidula	28		
	Hydropsyche siltalai			24
	Hydropsyche sp.	4		
	Lepidostoma hirtum		12	8
	Athripsodes sp.	64	20	20
	Ceraclea nigrinervosa	4		
	Ceraclea sp			4
	Sericostoma personatum		8	
	Trich indet			16
	Antall arter			
Antall taxa samlet				

Appendiks forts.

Fisk

Tabell 4. Data om ørret benyttet ved fiskeforsøk i Håelva 22.juli til 13 august 2004.

Stasjon	**Dato ved død / avslutning**	**Lengde mm**	**Vekt Gram**
St. 1	29. juli	145	33,1
	2. august	155	47,0
	5. august	130	30,0
	5. august	140	25,2
	9. august	145	29,4
	12. august	165	50,9
	13. august	175	55,0
St. 2	13. august	180	66,9
	13. august	160	34,3
	13. august	155	35,7
	13. august	135	22,7
	13. august	140	26,5
	13. august	140	25,4
St. 3	5. august	145	30,7
	5. august	145	30,1
	5. august	120	18,1
	5. august	125	21,0
	13. august	175	59,5
	13. august	150	38,1
Kontroll	27. juli (ved start)	150	35
		160	46
		145	30
		135	22
		155	40
		185	61
Middelverdi		150,2	36,5
Maksverdi		185	66,9
Minimumverdi		120	18,1

Appendiks forts.

Tabell 5. Tungmetall innhold i muskel (oppe) og lever (nede) i ørret eksponert for vannkvaliteten Håelven fra 22/7 til 13/8 2004.

Metall/stasjon	**St 1**	**St 2**	**St 3**	**Kontroll**	
Al	<0,5	<0,5	<0,5	1,15	µg/g muskel
	4,0	<0,5	<0,5	57,9	µg/g lever
Ba	0,05	0,06	0,07	0,04	µg/g muskel
	0,03	<0,03	<0,03	0,49	µg/g lever
Cd	0,0039	0,0055	0,0061	0,0028	µg/g muskel
	0,294	0,462	0,389	0,268	µg/g lever
Cr	0,02	0,03	0,02	0,02	µg/g muskel
	0,05	0,04	0,06	0,06	µg/g lever
Cu	0,55	0,58	0,71	0,80	µg/g muskel
	48,6	75,6	79,7	93,9	µg/g lever
Fe	3,7	3,7	3,4	<2	µg/g muskel
	36,5	52,3	57,1	37,4	µg/g lever
Hg	0,039	0,048	0,040	0,040	µg/g muskel
	0,042	0,043	0,049	0,056	µg/g lever
Mn	0,10	0,13	0,10	0,07	µg/g muskel
	0,98	0,91	0,68	0,74	µg/g lever
Ni	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	µg/g muskel
	0,03	0,03	0,04	0,04	µg/g lever
Pb	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	µg/g muskel
	0,03	0,03	<0,02	0,04	µg/g lever
Zn	4,28	6,17	5,98	4,50	µg/g muskel
	45,6	48,4	71,9	24,0	µg/g lever

	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Antatt bakgrunn i muskel	0.002-0.01	0.1-0.8	0.02-0.2	0.002-0.1(?)	1-10