



RAPPORT LNR 5190-2006

Resipient-undersøkelser i Hæelva 2005

Avrenning fra kommunalt slamdeponi.



Foto: K.J. Aanes, NIVA

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

Midt-Norge

Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 73 54 63 85/ 86
Telefax (47) 54 63 87

Tittel Resipientundersøkelser i Håelva 2005. Avrenning fra kommunalt slamdeponi.	Løpenr. (for bestilling) 5190 - 2006	Dato 17.02.2006
	Prosjektnr. Undernr. O - 25161	Sider Pris 47
Forfatter(e) Karl Jan Aanes	Fagområde Utredning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Røros	Trykket NIVA

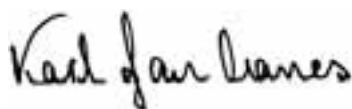
Oppdragsgiver(e) Håg asa	Oppdragsreferanse Frank Hugo Storelv
-----------------------------	---

Sammendrag

NIVA utførte i 2004 en omfattende utredning av mulige miljø påvirkninger fra produksjonen ved bedriften Håg asa på Røros. Det ble da dokumentert overskridelser av de anbefalte grenseverdiene som er satt for overflatebehandlende industri, i avløpene fra flere av prosessbadene ved HÅG asa. Avløpsvann og slam fra bedriften var enten ført til kommunalt avløpsnett eller det hadde blitt deponert på et kommunalt slamdeponi i Hådalen like ved Håelva. Det ble her avdekket effekter på bunnsfaunaen lokalt som var forårsaket av sigevannet fra deponiet. I kommentarene fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag til undersøkelsene i 2004 pålegges Håg asa å gjennomføre supplerende undersøkelser i vassdraget året etter. Dette skulle gjøres for å dokumentere nærmere miljøeffektene i vassdraget nedstrøms slamdeponiet.

Denne rapporten følger opp Fylkesmannens krav. Undersøkelsene i 2005 har vist at dreinsvannet fra dette slamdeponiet har en mindre og lokal effekt på bunndyrsamfunnet der det løper ut i Håelva. Den effekten vi beskriver i dag i reseipienten er i det alt vesentlige et resultat av deponerte masser fra andre aktiviteter enn fra dem som ble deponert der av Håg asa frem til februar 2004. Sigevannet fra deponiet tilfredstiller ikke SFT's fremtidige krav. Det bør derfor gjennomføres en enkel tiltaksorientert studie som kan fremskaffe et nødvendig grunnlag for videre beslutninger med hensyn til fremtidige løsninger når det gjelder deponiet i Hådalen.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Håelva, Røros 2. Resipientundersøkelser 3. Avrenning fra deponi 4. Bunndyr undersøkelser 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Håelva River, Røros 2. Recipient study 3. Land fill drainage 4. Biological survey
---	--



Karl Jan Aanes
Prosjektleder



Stig Borgvang
Forskningsleder



Øyvind Sørensen
Ansvarlig

Forord

Det ble ved årsskiftet 2003-04 klart at bedriften Håg asa på Røros hadde hatt et mangeårig ulovlig utslipp av forurenset prosessvann og slam til kommunale avløp og deponi (Hådalen). Som følge av dette stoppet bedriften umiddelbart alle utslipp til kommunalt avløp og deponering av avløpsvann i Hådalen. Bedriften varslet også Fylkesmannen (FM) i Sør-Trøndelag, som påla Håg asa å gjennomføre en grundig utredning av forhold rundt bedriften, og beskrive omfanget av mulige miljøkonsekvenser fra bedriftens utslipp på ytre miljø. NIVA fikk i oppdrag av Håg asa å gjennomføre denne utredningen som en nøytral tredjepart. Et omfattende utredning ble gjennomført og rapportert den 13.09.2004 (Vogelsang C., E. R. Iversen og K. J. Aanes. 2004). Rapporten tar for seg utslippene fra bedriften til vann og luft, og gir en økotoksikologisk effektvurdering av utslippene til vann. Videre utredes forhold rundt deponeringen av avløpsvann og slam i det kommunale slamdeponiet i Hådalen og de effektene dette har på vannkvaliteten i Håelva.

Fylkesmannen i Sør-Trøndelag gir på bakgrunn av de resultatene som kom frem ved undersøkelsene i 2004 pålegg om å gjennomføre supplerende undersøkelser i Håelva i 2005. Dette skulle gjøres for å dokumentere nærmere miljøeffektene i vassdraget. Denne rapporten følger opp Fylkesmannens krav.

Jeg ønsker å rette en takk til alle som har bidratt til gjennomføringen av disse undersøkelsene, Miljøsjef Frank Hugo Storelv, HÅG asa, som har vært bedriftens kontaktperson og kollegaer ved NIVA, som har bistått under rapporteringen av materialet Torleif Bækken, Eigil Iversen og Christian Vogelsang.

Oslo, 15.12.2005

Karl Jan Aanes

Innhold

	Sammendrag og konklusjon	5
1	Bakgrunn	8
1.1	Pålegg fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag	8
2	Undersøkelsen 2005	9
2.1	Valg av stasjoner	9
2.1.1	Stasjonsbeskrivelse og lokalisering	9
2.2	Metoder og materiale	11
2.2.1	Fysisk- kjemiske undersøkelser	11
2.2.2	Biologiske undersøkelser	12
2.3	Temperatur og nedbør data	13
3	Resultater	14
3.1	Fysisk- kjemiske undersøkelser	
	Bakgrunn – Forurensingskilde	14
3.1.1	Avrenning fra deponiet i Hådalen	
	Målinger i grunnvannsbrønn og oppkomme	15
3.1.2	Fysisk- kjemisk vannkvalitet i Håelva . 2004 og 2005	20
3.2	Avrenningsforhold og fortynning	27
3.3	Biologiske undersøkelser	28
3.3.1	Utvikling i forurensingssituasjonen i Håelva nedstrøms utslippsområdet.	31
4	Diskusjon	35
4.1	Fysisk kjemiske data	35
4.2	Biologiske forhold	35
4.3	Andre forhold	35
4.4	Resipientvurderinger og betydningen av Håg asa sitt utslipp	
5	Fremtidige tiltak	38
6	Litteratur	39
	Vedlegg	40
	Vedlegg 1. Beregnede årlige tilførsler av næringssalter, tungmetaller og alkalimetaller til deponiet i Hådalen	
	Vedlegg 2. Beregnede utslipp pr år fra Håg asa av tungmetaller og alkalimetaller.	
	Vedlegg 3. Flytskjema: Produksjonsprosesser med utslipp til vann	
	Vedlegg 4. Metodebeskrivelse DGT og SCF.	

Sammendrag og konklusjon

Fylkesmannen ga i brev av 08.03.2004 bedriften HÅG ASA, Røros pålegg om å stoppe utslippet av forurenset prosessvann, bruk av pyrolyseovn og ulovlig deponering av slam og vann. Bedriften ble samtidig pålagt å sende inn opplysninger om disse forholdene og foreta en grundig evaluering av miljøkonsekvensene for det ytre miljø. Utredningen av mulige miljøpåvirkninger, ble utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA), og rapporten ble overlevert bedriften den 13. september 2004 (Vogelsang, Iversen og Aanes 2004). Hovedkonklusjonen i rapporten var at bedriftens utslipp har vært av en slik sammensetning at konsekvensene for det ytre miljø har vært minimale og svært lokale.

I Fylkesmannens gjennomgang av undersøkelsene ble det påpekt at prosessvann og slam fra bedriften hadde over en årrekke blitt deponert i Hådalen og at Håg asa her hadde brukt det samme deponiet som Røros kommune bruker til avløpsslam fra det kommunale renseanlegget. Avløpet fra dette deponiet drenerer til Håelva og det ble i utløpsområdet registrert endringer i samfunnet av bunndyr. Endringen ble ikke regnet som alvorlige.

På bakgrunn av resultatene fra undersøkelsene i Håelva sommeren 2004 krevde Fylkesmannen at Håg asa måtte gjennomføre en supplerende overvåking sommeren 2005. Dette skulle gjøres for å få data om hvordan tilstanden i vassdraget utviklet seg etter at deponeringen av prosessvann var avsluttet.

Undersøkelsene i 2005 viderefører arbeidet fra 2004 og det ble lagt vekt på å benytte målinger, både fysisk- kjemiske og biologiske, som integrerer forholdene i resipienten over et noe lengre tidsrom. For å dokumentere størrelsen og utstrekningen av påvirkningen i vassdraget ble det gjennomført et utvidet prøvetakingsprogram der forholdene på 6 nye stasjoner i økende avstand fra utslippsområdet ble undersøkt. Opplegget ble supplert med vannprøver fra grunnvannsbrønnen ved deponiet og fra et oppkomme for drens vann like ved Håelva. Parallelt med de fysisk-kjemiske undersøkelsene ble det gjennomført et utvidet prøvetakingsprogram for å dokumentere nærmere størrelsen og utstrekningen av de biologiske endringene i vassdraget.

Analyseresultatene fra vannprøver som ble hentet opp fra grunnvannsbrønnen ved deponiet i 2004 og 2005 viser når de sammenlignes med terskelverdier for sigevann utarbeidet av SFT at disse er overskredet for total nitrogen og for tungmetallene kobber og bly og i noe mindre grad for sink. Materialet er lite og består av en prøve i 2004 og to prøver i 2005. Det er derfor vanskelig og få frem noen klare trender i materialet, samtidig som analysene er gjort på filtrerte prøver. Det kan se ut som om vannet har blitt noe surere samtidig som konsentrasjonen av fosfor og særlig nitrogen har økt kraftig i 2005.

Tilsvarende viser en sammenligning med resultatene fra prøven som ble tatt i 2004 at det for flere av metallene er en konsentrasjonsøkning i 2005 (Cd, Cu, Mn, Pb og Zn). Resultatene fra prøver der det er analysert på partikkelbundne-, løste og ioniske metallforbindelser viser at metallene bly, kobber og til dels sink overskrider terskelverdiene (SFT 2003). Dersom metallverdiene som ble målt i brønnen har hatt en sammenheng med Håg asa sin bruk av avfalls-deponiet ville en ha forventet en lavere konsentrasjon av metallene Al, Fe, Cu og Pb samt fosfor og nitrogen i 2005. Dette er delvis tilfelle, men det skal legges til at resultatene er få og knyttet til enkeltprøver noe som gir begrenset utsagnskraft.

Resultatene fra vannprøver fra hovedoppkomme for sigevann like ved Håelva viser at nevnte terskelverdier som er satt av SFT for sigevannsvurdering er klart overskredet for jern, mangan og nikkelt samt for innholdet av nitrogen både i 2004 og i 2005. Det er vanskelig å se noen utvikling i konsentrasjonen mellom de to årene. Resultatene viser et noe annet bilde når metallinnholdet i prøven separeres i løste- og ioniske metallforbindelser. Det er da en avtagende trend for alle metallene fra 2004 til 2005 i vannprøvene fra oppkommet, men antall analyser er lavt og begrenset til sommerperioden. Hvis det er en slik trend skulle det kunne dokumenteres gjennom de biologiske undersøkelsene

Sammenligner vi resultatene fra grunnvannsprøvene med tilsvarende verdier fra hovedoppkommet ved Håelva er det betydelige forskjeller. Det er langt lavere verdier for Pb, Cu og Zn i oppkommet i 2005. Tilsvarende er det en betydelig større konsentrasjon i oppkomme når det gjelder Fe, Mn og Ni. Det er derfor tvilsomt om disse to prøvepunktene måler på den samme vannstrømmen.

Dataene fra oppkomme viser at terskelverdiene som er satt av SFT for sigevann fra deponier (SFT 2003) er klart overskredet for jern, mangan og nikkel samt for innholdet av nitrogenforbindelser både i 2004 og i 2005. Det er i resultatene vanskelig å se noen utvikling i konsentrasjonen mellom de to årene. Det bør vurderes hvor relevant grunnvannsbrønnen slik den er plassert i dag er som målestasjon for å følge med utviklingen i sigevannet fra deponiet.

Håelva har i utgangspunktet en god fysisk- kjemisk vannkvalitet, men preges av et noe høyt innhold av humus stoffer og partikulært materiale. Dette er en egenskap ved vassdraget som er knyttet til naturgitte forhold i nedbørfeltet.

Resultatene fra de ulike analysene av metaller og næringssalter som ble gjort på vannprøver fra referansestasjonen viser lave verdier. Konsentrasjonen av jern ligger noe høyere, men dette har sammenheng med vassdragets humusinnhold. Tilsvarende viser resultatene fra Håelva nedstrøms samløpet med sigevannet fra deponiet at det for flere av parametrene har vært en til dels kraftig økning i konsentrasjonen sammenlignet med resultatene fra referansestasjonen. Markert er dette for total nitrogen og metallene jern, mangan og nikkel. Særlig ved prøvetakingen den 22. juli 2005 er konsentrasjonene høye for metallene jern og mangan.

Vurdert ut fra SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann gir dette en tilstandsklasse der vannkvaliteten her klassifiseres som "meget dårlig" og "dårlig". Tilsvarende vil verdiene for nikkel klassifisere vannkvaliteten som "mindre god". Ellers viser analyseresultatene at vannkvaliteten varierer ganske mye mellom de ulike prøvetakingene, men også når verdiene er lave er det en markert økning på denne stasjonen i forhold til referansestasjonen for metallene jern, mangan og nikkel. For total nitrogen og NH₄-N (ammonium) er det også en kraftig økning i forhold til tilsvarende verdier på stasjonen oppstrøms og særlig er dette markert for ammonium. Dette vi her ser er et vanlig bilde å finne i resipienter nedstrøms kommunale deponier.

Resultatene som beskriver den fysiske kjemiske vannkvaliteten i Håelva ca 2 km nedstrøms utslippsområdet for drens vannet fra avfallsdeponiet viser et stort samsvar med resultatene fra stasjonen øverst i vassdraget. Vurderingene av den generelle vannkvaliteten på denne stasjon gir akkurat den samme tilstanden mht vannkvalitetsklasser, som den vi fikk for referansestasjon. Tilsvarende gir en sammenligning for metallene Cu, Fe, og Zn en svak økning på denne stasjon uten at dette tillegges noen større forurensingsmessig betydning. Vannkvaliteten på denne stasjonen klassifiseres som ubetydelig forurenset av miljøgifter og får beste tilstandsklasse.

For å få et bedre bilde av vannkvaliteten i vassdragsavsnittet nedstrøms utslippsområdet ble det i juli 2005 satt ut et sett med passive prøvetagere (DGT – Diffusive gradients in thin films). Dette er en prøvetakingsteknikk som egner seg godt til å bestemme midlere konsentrasjon av den biotilgjengelige andelen av tungmetaller og andre spormetaller i vann. I tillegg ble det også satt ut tilsvarende prøvetakere på referansestasjonen og stasjonen nederst i vassdraget.

Resultatene fra DGT prøvetakerne viser klart påvirkningen fra sigevannet. Denne er mest markert innen de første 50 m nedstrøms utslippet hvor vi ser en økning i konsentrasjonen for alle de metallene som ble analysert. Når sigevannet møter hovedvassdraget skjer det en felling/oksidering og metallene endrer tilstandsform. En stor del av jern og manganforbindelsene felles ut og drar med seg en del av de andre metallene. Dette avspeiles i det brunrøde belegget som karakteriserer området nedstrøms samløpet med sigevannet. Resultatene viser også at for noen av metallene som Al, Cu, Ni og Zn er det andre tilførsler utenom deponiet langs vassdraget som bidrar til at konsentrasjonen øker.

Resultatene fra bearbeidelsen av det biologiske materialet viser at vassdraget i utgangspunktet har en rik og variert sammensatt bunnfauna. På stasjonen oppstrøms utslippsområdet er alle de gruppene som en her ville forvente i samfunnet av bunndyr tilstede og med normale tettheter. Samfunnet har en struktur og en funksjonell oppbygning som indikerer at lokaliteten ikke er påvirket av forurensing. Det samlede antallet individer i prøven er høyt og dominert av dyregrupper som småmuslinger, larver av fjærmygg, stein-, vår-, døgnfluer og knott. Antallet arter innen viktige dyregrupper som døgn-, stein- og vårfluer er også høyt.

Forholdene endres kraftig på stasjonen like nedstrøms utslippsområdet hvor dreinsvannet fra deponiet møter Håelva. Den samlede tettheten av bunndyr er nå sunket til knapt 14 % og enkelte grupper har en svært lav tetthet. Særlig gjelder dette dyregrupper som småmuslinger, knott-, og billelarver. Tettheten er her redusert til bare noen få prosent av hva den var på referansestasjonen oppstrøms. Enkelte arter og dyregrupper har så lav tetthet at en vil anta at tilstedeværelsen trolig ikke representerer en egen bestand på denne stasjonen, men er et resultat av drift av individer fra upåvirkede områder oppstrøms stasjonen. Miljøforholdene på stasjonen er ugunstige og disse dyrene vil etter hvert dø ut eller søke seg videre nedover i vassdraget. Resultatene fra 2005 viser at nærområdet der dreinsvannet møter Håelva, fremdeles er markert påvirket av forurensing og at det er vanskelig å se at det har vært noen større bedring i vannkvaliteten etter at Håg asa sluttet å deponere slam og avfallsvann i deponiet i Hådalen.

Selv om det ble registrert markerte endringer i bunndyrsamfunnet i utslippsområdet for sigevannet så viser resultatene fra stasjonen vel 15 meter lengre nede i vassdraget at effektene er lokale og at forholdene nå begynner å normalisere seg igjen. Sammenlignet med referansestasjonen er tettheten av bunndyr mye lavere på denne stasjonen, men dette tilskrives for en stor del endrete bunnforhold. Variasjonen i bunnfaunaen på denne stasjonen er blitt mye bedre når en sammenligner med stasjonen rett nedenfor utløpet av dreinsvannet. Antall dyregrupper i materialet er som på referansestasjonen og antallet arter av døgn-, stein- og vårfluer har økt.

Bearbeidningen av materialet fra bunndyrsamfunnene på stasjonene videre nedover i vassdraget viser en nokså lik oppbygning. Det er en stor variasjon i bunnfaunaen og antallet arter av døgn-, stein- og vårfluer er også høyt. Sammensetningen av bunndyr på denne strekningen indikerer ikke noen forurensingspåvirkning fra dreinsvannet fra deponiet i Hådalen.

Håg asa sluttet i februar 2004 å bruke det kommunale deponiet i Hådalen og sluttet samtidig å lede avløpsvann fra produksjonen til det kommunale renseanlegget. Alle utslipp ble etter de tid samlet opp og transportert til Langøya. Undersøkelsene i 2005 ble gjennomført i juli og en vil anta at belastningen på vassdraget da skulle ha avtatt hvis deponeringen av slam og avløpsvann fra bedriften har påvirket de biologiske forholdene i vassdraget.

Materialet som ble samlet inn i 2005 tyder ikke på at det har vært noen redusert belastning på resipienten. Forholdene både når det gjelder fysisk kjemiske og biologiske forhold er stort sett slik de ble registrert i 2004. Påvirkningene er markerte, men begrenset til et mindre område der sigevannet møter Håelva.

Beregninger som er gjort viser at det årlige bidraget fra Håg asa til metallinnholdet i kloakkslammet som ble deponert i deponiet var begrenset og under 1-5 %. Tilsvarende viser beregninger når det gjelder bidraget til mengden av metaller i deponiet som kom via avfallsvannet fra maskin 3-1 også var begrenset (under 1 %). **Effekten av dette bidraget kan ha vært større i den perioden utslippet pågikk som følge av andre egenskaper ved prosessvannet. Det er i ettertid ikke mulig å kvantifisere dette da variasjoner i klimatiske og nedbørsmessige forhold påvirker mengden metaller som løses ut og påvirker Håelva.**

Det er behov for et videre studie for å få vurdert hva som skal skje med deponiet i Hådalen og hvordan man skal ta hånd om sigevannet i fremtiden. Deponiet er fremdeles i bruk og Røros kommune som hovedbruker deponerer alt sitt kloakkslam i dette deponiet. SFT har skjerpet kravene når det gjelder avrenning fra deponier og det er utarbeidet terskelverdier som sigevannet må overholde dersom det er

ønskelig å videreføre bruken av deponiet etter 2009. Data som er hentet inn fra grunnvannsbrønnen og sigevannet i forbindelse med denne undersøkelsen viser at konsentrasjonen for flere av parametrene i dag overskrider disse terskelverdiene.

1. Bakgrunn

Fylkesmannen ga i brev av 08.03.2004 bedriften HÅG ASA, Røros pålegg om å stoppe utslippet av forurenset prosessvann, bruk av pyrolyseovn og ulovlig deponering av slam og vann. Bedriften ble samtidig pålagt å sende inn opplysninger om disse forholdene og foreta en grundig evaluering av miljøkonsekvensene for det ytre miljø. Utredningen som da ble gjort av mulige miljøpåvirkninger, ble utført av Norsk institutt for vannforskning (NIVA), og rapporten ble overlevert bedriften den 13 september 2004 (Vogelsang, Iversen og Aanes 2004). Hovedkonklusjonen i rapporten viser at bedriftens utslipp har vært av en slik sammensetning at konsekvensene for det ytre miljø har vært minimale og svært lokale.

I Fylkesmannens gjennomgang av undersøkelsene ble det påpekt at prosessvann og slam fra bedriften hadde over en årrekke blitt deponert i Hådalen og at Håg asa her hadde brukt det samme deponiet som Røros kommune bruker til sitt avløpslam fra det kommunale renseanlegget. Avløpet fra dette deponiet drenerer til Håelva og det ble her i utløpsområdet registrert en lokal effekt rett nedenfor utslippspunktet fra deponiene.

Den effekten som ble registrert var endringer i samfunnet av bunndyr når dette ble sammenlignet med prøvestasjon lengre nede i vassdraget og referansestasjon oppstrøms utslippet. Endringen ble ikke regnet som alvorlige da store deler av bunnfaunaen fremdeles var tilstede på denne stasjonen. Det ble videre antatt at påvirkningsområdet hadde begrenset utstrekning og at de negative effektene trolig bare var knyttet til bunnområdet på samme side av elven som utslippet.

Analyser av den fysisk-kjemiske vannkvaliteten i Håelva viste en viss økning i innholdet av jern, mangan og ammonium nedenfor utslippsområdet fra deponiet. Årsaken til denne økningen i resipienten ble tilskrevet sigevann fra det kommunale deponiet.

På bakgrunn av undersøkelsene som ble gjennomført av Håg ASA i 2004 for å beskrive eventuelle miljøeffekter av tidligere utslipp oppsummerer Fylkesmannens Miljøvernavdeling at

- Resultatene viser at utslippene fra bedriften har hatt en lokal effekt i form av et noe redusert bunndyrsamfunn i Håelva, og at dette begrenses til et område rett nedenfor deponiet (st. 2).
- Endringene regnes ikke som særlig alvorlige vurdert ut fra den betydning dette har for næringsgrunnlaget for fisk da store deler av samfunnet av bunndyr fremdeles finnes på stasjonen.
- Det synes også å være klart at deponeringen av slam fra det kommunale renseanlegget kan ha gitt tilsvarende effekter i Håelva som avrenning fra det materiale som her de siste årene er deponert av Håg ASA.
- Selv om effektene av de utslippene bedriften har hatt, har vært svært begrenset, har virksomheten brutt en rekke bestemmelser på forurensningsområdet. Håg ASA hadde ikke søkt om utslipp av prosessvann til kommunalt nett og det er heller ikke søkt om deponering i Hådalen og bruk av en pyrolyseovn for avbrenning av lakkrester.
- Det er heller ikke sannsynlig at det ville bli gitt slike tillatelser uten omfattende rensing av utslippet.

1. 1 Pålegg fra Fylkesmannen i Sør-Trøndelag

På bakgrunn av resultatene fra overvåking av Håelva sommeren 2004 krever Fylkesmannen at det må gjennomføres en supplerende overvåking i løpet av sommeren 2005. Dette skulle gjøres for å få data om hvordan tilstanden i vassdraget utvikler seg og om det har hatt noen effekt at deponeringen av prosessvann er avsluttet. Pålegget fra Fylkesmannen er hjemlet i forurensningsloven (§ 51) og ble gitt i brev til Håg ASA den 5. oktober 2004. Videre ble bedriften bedt om å sende inn et forslag til overvåkingsplan for godkjenning i god tid før overvåkingen skal gjennomføres.

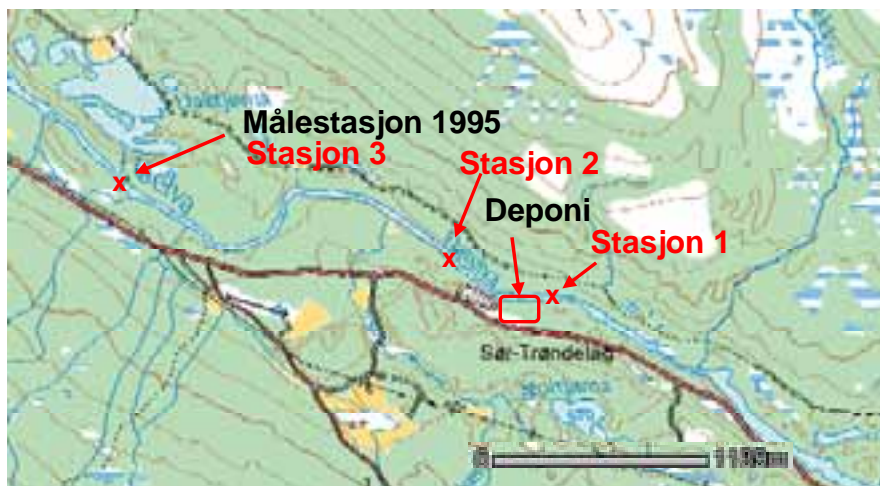
På bakgrunn av dette ble NIVA bedt om å gjennomføre nødvendige overvåkningsundersøkelser i Håelva sommeren 2005 som tilfredsstilte Fylkesmannens krav.

2. Undersøkelsen sommeren 2005

I NIVAs opplegg for undersøkelsene i 2005 ble det lagt vekt på å benytte målinger av både fysisk-kjemiske og biologiske parametre, som har den evnen at de integrerer forholdene i resipienten over et noe lengre tidsrom. Opplegget ble videre supplert med enkeltprøver ved oppstart og ved avslutning av prøvetakingsperioden. Undersøkelsene i Håelva bygger videre på det arbeidet som ble gjennomført i 2004 for å beskrive tilstanden i resipienten.

2. 1 Stasjonsvalg

Ved undersøkelsene i 2005 ble det benyttet de samme stasjonene som i 2004, supplert med nye stasjoner for biologisk og kjemisk prøvetaking nedstrøms utslippsområdet for mer detaljert å kunne dokumentere størrelsen og utstrekningen av eventuelle påvirkninger. For å beskrive referansesituasjonen for vannkvaliteten i vassdraget ble det lagt en stasjon i Håelva oppstrøms utslippspunktet. Stasjonenes plassering i vassdraget er vist på kartskissen i figur 1. Lokaliseringen av de enkelte stasjonene for den utvidete biologisk prøvetaking (fig. 2) ble endelig fastlagt under prøvetakingen i vassdraget. Dette for at en i så stor grad som mulig skal kunne finne sammenlignbare stasjoner med hensyn på strømforhold og substratforhold. Foto av stasjonene 1, 2 og 3 er vist i figur 3.



Figur 1. Målestasjoner i 2004 og 2005. Stasjon 3 ble også brukt ved en undersøkelse i 1995.

2. 1. 1 Stasjonsbeskrivelse og lokalisering

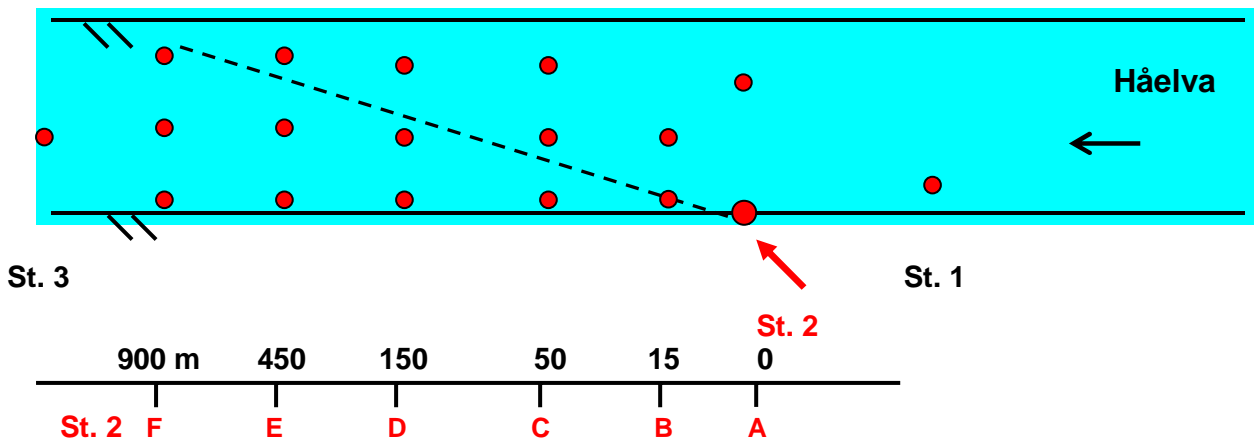
Stasjon 1

Stasjon 1 fungerer som referansestasjon i denne undersøkelsen og ble lagt ca 200 m oppstrøms deponiet. Prøvene ble tatt i strandsonen på syd siden 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 bunndyr.

Stasjon 2

Stasjon 2 ligger også på syd siden av Håelva, ca 600 meter nedstrøms stasjon 1. Elvebunnen består av et steinsubstrat med varierende steinstørrelse og noe sand. Området var tydelig preget av utfellinger av jern og substratet hadde et rød-brunt belegg (oker). Vannet hadde en jevn og til dels sterk strøm, og det var gode prøvetakingsforhold for bunndyr. Ved prøvetakingen i 2005 ble det her lagt opp et nytt finmasket nett av prøvelokaliteter for å dokumentere størrelsen og utstrekningen av den påvirkning som ble påvist i 2004. På en strekning på vel en km fra st. 1 til st 2 F ble det lagt 7 stasjoner (hver med 1 – 3 prøvepunkter) for fysisk-kjemisk og biologisk prøvetaking (se fig. 2).



Figur 2. Skisse av prøvetakingsområdet nedstrøms ”utløpet” fra deponiet i Hådalen. Stasjonene 2A til 2 F er lokalisert som tverrsnitt i ulik avstand fra utslippsområdet.

Stasjon 3

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



Figur 3. Foto av prøvetakingsstasjonene i Håelva 21.juli 2004. Bemerk jernutfellinger på steinene på stasjon 2. Foto K. J. Aanes.

2. 2 Metoder og materiale

Metoder

2. 2. 1 Fysisk- kjemiske undersøkelser

For å dokumentere eventuelle endringer i den fysisk-kjemiske vannkvaliteten ble det benyttet passive prøvetagere (DGT – Diffusive gradients in thin films), mer informasjon om metoden er gitt i vedlegg 1 (Røysset 2005). Dette er en prøvetakingsteknikk som egner seg godt til å bestemme biotilgjengelig andel tungmetaller og andre spormetaller i vann. Betingelsen er at de foreligger i frie kationer eller bundet til kation i labile komplekser. Metoden går ut på at prøvetageren, som er montert i et hylster og festet på en stein (fig. 4), settes ut på elvebunnen. Den vil der over en tidsperiode på 2 uker samle opp og gi et integrert bilde av konsentrasjonen av aktuelle tungmetaller i resipienten. Det ble i 2005 brukt samme tidsperiode og eksponeringstid som ved undersøkelsene i 2004, men antallet prøvepunkter i vassdraget ble økt (se figur 2) for å få et bedre bilde av utstrekningen på det området som eventuelt er påvirket.



Figur 4. Foto av DGT prøvetageren montert i en beskyttelses ramme og festet på en stein før den ble plassert ut i vassdraget. *Foto K. J. Aanes.*

Supplerende prøvetaking.

I tillegg til bruk av passive prøvetakere ble det hentet inn ordinære vannprøver den dagen disse ble satt ut i vassdraget og når de ble hentet inn. Dette for å få inn supplerende informasjon om vannkvalitetsdata som pH, turbiditet og konduktivitet, samt konsentrasjonen av organisk innhold og næringssalter. Videre ble det, som i 2004, hentet inn vannprøver fra borebrønnen ved deponiet og i strandkanten der drensvannet fra deponiet møter Håelva. Det ble på disse to lokalitetene også benyttet en metode som fraksjonerer metallene i en partikkelbundet del og i en ionisk reaktiv del. Metoder for innsamling og analyser følger Norsk Standard.

Materiale

Håelva

Kunnskap om vannkvaliteten i Håelva ble hentet inn vha data fra 17 DGT prøvetagere fra i alt 8 stasjoner i vassdraget. Disse ble analysert på metallene Al, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb og Zn. Analyseverdiene representerer midlere konsentrasjon av den reaktive fraksjonen av elvevannets innhold av metaller over en 14 dagers periode sommeren 2005. Data om den fysiske-kjemiske vannkvaliteten ble hentet inn fra vannprøver fra stasjonene 1, 2 og 3. Disse ble analysert for pH, turbiditet og konduktivitet, samt konsentrasjonen av organisk innhold og næringssalter (Tot-P, Tot-N og NH₄).

Borebrønn

Fra grunnvannsbrønnen ved deponiet ble det i 2005 som i 2004 hentet opp vannprøver som ble analysert for de samme parametrene som i Håelva. Det ble i tillegg hentet opp prøver som i felt ble fraksjonert for å få data om totalt innhold av metaller samt den delen som var partikkelbundet og den metallfraksjonen som var reaktiv (ionisk). Metoden benevnes SCF (Size Fractionation eller Størrelse og Ladnings Fraksjonering) og er nærmere beskrevet i vedlegg 1.

Oppkomme

Fra oppkomme for dreinsvann ved Håelva ble det i 2005 som i 2004 tatt vannprøver som ble analysert for de samme parametrene som i Håelva. Det ble i tillegg også hentet inn prøver som i felt vha SCF metoden (Røyst 2005) ble fraksjonert for å få data om hvor mye av totalinnholdet av metaller som var partikkelbundet, løst og på en ionisk form.

Tabell 1. Plassering av målestasjonene 1, 2 og 3 og grunnvannsbrønn i forhold til deponiet i Hådalen. Koordinatene for de tre stasjonene og grunnvannsbrønnen målt med GPS.

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

2. 2. 2 Biologiske undersøkelser

De biologiske undersøkelsene i 2004 viste at bunnfaunaen i Håelva lokalt var negativt påvirket av dreinsvann fra deponiet. For å få data som kunne dokumentere størrelsen og utstrekningen av denne påvirkningen ble det i 2005 gjennomført et utvidet prøvetakingsprogram i vassdraget. I tillegg til stasjonene som ble undersøkt i 2004 ble bunndyr-samfunnet på 6 nye stasjoner (st 2 A – F) nedstrøms utslippsområdet også undersøkt.

Metode og materiale

En kvalitativ prøvetaking ble gjennomført i samsvar med Norsk Standard (NS 4719) for prøvetaking av bunndyrsamfunn i rennende vann. Metode og utstyr er det samme som ved undersøkelsen i 2004. Hver prøve består av 3 del-prøver med ett minutt varighet og maskestørrelsen i håven var 0,25 mm. De tre prøvene ble i felt slått sammen til en prøve som representerer sammensetningen av bunndyr-samfunnet på stasjonen. Etter at prøven var hentet inn ble det i felt gjort en visuell beskrivelse av prøvematerialets sammensetning for å få et første inntrykk av tilstanden i vassdraget. Prøvene ble så konservert og tatt med til laboratoriet for videre bearbeidelse. Prøvetakingen i 2005 ble gjennomført den 21 og 22. juli og dette er identisk med tidsperioden som ble benyttet i 2004. Antallet prøve-stasjoner var 8, en referansestasjon oppstrøms og 7 stasjoner nedstrøms utslippsområdet (fig. 2).

Metoden som er benyttet registrerer de fleste artene som er til stede på lokaliteten og gir informasjon om den relative tettheten og det relative forholdet mellom de ulike organismegruppene. For at det skal være mulig å sammenlikne de ulike lokalitetene og elveavsnittene, er det prøvd så langt det har vært mulig å velge likeartede biotoper med hensyn til vannhastighet og bunnsubstrat.

Selve analysen av det innsamlede materialet ble gjort på NIVA. På laboratoriet ble materialet sortert og dyrene ble plukket ut og talt opp. Det ble så utarbeidet lister som viser hvordan bunndyrfaunaen er sammensatt. Gruppene døgnfluer, steinfluer og vårfluer ble artsbestemt, mens de øvrige organismene blir bestemt til større grupper.

Resultatene blir vurdert med hensyn på mangfold (diversitet), mengdemessige forhold (tetthet), artsrikdom og artssammensetning samt informasjon om fravær/tilstedeværelse av ulike indikator arter. Avviket fra det som ville ha vært naturtilstanden (ut fra de naturgitte forhold) eller referansetilstanden slik vi registrerer den vil bli prøvd bestemt. Kunnskap om artenes toleransegrenser overfor ulike miljøpåvirkninger gir oss viktig informasjon når data om hvordan enkeltarter fordeler seg i vassdraget skal tolkes.

2.3 Temperatur og nedbørforhold

Data om klima og da spesielt nedbørforhold under prøvetakingsperioden i juli 2005 er vist i tabell 2. Dataene er hentet ut fra klimastasjonen som Metrologisk Institutt har ved Røros lufthavn.

Tabell 2. Klima data fra Røros Lufthavn (625 Moh). Juli 2005.

Dag	Døgn temp.	Min temp.	Max temp.	Max vind	Middel vind	Relativ fuktighet	Nedbør
1	14,7	2,9	20,3	5,7	3,1	48	0,0
2	13,1	2,4	21,6	9,3	2,7	69	0,0
3	13,8	3,0	22,0	6,7	2,9	61	0,0
4	16,7	11,9	20,2	6,7	3,9	59	0,0
5	17,1	7,2	22,0	8,7	5,5	48	0,0
6	16,3	3,6	22,7	6,2	3,9	48	0,0
7	16,7	4,6	24,4	8,7	3,2	55	0,0
8	15,7	5,3	26,5	7,2	2,0	64	0,0
9	16,6	6,3	25,9	6,7	2,0	67	0,0
10	12,6	5,9	19,8	7,2	2,9	84	0,1
11	16,6	7,7	22,6	5,1	2,0	61	0,0
12	17,2	6,4	26,7	7,7	3,8	71	0,0
13	9,9	7,3	19,0	8,2	4,1	76	1,0
14	12,2	2,4	18,7	4,6	1,7	59	0,2
15	12,5	6,7	17,5	4,1	1,4	71	0,0
16	10,5	9,7	13,8	8,2	7,0	85	0,0
17	11,3	8,3	17,8	8,2	2,4	75	0,7
18	14,9	4,4	23,1	5,1	2,4	68	0,0
19	14,5	6,4	21,9	7,7	2,2	70	0,0
20	10,4	4,1	19,5	5,7	2,0	94	0,0
21	13,2	12,5	16,3	6,7	3,6	89	19,0
22	10,9	10,1	12,9	7,2	3,4	89	14,5
23	7,8	6,3	10,1	9,3	5,8	79	0,5
24	8,5	4,7	11,9	5,7	2,6	73	0,0
25	10,5	0,1	18,8	5,1	2,2	74	0,0
26	10,5	3,9	17,7	6,2	1,7	89	0,1
27	11,5	8,5	16,0	6,7	4,1	77	1,6
28	10,9	7,8	13,9	5,7	2,1	68	0,4
29	10,9	7,1	15,9	5,7	2,9	71	0,0
30	9,0	0,9	18,4	4,6	1,7	82	0,0
31	10,8	3,7	19,1	5,1	2,1	87	2,7

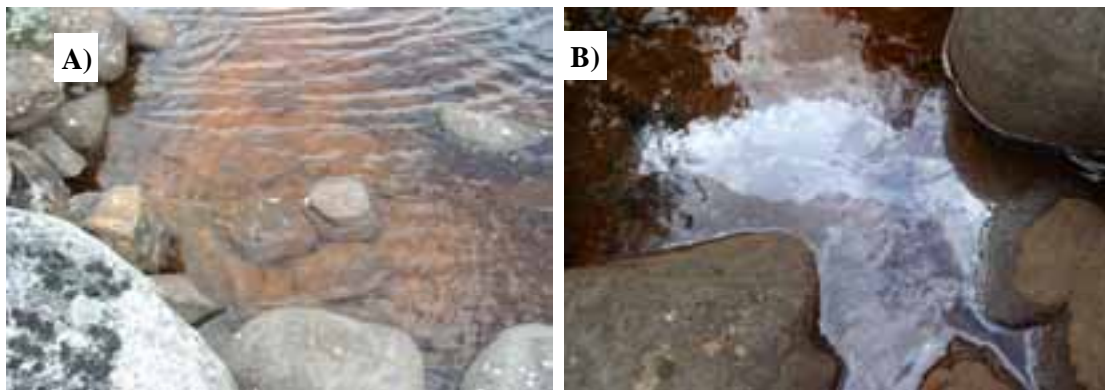
3. Resultater

3.1 Fysisk – kjemiske forhold

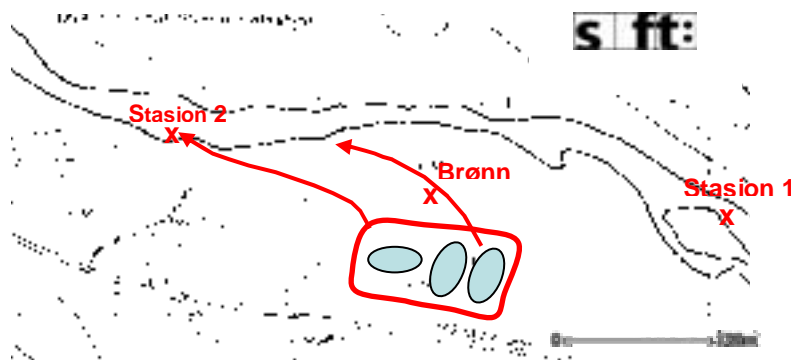
Bakgrunn – forurensingskilde

Undersøkelsene i 2004 av Håelva ga klare indikasjoner på at det ved stasjon 2 var avrenning fra det kommunale deponiet i Hådalen. Deponiet er lokalisert oppstrøms stasjonen og nær vassdraget (Fig. 6). På et relativt avgrenset område var elvebunnen dekket med et lysebrunt belegg som kunne tyde på utfelling av oksidert jern (Figur 5 A). Vannprøvene viste at konduktiviteten (den elektriske ledningsevnen) var forhøyet. Mens den i elven ved st. 1 og 3 lå på henholdsvis 19,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og 21.1 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lå konduktivitetsmålingene på stasjon 2 fra ca 26 $\mu\text{S}/\text{cm}$ til ca 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Rett innenfor stasjonen (i strandkanten) ble det funnet et mulig hovedoppkomme for drensvannet fra deponiet. Her var bunnen dekket av et tykt lag med fnokker av et brunrødt slam, med en tynn oljeaktig hinne på vannoverflaten som så ut til å være jernbakterier (se Figur 5 B). Konduktiviteten ble her målt til over 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

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 6) forhøyet konduktivitet (39.7 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Prøven som ble tatt fra vannet i denne brønnen av driftspersonalet ved Røros renseanlegg i mai 2004 indikerer at noe forurenset deponivann også drenerer denne veien. I Figur 6 er de sannsynlige spredningsretningene fra deponiet markert med røde piler.



Figur 5. A) Stasjon 2 A; utfelling av jernoksid pga avrenning fra deponiet. B) Grunnvannsoppkomme med hinne av antatt jernoksiderende bakterier på vannoverflaten. Foto C. Vogelsang



Tabell 3. Nedbørdata Røros Lufthavn

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
	08.07.05	21.07.05
Siste 2 døgn	0,0 mm	0,0 mm
Siste 7 døgn	0,0 mm	0,9 mm

Figur 6. Kartutsnitt med deponiet i Hådalen. Kommunens grunnvannsbrønn og to av stasjonene som ble benyttet i undersøkelsene er vist med røde kryss. Røde piler angir de mest sannsynlige spredningsretningene for hovedavrenningen fra deponiet. Tabell 3 til høyre angir nedbørsmengden i forkant (siste 2 og 7 dager) før prøvetakingene i 2004 og 2005.

3. 1. 1 Avrenning fra deponiet. Målinger i grunnvannsbrønn og oppkomme

Grunnvannsbrønn

Analyseresultatene fra vannprøver som ble hentet opp fra borebrønnen ved deponiet i 2004 og 2005 er sammenstilt i tabell 4. For å vurdere miljøfarlighet er resultatene sammenlignet med terskelverdiene som SFT har satt i sin veileder om miljørisikovurdering i forbindelse med krav til bunntetting og oppsamling av sigevann fra deponier (SFT 2003). Verdiene viser når de sammenlignes med disse terskelverdier for sigevann at vi har en stor overskridelse for total nitrogen og for tungmetallene kobber og bly. For sink er dette tilfelle ved en av de tre prøvetakingene og da med 14 %. Materialet er lite og representerer en prøve i 2004 og to prøver i 2005. Det er derfor vanskelig og få frem noen klare trender i materialet, samtidig som analysene er gjort på ufiltrerte prøver. Det kan se ut som om vannet har blitt noe surere samtidig som konsentrasjonen av fosfor og særlig nitrogen har økt kraftig i 2005.

Når det gjelder innholdet av tungmetaller (tabell 4) er det store variasjoner i resultatene mellom de to prøvetakingene i 2005. Sammenlignet med prøven som ble tatt i 2004 er det for flere av metallene en konsentrasjonsøkning i 2005 (Cd, Cu, Mn, Pb og Zn), men resultatene er usikre.

Tabell 4. Vannprøver fra grunnvannsbrønn ved kommunalt deponi i Hådalen, Røros.

Komp.	Benevn.	Terskelverdier for sigevann	Brønn Resultater 2004	Brønn Resultater 2005	
				8. juli	22 juli
pH	-		6,86	5,84	6,39
Kond.	µS/cm		39,7	29,9	37,2
Næringsalter					
Tot. P	µg/l	160	6	13	12
Tot N	µg/l	500**		1940	945
NH ₄ -N	µg/l		6	515	125
Organisk stoff					
TOC	mg C/l	5	1.1	1,0	1.4
Partikler					
Turb.	FTU		5.6	1.02	1.84
Metaller					
Al	µg/l		139	14,8	35.7
Ba	µg/l		48.4	16.5	33.5
Cd	µg/l	0.2	0.024	0,039	0.041
Cr	µg/l	6.3	1.1	1.3	0.87
Cu	µg/l	2.3	3.53	9.09	3.94
Fe	µg/l	200	110	<10	51
Hg	µg/l	0.01	-		
Mn	µg/l	100	4.85	17.6	14.9
Ni	µg/l	5.0	2.33	0.92	2.44
Pb	µg/l	1.9	2.49	96.6	26.8
Zn	µg/l	35	10.3	21.3	42.0

** Verdien gjelder for Tot – N

Ved å separere de ulike metallfraksjonene i vannprøvene fra borebrønnen i partikkelbundne-, løste og ioniske metallforbindelser (tabell 5) blir datamaterialet lettere å sammenligne. Resultatene viser da at metallene bly, kobber og til dels sink overskrider terskelverdiene (SFT 2003). Dette gjelder særlig for bly som i 2005 overskrider terskelverdien hele 17 ganger. Verdiene er høye, men samtidig viser bly resultatene at konsentrasjonen i filtrerte prøver bare er en tredjedel av tilsvarende bly verdier i 2004. Også for kobber har verdiene sunket i 2005 mens det motsatte har vært tilfelle for sink.

Fraksjoneringen viser at vel 60 % av blyinnholdet i brønnprøven var løst, og 10 % var i en ionisk reaktiv form i 2005, mens året før var tilsvarende verdier 90 % og 27 %. Tilsvarende verdier for kobber i 2005 var henholdsvis 70 % og 50 % mens den i 2004 var 91 % og 55 %.

Tabell 5. A og B. Resultater fra analyser av vannprøver fra grunnvannsbrønn ved kommunalt deponi i Hådalalen. A Prøvene er i felt klargjort for analyse på totalinnhold, løste- og ioniske metall-Forbindelser. Resultater 2004 og 2005. B. Vurdert ut fra SFT's terskelverdier for sigevann

A	Metallfraksjonering Brønn 9. juli 2004.					Metallfraksjonering Brønn 22. Juli 2005				
	Totalt	Filtrerbart		Ionisk form		Totalt	Filtrerbart		Ionisk form	
	µg/l	µg/l	% av tot	µg/l	% av tot	µg/l	µg/l	% av tot	µg/l	% av tot
Al	14,2	12,6	88,7	8,28	58,3	37,5	12,1	32,3	10,1	26,9
Ba	17,0	15,7	92,4	5,49	32,3	32,2	32,2	100	3,30	10,3
Cd	0,041	0,04	97,6	0,02	48,8	0,041	0,033	80,5	<0,005	
Cr	1,5	1,4	93,3	1,1	73,3	0,97	0,83	85,6	0,72	74,2
Cu	9,42	8,61	91,4	5,19	55,1	3,62	2,50	69,1	1,80	49,7
Fe	<10	<10		<10		31	<10		<10	
Mn	19,2	18,3	95,3	7,14	77,6	14,3	12,5	87,4	1,8	12,6
Ni	1,1	0,96	87,3	0,58	52,7	2,42	2,06	85,1	0,54	22,3
Pb	95,8	85,8	89,6	25,7	26,8	33,0	20,6	62,4	3,29	10,0
Zn	20,4	19,6	96,1	9,42	46,2	38,4	36,1	94,0	5,12	13,3

B	Terskel verdier sige – vann	Metallfraksjonering Brønn 9. juli 2004.			Metallfraksjonering Brønn 22. Juli 2005		
		Totalt	Filtrerbart	Ionisk form	Totalt	Filtrerbart	Ionisk form
		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Al		14,2	12,6	8,28	37,5	12,1	10,1
Ba		17,0	15,7	5,49	32,2	32,2	3,30
Cd	0,2	0,041	0,04	0,02	0,041	0,033	0,0025
Cr	6,3	1,5	1,4	1,1	0,97	0,83	0,72
Cu	2,3	9,42	8,61	5,19	3,62	2,50	1,80
Fe	200	<10	<10	<10	31	<10	<10
Mn	100	19,2	18,3	7,14	14,3	12,5	1,8
Ni	5,0	1,1	0,96	0,58	2,42	2,06	0,54
Pb	1,9	95,8	85,8	25,7	33,0	20,6	3,29
Zn	35	20,4	19,6	9,42	38,4	36,1	5,12

Resultatene viser altså at det har vært en markert avtagende trend i 2005 for Pb og Cu, mens det har vært en tilsvarende, men noe mindre økning i konsentrasjonen av den løste fraksjonen av Zn og Ni i brønnvannet. Det siste var uventet. Dersom metallverdiene som ble målt i brønnen har sammenheng med Håg asa sin bruk av avfallsdeponiet ville en ha forventet en nedgang i konsentrasjonen av metallene Al, Fe, Cu og Pb samt fosfor og nitrogen i 2005. Dette er delvis tilfelle, men det skal legges til at resultatene er knyttet til enkeltprøver noe som gir begrenset utsagnskraft.

Det er mange forhold som påvirker avrenningen fra deponiet (nedbør og temperatur deponeringsmengder, sammensetning mm). Når det gjelder grunnvannsbrønnen kan en heller ikke se bort ifra at verdiene kan skyldes kontaminering. Brønnen er ikke lukket og låst noe som gjør at vannet her kan forurenses via røret. Et annet spørsmål er hvor representativ dette målepunktet er for å beskrive dreisvannets sammensetning, da vannkvaliteten i grunnvannsbrønnen skiller seg mye fra den en finner i oppkommet ved Hælvén.

Oppkomme

Resultatene fra analysene som ble gjort i 2004 og 2005 på vannprøver hentet inn fra oppkommet i strandkanten ved stasjon 2 er sammenstilt i tabell 6. Tilsvarende er resultatene fra vannprøver som ble behandlet i felt for å kunne skille de ulike metall fraksjonene vist i tabell 7. Der konsentrasjonene overstiger den definerte terskelverdien for sigevann (SFT 2003) er disse markert med røde felter.

Tabell 6. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere i grunnvannsoppkommet ved stasjon 2. Der verdien i avrenningen overstiger den definerte terskelverdien for sigevann er denne uthevet og rødmerket (SFT 2003). Resultater fra årene 2004 og 2005.

Komp.	Benevn.	Terskel verdier for sigevann	Stasjon 2 - oppkomme Resultater 2004		Stasjon 2 - oppkomme Resultater 2005	
			Vann 7. juli	Vann + sediment* 21. juli	Vann 8. juli	Vann 21. juli
pH	-		6.79	6.80	6.56	6.81
Kond.	µS/cm		57.0	149	141	134
Næringssalter						
Tot. P	µg/l	160	5	105	7	11
Tot N	µg/l	500**			6470	6255
NH ₄ -N	µg/l		1 550	9 480	6600	990
Organisk stoff						
TOC	mg C/l	5	3.3	22.2	3.9	3.7
Partikler						
Turb.	FTU		0.73	320	31.0	18.3
Metaller						
Al	µg/l		47.4	510	156	29.1
Ba	µg/l		93.9	537	232	224
Cd	µg/l	0.2	0.057	1	0.206	0.11
Cr	µg/l	6.3	0.89	3	0.64	0.34
Cu	µg/l	2.3	0.80	5.0	1.17	0.97
Fe	µg/l	200	1430	64 700	6540	2520
Hg	µg/l	0.01	-	0.010		
Mn	µg/l	100	682	4 200	1890	1870
Ni	µg/l	5.0	21.9	183	58.9	54.7
Pb	µg/l	1.9	0.252	<10	0.613	0.201
Zn	µg/l	35	6.02	168	14.6	9.98

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale. ** Verdien gjelder for Tot – N

Dataene viser at terskelverdiene som er satt av SFT for sigevann fra deponier (SFT 2003) er klart overskredet for jern, mangan og nikkel samt for innholdet av nitrogen både i 2004 og i 2005. Det vanskelig å se noen utvikling i konsentrasjonen mellom de to årene til det er nok antallet prøver for lite. Prøven den 21. juli 2004 er også nokså spesiell pga det store partikkelinnholdet i denne prøven.

t fra de undersøkelene som ble gjort i 2004 (Vogelsang m. fl. 2004) ble det konkludert med at det først og fremst var den høye konsentrasjonen av jern som i utgangspunktet så ut til å være betinget av avløpsvannet fra Håg asa. En ville da forvente en reduksjon i 2005 av jern konsentrasjonen i drenevannet som ble hentet inn fra oppkomme ved elven. Dette ser ikke ut til å være tilfelle, men som nevnt tidligere materialet er lite.

Sammenligner vi resultatene fra brønnprøvene (tabell 4 og 6) med tilsvarende verdier fra oppkomme er det betydelige forskjeller. Det er langt lavere verdier for Pb, Cu og Zn i oppkomme i 2005 og verdiene ligger godt under SFTs terskelverdier. Tilsvarende er det en betydelig større konsentrasjon i oppkomme enn i brønnprøven når det gjelder Fe, Mn og Ni. Det er derfor tvilsomt om disse to prøvepunktene måler på den samme vannstrømmen.

Ved å filtrere prøvene i felt og så analysere på løste- og ioniske metallforbindelser tar en vekk en del av den usikkerheten som er knyttet til et varierende partikkelinnhold. Sammenligner en disse resultatene så viser resultatene en avtagende trend for alle metallene fra 2004 til 2005 i vannprøvene fra oppkomme (tabell 7).

Tabell 7. Resultater fra metallfraksjonering av vannprøver fra grunnvannsoppkomme ved stasjon 2 i Håelva. Metall konsentrasjonene er gitt som det total innhold, filtrerbart og på ionisk form (bestemt med SPE). Verdier som overskrider terskelverdiene for sigevann (SFT 2003) er markert med rødt.

	Terskel verdier for sigevann	Metallfraksjonering oppkomme*					Metallfraksjonering oppkomme					Metallfraksjonering oppkomme				
		21. juli 2004.					9. Juli 2005					22. Juli 2005				
		Totalt	Filtrerbart		Ionisk form		Totalt	Filtrerbart		Ionisk form		Totalt	Filtrerbart		Ionisk form	
µg/l	µg/l	% av tot	µg/l	% av tot	µg/l	µg/l	% av tot	µg/l	% av tot	µg/l	µg/l	% av tot	µg/l	% av tot		
Al		510	15	2,9	~0,00	0,0	41,6	21,0		20,7		39,8	10,6		10,2	
Ba		537	334	62	298	55	228	212		64,0		237	218		22,6	
Cd	0,2	1	<1	-	<1	-	0,13	0,098		0,032		0,201	0,072		0,009	
Cr	6,3	3	<2	-	<2	-	0,46	0,41		0,40		0,47	0,31		0,3	
Cu	2,3	5	<2	-	<2	-	1,36	0,581		0,555		2,10	0,421		0,359	
Fe	200	64 700	4 390	6.8	3 520	5.4	3600	2300		803		2890	1730		280	
Mn	100	4 200	2 750	65	2 370	56	1930	1800		588		1980	1730		230	
Ni	5,0	183	77	42	59	32	53,7	50,1		21,0		56,4	48,8		11,1	
Pb	1,9	<10	<10	-	<10	-	0,634	0,11		0,082		1,18	0,06		0,056	
Zn	35	168	14	8,3	10	6,0	15,7	8,79		3,14		13,4	7,88		1,3	

* Målt etter oppvirvling av sedimentert materiale.

3. 1. 2 Fysisk- kjemisk vannkvaliteten i Håelva, 2004 og 2005

Resultatene fra analysene som ble gjort i 2004 og 2005 på vannprøver hentet inn fra Håelva er vist i tabellene 8, 9 og 11. Analyseresultatene er vurdert ut fra SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997). I tabellene er terskelverdiene for å oppnå beste vannkvalitet vist og i tabell 10 er ulike tilstandsklassene vist.

Stasjon 1

I utgangspunktet har Håelva en god vannkvalitet for å understøtte et rikt og variert dyreliv. Karakteristisk for vannkvaliteten i området er en viss brunfarge (vassdraget er humuspåvirket), noe som viser seg i analysen av totalt organisk innhold (TOC). Dette resulterer i at vannkvaliteten for denne parameteren på referansestasjonen (St. 1) gir en tilstandsklasse som klassifiserer vannkvaliteten som "mindre god" (tabell 8). For de andre påvirkningstypene vi har når det gjelder miljøpåvirkning viser resultatene at vannkvaliteten er litt påvirket av partikulært materiale og turbiditeten overskrider så vidt grenseverdien for "meget god" vannkvalitet. Dette fører til at vannkvaliteten klassifiseres på stasjon 1 med hensyn på partikkelinnhold som "god". At stasjon 1 har et noe økt innhold av humus og partikler er en naturlig egenskap ved vassdraget og knyttet til naturgitte forhold i nedbørfeltet.

Resultatene fra de ulike metallanalysene som ble gjort på vannprøver fra stasjon 1 viser at for jern ligger verdiene nær terskelverdien og i to av tre tilfeller overskrider denne. Dette har sammenheng med vassdragets humusinnhold og medfører at tilstanden klassifiseres som "god" (tabell 8).

Tabell 8. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere ved **stasjon 1** i Håelva. Resultater fra årene 2004 og 2005. Terskelverdier for klassifisering i beste tilstandsklasse er gitt i kolonne 3, og SFTs fargekoder er benyttet for å klassifisere de enkelte komponentenes bidrag til vannets tilstand/forurensningsgrad (se Tabell 10).

Komp.	Benevn.	SFT Kriterie klasse I	Stasjon 1 2004	Stasjon 1 2005	
				8 juli	22 juli
Temp.	°C	i.d.	11,7	17,0	15,6
pH	-	>6,5	7,01	6,69	6,96
Kond.	µS/cm	i.d. *	19,8	2,02	2,09
Tot. P	µg/l	<7	3	4	4
Tot. N	µg/l	<300		125	150
NH ₄ -N	µg/l	<300	7	<5	<5
TOC	mg C/l	<2,5	4,1	3,9	4,2
Turb.	FTU	<0,5	0,56	0,46	0,65
Al	µg/l	i.d.	48,6	54,4	47,9
Ba	µg/l	i.d.	17,9	16,4	17,2
Cd	µg/l	<0,04	<0,005	<0,005	<0,005
Cr	µg/l	<0,2	0,2	0,2	0,2
Cu	µg/l	<0,6	0,28	0,30	0,29
Fe	µg/l	<50	54	47	69
Hg	µg/l	<0,002	-		
Mn	µg/l	<20	6,39	7,26	9,79
Ni	µg/l	<0,5	1,6	1,8	1,8
Pb	µg/l	<0,5	0,028	0,022	0,039
Zn	µg/l	<5	0,72	0,70	0,78

* i.d. = ikke definert

Stasjon 2

Resultatene fra analysene som ble gjort på vannprøver fra stasjon 2 i juli 2004 og 2005 er vist i tabell 9. Materialet viser at det for flere parametre har vært en økning i konsentrasjonen i forhold til det som ble registrert på referansestasjonen like oppstrøms. Markert er dette for parametre som total nitrogen og metallene jern, mangan og nikkel. Særlig ved prøvetakingen den 22. juli 2005 er konsentrasjonene høye for metallene jern og mangan. Vurdert ut fra SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann gir dette en tilstandsklasse der vannkvaliteten klassifiseres som "meget dårlig" og "dårlig" på stasjon 2. Verdiene for nikkel klassifiserer vannkvaliteten som "mindre god". Det er også en svak økning for de andre metallene, men her er ikke økningen så stor at den påvirker tilstanden som klassifiseres som "meget god" (tabell 8 og 9). Ellers viser analysene at vannkvaliteten varierer ganske mye mellom de ulike prøvetakingene, men også når verdiene er lave er det en markert økning på st. 2 i forhold til referansestasjonen for metallene jern, mangan og nikkel. Også for total nitrogen og NH₄-N er det en kraftig økning i forhold til tilsvarende verdier på st 1 og særlig da for ammonium.

Tabell 9. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere ved **stasjon 2** i Håelva. Resultater fra årene 2004 og 2005. Terskelverdier for klassifisering i beste tilstandsklasse er gitt i kolonne 3, og SFTs fargekoder er benyttet for å klassifisere de enkelte komponentenes bidrag til vannets tilstand/forurensningsgrad (se tabell 10).

Komp.	Benevn.	SFT Kriterie klasse I	Stasjon 2 2004	Stasjon 2 2005	
				8 juli	22 juli
Temp.	°C	i.d.	11.8	17.0	15.9
pH	-	>6.5	7.01	6.76	6.95
Kond.	µS/cm	i.d. *	24.1	22.4	27.1
Tot. P	µg/l	<7	4	4	4
Tot. N	µg/l	<300		250	540
NH ₄ -N	µg/l	<300	226	115	340
TOC	mg C/l	<2.5	4,1	3.9	3.8
Turb.	FTU	<0.5	0,84	0.72	0.60
Al	µg/l	i.d.	48.1	58.4	64.2
Ba	µg/l	i.d.	25.7	19.3	29.7
Cd	µg/l	<0.04	<0.005	0.006	0.02
Cr	µg/l	<0.2	0.31	0.1	0.2
Cu	µg/l	<0.6	0.33	0.33	0.453
Fe	µg/l	<50	240	130	602
Hg	µg/l	<0.002	-		
Mn	µg/l	<20	82.6	40.1	122
Ni	µg/l	<0.5	3.14	2.3	4.36
Pb	µg/l	<0.5	0.061	0.034	0.12
Zn	µg/l	<5	1.00	1.0	2.14

* i.d. = ikke definert

Tabell 10. Fargekoder og tilstandsklasser ved klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (SFT 1997).

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

Stasjon 3

Resultatene fra analysene som ble gjort i juli 2004 og i 2005 på vannprøver hentet inn fra denne stasjonen er vist i tabell 11. Materialet beskriver den fysiske kjemiske vannkvaliteten i Håelva ca 2 km nedstrøms utslipps-området for dreinsvannet fra avfallsdeponiet. Dataene viser at det er et stort samsvar med resultatene fra referansestasjonen øverst i vassdraget. Vurderingene av den generelle vannkvaliteten på stasjon 3 gir akkurat den samme tilstanden mht vannkvalitetsklasser for målte parametre, som den vi fikk for det materialet som var samlet inn fra stasjon 1. Tilsvarende gir en sammenligning for metallene Cu, Fe, og Zn en svak økning på stasjon 3 uten at dette tillegges noen større forurensningsmessig betydning. Vannkvaliteten på stasjon 3 klassifiseres som ubetydelig forurenset av miljøgifter og får beste tilstandsklasse (tabell 10).

Tabell 11. Målte verdier av sentrale vannkvalitetsparametere ved **stasjon 3** i Håelva. Resultater fra årene 2004 og 2005. Terskelverdier for klassifisering i beste tilstandsklasse er gitt i kolonne 3, og SFTs fargekoder er benyttet for å klassifisere de enkelte komponentenes bidrag til vannets tilstand/forurensningsgrad (se tabell 10).

Komp.	Benevn.	SFT Kriterie klasse I	Stasjon 3 2004	Stasjon 3 2005	
				8 juli	22 juli
Temp.	°C	i.d.	14.1	17.0	15.0
pH	-	>6.5	7.08	6.90	7.09
Kond.	µS/cm	i.d. *	21.4	21.4	23.0
Tot. P	µg/l	<7	3	3	4
Tot. N	µg/l	<300		135	195
NH ₄ -N	µg/l	<300	9	5	8
TOC	mg C/l	<2.5	3.9	3.8	4.6
Turb.	FTU	<0.5	0.84	0.58	0.63
Al	µg/l	i.d.	45.7	50.6	46.9
Ba	µg/l	i.d.	18.2	16.6	19.1
Cd	µg/l	<0.04	<0.005	0.005	<0.005
Cr	µg/l	<0.2	0.3	0.1	0.2
Cu	µg/l	<0.6	0.28	0.28	0.342
Fe	µg/l	<50	59	47	87
Hg	µg/l	<0.002	<0.001		
Mn	µg/l	<20	7.54	7.76	10.9
Ni	µg/l	<0.5	1.6	1.7	1.7
Pb	µg/l	<0.5	0.027	0.023	0.026
Zn	µg/l	<5	0.69	0.67	0.91

* i.d. = ikke definert

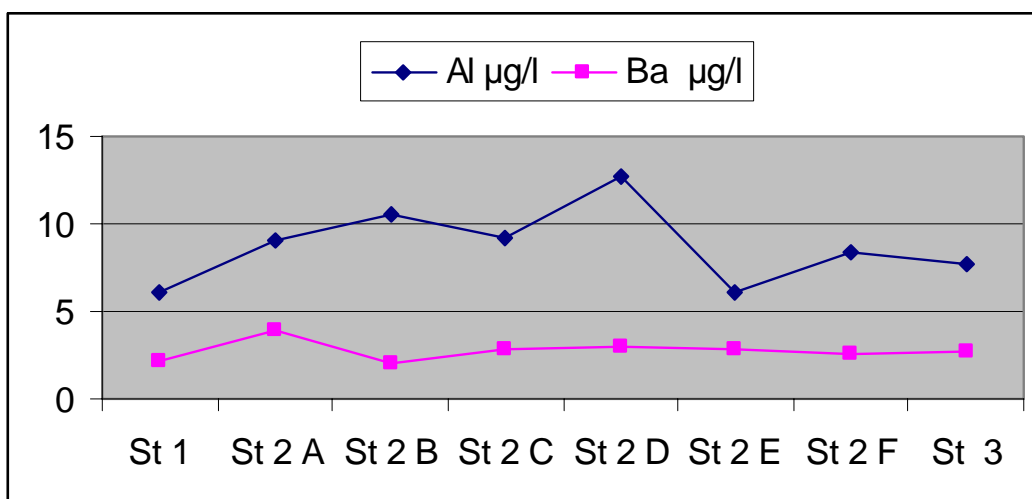
Utvidet prøvetaking i 2005 – vassdragsavsnittet nedstrøms stasjon 2.

For å få et bedre bilde av vannkvaliteten nedstrøms utslippsområdet for dreinsvann fra deponiet ble det i juli 2005 satt ut et sett med DGT prøvetagere i ulik avstand fra stasjon 2. Dette ble gjort for å kunne vurdere omfanget på de vannkjemiske endringene som ble dokumentert i Håelva på denne stasjonen året før. I tillegg ble det også satt ut tilsvarende prøvetakere på stasjon 1 og 3 (se fig. 2). Prøvetakere ble stående ute i 2 uker fra den 08.07.05 til 21-22. 07. 2005.

Resultatene er sammenstilt i tabell 13 A og B og viser midlere beregnet metall konsentrasjonen for prøveperioden. Verdiene representerer metallkonsentrasjonen for den fraksjonen som foreligger som ioner (eller assosiert med lavmolekylære humusstoffer). Akkumuleringen i prøvetageren vil gjenspeile konsentrasjonen av den mest labile og biotilgjengelige (farlige) formen av de enkelte metallene. For de fleste metallene utgjør dette den formen hvor metallene opptrer som ioner, vanligvis mindre enn 20 % av totalkonsentrasjonen.

I figurene 7 til 10 er resultatene vist grafisk. Verdiene som er brukt representerer middelverdien for de fra 1 til 3 prøvetagerne, som var utplassert for å beskrive vannkvaliteten over tverrsnittet på de respektive stasjonene (se tabell 13 A og B). For stasjonene 1, 2 og 3 representerer konsentrasjonene middelverdier for henholdsvis årene 2004 og 2005 og den midlere prosentvise forskjellen for disse årene og stasjonene er vist i tabell 12.

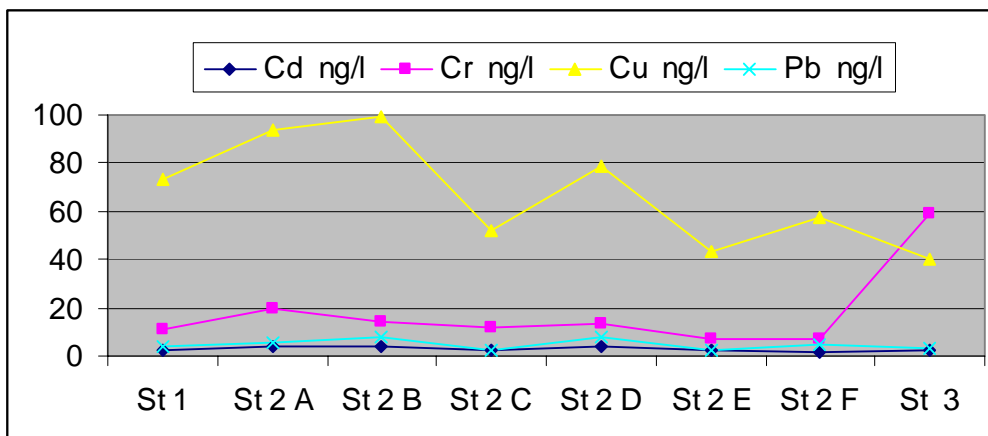
Resultatene fra stasjonene 2 A til 2 F viser utviklingen for de enkelte metallene over en strekning på knapt 1 km nedstrøms utslippsområdet for dreinsvann fra deponiet i Hådalén.



Figur 7. Håelva. Konsentrasjonsutvikling for reaktivt Al og Ba . DGT prøver. Midlere verdier for stasjoner og år.

Den midlere konsentrasjonen av reaktivt aluminium og barium for årene 2004 og 2005 øker fra stasjon 1 til 3 (tabell 12) med henholdsvis 1,55 µg/l (25 %) og 0,5 µg/l (23 %). Dataene i tabell 13 viser at denne aluminiums konsentrasjonen i Håelva nesten dobles nedstrøms utslippsområdet for dreinsvann, men resultatene viser også at andre bidrag fra mindre sidevassdrag langs vassdraget (Fig. 7 - st. D) er med på å øke konsentrasjonen av Al på stasjon 3. For barium er det en mindre økning på st. 2 A, men videre "fortynning" reduserer konsentrasjonen, og den holder seg ganske stabil videre ned til st. 3.

Det ble i 2004 funnet en markert økning i konsentrasjonene av reaktivt Al (2.0 µg/l; 34 %), Ba (0.4 µg/l; 17 %) mellom stasjonene 1 og 3. Tilsvarende var økningen mellom disse stasjonene i 2005 henholdsvis 18 % for Al og 30 % for Ba.

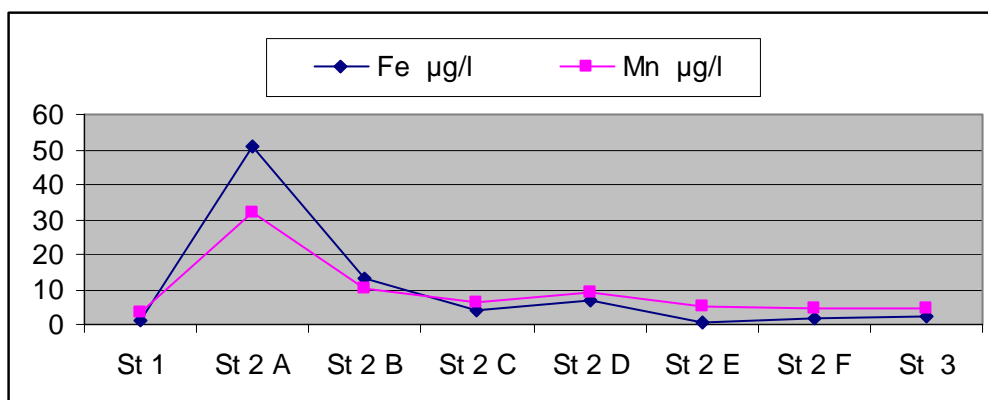


Figur 8. Håelva. Konsentrasjonsutvikling for Cd, Cr, Cu og Pb. DGT prøver. Midlere verdier for stasjoner og år. Måleenhet ng/l

Den midlere konsentrasjonen av tungmetallene kadmium (Cd), krom (Cr), kobber (Cu) og bly (Pb) som ble målt ved hjelp av DGT prøver viser en noe ulik utvikling fra stasjon 1 til 3 (fig. 8, tabell 13 A og B). Kobber konsentrasjonen øker fra **73 ng Cu/l** til **99 ng Cu/l** (36 %) nedstrøms utslippsområdet for så å falle ned til **59 ng Cu/l** på stasjon 3. Som for Al er det også for Cu en økning lokalt oppstrøms st. 2 D. Dette ble registrert for flere metaller på denne stasjonen (blant annet for Ni og Zn), og har trolig sammenheng med tilførsler fra sidevassdrag oppstrøms st. 2 D.

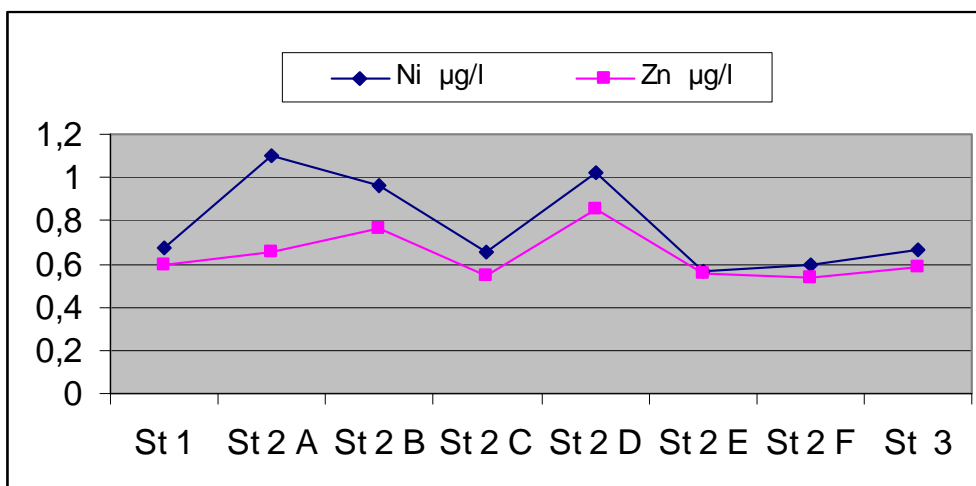
Kadmium og bly hadde en økning nedstrøms utslippsområdet i Håelven på henholdsvis 50 % og 90 %, men verdiene er lave (**4,0 ng Cd/l** og **7,85 ng Pb/l**) og ligger langt under det som kreves for å oppnå beste tilstandsklasse etter SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (tabell 9 og 10). Konsentrasjonen av disse to metallene faller til en lavere konsentrasjon på stasjon 3 enn den som ble målt på referansestasjonen (tabell 12). Trolig er dette fordi metallene etter hvert adsorberes til partikler og større organiske forbindelser og ikke lenger er i en tilstandform som fanges opp med denne metoden.

Resultatene fra analysene av DGT prøvetakernes midlere opptak av krom viser at konsentrasjon varierer en del (tabell 13). Ulik deteksjonsgrense årene i mellom gjør det vanskelig å sammenligne resultatene fra 2004 og 2005. Materialet fra 2005 viser en konsentrasjonsøkning nedstrøms utslippsområdet, men også ved stasjon 2 D og stasjon 3 er det en økning av krom. Særlig er det tilfelle på den siste stasjonen (fig. 8) uten at det er funnet noen god forklaring på dette.



Figur 9. Håelva. Konsentrasjonsutvikling for Fe og Mn. DGT prøver. Midlere verdier for stasjoner og år.

Resultatene for reaktivt jern og mangan viser at det like nedstrøms utslippsområdet er en svært tydelig og kraftig endring i konsentrasjonen av disse metallene. Særlig for jern er denne markert og på stasjon 2 A er konsentrasjonen nesten 50 ganger større enn tilsvarende målinger på referansestasjonen oppstrøms deponiet. Økningen av mangan samsvarer sterkt med det som ble registrert for jern (fig. 9). Konsentrasjonen av Mn økte med 10 ganger fra st. 1 til st. 2 A. For begge metallene er det en jevn reduksjon nedover vassdraget. Konsentrasjonen av jern og mangan er på stasjon 3 henholdsvis 2,05 µg/l og 4,35 µg/l. Verdiene regnes som lave, men samtidig er konsentrasjonene henholdsvis 86 % og 32 % over det som ble målt på referansestasjonen (tabell 12).



Figur 10. Håelva. DGT prøver. Konsentrasjonsutvikling for Ni og Zn. Midlere verdier for stasjoner og år.

Resultatene fra DGT prøvetagerne og analysene for innholdet av metallene Ni og Zn viser også at dreinsvannet fra avfalldeponiet påvirker konsentrasjonen av disse to metallene i Håelva (fig. 10). Konsentrasjonen nedstrøms utslippsområdet øker med henholdsvis 64 % og 27 %. Den avtar ned til stasjon 2 C, men som for Cu og Al er det en ny konsentrasjonsøkning på st. 2 D. Konsentrasjonen avtar så igjen og på stasjon 3 (ca 2 km nedstrøms utslippsområdet) er konsentrasjonene av nikkel og sink den samme som på referansestasjonen (tabell 12 og 13).

Tabell 12 Håelva. Resultat av DGT prøver. Konsentrasjonsutvikling fra stasjon 1 til 3. Gjennomsnittsverdier for årene 2004 og 2005. Røde tall viser en reduksjon.

	St 1	St 3	Forskjell	
Al µg/l	6,1	7,65	1,55	25,4 %
Ba µg/l	2,2	2,7	0,5	22,7
Cd ng/l	2,65	2,15	- 0,5	-18,9
Cr ng/l	11	59	48	(436,4) ?
Cu ng/l	73	40,5	-32,5	- 44,5
Fe µg/l	1,1	2,05	0,95	86,4
Mn µg/l	3,3	4,35	1,05	31,8
Ni µg/l	0,67	0,66	- 0,01	- 1,5
Pb ng/l	4,15	3,0	- 1,15	-27,7
Zn µg/l	0,60	0,59	0,01	1,7

Tabell 13 A og B. **A.** Analyseresultater fra prøvetaking vha DGT i Håelva. Eksponering 14 dager i juli 2004 og 2005.
B. Midlere verdier pr. stasjon. DGT prøver. Håelva. Metode : MS måleenhet µg/l og ng/l *

A		St 1		St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 3	
		2004	2005	A1	B1	B2	C1	C2	C3	D1	D2	D3	E1	E2	E3	F1	F2	F3	2004	2005	
				2005																	
Al	µg/l	5.9	6.3	9.1	13	8.2	9.5	7.0	11	12	15	11	6.1	6.6	5.7	7.2	10	7.9	7.9	7.4	
Ba	µg/l	2.4	2	3.9	2.2	1.8	1.9	3.1	3.6	4.3	2.6	2.0	2.9	2.8	2.7	1.9	3.3	2.5	2.8	2.6	
Cd	ng/l *	2.8	2.5	3.7	4.6	3.4	2.5	1.8	3.1	3.5	4.3	4.8	2.6	2.0	2.2	2.1	2.1	1.5	2.2	2.1	
Cr	ng/l	<90	11	20	17	12	11	13	11	18	13	10	<10	<10	10	10	<10	<10	<90	73	
Cu	ng/l	48	97	94	88	110	56	42	59	86	110	41	45	31	55	36	71	65	34	47	
Fe	µg/l	1.2	1	51	19	7.1	3.9	2.9	4.6	3.7	7.1	9.2	1	1	<1	1	2	2	2.1	2	
Mn	µg/l	2.7	3.9	32	9.6	11	6.4	5.2	8.0	6.6	9.1	12	6.2	4.7	4.1	4.0	4.7	4.6	4.1	4.6	
Ni	µg/l	0.67	0.66	1.1	0.97	0.95	0.64	0.59	0.72	0.77	1.1	1.2	0.68	0.56	0.47	0.50	0.68	0.61	0.65	0.68	
Pb	ng/l	1.1	7.2	5.8	11	4.7	2.4	2.5	2.4	11	8.6	4.3	4.4	1.7	2.1	3.7	6.6	3.9	<1,0	5.5	
Zn	µg/l	0.43	0.76	0.65	0.83	0.69	0.59	0.47	0.59	0.77	0.83	0.96	0.78	0.42	0.48	0.59	0.51	0.51	0.41	0.76	

* 1000ng/l = 1 µg/l. Resultater fra st. 2 i 2004 mangler (DGT-prøvetageren ikke igjenfunnet – mistet).

B		St 1	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 2	St 3	
		Snitt 2004 og 2005	A1	B	C	D	E	F	Snitt 2004 og 2005		
		2005									
Al	µg/l	6.1	9.1	10.6	9.2	12.7	6.1	8.4	7.65		
Ba	µg/l	2.2	3.9	2.0	2.9	3.0	2.8	2.6	2.7		
Cd	ng/l	2.65	3.7	4.0	2.5	4.2	2.3	1.9	2.15		
Cr	ng/l	28 *	20	14.5	11.7	13.7	6.7	6.7	59*		
Cu	ng/l	73	94	99	52.3	79	43.7	57.3	40.5		
Fe	µg/l	1.1	51	13.1	3.8	6.7	0.83	1.7	2.05		
Mn	µg/l	3.3	32	10.3	6.5	9.2	5.0	4.4	4.35		
Ni	µg/l	0.67	1.1	0.96	0.65	1.02	0.57	0.60	0.66		
Pb	ng/l	4.15	5.8	7.85	2.4	7.97	2.7	4.7	3.0		
Zn	µg/l	0.60	0.65	0.76	0.55	0.85	0.56	0.54	0.59		

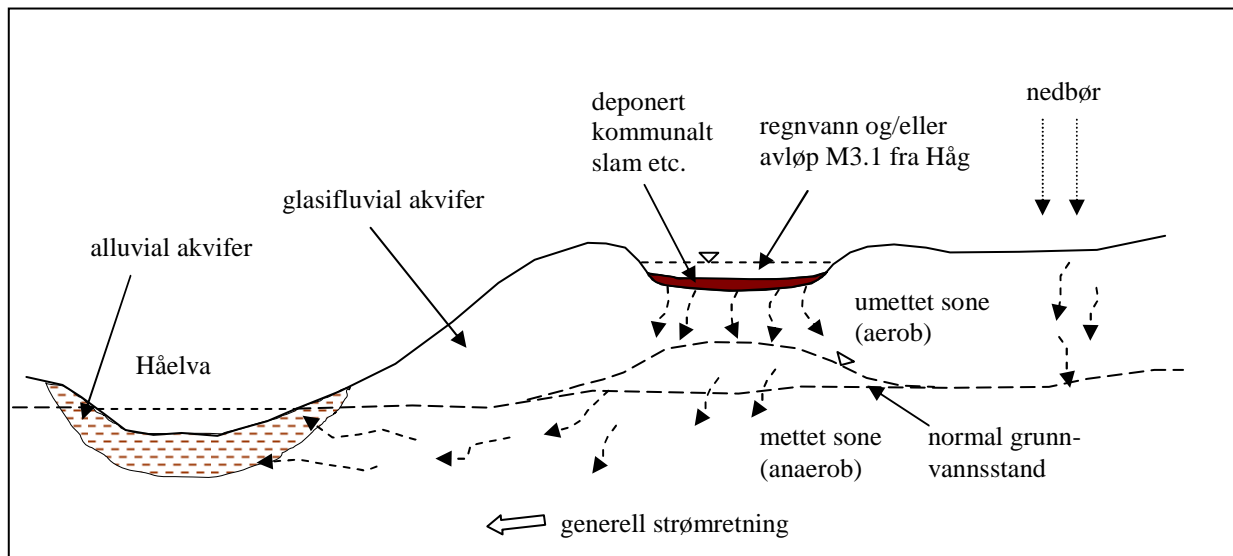
Cr : Ved < er det brukt den halve verdien ved utregning av middelverdi. * Stasjon 1 : Snitt 2004 og 2005 = 28 ng/l. *Stasjon 3 : Snitt 2004 og 2005 = 59ng/l.

3.2 Avrenningsforhold og fortynning – vassdragets resipientkapasitet

Det finnes ikke vannføringsmålinger for Håelva i denne delen av vassdraget, men gjennomsnittlig vannføring kan beregnes ut fra det totale tilsiget til vassdraget oppstrøms deponiet. Beregningene viser da at det midlere totale tilsiget til Håelva oppstrøms deponiet er på ca 196 mill. m³/år som da vil gi en midlere vannføring ved stasjon 2 på ca 6,2 m³/s.

En skisse av vannstrømmen gjennom deponiet er vist i figur 11. Denne er bestemt av nedbøren som faller over deponiet og mengden av avløpsvann som ble tilført fra Håg asa's maskin 3-1 (65 m³/år) frem til februar 2004. I tillegg kommer den væskemengden som var i avløpsslammet fra renseanlegget i Røros, og samlet gir dette en antatt årlig drenering gjennom deponiet på ca 9200 m³. Den midlere forventede sigevannsføringen fra deponiet blir da på ca 0,29 l/s (Vogelsang m. fl. 2004).

Fortynningen er antatt å være i størrelsesorden 10 ganger for forurensings komponentene på veien gjennom den mettede sonen og ut til Håelva. Når sigevannet fra deponeringsområdet møter hovedstrømmen i elva blir det en ytterligere estimert fortynning av forurensningene på ca 21400 ganger. For alle komponentene, med unntak av Fe, Mn og NH₄ ser det ut til å være ubetydelige bidrag fra sigevannet når stasjonene 1 og 3 sammenlignes. Dette er også de parametrene som vanligvis karakteriserer sigevann fra kommunale deponier.



Figur 11. Enkel prinsippskisse som viser avrenningsmønsteret fra deponiet til grunnvannsmagasinet og videre til Håelva.



Figur 12. Bilder fra deponiet tatt 14.04.04 (venstre) og 07.07.04 (høyre). Foto C. Vogelsang.

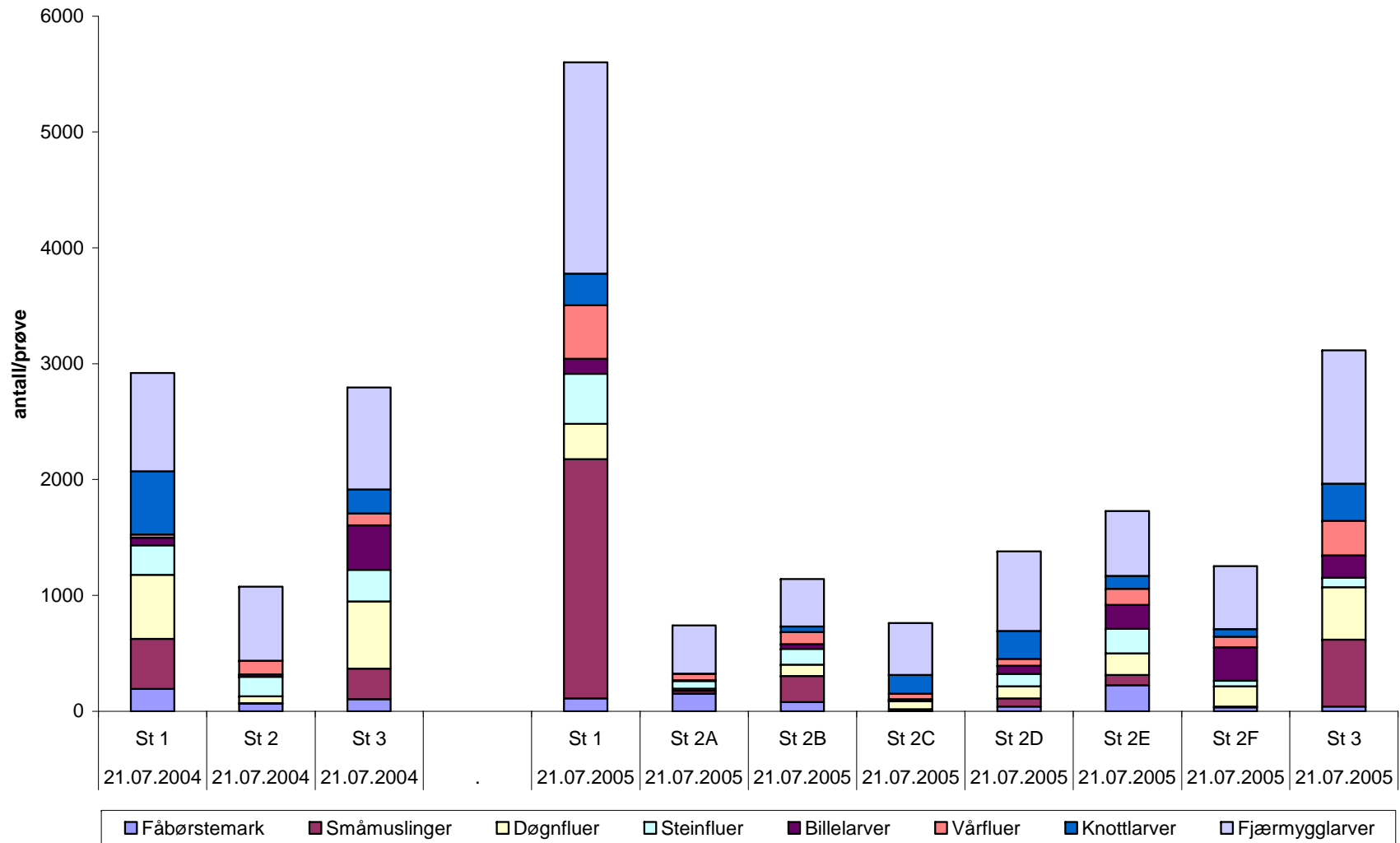
3. 3 Resultater. Biologiske undersøkelser

I denne delen av undersøkelsen er oppgaven å få dokumentert nærmere omfanget av eventuelle miljøkonsekvenser (biologiske effekter) i resipienten som følge av utslipp/avrenning fra det kommunale avfallsdeponiet i Hådalen. Dette ble gjort ved å studere bunndyrsamfunnets oppbygning i resipienten og lete etter eventuelle endringer nedstrøms utslippsområdet. Studier av bunndyr-samfunnene i et vassdrag er et svært viktig og anvendelig verktøy til å løse nettopp denne type oppgave. Vi bygger derfor videre på resultatene fra undersøkelsene som ble gjennomført i 2004 og ønsker å få verifisert om situasjonen i 2005 er som den var i 2004 nå når Håg asa har sluttet å bruke deponiet. Undersøkelsene vil ved å øke antall prøvetakingslokaliteter gi oss bedre informasjon om størrelsen og utstrekningen på eventuelle endringer i samfunnet av bunndyr. Hvor store (alvorlige) er endringene og hvor langt ned i vassdraget kan vi se en effekt av utslippet? Dette materialet vil også gi oss et bilde av eventuelle endringer i næringspotensialet for fisken i denne delen av vassdraget.

Deler av de vassdragsavsnittene som skal undersøkes er også resipient for andre aktiviteter i nedbørfeltet. Når en eventuell miljø-påvirkning fra deponiet hvor bl.a. Håg asa har deponert avfall skal beskrives vil det være viktig å ha opplysninger om de biologiske forholdene i vassdraget oppstrøms utslippsområdet. Ved å plassere såkalte "referansestasjoner" oppstrøm utslippspunktet vil dette være mulig, mens stasjoner lokalisert nedstrøms vil avdekke eventuell forurensingsbelastning som kommer i tillegg etter at elven har passert samløpet med sivevannet nedstrøms deponiet.



Håelva strekningen mellom 2D og 2E. Foto K. J. Aanes.



Figur 13. Hovedgrupper i bunndyrsamfunnet i Håelva 21. juli 2004 og 21. juli 2005. Antall idivider pr. 3x1 minutt prøve.

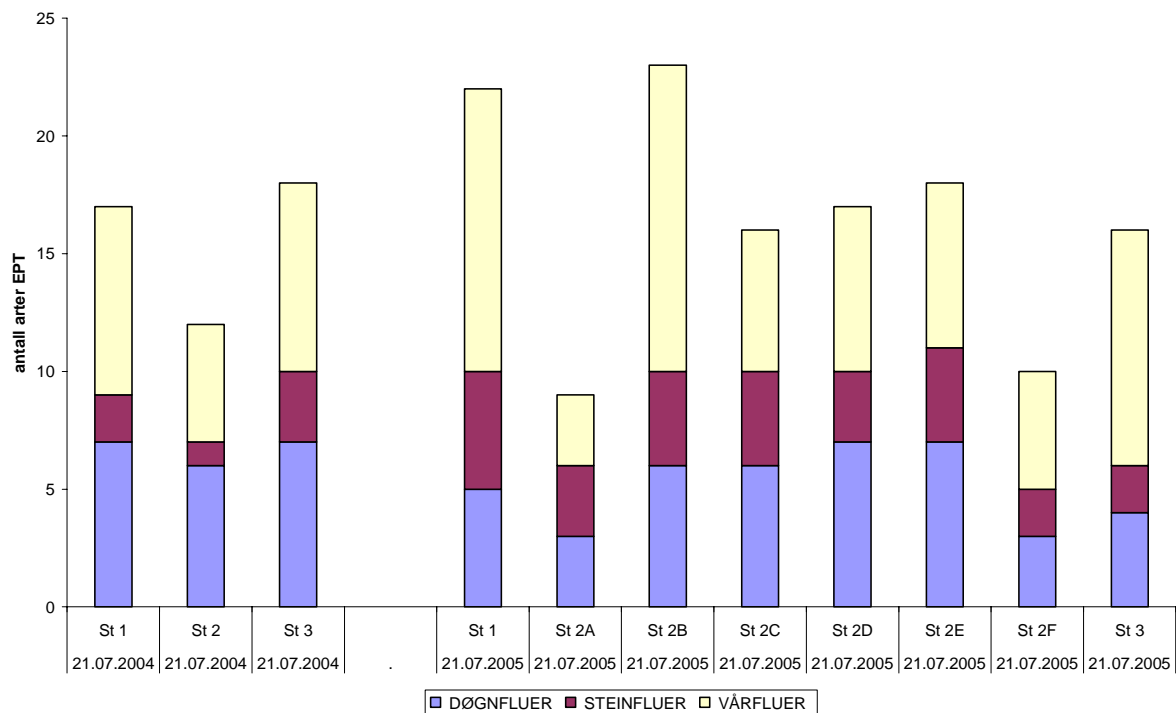
Stasjon 2 B

Selv om det ble registrert markerte endringer i bunndyrsamfunnet på st. 2 A, viser resultatene fra stasjonen vel 15 meter lengre nede i vassdraget at effektene er lokale og forholdene begynner nå å normalisere seg igjen. Sammenlignet med referansestasjonen er tettheten av bunndyr mye lavere på st. 2 B, men dette tilskrives endrete bunnforhold (større steiner) som gir noe vanskeligere forhold for prøvetaking på denne stasjonen. Variasjonen i bunnfaunaen på stasjon 2 B er blitt mye bedre når en sammenligner med stasjonen oppstrøms (fig. 13). Antall dyregrupper i materialet er som på referansestasjonen og antallet arter av døgn-, stein- og vårfluer har økt (fig. 14).

Stasjon 2 C - F

Håelva endrer karakter på vassdragsavsnittet fra stasjon 2 B til 2 F. Stasjonene på denne strekningen hadde her en lokalisering som var bestemt ut fra plassering av de fysisk- kjemiske prøvestasjonene (DGT) for å få frem en eventuell gradient i vassdraget. Substratet i nærområdet var her dominert av et grovere bunns substrat (store steiner), og økt vanndybde. Dette gir et lavere antall organismer pr arealenhet og forklarer at tettheten er lavere på st. 2 B til 2 F. Viktig blir det her å se etter unormale forhold i dominansen mellom dyregrupper som kan indikere en ytre påvirkning og fravær/ tilstedeværelse av grupper og enkeltarter.

Bunndyrsamfunnet på vassdragsavsnittet av Håelva fra stasjonene 2 C til 2 F har en nokså lik tetthet. Forskjeller tilskrives forskjeller i substratet mellom stasjonene som nevnt ovenfor. Bunndyrsamfunnet på denne strekningen karakteriseres av en stor variasjon med 10 til 12 dyregrupper representert i materialet. Antallet arter av døgn-, stein- og vårfluer er også høyt (fig.14). Sammensetningen av bunndyr på denne strekningen indikerer ikke noen forurensingspåvirkning fra drens vannet fra deponiet i Hådalen.



Figur 14. Antall arter døgnfluer, steinfluer og vårfluer (EPT- arter) i Håelva. Resultater fra den 21.juli 2004 og 21.juli 2005.

3.3.1 Utvikling i forurensingssituasjonen i Håelva nedstrøms utslippsområdet.

Håg asa sluttet i februar 2004 å bruke det kommunale deponiet i Hådalen. Undersøkelsene i 2005 ble gjennomført i juli og en vil anta at belastningen på vassdraget da skulle ha avtatt hvis deponeringen av slam og avløpsvann fra bedriften har påvirket de biologiske forholdene i vassdraget. Beregninger som ble gjort i forbindelse med undersøkelsene i 2004 stipulerte en gjennomløpsti for avløpsvannet fra deponiet til Håelva på ett år. Det er i tabell 16 satt opp en sammenstilling av resultatene fra bunndyrundersøkelsene i 2004 og 2005 og regnet ut den prosentvise bidraget hver dyregruppe har til totalantallet på hovedstasjonene i vassdraget.

Resultatene viser som ventet en viss variasjon mellom totalantall og dyregrupper mellom stasjoner og år. Dette har dels sammenheng med naturlige variasjoner knyttet til klimatiske forskjeller årene imellom (isløsning, vannføring og vanntemperatur) som påvirker tilvekst og klekketidspunkt for bunndyrene. Litt lavere vannstand i 2005 ga også noe bedre prøvetakingsforhold dette året.

Trenden i materialet (tabell 16) er en noe økt tetthet i 2005 på stasjonene 1 og 3, mens det motsatte er tilfelle når stasjonene 2, som ble brukt i 2004, og 2 A sammenlignes. Tettheten av bunndyr i 2005 er her 60 % i forhold til det den var i 2004. Ellers viser resultatene fra st. 2 A at grupper som fåbørstemark og småmuslinger har en noe økt dominans i 2005. Dette er dyregrupper som lever i substratet og resultatene kunne tyde på at det har vært en viss bedring av miljøforholdene i substratet på denne stasjonen i 2005 i forhold til året før. Resultatet av tilsvarende sammenligning mellom de andre dyregruppene tyder på det motsatte, her er det en redusert dominans i forhold til 2004. Samlet for gruppene døgn-, stein- og vårfluer er det et lavere antall arter i 2005.

Resultatene viser at stasjon 2 A, som beskriver nærområdet der drengsvannet møter Håelva, fremdeles er markert påvirket av forurensing og at det er vanskelig å se at det har vært noen større bedring i vannkvaliteten etter at Håg asa sluttet å deponere slam og avfallsvann i deponiet i Hådalen.

Tabell 14. Håelva 21. juli 2004. Sammensetningen av bunndyrsamfunnet. Metode NS 4719. Antall per 3 x 1 min prøve.

	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva
	St 1	St 2A	St 2B	St 2C	St 2D	St 2E	St 2F	St 3
Fåbørstemark	112	152	80	4	40	224	32	40
Igler	4		8		2			
Snegler	24	18	28	2	16	32	8	2
Småmuslinger	2064	24	224	14	72	88	8	576
Vannmidd	32	32	16	16	64	16	24	128
Døgnfluer	304	18	98	68	104	188	176	456
Steinfluer	432	68	136	12	106	210	48	80
Billelarver	130	6	40	6	72	206	288	192
Biller voksne	2		4	1	4	4		64
Vårfluer	462	54	106	49	58	140	92	300
Knottlarver	272	2	48	160	240	112	64	320
Fjærmygg larver	1824	416	408	448	688	560	544	1152
Fjærmygg pupper	112			6	16	16	16	8
Andre tovinger			2	24	24	64	2	16
Sum	5774	790	1198	810	1506	1860	1302	3334
Antall grupper	11	10	12	11	12	11	11	11

Tabell 15. Håelva. Antall arter av døgn-, stein- og vårfluer i materialet fra 21. juli 2005.

St.kode	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva	Håelva
	St 1	St 2A	St 2B	St 2C	St 2D	St 2E	St 2F	St 3
DØGNFLUER								
Baetis sp	128			6	10	2	24	248
Baetis muticus								
Baetis niger								
Baetis scamus/fuscatus	136	6	60	42	72	160	136	152
Baetis subalpinus			4	10	6	8	16	24
Baetis rhodani								
Centroptilum luteolum		6	2					
Heptagenia sp	6		4	2	4	6		
Heptagenia dalearlica	8		16		4	4		
Heptagenia sulphurea	26		12		2	4		32
Ephemerella sp				2		4		
Proclouon bifidum		2		2	6			
Metretopus borealis		4						

STEINFLUER								
Diura nanseni	14	2	2		6			
Isoperla sp.	4		2	2		8		
Siphonoperla burmeisteri								
Taeniopteryx nebulosa	8		8	4	4	64	6	4
Brachyptera risi								
Amphinemura sp.				2				
Leuctra sp.	6	10				2		
Leuctra fusca	400	56	124	4	96	136	24	80

VÅRFLUER								
Rhyacophila nubila	16		4	6	14	10		40
Wormaldia sp						6		48
Philopotamus montanus								4
Hydroptila sp.	2		4		4	6		
Ithytrichia lamellaris								
Oxyethira sp.			2					
Plectrocnemia conspersa								
Polycentropus flavomaculatus	56	50	56	22	6	10	16	24
Polycentropodidae	96	2	2		8			
Arctopsyche ladogensis	2			2				32
Hydropsyche pellucidula	48		4	6	2			
Hydropsyche siltalai								8
Hydropsyche sp.	80		2	12	12	2	16	64
Lepidostoma hirtum	2		2				16	8
Limnephilidae indet.			2					
Athripsodes cinereus			6					
Athripsodes sp.	80		28	4	10	104	24	72
Ceraclea nigronevosa	2		4			2		
Ceraclea annulicornis	2							
Ceraclea sp		2					24	
Sericostoma personatum	10		4					8
Trich indet	56		6					

Tabell 16. Resultater fra prøvetaking av samfunnene av bunndyr i Håelva. Sammenligning mellom årene 2004 og 2005.

	St.kode	Håelva		Håelva		Håelva		Håelva		Håelva		Håelva	
		St 1	%	St 1	%	St 2	%	St 2A	%	St 3	%	St 3	%
		2004		2005		2004		2005		2004		2005	
Fåbørstemark	Oligochaeta	192	6,3	112	1,9	64	4,9	152	19,2	104	3,6	40	1,2
Igler	Hirudinea	8	0,3	4	0,1	12	0,9			4	0,1		
Snegler	Gastropoda	16	0,5	24	0,4	116	8,9	18	2,3	16	0,6		
Småmuslinger	Lamellibranchiata	432	14,1	2064	38,8	4	0,3	24	3,0	264	9,1	576	17,3
Vannmidd	Hydracarina	4	0,1	32	0,6	56	4,3	32	4,1	32	1,1	128	3,8
Døgnfluer	Ephemeroptera	552	18,0	304	5,3	60	4,6	18	2,3	580	19,9	456	13,7
Steinfluer	Plecoptera	256	8,4	432	7,5	168	12,8	68	8,6	273	9,4	80	2,4
Billelarver	Coleoptera larver	64	2,1	130	2,3	20	1,5	6	0,8	384	13,2	192	5,8
Biller voksne	C. imago	4	0,1	2	0,0					12	0,4	64	1,9
Vårfluer	Trichoptera	30	1,0	462	8,0	120	9,2	54	6,8	102	3,5	300	9,0
Knottlarver	Simuliidae larver	544	17,8	272	4,7			2	0,3	208	7,2	320	9,6
Fjærmygg larver	Chironomidae larver	848	27,7	1824	31,6	640	48,9	416	52,7	880	30,2	1152	34,6
Fjærmygg pupper	C. pupper	112	3,7	112	1,9	48	3,7			48	1,7	8	0,2
Andre tovinger	Andre diptera									4	0,1	16	0,5
	Sum	3062		5774		1308		790		2911		3332	
	Antall dyregrupper	11		11		10		10		12		10	

**Tabell 17. Håelva. Bunndyrsamfunnets sammensetning den 21. juli 2004.
Antall individer pr 3 x 1 min sparkeprøve.**

Dato : 21 juli 2004.	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	3062	1308	2911

Tabell 18. Håelva. Antall arter av døgn-, stein- og vårfluer i materialet fra 21. 07. 2004.

Dato : 21. juli 2004		Håelva St 1	Håelva St 2	Håelva 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
STEINFLUER	Diura nanseni			4
	Isoperla sp.	72		4
	Leuctra fusca	256	168	272
VÅRFLUER	Rhyacophila nubila	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

4 . Diskusjon - oppsummering

4.1 Fysisk kjemiske data

På bakgrunn av de fysisk- kjemiske målingene som er foretatt i 2004 og i 2005 er det tydelig at oppkomme for sivevann, som kommer fra det kommunale deponiet i Hådalén, er en sentral kilde for den forurensing vi har sett på dette vassdragsavsnittet av Håelva. Innholdet av giftige metaller er så stort og i en slik tilstandsform at det oppstår gifteffekter i vassdraget. Disse registreres over et begrenset område nedstrøms samløpet med sivevannet. Dette har sammenheng med at metallenes biotilgjengelighet og spesiering endres når de kommer ut i hovedvannstrømmen i elven der de møter endrete fysisk- kjemiske forhold. Visuelt er dette synlig i nærområdet der dreinsvannet møter vassdraget, hvor jern og mangan i sivevannet oksideres og felles ut på elvebunnen som et gul-brunt belegg. Vurdert ut fra SFT's system for klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann gir dette en tilstandsklasse der vannkvaliteten i Håelva her klassifiseres som "meget dårlig".

Håg asa har avsluttet sin bruk av deponiet i februar 2004. Når resultatene fra de fysisk-kjemiske undersøkelsene i 2004 og 2005 sammenlignes er det vanskelig å se at det har vært noen markerte endringer i vannkvaliteten som følge av at bidraget fra bedriften har opphørt. Situasjonen i dag er fremdeles slik at dreinsvannet fra det kommunale deponiet påvirker metall konsentrasjonen i vassdraget. Disse endringene kan spores langt nedover i Håelva. Vi ser gifteffekter i vassdraget like nedstrøms utslippsområdet, men fortykning og innaktivering vil etter hvert bidra til at metall konsentrasjonene når et nivå hvor det er lite trolig at de vil ha noen større betydning for biologiske forhold lengre nede i resipienten.

4.2 Biologiske forhold

Det ble på et avgrenset område etter samløp med sivevannet funnet betydelige og negative endringer i bunnsfaunaens sammensetning i 2004 og 2005. Årsaken er giftige metaller i sivevannet og at toverdig jern- og mangan oksideres og felles ut som et belegg på dyrenes respirasjonsorganer og næringsemner samtidig som det dekker til og tetter igjen substratet.

Materialet som ble samlet inn i 2005 tyder ikke på at det har vært noen redusert belastning på biologiske forhold i resipienten. Forholdene både når det gjelder fysisk kjemiske- og biologiske forhold er stort sett slik som de ble registrert i 2004.

4.3 Andre forhold

I tillegg til de effektene vi har dokumentert i resipienten knyttet til fysisk- kjemiske og biologiske endringer er utslippet visuelt lett synlig for folk som vandrer langs vassdraget. Håelva er på dette avsnittet et mye brukt område for fiske/rekreasjon. Det er her like nedstrøms deponiet tilrettelagt for telting med tilhørende bål plass og toalettforhold. På varme dager skaper deponiet et tydelig luktproblem i området. Eventuelle hygieniske forhold er ikke vurdert.

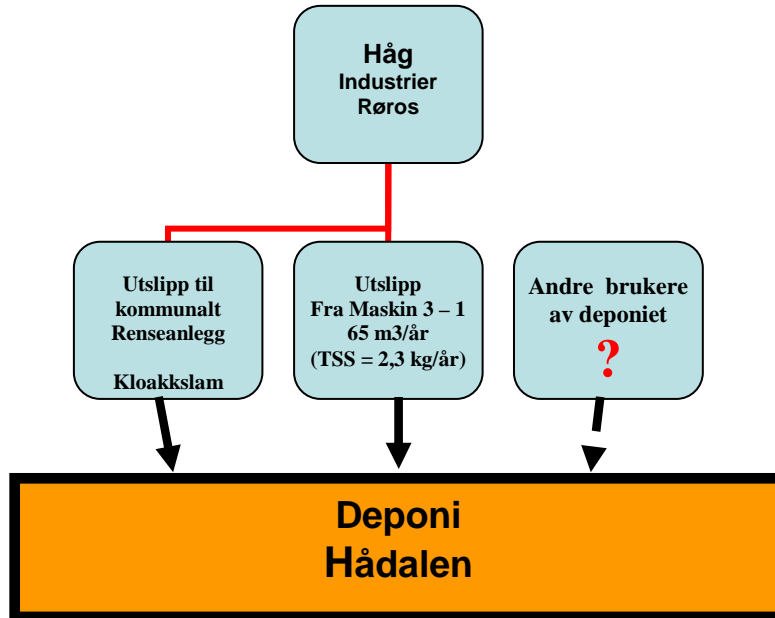
4.4 Resipientvurderinger og betydningen av Håg asa sitt utslipp.

Skyldspørsmålet

I rapporten fra undersøkelsene i 2004 ble det antatt at utslippet fra Håg asa alene kunne ha hatt en toksisk effekt i vassdraget, men samtidig ble det understreket at bedriften sitt bidrag til innholdet av giftige metaller i slammet fra det kommunale renseanlegget i Røros var meget begrenset. Det skal her nevnes at etter at bedriften flyttet til Kvitsanden på Røros har overflatebehandlingsprosessene blitt svært forenklet og består i dag av kun tromling (for noen av metalledene), avfetting og lakking. Innholdet av tungmetaller i avløpsvann og slam er knyttet til urenheter i metalledene som brukes og som ved bearbeiding avgir mindre mengder av disse metallene til avløpsvannet.

Undersøkelsene i vassdraget i 2005 ble gjennomført 17 måneder etter at Håg asa sluttet å bruke deponiet. Resultatene har vist at for sentrale parametre som er knyttet til sigevannet fra deponier er det ingen endring – for enkelte parametre ser vi en økning. De biologiske forholdene i resipienten i nærområdet til deponiet er merkbart påvirket over et begrenset område og forholdene i resipienten hadde ikke bedret seg i 2005.

Håg asa sine bidrag til eventuell forurensing av Håelven er knyttet til 3 av i alt 5 kilder. Dette er skjematisk vist i figur .



Figur 15. Brukere av deponiet i Hådalen: Røros kommune, Håg asa og andre brukere (?). Håg asa avsluttet sin bruk av deponiet februar 2004.

Deponiet i Hådalen.

Forurensingskilder

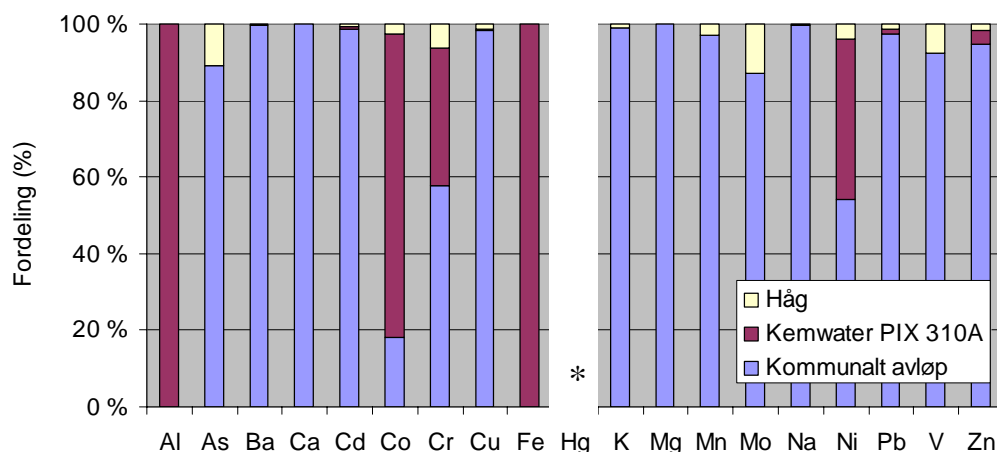
Utslipp fra Håg asa, som direkte eller indirekte, er tilført deponiet i Hådalen frem til februar 2004 kan spores tilbake til kildene 1, 2 og 3 (fig. 15). Røros kommune er eier og hovedbruker av deponiet og transporterer sitt kloakkslam fra renseanlegget i Røros til deponiet (kilde 4). Det er i tillegg andre mer uoffisielle brukere av deponiet (kilde 5).

1. Avløpsvann fra produksjon med unntak for maskin 3 – 1. Dette ble ført via det kommunal avløpsnett til kommunens renseanlegg
2. Avløp fra Maskin 3 – 1. Dette ble transportert i tankbil til deponiet i Hådalen
3. Tømming av sumpen 1 gang pr 2. år
4. Slam fra det kommunale renseanlegget
5. Andre brukere

Kilde 1

Avløpsvann fra produksjonen til kommunalt avløpsnett (med unntak for maskin 3 – 1).

Undersøkelsene som ble gjort i 2004 (Vogelsang m.fl. 2004) viste at Håg asa hadde et bidrag til metallinnholdet i kloakkslammet fra det kommunale renseanlegget i Røros som var meget begrenset og neppe av noen betydning for det samlede innholdet av giftige metaller i slammet som årlig ble transportert til deponiet i Hådalen. En oppstilling av dette er vist i figur 16 .



Figur 16. Relativ fordeling av den årlige tilførselen av metaller til rensenanlegget mellom kommunalt avløp, fellingskjemikaliet og påslipp fra Håg asa.

(* I figur 16 er kvikksølv utelatt da dataene her er for usikre. I tabell 19 (vedlegg 1) er alle Hg bidragene fra bedriften samlet, summeres dette viser tallene at bidraget fra Håg asa til det kommunale deponiet er ~ 0,400 g Hg pr år. Samtidig viser resultatene fra kvikksølv analysene av avløpsslammet at deponiet årlig ble tilført ~ 0,11 kg Hg).

Kilde 2.

Avløp fra Maskin 3 – 1.

Utslipet fra maskin 3-1 ble samlet opp og 6 ganger pr år og transport til deponiet i Hådalen. Årlig hadde dette et volum på ~ 65 m³/år med et tørrstoff på 2,3 kg/år. Etter februar 2004 ble avløpet fra maskin 3-1 transport til deponiet på Langøya i Oslofjorden. I den tiden deponiet i Hådalen ble brukt av Håg asa bidro avløpet fra maskin 3-1 med 1% eller mindre (tabell 20) av det samlede årlige bidraget av giftige metaller til deponiet. Av den samlede væskemengden som årlig drenerte gjennom deponiet utgjorde avløpet fra maskin 3-1 under 1 %.

Kilde 3

Sumpen fra maskinene 1, 2 og 4.

Sumpen fra produksjonslinjen med maskinene 1, 2 og 4 ble tømt en gang pr 2. år. Denne ble sist tømt i oktober 2002 på Kvitsanden og senere er sumpen sammen med avløpet fra maskin 3-1 kjørt til Langøya. Dette bidraget er lite og uten betydning for metallinnholdet i deponiet.

Kilde 4

Slam fra det kommunale rensenanlegget

Deponiet i Hådalen er primært etablert for å ta hånd om slammet fra det kommunale rensenanlegget på Røros. Hver måned deponerer kommunen nær 70 m³ slam med et tørrstoffinnhold på 22 % i Hådalen. Analyser som er gjort av slammet er vist i tabell og det er i tabellen gjort en sammenligning med andre kilder til deponiet. Tabellen viser at det er det kommunale slammet som bidrar til metallinnholdet i deponiet med nær 100 % for mange av metallene.

Kilde 5

Andre brukere

Deponiet i Hådalen har også andre brukere, men mengder og sammensetning er ukjent. Trolig er dette av begrenset omfang og av liten betydning for metallinnholdet i deponiet.

5. Fremtidige tiltak

Det er behov for et videre studie for å få vurdert hva som skal skje med deponiet i Hådalen og hvordan man skal ta hånd om sigevannet i fremtiden. Deponiet er fremdeles i bruk og Røros kommune deponerer som tidligere alt sitt kloakkslam i dette deponiet. SFT har skjerpet kravene når det gjelder avrenning fra deponier uten dobbel bunntetting. Det er for disse fastsatt terskelverdier som sigevannet må overholde dersom en ønsker å videreføre bruken etter 2009. Disse terskelverdiene er brukt i rapporten når en har vurdert resultatene fra grunnvannsbrønnen og sigevannet. Undersøkelser som er gjort av sigevannet i forbindelse med denne undersøkelsen viser at konsentrasjonen for flere av parametrene overskrider de terskelverdiene som SFT vil sette til sigevann fra denne type deponier i fremtiden. Overskridelser av en eller flere av terskelverdiene er ”ansett som en fare” (SFT 2003).

Det kan derfor være aktuelt å diskutere fremtiden til deponiet i Hådalen. Lokaliseringen like ved vassdraget er ugunstig og manglende bunntetting skaper problemer for videre bruk etter 2009. En overdekning og tiltak for å begrense vanngjennomstrømming synes å være en nærliggende løsning. Oppsamling av drensvann og rensing lokalt eller transport til kommunalt renseanlegg er en annen løsning. Naturverdiene i og ved vassdraget og vassdragets fremtidige potensial som en ressurs i videre utvikling av lokale næringer knyttet til rekreasjon og turisme peker mot en nedlegging av deponiet og en naturoppretting av området.

Selv om man velger å legge ned deponiet og foreta en naturoppretting av området vil nok deponiet i Hådalen også i fremtiden produsere et sigevannet med en uakseptabel vannkvalitet. Det bør derfor gjennomføres en enkel tiltaksorientert studie som kan fremskaffe et nødvendig grunnlag for videre beslutninger med hensyn til fremtidige krav og løsninger.

Resultatene fra prøvene tatt i grunnvannsbrønnen like ved deponiet avviker sterkt fra de en fikk når tilsvarende prøver ble tatt i oppkomme for sigevannet ved Håelva. Dataene kan tyde på at brønnen i liten grad er i stand til å gi et riktig bilde av drensvannet fra deponiet. Dette bør følges opp og det kan være aktuelt å etablere en ny grunnvannsbrønn for at en i fremtiden skal kunne overvåke drensvannet fra det kommunale deponiet i Hådalen.

6. 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.

Miljødepartementet 2002. Forskriften for deponering av avfall. MD 1. mai 2002.

Røyset, Oddvar. 2005. SCF og DGT: Nye fraksjoneringsteknikker for metaller i vann. Kjemi nr. 4.

SFT 1994. Miljøovervåkning av avfallsdeponier. Retningslinjer fra SFT 1994.

SFT 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT veiledning - (se Andersen m. fl. 1997).

SFT 2003. Veileder for miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier. SFT: TA-1995/2003. 42 s.

Vogelsang Christian, Eigil Rune Iversen og Karl Jan Aanes. 2004. Utredning av miljøpåvirkningene fra produksjonen ved Håg asa på Røros. NIVA rapport Lnr 4879-2004. 152 s.

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

Vedlegg

- Vedlegg 1** : Beregnede årlige tilførsler av næringsalter, tungmetaller og alkalimetaller til deponiet i Hådalen.
- Vedlegg 2** : Beregnede utslipp pr år fra Håg asa av tungmetaller og alkalimetaller.
- Vedlegg 3** : Flyt skjema over produksjonsprosesser ved Håg asa med utslipp til vann .
- Vedlegg 4** : Metodebeskrivelse DGT og SCF

Vedlegg 1 :

Tabell 19. Beregnede årlige tilførsler av næringssalter, tungmetaller og alkalimetaller til deponiet i Hådalen fra det kommunale renseanlegget og maskinen 3-1. (Kilde: Vogelsang m. fl. 2004).

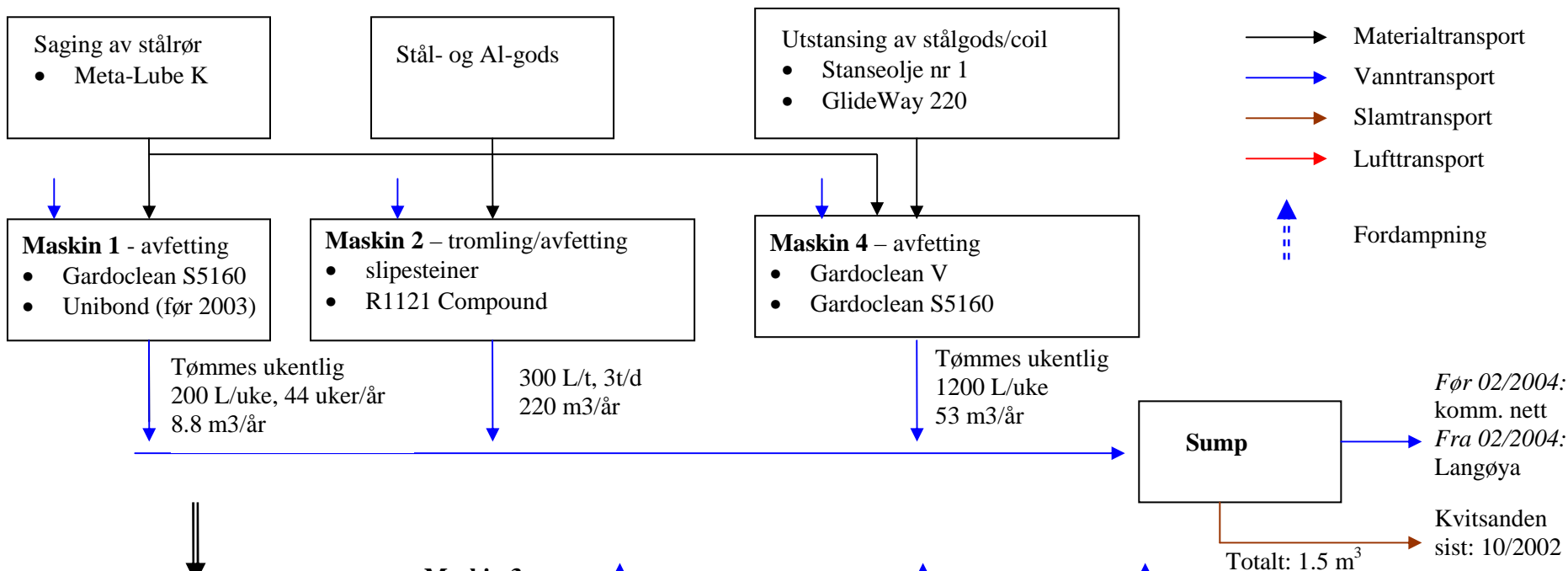
Komponent	Avløp maskin 3 - 1		Avløpsslam fra kommunalt RA		Samlet til deponi kg/år	% Bidrag fra maskin 3 - 1
	mg/l	kg/år	mg/kg	kg/år		
<i>Næringssalter</i>						
Total S	18.9	1.23	-	-		
Total P	813	53	12 000	2 186	2239	2,4
Total N	-	-	32 400	5 900		
<i>Organisk stoff</i>						
TOC	2 240	146	-	-		
Farge	123	-	-	-		
TSS	35.2	2.30	(22 %)	182 200	182202.3	0,001
Olje	13**	0.845	-	-		
Fett	120	7.80	-	-		
<i>Alkalimetaller</i>						
Ca	138	9.0				
K	4050	263				
Mg	27	1.8				
Na	1370	89				
<i>Øvrige metaller</i>						
Al	207	13.5	10 900	1 986	1999.5	0,7
As	0.025	0.0016	-	-		
Ba	1.97	0.13	-	-		
Cd	0.0046	0.00030	0.77	0.140	0.1403	0,2
Co	0.006	0.00039	-	-		
Cr	0.098	0.0064	76	5.3	5.3064	0,1
Cu	2.5	0.16	351	49	49.16	0,3
Fe	28	1.82	51 000	10 400	10401.82	0,02
Hg	$<5 \cdot 10^{-5}$	$3.3 \cdot 10^{-6}$	0.59	0.11	0.1100033	0.003
Mn	2.9	0.190	90	16.3	16.490	1,2
Mo	0.027	0.0018	-	-		
Ni	0.069	0.0045	7.9	1.4	1.4045	0,3
Pb	0.50	0.032	< 15	< 2.73	< 2.762	~ 1,2
Ti	0.015	0.00098	-	-		
V	0.002	0.00013	-	-		
Zn	5.1	0.33	460	84	84.33	0,4

Innholdet av Fe i slammet fra RA er basert på angitt doseringsmengde av jernklorid.

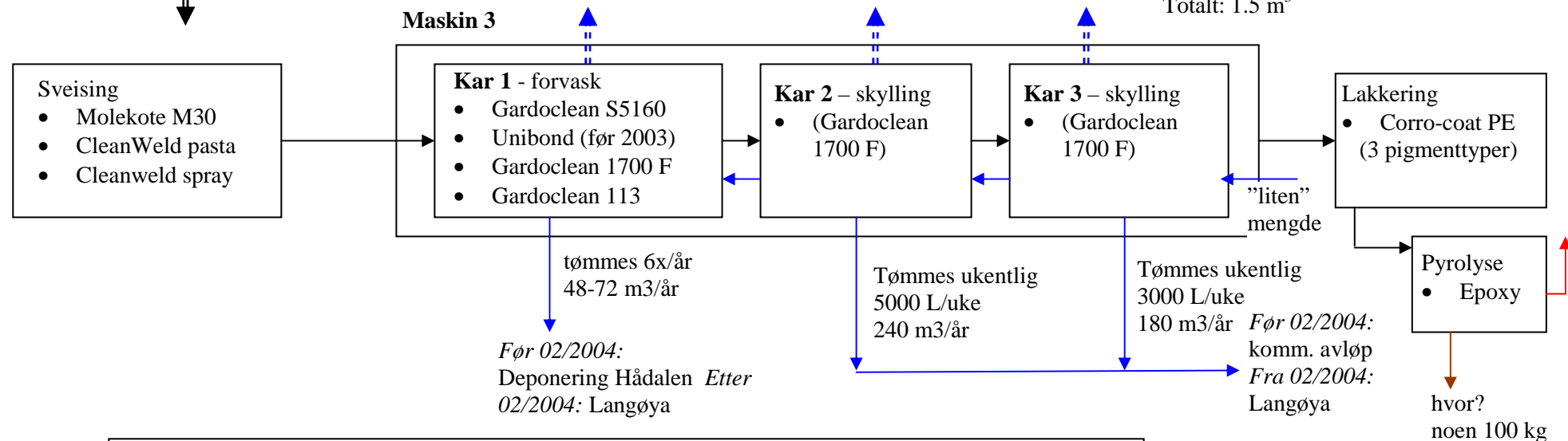
Vedlegg 2 :**Tabell 20.** Beregnede årsutslipp av tungmetaller og alkalimetaller (under streken) fra de enkelte maskinene ved Håg asa, Røros. (Kilde: Vogelsang m. fl. 2004).

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
<hr/>							
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

Tromling/avfettingslinje



Lakeringslinje



Vedlegg 3. Figur 1. Flytskjema som viser alle produksjonsprosesser med utslipp til vann.

Vedlegg 4:

Metodebeskrivelse DGT og SCF
(Røyseth, O. Kjemi 4 : 2005)

Nye fraksjonerings- teknikker for metaller i vann

NIVA har siden 2001 utviklet en ny fraksjoneringsmetode som inndeler metaller i vann i tre fraksjoner: Henholdsvis partikulært/kolloidalt, løste frie metallioner (labilt) og anionisk (hovedsakelig humus-bundne metallioner). Metoden som vi kaller SCF (Size Charge Fractionation eller Størrelse Ladnings Fraksjonering) gir mulighet til å følge og forstå kjemiske prosesser i vann på en bedre måte en tidligere. Samtidig har vi testet og videreutviklet den passive prøvetakeren DGT (Diffusive Gradients in Thin Films) for metaller i vann. De to prøvetakerne utfyller hverandre; der SCF gir øyeblikksbilder over fordelingen av de tre fraksjonene, integrerer DGT den løste fraksjonen over tid. Begge metodene baseres på at vi benytter plasmakjemiske metoder (ICPAES, ICPMS, HR-ICPMS) som gjør det mulig å måle mange metaller samtidig. Med DGT kan vi måle ca. 30 metaller, mens SCF kan måle nesten alt, på det meste har vi fraksjonert cirka 65 grunnstoff.

Oddvar Røyset, NIVA

NIVA har en lang tradisjon innen utvikling av metoder for måling av aluminiumforbindelser i vann.

Metode	Fraksjoner		
SCF - T	T - Total (syrekonservert til pH 1)		
SCF - F		F - Totalt løst (ingen syrekonservering)	
SCF - FIB			FIB (ionebyttet)
SCF- fraksjoner	Syreløslig P = T - F	Labile frie L = F - FIB	Ikke labile FIB
Fraksjoner i vann	Partikler og kolloider	Labile «frie» ioner	Humus bundet
DGT prøvetaking	Ekskludert	Samles opp	For det meste ekskludert
Toksisitet	Lav	Høy	Variabel
Mobilitet	Lav	Høy	Høy - Variabel

Figur 1. Oversikt over fraksjonering basert på DGT og SCF, med eksempler på hvordan dette kan beskrive toksisitet og mobilitet/transport.

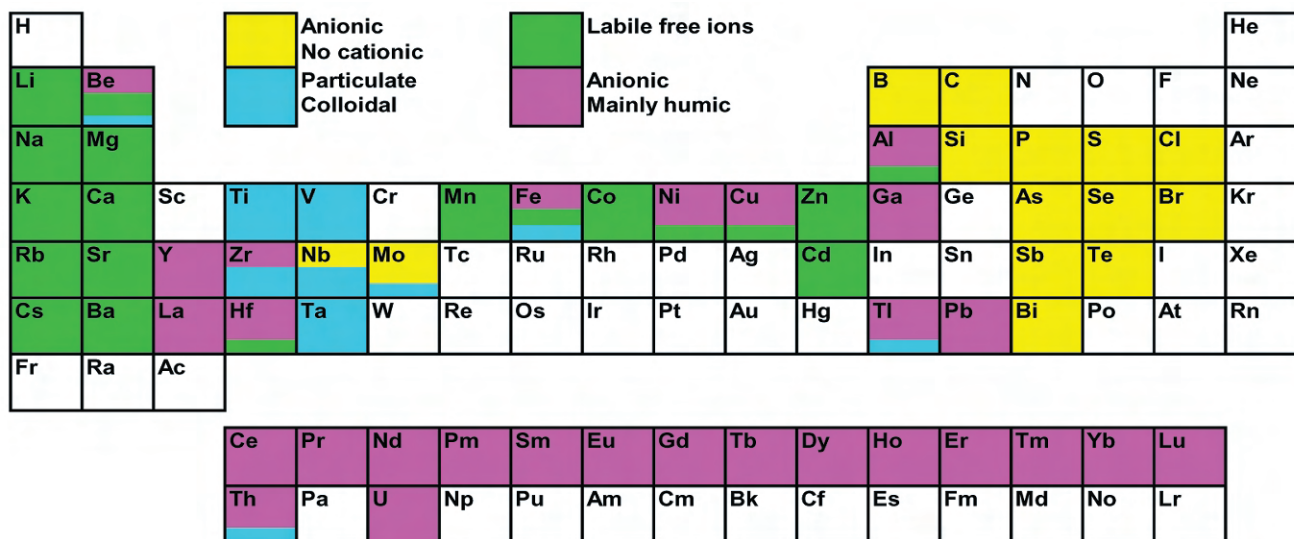
En av de viktigste problemstillingene i Sur nedbør-prosjektet (SNSF 1972 – 1980) var å finne årsaken til fiskedød i sure vassdrag. På slutten av 1970-tallet forsto man at aluminium utløst fra sur og kalkfattig jord var én av de viktigste faktorene. Det viste seg at det ikke var tilstrekkelig å måle totalmengden aluminium i vannet, men heller de fraksjonene av aluminium som var giftige, det vil si de biologisk aktive formene. Den første fraksjoneringsmetoden for å måle giftige aluminiums forbindelser (spesier) utviklet på NIVA (Henriksen og Røgeberg, 1984), var basert på det såkalte Barnes-Driscoll konseptet (Barnes 1975, Driscoll 1984). Samtidig med dette kom diskusjonen om skogdød og skogskader forårsaket av sur nedbør, og det var mistanke om at aluminium i porevann i sur skogsjord skadet

røttene til trærne. Tilsvarende metoder ble da utviklet ved Norsk Institutt for skogforskning (NISK) for aluminium i porevann fra skogsjord (Røyset 1992). Prof. Britt Salbus gruppe ved UMB (tidligere NLH) har kombinert dette med ultrafiltrering, mens andre ved UiO, UMB, NISK, UiB m.fl. har benyttet denne type metoder og gjort tilpasninger og fornyelser. Et viktig bidrag kom fra prof. Walter Lunds gruppe ved UiO, som siden 1995 studerte såkalte SPE- (Solid Phase Extraction) prøvetakere for feltfraksjonering av aluminium og jern i vann (Tangen, Wichstrøm, Lund et al 2002). I DGT-prosjektet på NIVA ble SPE-prøvetakeren videreutviklet, og uttestet i felt i samarbeide med ANCRECOVERY-prosjektet (Tabell 1)

Tabell 1

NFR-prosjekter der DGT og SCF prøvetakerne er uttestet og videreutviklet på NIVA.

Prosjektleder	Program	Prosjekt
O Røyset	PROFO 2001- 2002	Passive sampling of metals ions in water using DGTs
BO Rosseland	PROFO 2001- 2003	ANC-RECOVERY. Hva er den kjemiske grenseverdien for naturlig reproduksjon hos ørret under redusert forsuring
Ø Garmo	PhD NFR/NT og NTNU2002-2006	DGT – a new assessment tool for toxic metals in Norwegian aquaculture (E Steinnes, NTNU, O Røyset, NIVA)
M Thornhill (NTNU)	PROFO 2003	Development of model tools for subaqueous tailing deposits of sulphide mines (E Iversen, O Røyset, E Lydersen, NIVA).
T Bakke	PROFO 2001-2004	MESEX Utlekking, transport, omdanning og akkumulering av miljøgifter fra deponi til marint miljø
M T Schaanning	PROFO 2001-2004	Undersjøisk deponering av forurensede muddermasser i marine, anoksiske bassenger - effekter av tildekking



Grunnstoff som kan fraksjoneres med SCF kombinert med ICPMS på NIVA. Figuren viser hovedtrekk av fraksjonsfordelingen i surt overflatevann målt i Tovdalselva høsten 2001 (Røyset, Garmo et al 2005).

SCF – dekker de fleste grunnstoff, ikke bare aluminium

Tidligere var hovedfokuset ved NIVA å beskrive aluminiumskjemien i vann. Innen miljøforskning er det imidlertid også behov for å kunne få en bedre generell beskrivelse av tilstandsformer for tungmetaller og sporelementer i vann. Samtidig med utviklingen av DGT-teknologien, revitaliserte vi NIVAs konsept for aluminium-fraksjonering med det vi kaller SCF-teknikk.

SCF er en generell fraksjonering basert på filtrering og ionebytte (Figur 1), basert på Driscolls opprinnelige fraksjoneringsprinsipper for aluminium. Med ICPMS kan praktisk talt alle metaller fraksjoneres, og dette gjør denne fraksjoneringsmetoden svært slagkraftig: den er et nytt verktøy som gir oss mulighet til å få innsikt i en rekke prosesser i vann for metaller av miljøinteresse (Figur 2). DGT-prøvetakeren kan benyttes for 25 -30 metaller (kationiske metallioner, Figur 3). I

2004 viste vi at den også kan benyttes for 3 nye grunnstoffer som hovedsakelig er anioniske i vann (P, As og Se, Røyset, Sogn et al 2004).

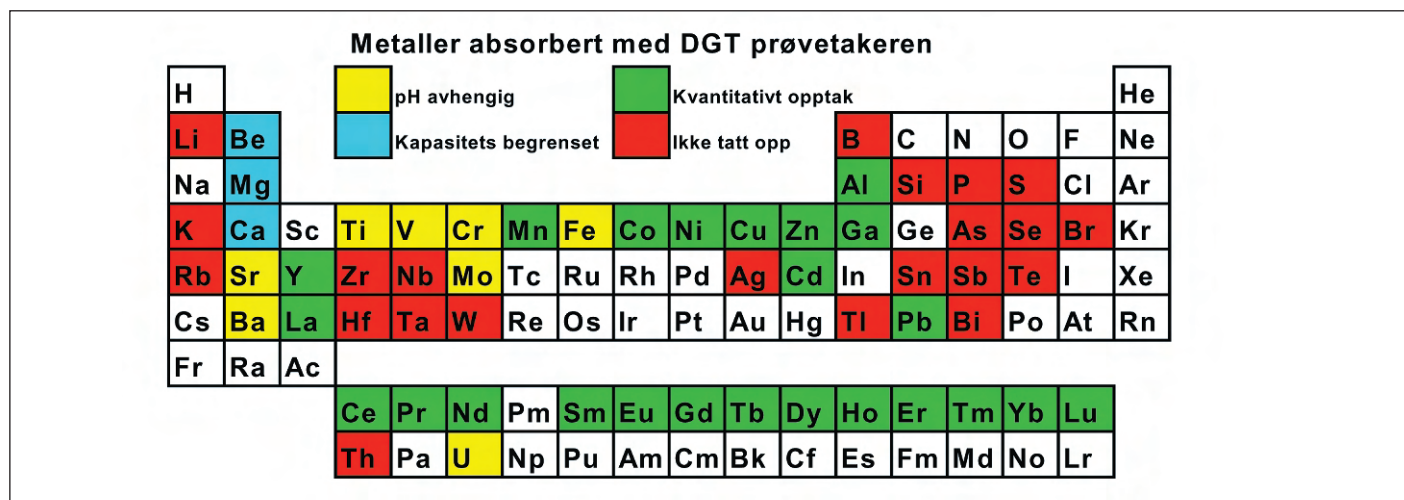
Enkle in situ-prøvetakere

DGT og SCF er små enkle prøvetakere som er lette å tilpasse til feltbruk (Figur 4). DGT baserer seg på at metall-ionene diffunderer gjennom en vannfylt gelmembran med små porer (5-10 nm), der partikler/kolloider og store humuskomplekser vanligvis ikke passerer og fanges opp av absorbenten (Figur 5). Metall-ionene fanges opp bak membranen med en metallselektiv adsorbent (chelex). Den midlere vannkonsentrasjonen beregnes basert på diffusjonshastigheten til ionene i membranen, en størrelse som vi har målt for den spesifikke membranen som benyttes. Selv om det må korrigeres for midlere temperatur og vannhastighet, oppnås det overraskende presise og nøyaktige målinger. Begge prøvetakerne er

gode in situ-prøvetakere. DGT-prøvetakeren samler opp ioner bare når den er plassert ute i vann, og «fanger» de frie og biotilgjengelige ionene uten tidsforsinkelse. For SCF foretas selve fraksjoneringen i felt med nesten ingen tidsforsinkelse (< 5 minutter) mellom prøvetaking, separasjon og stabilisering. Dette er en viktig egenskap, da det kan skje store endringer i fordelingen mellom ulike fraksjoner på kort tid etter prøvetaking. Dette er spesielt viktig spesielt for reaktive metaller som aluminium, jern og mangan. Ved vannbehandling (tilsetning av kalk, silikat eller sjøvann) kan fordelingen endres sterkt i løpet av minutter, og laboratorieanalyser kan ha begrenset verdi.

SCF og DGT – øyeblikksbilder og tidsintegreerte doser

SCF-prøvetakere tar øyeblikksbilder av fordelingen mellom viktige fraksjoner av metaller i vann. Dette gir grunnlag for



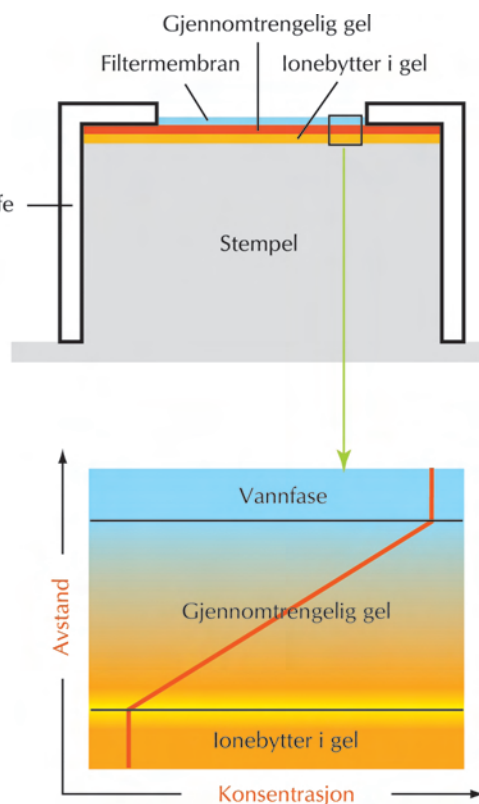
Grunnstoff som kan fanges opp med DGT-prøvetakeren (Garmo, Røyset et al 2003).

forstå forskjellige prosesser i vann, der det er nødvendig å ta flere prøver med korte intervaller for å forstå tidsutviklingen. Eksempler på dette er løsning av kolloider av jern/aluminium (Fe/Al) ved foruring (CO₂-overmetning i fiskekar innen fiskeoppdrett), frigjøring av metallioner (Fe/Al) fra humuskomplekser (humusrikt elvevann blandes med sjøvann i fjorder, eller ved sjøvannsinnblanding i fiskeoppdrett), samt følge med hvordan løste Al/Fe ioner fjernes ved kalking/silikatbehandling av surt vann.

DGT'ene kan betraktes som et dosimeter, da gifteffekt ofte er uttrykk for en eksponering integrert over en tidsperiode. Til sammen utfyller SCF- og DGT-prøvetakerne hverandre, og vi anbefaler nå at de benyttes sammen: SCF tar øyeblikksbilder av fraksjonsfordeling med jevne mellomrom (for eksempel daglig, ukentlig, månedlig), mens DGT'en integrerer konsentrasjonen av løste ioner i perioden mellom punktmålingene.

SCF gjør det mulig å se hva som foregår i mer detalj

Figur 6 viser at i en elv med mye sedi-



Figur 5. Prinsippskisse for opptak av metallioner i DGT-prøvetakeren. Øverst et tverrsnitt av prøvetakeren. Nederst hvordan konsentrasjonsgradienten i membranen fører til diffusjon av ioner fra vannet inn til absorbenten.



Figur 4. Et utvalg av innholdet i «verktøykassa med DGT- og SCF-prøvetakere»: Fra venstre to DGTer (runde hvite enheter med prøvetakingsvinduet vendt oppover). To SCFer (filter pluss ionebytter og påmontert prøvetakingsprøyte). Til høyre en DGT-sediment-probe som benyttes for å ta profiler av metaller i porevann i sedimenter.

menttransport finnes jern (Fe) hovedsakelig i partikulær form, og det som er igjen av Fe i løsning er humusbundet. For Mn er det annerledes, her er det mye større andel frie ioner, dette stemmer med det vi vet om løseligheten for Fe og Mn i vann. Cu, Ni og Pb har liten andel frie ioner, men en vesentlig andel i humusfraksjonen (Cu og Ni) eller i partikkelfraksjonen (Pb), og lite løste frie ioner. Zn og Cd har en større del som frie ioner, dette stemmer med at Zn og Cd bindes svakere til humus enn Cu, Ni og Pb.

Avslører vannkvalitetsproblemer hos fiskeoppdrettere

Figur 7 viser et tilfelle fra et fiskeoppdrettsanlegg før og under en episode med stor fiskedød, noe som viste seg å skyldes en episode med svært høye konsentrasjoner av aluminium, jern, mangan og kobber. Før episoden hadde vannet en brukbar vannkvalitet med relativt lave labile frie fraksjoner av Al (<10), Fe (<1), Cu (<1). Under episoden øker spesielt den frie konsentrasjonen av Fe, Mn og Cu. Konsentrasjonen av Al øker også, men meste er bundet til humus, som regnes for å være lite giftig. Selv om en stor del av kobberet er bundet til humus, overstiger frie ioner terskelverdi for effekter (1-5 µg/L). Fritt jern (cirka 2000 µg/L) er betydelig over effektnivå (300-500 µg/L). Dataene gir grunnlag for å gi bedre råd om tilpasset vannbehandling, det høye nivået av humusbundet Al og Fe medfø-

rer at det for eksempel er risikabelt å anbefale sjøvannsinnblanding da dette kan frigjøre den humusbundne fraksjonen og gi en temporær økning av frie ioner av disse metallene.

Omfattende norsk forskning med støtte fra NFR

Det som på 80-tallet begynte som anvendt forskning for å løse et spesifikt problem relatert til sur nedbør, har medført at Norge har bygget opp en sterk kompetanse innen utvikling av fraksjoneringsmetoder for alumi-

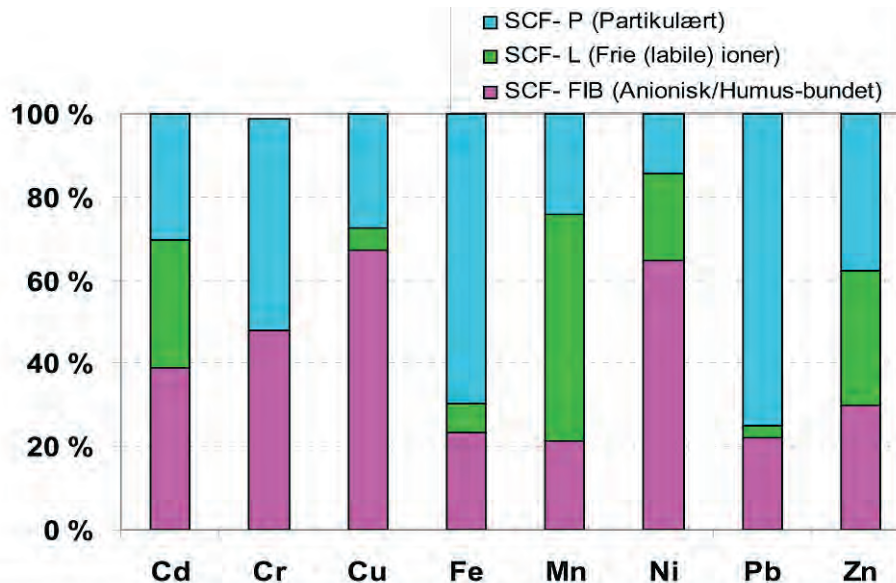
nium. Ved NIVA, UiO, UMB, NISK, UiB, NTNU m.fl. er det siden den gang blitt lagt ned mer enn 50 forskerårsverk for å utvikle og tilpasse slike metoder til forskjellige behov.

DGT- og SCF-forskningen er blitt finansiert via flere NFR-prosjekter (Tabell 2), samt bruk av strategiske forskningsmidler ved NIVA. Samtidig er prøvetakerne blitt testet i flere andre NFR-prosjekter og med støtte fra akvakulturnæringen: Vannkvalitetsundersøkelsene (<http://www.niva.no/VK2005>) samt i flere studier av virkning av Fe og Al på smolt og effekter av vannbehandling innen akvakulturanlegg samt til å undersøke hvor fort aluminium og jern avgiftes når elvevann blandes med sjøvann, noe som har vært et problem for fiskeoppdrett i fjorder med periodevis tilførsel av surt vann under snøsmelting og flomepisoder (Frode Kroglund, Åse Åtland, Bjørn Olav Rosseland, Torstein Kristensen, Vilhelm Bjercknes). I miljøundersøkelser er de benyttet ved overvåking av avrenning fra gruver og fra veianlegg, utløsning av metaller fra sedimenter samt ved sporing av utslippskilder. Gjennom forskningen rundt DGT og SCF, er denne «verktøykassa med kjemisk metoder», blitt betydelig mer slagkraftig. NIVA har hatt en sentral posisjon innen denne utviklingen de seneste åra, men med viktige bidrag fra grupper ved NTNU (Øyvind A Garmo, Eiliv Steinnes), UiO (Walter Lund mfl) samt UMB (Åsgeir Almås, Trine Sogn mfl). Ved siden av bruk i miljøforskning, er en av de viktigste anvendelsene å bidra til å forstå og løse vannkvalitetsproblemer innen akvakultur.

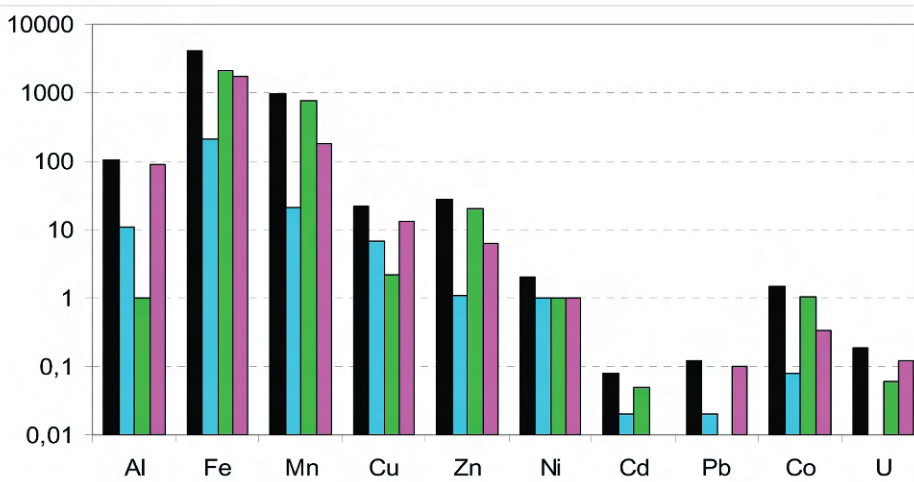
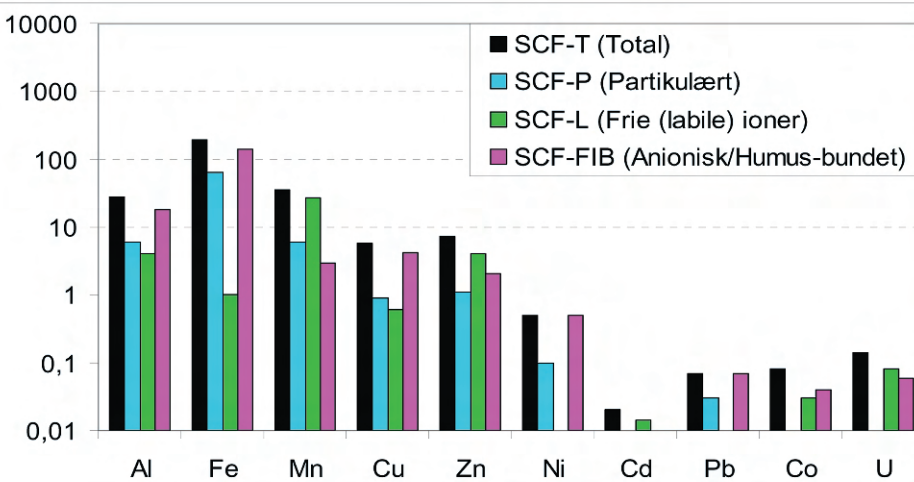
Referanser

1. Barnes, R.A. The determination of specific forms of aluminum in near neutral waters. Chem. Geol. 1975, 15, 177-191
2. Driscoll, C.T. A procedure for the frac-

Figur 6. SCF-fraksjoner av viktige tungmetaller i en elv med mye sedimenttransport (høy andel av metaller i partikulær fraksjon).



- tionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 1984, 16(4), 267-283.
- Garmo, Ø.A.; Røyset, O.; Steinnes, E.; Flaten, T.P. Performance study of diffusive gradients in thin films (DGT) for 55 elements. *Anal. Chem.* 2003, 75(14), 3573-3580.
 - Henriksen, A.; Roegeberg, E.J.S. An automated method for the fractionation and determination of aluminum species in water. *Vatten* 1985, 41, 223-226.
 - Røyset, O; Sogn, T; Eich-Greatorex, S,



Figur 7. SCF-fraksjoner i vann fra et fiskeoppdrettsanlegg utsatt for en episode med høye metall konsentrasjoner. Øvre figur viser vannkvalitet ved normale forhold, nedre figur en episode med sterkt forhøyede nivåer av Al, Fe, Mn, Cu, Zn, og kraftig dødelighet av laksesmolt (Merk at for å få frem det store spennet av konsentrasjoner i vannet (i µg/L), er det benyttet logaritmisk skala, noe som gir en visuell forvrengning av det store spranget i konsentrasjoner).

- Almaas, Å, Bjerke, E, Simultaneous sampling of P, As and Se by DGT technology with the ferrihydrite adsorbent, 2004, NIVA rapport -2004, NIVA, Postboks 173 Kjelsås, N-0411 Oslo.
- Røyset, O. Flow injection analysis for the determination of aluminum in water from forest soils, Dr. Thesis, 1992, Norsk institutt for skogforskning (NISK), N 1430 Ås.
 - Røyset, O., Garmo, O.A., Rosseland, B.O., Steinnes, E, Size Charge Fractionation and plasmachemical determination of metals in water, Manuscript 2005.
 - Tangen, G., Wickstrøm, T., Lierhagen, S., Vogt, R, Lund, W, Fractionation and determination of aluminum and iron in soil water samples using SPE cartridges and ICP-AES, *Environ. Sci. Technol.* 2002, 36, 5421-5425.

