

Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 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

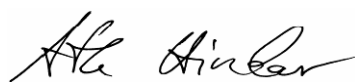
Tittel Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak	Løpenr. (for bestilling) 5316-2006	Dato 15.12.2006
	Prosjektnr. Undernr. 26339	Sider Pris 31
Forfatter(e) Atle Hindar og Eigil Rune Iversen	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Lillesand kommune Statens forurensningstilsyn/Fylkesmannen i Aust-Agder	Oppdragsreferanse Brev 06/2117-4
--	-------------------------------------

Sammendrag

Rapporten dokumenterer årsaken til massiv fiskedød i Moelva, Lillesand, i siste del av august 2006 og gir anbefalinger om tiltak. NIVA målte vannkjemi i Moelva i juli og august i forbindelse med ny E18 mellom Grimstad og Kristiansand. Den 21. august var elvevannet svært brunturbid etter et kraftig regnvær 19.-20. august. 22. august ble det meldt om fiskedød og analyser viste at pH i elva var redusert fra 6,5 til 4,5 på en uke. Utsprengning av sulfidholdig berggrunn på Storemyr industriområde fra høsten 2005 og fram til disse hendelsene, med påfølgende oksidasjon, resulterte i avrenningsvann til Moelva med opp mot 700 mg/l sulfat og pH 3,55 den 25. august. Det er lite bufrende stoffer i fjell og jordsmonn i dette området, noe som medførte at aluminiumskonsentrasjonen i det sure avrenningsvannet ble så høy som 75 mg/l. Turbiditeten i Moelva var forårsaket av jernrike partikler, og det var utfellinger av både jern og aluminium på gjeller av død fisk. Tiltak for å hindre tilførsel av giftig sigevann fra Storemyr til Moelva er gjennomgått og anbefalinger er gitt.

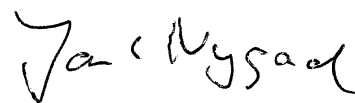
Fire norske emneord 1. Sulfidoksidasjon 2. Svovelsyre 3. Avrenning 4. Effekter	Fire engelske emneord 1. Sulphide oxidation 2. Sulphuric acid 3. Runoff 4. Effects
--	--



Atle Hindar
Prosjektleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

Utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr i Lillesand – effekter på vannmiljø og forslag til tiltak

“In this arena, the quick fixes are rare; complexity and heterogeneity of this environment along with high-cost, high-risk options are the rule. A cautious, phased, and iterative approach to both site characterization and remediation would seem most warranted.”

D. Kirk Nordstrom and C.N. Alpers, 1999.

Forord

Den direkte foranledningen til dette arbeidet er utsprengning i sulfidholdig berggrunn på Storemyr industriområde ved Lillesand i august 2006, med massiv fiskedød i Moelva som resultat. NIVAs raske identifikasjon av årsaken til skadelige utslipp i elva, samt initiativ fra Fylkesmannen i Aust-Agder og Lillesand kommune til undersøkelser førte til god dokumentasjon av forholdene. På oppdrag fra CJV E18 Grimstad-Kristiansand hadde NIVA målt vannkjemi i Moelva i juli og august. Da fiskedøden inntraff var førsituasjonen dermed allerede delvis dokumentert og vannprøver forelå for ytterligere analyser.

Lillesand kommune ga NIVA i oppdrag å dokumentere årsakssammenhengene, effektene og foreslå tiltak for å hindre ytterligere påvirkning av Moelva.

I denne rapporten har vi også gått gjennom faglitteratur som er relevant for å belyse de geokjemiske og vannkjemiske prosessene som kan inntreffe ved eksponering av sulfidmineraler. Informasjon om mulige og nødvendige tiltak for å hindre skadelig påvirkning er også innhentet.

Arbeidet er finansiert av Lillesand kommune og Statens forurensningstilsyn via Fylkesmannen i Aust-Agder. NIVA har også bidratt med egne midler for å øke sin samlede kompetanse på dette fagområdet.

Vi vil takke CJV E18 Grimstad-Kristiansand v/Connie Roesgaard for at vannkjemiske og biologiske data ble stilt til disposisjon og for at innhentede vannprøver kunne benyttes til ytterligere analyser. Dr. D.K. Nordstrom ved US Geological Survey takkes for oversendelse av relevant litteratur. Bedriften Saint-Gobain Ceramic Materials AS stilte velvillig et pumpehus ved Moelva til disposisjon for NIVAs pH-måleutstyr.

Frode Kroglund var med på befaring og prøvetaking i august. Einar Kleiven og Jarle Håvardstun innhentet fiskemateriale, mens Fridtjov Ruden var med å vurdere grunnvanns- og avrenningsforhold i området. Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) analyserte metaller på fiskegjeller.

Kontaktperson i Lillesand kommune har vært Camilla Espedalen, enhetsleder for Plan og miljø.

Vi takker alle for samarbeidet.

Grimstad, 15. desember 2006

Atle Hindar

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
2. Oksidasjon av sulfidmineraler	8
3. Skadeeffekter	10
4. Generelt om muligheter for tiltak	11
4.1 Tiltak i kildeområdet	12
4.1.1 Fysiske tiltak	12
4.1.2 Kjemiske tiltak i kildeområdet	13
4.1.3 Kjemiske tiltak i sigevann	13
4.1.4 Tiltak i grunnvann	14
4.1.5 Kjemiske tiltak i elv	14
5. Effekter Storemyr og Moelva	15
5.1 Områdebeskrivelse	15
5.2 Karakterisering av anleggsområdet	17
5.3 Prøvetaking og analyser	17
5.4 Vannkemiske og biologiske resultater	20
5.5 Samlet vurdering	23
6. Forslag til tiltak	24
7. Referanseliste	25
Vedlegg A. Vannkemiske data	26
Vedlegg B. Fiskegjeller	31

Sammendrag

Denne rapporten dokumenterer årsaken til massiv fiskedød i Moelva, Lillesand, i siste del av august 2006. På oppdrag fra CJV E18 Grimstad-Kristiansand hadde NIVA målt vannkjemi i Moelva i juli og august. Ved prøvetakingen 21. august var vannet i Moelva svært brunturbid, noe som ble rapportert samme dag til Lillesand kommune. Neste dag ble det også meldt om fiskedød i elva.

Den utløsende faktoren for disse observasjonene var det kraftige regnværet 19.-20. august, og det var åpenbart at noe spesielt hadde skjedd. Prøvene som ble tatt 21. august viste at pH i elva var om lag 4,5, mens verdiene hele sommeren hadde vært to enheter høyere.

Med bakgrunn i den erfaring NIVA har med sulfidholdig berggrunn i dette området, gjennomførte vi prøvetaking inne på Storemyr industriområde. Mistanken om avrenning av svovelsyre etter utsprengning og oksidasjon av sulfidholdig berggrunn ble bekreftet ved at pH-verdier helt ned mot 3,3 ble målt i vannforekomster inne på området. Avrenningen til Moelva hadde pH 3,55 den 25. august.

Ytterligere kjemiske analyser av vannforekomstene på Storemyr viste sulfatkonsentrasjoner på over 1200 mg/l inne på industriområdet og nesten 700 mg/l i avrenningsvannet til Moelva. Begge steder var konsentrasjonen av løst, uorganisk aluminium 75 mg/l den 25.8.2006. Dette er 1000 ganger høyere konsentrasjon enn tålegrensen for aure. Konsentrasjonen i Moelva var 0,7 mg Al/l, også dette langt over tålegrensen for aure. Også i det nordvestre området av Storemyrfeltet ble det målt svært høye sulfat- og aluminiumkonsentrasjoner, noe som førte til at Fjellvannsbekkens vannkjemi ble sterkt endret. Turbiditeten i Moelva var forårsaket av jernrike partikler, sannsynligvis dannet i elva ved oksidasjon av toverdig jern til treverdig og påfølgende utfelling av jernoksidhydroksider ved den høyere pH-verdien i elva.

Ytterligere prøvetaking i andre vannforekomster i området påviste effekter av tidligere utsprengningsarbeider og/eller tilførsler av sulfidholdige masser. Et eldre sig gjennom Storemyrfeltet hadde 175 mg SO₄/l og høye metallkonsentrasjoner, mens en bekk som renner til Moelva sørøst i området hadde 38 mg SO₄/l og over 1000 µg/l løst, uorganisk aluminium. Sigevannsavrenning fra Knudremyr avfallsanlegg hadde også forhøyede sulfatkonsentrasjoner (70 mg/l), og potensielt giftig vann rant ut i Moelva ved prøvetaking den 31.10.2006. Anlegget er sprengt inn i sterkt oppsprukken, sulfidholdig berggrunn, som kan gi avrenning av syre og metaller til grunnvann og sigevann.

Analyse av prøver som ble tatt av Moelva tidligere i august 2006 (i en tørr periode før det kraftige regnværet) viste en dobling av sulfatkonsentrasjonen på en drøy kilometers elvestrekning. Årsaken til dette antas å være tilsig av sterkt forurenset grunnvann. Prøve av grunnvannet den elektrometallurgiske bedriften Saint-Gobain bruker til kjølevann ble tatt den 31.10.2006. Vannet viste seg å være sterkt oppvarmet (omlag 30°C), inneholde hele 357 mg SO₄/l og være godt bufret (pH 7,3). Kalkstoffer (hovedsakelig av kalsium) og et ukjent natriumsalt forklarer denne buffervirkningen. Tilførsler av dette grunnvannet kan dermed forklare sulfatøkningen i Moelva på dette tidspunktet og også hvorfor pH økte svakt (6,6 til 6,8) på denne strekningen tidlig i august.

Det er et mål at Moelva skal ha en egen aure/sjøaurebestand. Aktuelle tiltak for å hindre påvirkningen av sigevann fra Storemyr er derfor gjennomgått med dette for øyet, både generelt og for Storemyr spesielt. Utsprengningen har foregått uten den nødvendige miljøstrategi, og flere tiltak er dermed utelukket. Andre tiltak blir for omfattende og for dyre til å være realistiske etter NIVAs mening. Vi foreslår derfor å drenere hele området, slik at rentvann fra uberørt terreng ledes rundt Storemyrfeltet og til Moelva. Alt sigevannet inne på Storemyrområdet samles og ledes til kommunal kloakk, mens overvann fra asfalterte arealer og tak kan samles opp i eget ledningsnett og ledes til Moelva. Dette er trolig det mest kostnadseffektive tiltaket og vil ha en varig, positiv effekt på Moelva.

Summary

Title: Blasting of sulphide-bearing bedrock at Storemyr, Lillesand – effects on the aquatic environment and suggestions of countermeasures.

Year: 2006

Author: Atle Hindar and Eigil Rune Iversen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5048-4

The cause of massive fish death in late August 2006 in River Moelva, Lillesand in southern Norway is documented in this report. Water chemistry data from the river prior to this event were available, and further samples and analyses were financed by the local authorities of Lillesand and the national pollution authorities (SFT).

After a long, dry period in July and August 2006, NIVA noticed extremely turbid water in River Moelva on August 21, after a heavy rain event. Fish death was reported from local people the day after and a check with the laboratory confirmed river-pH of 4.5 on August 21, a reduction by two pH units from the week before. Based on the experience with sulphide-bearing rocks in the area, NIVA examined a newly blasted area of 25 haa at Storemyr, and found water with extremely low pH. The discharge to Moelva had pH of 3.55, and analyses showed SO₄-concentrations close to 700 mg/l, hundred times higher than normal for the area. Although high concentrations of both Ca and Mg followed SO₄, concentrations of inorganic monomeric Al was 75 mg/l, thousand times higher than the limits set for brown trout (*Salmo trutta*).

The turbidity of the river was caused by Fe-rich particles, probably created in the river after oxidation of Fe²⁺ to Fe³⁺ with following precipitation of Fe³⁺ as ironoxyhydroxides of some kind at the higher pH's of the river.

Chemical analyses of samples from other streams and seepages revealed SO₄-concentrations considerably higher than the typical 5-7 mg/l of surface waters from undisturbed areas, also indicating other sources of SO₄ in the area.

Analyses of water samples from the river in the period July-early August 2006 (dry period, low-flow situations) surprisingly showed a doubling in SO₄-concentrations from upstream the SiC-producer Saint-Gobain Ceramic Materials As to about 1000 m downstream. We anticipated that this was caused by S-polluted groundwater and a man-made flush out in the river of this groundwater. So we sampled the Saint-Gobain groundwater, which, besides from being extremely varm (30°C), hold 357 mg SO₄/l, and had a pH of 7.3. The SO₄ was partly balanced by Ca, but the Na-concentrations in µequiv/l was as high as SO₄, indicating some unknown Na-salt as a buffer (Cl was low). Supply of this groundwater could explain the SO₄-increase and also the fact that pH of the river increased from 6.6 to 6.8 along the same reach.

River Moelva should hold a native brown trout/sea trout population according to local and regional environmental standards. To achieve this, measures to prevent acid drainage from entering Moelva at Storemyr should be implemented. Available techniques are discussed and recommendations made in this report. Our suggestions include a full drainage of the area to lead unpolluted water directly to the river, gather all seepage inside the blasted area and lead this seepage to the public drainage system. All surface waters from roads, parking places and roofs should be gathered in separate pipelines and transported directly to the river. A solution along this main line is probably the most realistic alternative when it comes to practical and economically reasonable solutions which at the same time will prevent a negative impact on the fish community.

1. Bakgrunn

Den direkte foranledningen til dette arbeidet er hendelsene på Storemyr ved Lillesand i august 2006 og massiv fiskedød i Moelva. På oppdrag fra CJV E18 Grimstad-Kristiansand hadde NIVA målt vannkjemi i Moelva i juli og august. Hensikten med måleprogrammet var å samle bakgrunnsdata før arbeidet med veganlegget skulle starte opp seinere på høsten. Ved NIVAs prøvetaking 21. august var vannet i Moelva svært brunturbid, noe som ble rapportert samme dag til Lillesand kommune. Neste dag ble det også meldt om fiskedød i elva.

Den utløsende faktoren for disse observasjonene viste seg i ettertid å være det kraftige regnværet 19.-20. august, og det var åpenbart at noe spesielt hadde skjedd. pH-verdier fra prøvene som ble tatt 21. august viste at pH var om lag 4,5, mens verdiene hele sommeren hadde vært to enheter høyere. Med bakgrunn i den erfaring NIVA har med sulfidholdig berggrunn i dette området, ble det seinere samme uke gjennomført prøvetaking inne på Storemyr industriområde. Mistanken om avrenning av svovelsyre etter utspregning og oksidasjon av sulfidholdig berggrunn ble bekreftet ved at pH-verdier ned mot 3,3 ble målt med pH-meter i vannforekomster inne på området. Avrenningen til Moelva hadde pH 3,55 den 25. august.

I mellomtiden foretok NIVA også en kartlegging av fisk og bunndyr i elva. Gjeller fra død fisk ble sendt til analyse.

Etter denne første avklaringen ble det tatt ytterligere prøver av elva og på andre steder i området. Kartleggingsarbeidet besto blant annet av å lete opp andre/eldre kilder til sulfatholdig avrenning.

pH i bekkevann i Lillesandsområdet kan være så lav som 4,4-4,5, og sulfatkonsentrasjonene opp til 6-7 mg/l. Det skyldes lite nedbrytbar berggrunn (granitt og gneis), svake organiske syrer, sur nedbør og ueksponert sulfidberggrunn (Hindar 2005). Ved slike pH-verdier måles som regel uorganisk, giftig aluminium i konsentrasjoner på noen tidels milligram per liter. Etter utspregning i sulfidberggrunn endres dette dramatisk. Svært høye sulfatkonsentrasjoner balanseres med giftig aluminium hvis det er lite andre bufferstoffer til stede. Opp til 100 mg sulfat per liter og flere milligram aluminium per liter ble målt i innløpet til Langedalstjennet etter utspregning på Gaupemyr/Svåbekkområdet i Lillesand på 1980-tallet (Hindar og Lydersen 1994). Det var også klare økninger av en rekke tungmetaller, som kopper, nikkel, sink og kadmium i Langedalstjennet. Jernproblematikken ble ikke belyst i dette tilfellet.

pH gir en indikasjon på at sulfidoksidasjon har funnet sted, men det er den øvrige vannkjemiske sammensetningen som egentlig har størst interesse. Uten en full vannkjemisk oversikt er det umulig å designe optimale tiltak for å hindre skadeeffekter.

Tiltak på Storemyr og i Moelva har vært i fokus helt siden kildeområdet ble funnet. Etter anbefaling om øyeblikkelige tiltak ble det lagt ut kalk i sigevannet/utløpsbekken fra området. Ingen andre tiltak var gjennomført da denne rapporten gikk i trykken, men anbefalinger om permanente tiltak ble gitt av NIVA til Lillesand kommune tidlig i november, 2006.

I denne rapporten dokumenterer vi sammenhengen mellom utspregning av sulfidførende berggrunn på Storemyr og effekter i avrenningsvannet og i Moelva. På basis av aktuelle tiltak mot forurensning i gruveområder anbefaler vi hvilke som egner seg på Storemyr. Men aller først redegjør vi for hva som skjer ved oksidasjon av sulfidførende berggrunn.

2. Oksidasjon av sulfidmineraler

På Sørlandet er det mye erfaring med effektene av svoveltilførsler via luft og nedbør, men man må til andre fagområder for å finne kunnskap og relevant faglitteratur om oksidasjon av sulfidmineraler. Selv om mye er likt, slik som økt sulfatkonsentrasjon, reduksjon i pH, utlekking av giftig aluminium og skadelige effekter på biologi, er mye også svært ulikt. Det som kjennetegner avrenningen etter eksponering av sulfidholdig berggrunn er svært høye konsentrasjoner av sulfat og en rekke andre stoffer. Det vannkjemiske forløpet fra kildeområdet til vassdrag kan være komplisert og uoversiktlig.

De siste 10-20 årene er det gjennomført omfattende forskning innenfor området gruveavrenning, spesielt i Nord-Amerika og i Sverige. I Norge har vi kartlagt de vesentligste områdene med avrenning fra gruveavgang, men det har ikke vært noe stort nasjonalt forskningsprogram på området slik som i Sverige. Vår forskningsinnsats har vært knyttet til bruk av vann som tiltak for å begrense omfanget av forvitningsprosessene (Arnesen og Bjerkeng 1993; Arnesen og Iversen 1997; Arnesen et al. 1994; 1997), og det er utviklet en modell for beregning av hvordan vannkvaliteten vil utvikle seg over tid i et vanndekket deponi.

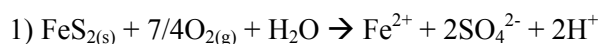
I denne rapporten gir vi en oversikt over prosesser og effekter, men vi har ikke hatt muligheter for å gå gjennom all relevant litteratur. Kontakt ble derfor tatt med Dr. Darrell Kirk Nordstrom i US Geological Survey, som er en av verdens ledende på temaet. Den forenklete framstillingen her er i stor grad basert på de artikler han sendte over, forfattet av ham selv og kolleger.

Det viktigste sulfidmineralet i sulfidførende berggrunn er pyritt (svovelkis). Pyritt (FeS_2) gir opphav til dannelsen av sulfat og svovelsyre (H_2SO_4) når det oksideres. Avrenning fra eksponering av sulfider er karakterisert av lav pH, høye konsentrasjoner av sulfat, bufferstoffer som kalsium (Ca), magnesium (Mg) og aluminium (Al), samt tungmetaller. pH-nivå, Al-konsentrasjon og tungmetallkonsentrasjoner i vassdrag som mottar sur avrenning av denne typen er avhengig av dominerende mineraler, tilgang på bufferstoffer og fortynningsforholdene i vassdraget.

I gruvemiljøet regner en med at sulfidholdig avgang kan gi et miljøproblem med varighet på flere hundre, kanskje opptil noen tusentalls år. Men det er mulig å redusere virkningen og varigheten sterkt, noe som beskrives seinere.

Nedenfor viser vi de viktigste kjemiske reaksjonslikninger som beskriver oksidasjonsprosessene. I likningene er (s) brukt for å markere at det er et fast stoff, mens (g) markerer at stoffet er på gassform. Når disse ikke er angitt vil det si at stoffet er løst i vann. Stoffer som er oppført med et tegn for positiv eller negativ ladning kaller vi ioner.

Oksidasjonen av pyritt skjer i flere trinn. Det første er oksidasjon med atmosfærisk oksygen:



Det faste stoffet pyritt oksideres under nærvær av atmosfærisk oksygen og ved tilgang på vann. Det dannes løste stoffer (ioner). Når en enhet pyritt reagerer på denne måten dannes to enheter av både sulfat og H^+ . I virkeligheten foregår denne reaksjonen i en rekke trinn, og flere mellomprodukter i løst og fast form kan derfor dannes, se for eksempel Nordstrom og Alpers (1999).

H^+ måles som pH ved at:

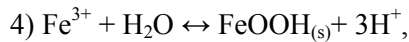
$$2) \text{pH} = -\log [\text{H}^+]$$

Pyrittoksidasjon er kjent fra naturen, for eksempel ved drenering av myrer ved at uttørking øker tilgangen på oksygen. Typisk for utspregning av sulfidgneis er at tilgangen på oksygen bedres radikalt og trekker reaksjon 1) mot høyre, dvs. at pyritt løses lettere.

Når oksygen er til stede vil toverdig jern (Fe^{2+}) fra 1) oksideres til treverdig (Fe^{3+}):

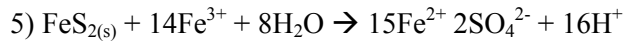


Dette gir tilsynelatende et forbruk av syre ved at H^+ bindes, men det skjer mer. Treverdig jern reagerer raskt med vann og danner en blanding av oksider og hydroksider, som er faste stoffer. Tre enheter H^+ frigis ved dannelse av goetitt:



så nettoeffekten av 3) og 4) er at to enheter H^+ frigis for hver enhet jern som oksideres og felles.

Pyrittoksidasjon drives av egne reaksjonsprodukter ved at allerede dannet treverdig jern fra 4) oksiderer pyritt mye raskere enn oksygen ved pH under 4,5:



Siden denne reaksjonen er så rask, er dannelsen av Fe^{3+} hastighetsbegrensende for pyrittoksidasjonen for denne abiotiske prosessen.

Hindar og Lydersen (1994) har vist at sulfidene i området Gaupemyr nær Lillesand by kan være dominert av pyrrhotitt (magnetkis) med innslag av chalcopyritt (kopperkis). Svovelet i pyrrhotitt (Fe_{1-x}S , der x er mellom 0 og 0,2) er på en enda mer redusert form enn pyritt, og kan oksideres enda raskere.

Ved nærvær av svovel-og jernoksiderende bakterier av typen *Thiobacillus ferrooxidans*, vil oksidasjonen av pyritt og Fe^{2+} gå svært mye raskere, noe som fører til at tilgangen på oksygen blir den egentlige begrensningen. Det vises ellers til diverse artikler av Nordstrom og medarbeidere og en reviewartikkel fra et svensk forskningsprogram (for eksempel Nordstrom and Alpers 1999; Herbert 1999) for en sammenstilling av mulige bakterielle prosesser og de miljøfaktorer og andre faktorer som påvirker dem.

Et forhold en skal være klar over er at også nitratreduserende bakterier kan finnes i slike miljøer når det er god tilgang på nitrat. Disse bakteriene kan dermed være med å oksidere sulfid selv om det er lite oksygen til stede. Nitratkilden i sprengstein vil være ammoniumnitrat i sprengstoffet.

Oksidasjon av pyritt er en eksoterm reaksjon, dvs. at varme avgis. Temperaturen i sulfidholdige grushauger kan dermed øke, luftgjennomstrømmingen blir bedre, og oppvarmingen kan gi ytterligere fart i oksidasjonen. I ekstreme situasjoner kan inndamping ved temperaturøkning gi svært lav pH, og verdier helt ned til pH -3,6 (negativ pH) er dokumentert fra gruvevann i Iron Mountain i California (Nordstrom et al. 2000). Dette er den laveste pH-verdien som noen gang er målt.

Oksidasjon av pyritt er komplisert og involverer en rekke mellomprodukter (oksidasjonstrinn) av svovel; svovelet i FeS_2 har ladningen -1, mens svovelet i SO_4^{2-} har ladningen +6. Trinnvis oksidasjon vil til slutt resultere i dannelse av mer stabile sekundære mineraler, der goetitt (FeOOH fra reaksjon 4) og jarositt ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) er to av flere. De sekundære mineralene danner gul-brun-røde fargespill på oksiderte mineraloverflater.

Erfaringen fra den geologiske kartleggingen langs ny E18 er at jarositt kan finnes på mineralkorngrenser og at korngrensene i fast fjell kan være svært svake (Per Hagelia, pers. medd.). Det kan skyldes transport av løste ioner fra pyrittilder og utfelling i områder med bedre tilgang på oksygen. Det vil si at syredannelse kan skje fra geologiske formasjoner som i utgangspunktet kan virke mindre problematiske utfra en overflatekartlegging. Selv tilsynelatende fast fjell kan dessuten bli nærmest pulverisert slik at det umiddelbart etter utsprenning blir eksponert en svært stor mineraloverflate. Syreproduksjonen kan derfor bli spesielt stor og rask i de områdene der dette "sukkerfjellet" finnes. Et tilleggsproblem kan være at slike mineralpartikler kan eroderes og transporteres med vannet under flom.

Ved å sammenlikne den vannkjemiske sammensetningen med sammensetningen av mineraler, kan kilden til sulfat vurderes nærmere (Nordstrom and Alpers 1999), men til dette kreves full ionesammensetning og egne beregningsprogrammer. Ett eksempel kan være relevant her; er forholdet K/SO_4 i vannet svært lavt kan det være at jarositt er en mindre viktig kilde til sulfat. Det er fordi forholdet mellom K og SO_4 i jarositt ($KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$) er 0,5. Men K kan være erstattet av Na, H_3O eller NH_4 , slik at andre varianter av jarositt også kan være aktuelle. Jern kan oksideres og deretter felles, slik at forholdet Fe/SO_4 i avrenningsvannet er mindre egnet til slike sammenlikninger.

Syreproduksjonen skjer raskt ved oksidasjon av svovel. I tillegg kommer en latent forsuring. Toverdig jern fra likning 1) kan finnes løst i sigevannet, eventuelt i forurenset grunnvann som lekker ut i resipienten. Hvis pH øker til over 4-5, vil jernet oksideres til treverdig form og jernet kan deretter felles (reaksjon 3 og 4 foregår da i resipienten). For hver enhet toverdig jern som reagerer på denne måten dannes to enheter H^+ , og pH reduseres. Teoretisk vil oksidasjon med påfølgende partikkeldannelse av 1 mg Fe^{2+}/l kunne gi en pH-verdi på 4,5. Men dette er avhengig av hvor mye bufferstoffer som finnes i vannet. Det skal ikke så mye buffer til for å holde pH over 6 i dette tilfellet (med kun 1 mg Fe/l), men erfaringer fra Løkken Verk i Meldal er at pH i naturlig vann kan reduseres fra for eksempel 6 til 3 hvis det er noen hundre mg jern per liter i vannet. Denne prosessen kan foregå i selve resipienten, dvs. etter at avrenningsvannet er blandet inn i bekk, elv eller innsjø.

Jernoksidasjonen forbruker oksygen (reaksjon 3) og fører til partikkeldannelse (reaksjon 4). Partiklene er i form av ulike kombinasjoner mellom jern, oksygen og hydroksylgrupper, slik som jernhydroksid, det vi ofte kaller rust ($Fe(OH)_3$), og jernoksihydroksidet goethitt ($FeOOH$). Disse vil reagere videre og også binde til seg tungmetaller og andre stoffer. Partiklene i seg selv vil derfor være et problem for de områdene der utfellingen skjer, der de sedimenterer eller det de fester seg på forøvrig. Redusert jern som oksideres og felles i vassdrag setter seg direkte på fiskegjeller og kan føre til fiskedød.

Jernoksidasjon i vann skjer også naturlig ved at redusert jern (Fe^{2+}) fra for eksempel myrer oksideres. Dette kalles gjerne okerdannelse fordi de faste stoffene som dannes, se avsnittet over, er gul-oransjefarget. I Norge gir dette gjerne svært lokale effekter, for eksempel i myrgrøfter, men i områder med større reservoarer av redusert jern kan effektene være mer omfattende, spesielt etter drenering.

3. Skadeeffekter

Surt avrenningsvann fra sulfidoksidasjon er svært skadelig for vannlevende organismer, langt mer alvorlig enn surt vann forårsaket av sur nedbør. Mens sur nedbør har gitt giftig overflatevann i Sør-Norge med pH-verdier ned mot 4,5 og opptil 0,2-0,3 mg/l løst, uorganisk aluminium, kan sulfidoksidasjon medføre pH-verdier under 4 og flere mg/l aluminium. I tillegg kommer skadelige tungmetallkonsentrasjoner, noe som i svært liten grad er påvist pga sur nedbør i Norge. En siste forskjell er høye jernkonsentrasjoner, som vi har sett kan medføre både forsuring og skadelige partikler.

Levende organismer i sulfidområder kan bli utsatt for kombinasjonen av svært lav pH, giftig aluminium og giftige tungmetaller. I det mest ekstreme miljøet inne ved sulfidkilden er det bare ulike bakteriearter og andre lavere organismer som kan leve. Mange av dem er spesialister på å benytte seg av sulfider som energikilde, kan dermed trives svært godt, og har gjerne pH-optimum mellom pH 1 og 4.

Men i elver og innsjøer lever det fisk, bunndyr og andre organismer som på ingen måte er tilpasset slike ekstreme miljøer. Tvert imot, flere arter av ulike dyregrupper og planter er sensitive for lav pH (pH under 5-6), og fisk dør selv ved relativt lave aluminiumskonsentrasjoner i surt vann. Fisk kan få problemer og dø ved lav pH i seg selv, men hvis det er aluminium i tillegg skjer dette ved høyere pH-verdier. Skadelige konsentrasjoner av løst, uorganisk aluminium for aure kan være i området 50-100 µg/l.

Ved kalking av vassdrag søker en å holde pH over 5,5-6 for aure, men over 6,2-6,5 for laks pga den ekstra høye sensitiviteten til laksesmolt. Ved disse pH-nivåene antas det at aluminium ikke gir giftvirkninger. Med forhøyede konsentrasjoner av diverse skadelige tungmetaller i tillegg til aluminium, vil sannsynligvis effektene skje ved forholdsvis lave konsentrasjoner for hvert av dem.

Miljøer som forsker på metalleffekter på fisk har dokumentert at surt, noe metallholdig vann som ledes til vannforekomster med høyere pH kan gi ekstremt giftig vann. Dette skyldes at metallene endrer tilstandsform og i den fasen lettere festes på fiskegjeller. Området dette skjer i er kalt blandsoner, og fisk som eksponeres i slike områder kan raskt få fysiologiske problemer. Hvis området er svært lokalt, er dette neppe noe problem for en fiskebestand. Men hvis blandsonen strekker seg over hele elveprofilen og et langt stykke nedover over lengere tid, kan det skade fisk på hele elvestrekningen.

Jernutfelling antas å ha noe av den samme effekten som aluminium på fiskegjeller; salttransporten hindres ved at enzymsystemene for aktiv ionetransport skades og gjellenes oksygenopptak fra vannet reduseres ved at gjellene klogges igjen av slim.

Jernpartikler er svært reaktive og vil binde til seg andre tungmetaller (Alpers and Blowes 1994) og eventuelt sedimentere eller feste seg direkte på overflater i elver og innsjøer. Dette antas å kunne skape et giftig miljø på elve- og innsjøbunn, men dette er selvsagt avhengig av hvor mye som avsettes. Ved flom vil disse temmelig "fluffy" partiklene kunne rives opp og føres vekk, men denne midlertidige opprensningen kan være uten betydning for et stabilt økosystem. Bunnlevende organismer, fiskeegg og plommesekkkyngel av fisk antas å være svært utsatt.

Metallpartikler vil føres nedover i vassdrag og eventuelt til sjøen, der de lettere klogges til større partikler og sedimenterer pga den høye ionestyrken. Gifteffekter kan derfor også tenkes i det nærmeste resipientområde i sjøen, spesielt stillestående partier kan være utsatt fordi partiklene her kan sedimentere mer konsentrert.

4. Generelt om muligheter for tiltak

Her går vi gjennom aktuelle tiltak slik de først og fremst er beskrevet i rapporter fra det svenske MiMi-programmet (**Mitigation of the environmental impact from Mining waste**; se Fröberg og Höglund 2004). Med de erfaringer som finnes fra Sverige og andre steder rundt omkring i verden, er det viktig å understreke at en så langt som råd bør hindre eksponering av sulfidmineraler.

Tilstrekkelige tiltak mot uønskede effekter i vannmiljøet krever omfattende kartlegging, god planlegging og kunnskapsbasert utførelse.

Hvis en først velger å sprengte ut sulfidberggrunn må tiltak være en del av en planlagt strategi. Tiltakene innenfor denne strategien kan deles inn som fem trinn i en trapp, slik som vist av Frøberg og Höglund (2004). De nederste tre trinn består av tiltak som reduserer muligheten for at miljøproblemer oppstår, har lave kostnader og krever minst mulig vedlikehold. De kalles derfor passive tiltak. De øverste to trinn er aktive tiltak med stor grad av kompleksitet og krever et økende langtidsengasjement i form av vedlikehold. Tiltaksstrategien utformes på en slik måte at en i størst mulig grad reduserer muligheten for å måtte gå opp til neste trinn i trappa.

4.1 Tiltak i kildeområdet

4.1.1 Fysiske tiltak

Utsprengte masser med sulfidgneis må sorteres ut, de må ikke knuses unødige og spres ukritisk, men håndteres for å hindre/reducere forvittringsprosesser og effekten av dem.

Allerede ved utsprengning må sulfidholdige masser sorteres ut og håndteres spesielt. Det reduserer mengden av problemavfall og dermed kostnaden ved tiltak.

Det viktigste langsiktige tiltaket er å redusere tilgangen på oksygen og dermed oksidasjonen av sulfider. Reduksjon av oksygen kan gjøres på flere måter:

- 1) Dykke ned sulfidavfallet i ferskvann (bruke naturlige eller lage kunstige innsjøer) slik at oksygentilgangen fra luften reduseres. Bølgedemping for å hindre erosjon og kalking av innsjøen for å felle metaller er gunstig.
- 2) Dykke ned sulfidavfallet i sjøen (sjødeponi). Det vil ha samme virkning når det gjelder oksygen, men sjøen vil også automatisk motvirke utlekking av metaller gjennom sin høye pH (ca. 8,3) og gode bufring.
- 3) Øke grunnvannstanden kunstig slik at sulfidmasser blir liggende i vannmettet miljø med redusert oksygentilgang.
- 4) Dekke til landdeponier; først med noen få desimeter tett masse med stor vannlagringskapasitet og deretter med en beskyttende masse av morene på toppen. Mektigheten på beskyttende masse kan være 1-2 meter. Oppå morenedekket plantes egnet vegetasjon.
- 5) Dekke utsprengte overflater med tett dekke for å redusere lufttilgang.

Disse tiltakene kalles gjerne passive fordi de trenger lite tilsyn og ingen form for regelmessig tilsetning av kjemikalier.

Å hindre at forvittringsprosessene skjer er svært vanskelig selv ved svært lite oksygentilgang. Anoksiske forhold er kjennetegnet ved at konsentrasjonen av oksygen er lavere enn 0,1 mg/l. Men jernoksidierende bakterier kan fikse CO₂ og bruke diverse andre energikilder slik som Fe³⁺, S og sulfidmineraler. En må også være oppmerksom på at nitrat fra sprengstoff er egnet energikilde for nitratreduserende bakterier. De vil dermed kunne oksidere pyritt ved å redusere nitrat.

En tilsvarende gruppe tiltak kan gjennomføres for å hindre vanntransport inn i sulfidmasser. Mindre vanntransport inn vil redusere transporten av reaksjonsprodukter til bekker, elver eller innsjøer. Slike tiltak kan også være passive hvis de kan gjøres mest mulig permanente. Eksempler på slike tiltak er:

- 1) Lede upåvirket vann fra området omkring problemfeltet i åpent eller lukket system utenom og til resipient.

- 2) Hindre nedbørinntrengning til deponier, fyllinger eller permanente flater ved å legge tette dekker. Hvis dekkene er svakt hellende, vil nedbør renne raskere vekk og faren for inntrengning reduseres ytterligere. Avrenningsvannet samles opp og ledes evt. til resipient.

Alle tiltak som kan redusere forvitringen og også vanntransporten fra sulfidkilder vil være gunstige for sårbare resipienter. Det vil være med å fordrøye produksjon av skadelige reaksjonsprodukter og redusere konsentrasjonen av metaller ved at bufrende prosesser får virke bedre. Har resipienten god bufferevne fra naturens side og god fortynnende evne (relativt stor vannføring) vil effekten av problemavrenning være mindre.

Knusing av sulfidholdig sprengstein øker den reaktive mineraloverflaten sterkt. En halvering av diameteren til en kule eller sidekantene til en kube vil firedoble overflaten. Det innebærer at kilden til forvitring og dermed dannelse av problemavrenning øker. Dette må ikke skje.

Ukritisk spredning av sprengstein vil føre til at nye områder kan påvirkes og håndteringen av problemavrenning kan bli vanskelig.

Sulfidholdig stein er dessuten dårlig egnet som bygningsmateriale fordi forvitringen ødelegger strukturen og bidrar til nedbryting over tid. Både knusing og spredning bør derfor være uaktuelt også av denne årsaken.

I visse tilfeller kan mulighetene for å lykkes med passive tiltak være små, og da må man opp et trinn i tiltaksstigen, se de neste avsnittene. Dette gjelder også ved manglende tiltaksstrategi.

4.1.2 Kjemiske tiltak i kildeområdet

Sulfidmasser kan kalkes for å redusere bakterielle prosesser og syreproduksjon. Det beste er å tilsette kalk under oppbyggingen av deponier fordi kalk tilsatt etter at deponiene er ferdig oppbygd vanskelig kan trenge inn til de aktive overflatene. Kalk tilsatt som slurry kan kanskje være en bedre løsning for å trenge inn i slike masser.

Herbert (1999) beskriver kjemiske tiltak for å passivisere pyrittoverflater. Det kan gjøres ved tilsetning av jernfosfat eller silikat. Bakteriell aktivitet kan hindres/reduseres ved tilsetning av baktericider, men dette er mindre ønskelig. Tiltakene kan ha begrenset verdi hvis kjemikaliene ikke trenger inn til mineraloverflatene.

Felles for slike tiltak er at det er svært vanskelig å beregne riktig mengde kjemikalier. Avrenning av overskuddskjemikalier til vann og vassdrag kan derfor oppstå.

4.1.3 Kjemiske tiltak i sivevann

Etter at diverse passive tiltak er gjennomført, eventuelt også aktive tiltak som kjemikalietilsetning til sulfidmasser/sprengstein, kan det vise seg at en likevel har problemavrenning mot resipient. Avrenningen må da håndteres, og man beveger seg inn i en type aktive tiltak som kan være kostbare og som krever mer eller mindre permanent vedlikehold over lang tid.

Avrenning som ikke tilfredsstiller miljøkrav vil være karakterisert ved høy konsentrasjon av sulfat, lav pH, høy konsentrasjon av aluminium, generelt høyt ioneinnhold (for eksempel av Ca og Mg) og et visst innhold av løste tungmetaller. Av spesiell interesse vil være innholdet av løst toverdig jern fordi jernet kan oksidere og felles slik at rørsystemer tettes. En pH-reduksjon kan også forekomme ved metallutfellinger.

Kalking vil redusere surheten og føre til at metaller kommer i en utfellingsfase. Fordelen med karbonater som kalsitt og dolomitt (CaCO_3 og $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$) er at en hindrer faren for høy pH, men

den sterkt sure avrenningen kan kreve bruk av lesket kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) for at nøytraliseringen skal være rask nok. Både oksider (for eksempel brent kalk; CaO) og hydroksider kan imidlertid gi svært høy pH, og strenge krav må dermed stilles til kontroll.

Redusert surhet ($\text{pH} > 4-5$) vil bedre betingelsene for jernoksidasjon med påfølgende utfelling. I utgangspunktet skulle dette gi en endring til det bedre, men endringen i seg kan være skadelig for fisk hvis jernutfellingen skjer i vann og vassdrag. En rekke forsøk NIVA og andre har gjennomført viser at metaller, slik som aluminium og jern, kan feste seg på fiskegjeller når det skjer en kjemisk endring mot høyere pH, se avsnittet om skadeeffekter. Det vil derfor være et poeng at kalkingen etterfølges av et system for oppfangning av partikler, for eksempel sandfilter, kalkfilter eller synkebasseng, slik at det vannet som slippes mot resipienten er så metallfritt som mulig.

Metaller kan bindes spesifikt ved å tilsette silikatlut. Dette er testet i norske vassdrag for aluminium, men vil trolig også kunne gjelde en lang rekke andre metaller. Bindingen skjer best ved forholdsvis lave pH-verdier og vil antakelig være mindre fullstendig hvis pH først er økt til over 6. Ved tilsetning av store silikatdoser for å binde høye metallkonsentrasjoner vil pH trolig kunne bli svært høy siden silikatet i dette tilfellet er på lutbasis. En kan komme i den situasjon at vannet etter silikatbehandling må surgjøres for å få pH tilbake til et akseptabelt nivå ($\text{pH} 6-8$). Bruk av silikatlut må først testes ut i laboratorium eller i mindre skala i felt.

4.1.4 Tiltak i grunnvann

En kompliserende faktor vil være forurenset grunnvann. Slikt grunnvann kan være surt, ha løste tungmetaller og inneholde toverdige jern. Vann fra slike reservoarer vil kunne ha liten betydning i perioder med lite nedbør eller hvis forurensningen (svovelsyren) er begrenset eller blir nøytralisert i grunnen. Men hvis surt, forurenset grunnvann føres ut i vassdrag ved sterke regnskyll, kan dette resultere i ytterligere forsuring i vassdraget både pga svovelsyren og fordi jern kan oksideres og felles (latent forsuring). Løst, giftig aluminium og løste tungmetaller kan også føres ut i vassdraget. I vassdraget vil dette sigevannet fortynnes og metallene kommer i et miljø med høyere pH, noe som vil medføre at de kommer i en utfellingsfase på samme måte som jern.

Tiltak i grunnvann er svært komplisert og krever god kartlegging av forekomstene og grunnvannets strømningsretning. Vi går ikke nærmere inn på dette temaet her.

4.1.5 Kjemiske tiltak i elv

Avrenningen fra kildeområdene kan skje på en slik måte at det er vanskelig å unngå tiltak i selve vannresipienten. I tilfellet Moelva er vannresipienten av en viss størrelse ved at nedbørfeltet er ca. 35 km^2 . Det gir et godt grunnlag for fortynning av problemvann. Vassdrag som har stor bufferkapasitet vil kunne nøytralisere en viss mengde syre, og metallutfelling vil ikke ha det samme skadepotensialet fordi harmløse Ca og Mg vil konkurrere med giftige metaller om binding til gjeller og andre overflater. Men, som vi viser i denne rapporten, Moelva har svært liten bufferkapasitet i perioder med stor vannføring, og er dermed svært sårbar.

Siden erfaring med kalking er så god og kunnskapsnivået om dette såpass høyt på Sørlandet, vil dette temaet ikke bli behandlet ytterligere her. Men vi vil referere til NIVAs anbefalinger for Langedalstjenn, Lillesand, på den tiden aluminiumsnivået var svært høyt. Med omkring 5 mg Al/l på løst, uorganisk form, var vi redde for at kalking ville føre til en Al -utfelling som i lang tid kunne gi vannet en melkegrønn til grågrønn farge pga partikler. Denne fargen kan sammenliknes med den som dannes ved lysspredning fra brepartikler eller leirminerale. Tidlig på 1990-tallet var det 20 tonn Al i det 0,27 km^2 store vannet, og en plutselig utfelling av alt dette ville også kunne gi et metallproblem for framtidige bunnlevende organismer.

Målet med tiltak i elver, slik som Moelva, vil være å stabilisere pH på 6-7. En kan også tenke seg at tiltak gjennomføres kun i perioder der vannkvaliteten kan komme i fare for å bli redusert pga stor avrenning av forurenset grunnvann eller fordi kapasiteten på andre rensetiltak overskrides i slike perioder. Spørsmålet her blir likevel hvordan eventuelle problemer med latent forsurening og partikkeldannelse ved jernutfelling skal håndteres. En løsning på denne typen problemer kan ikke beskrives før etter kartlegging over tid. En lang periode (uker) med tørt vær som blir etterfulgt av kraftig regn vil trolig være svært kritisk hvis grunnvannet er forurenset.

5. Effekter Storemyr og Moelva

5.1 Områdebeskrivelse

Moelva drenerer skogs- og jordbruksområder i Birkenes og Lillesand kommuner. Nedbørfeltet er 35 km², og elva renner ut i Tingsakerfjorden i Lillesand. Sentralt i feltet ligger Storemyr, Saint-Gobain elektrometallurgiske industri og Knudremyr søppelfyllplass (**Figur 1-Figur 3**). Sistnevnte er sprengt inn i fjellet på vestsiden av vegen mot Birkeland. Det er ellers omfattende jordbruk/husdyrhold i området ned mot E18.

Moelva er sjøauførende og er av kommunen høyt prioritert for opprusting til rekreasjonsformål.

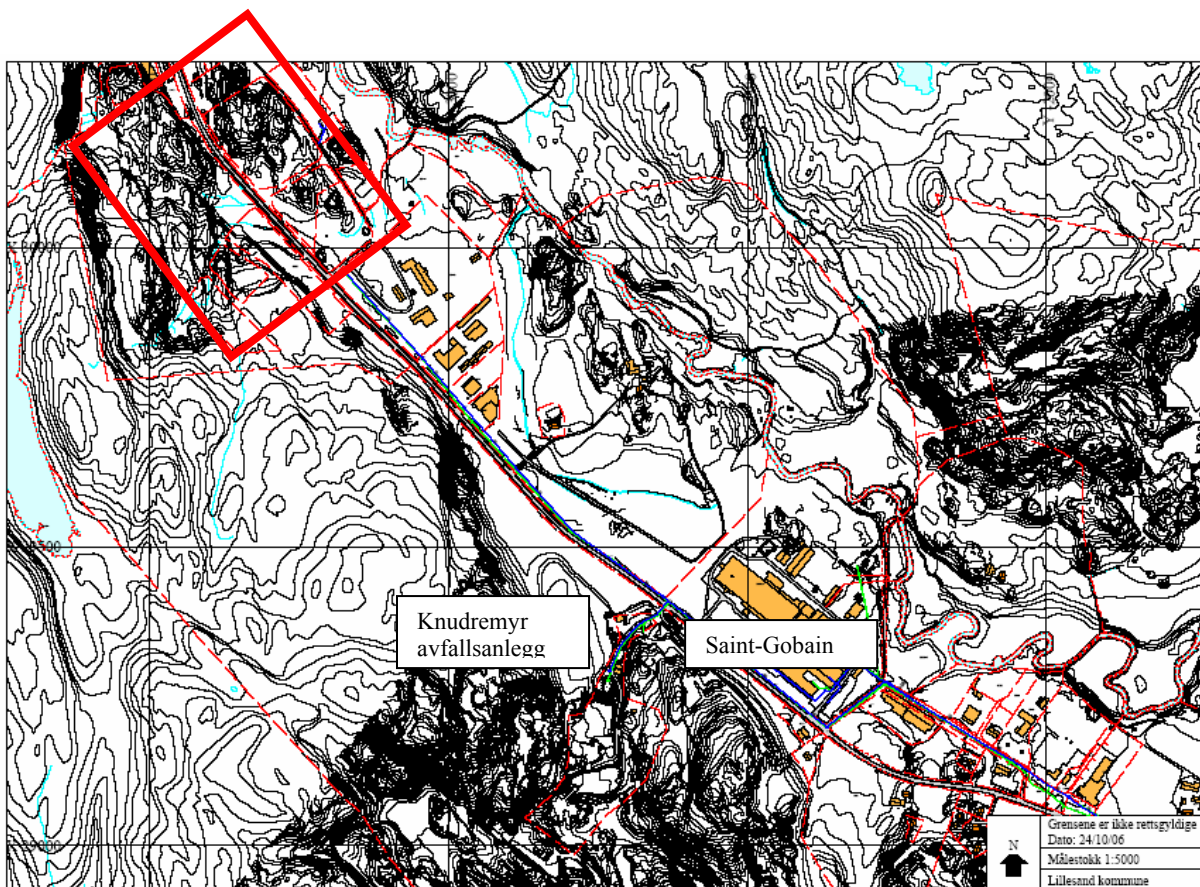
Storemyr industriområde ligger langs vegen mellom Lillesand og Birkeland. Området er ca. 0,25 km² stort og ble etablert fra høsten 2005. Utsprengning/planering var ikke avsluttet på det tidspunktet denne rapporten ble skrevet. NGUs geologiske undersøkelser høsten 2005 (notat med kart fra Einar Tveten, NGU) viser at det går en markert sulfidgneisformasjon diagonalt gjennom området. NGU skriver at utsprengning vil føre til sur avrenning. Sørlandskonsult AS anbefalte entreprenøren diverse tiltak for å redusere effekten av dette.



Figur 1. Deler av Storemyr industriområde. I fjellveggen til høyre ses det som trolig er utfelte sekundærmineraller av jern og trolig svovel etter oksidasjon/forvitring av pyritt. Foto: Frode Kroglund, NIVA.



Figur 2. Storemyr industriområde nordvest for Lillesand by.



Figur 3. Storemyr industrområde (rød firkant) er etablert på begge sider av RV402 mellom Lillesand og Birkeland. Inntegnet er også Knudremyr avfallsanlegg og Saint-Gobain.

5.2 Karakterisering av anleggsområdet

Vi vil først understreke at NIVA ikke har gjennomført undersøkelser av geologi eller sprengte masser på Storemyr industriområde. Karakteriseringen er basert på NGUs geologiske kartlegging/beskrivelse (notat og kart fra Einar Tveten, NGU), gjennomgang av diverse internasjonal litteratur som beskriver behov for tiltak og oppfølging i tilsvarende områder, sammenlikning med Gaupemyr/Langedalstilfellet og egne observasjoner i området.

Industriområdet ble opparbeidet fra høsten 2005, og var i perioden sommeren/høsten 2006 fortsatt under etablering i den forstand at det gjenstod planlagt utspregning og masseforflytning i november 2006 (**Figur 1**). Området er opparbeidet på begge sider av vegen mellom Lillesand og Birkeland. Alt anleggsarbeidet fram til fiskedøden i august ser ut til å ha foregått uten noen form for passive eller aktive tiltak av den typen som er beskrevet over. Utsprengte sulfidmasser er ikke tatt hånd om ved at de er skilt ut, deponert og tildekket på eget område. Det har ikke vært forsøk på å lede rentvann som kommer inn i området i egne grøfter eller lukket rørsystem ut av området for å hindre påvirkning. Fram til utgangen av august var det heller ikke gjennomført aktive tiltak i form av kalking eller andre former for vannbehandling av sigevann eller i Moelva.

Stikk i strid med det en ville forvente etter den geologiske kartleggingen høsten 2005, tyder de vannkjemiske undersøkelsene på at utsprengte masser fra problemområdet er flyttet til andre deler av området. Alternativt har problemområdet vært større i omfang uten at dette er oppdaget ved utspregning slik en ville forvente i et slikt område.

Masser som åpenbart har inneholdt eller inneholder sulfider (gulbrune overflater av metallutfelling) er knust til grus og lagt opp i store ubeskyttede hauger inne på området (**Figur 1**). Knusing fører som allerede omtalt til eksponering av langt større mineraloverflater og dermed til langt større svovelsyreproduksjon enn det en ellers ville hatt. Manglende tildekking gir fri tilgang på både oksygen og vann, de to viktigste faktorene for syreproduksjon.

Hvis det har vært noen form for geokjemiske eller vannkjemiske undersøkelser på Storemyr etter utspregning, har resultatene enten ikke vært tolket riktig eller så har man unnlatt å ta konsekvensen av resultatene. Virksomheten på Storemyr, med manglende oppmerksomhet omkring et svært potent miljøproblem, må ses i lys av den store oppmerksomheten det har vært i Lillesand omkring Langedalstjenn i sin tid og i seinere tid omkring anlegget for ny E18 gjennom sulfidberggrunn.

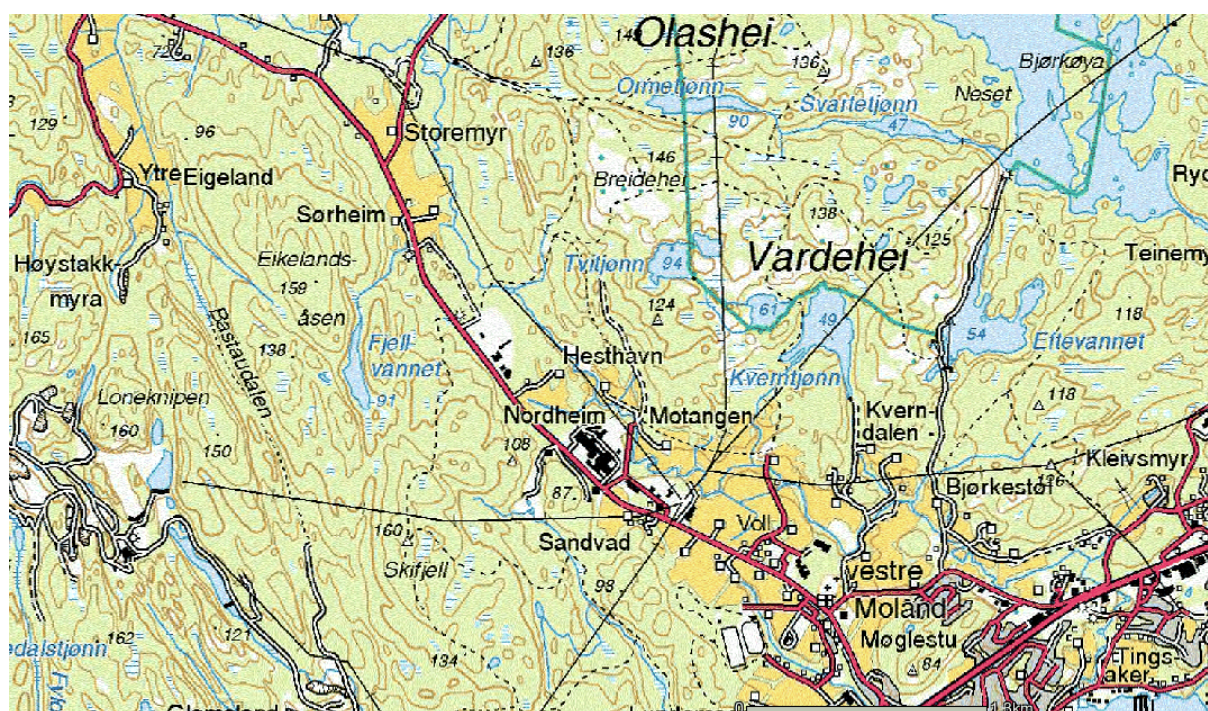
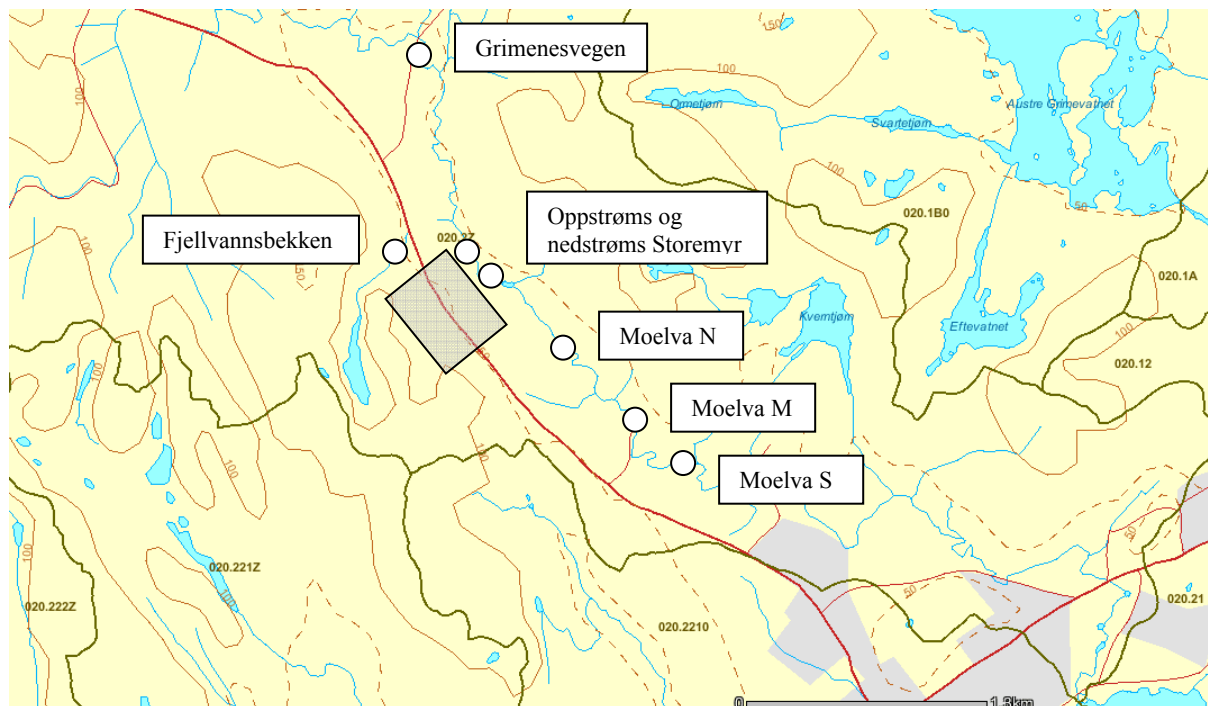
5.3 Prøvetaking og analyser

De viktigste stedene for prøvetaking i Moelva er vist i **Figur 4**.

På oppdrag fra CJV E18 tok NIVA vannprøver av Moelva på tre forskjellige steder i juli og august 2006. Øverste stasjon var ved Hesthagen, mellomstasjonen rett på baksiden av Saint-Gobain der vegen krysser elva, og nederste stasjon ved kommunens eiendom/lager på Fyresmoen mellom Saint-Gobain og Møglestu.

Ved prøvetakingen den 21. august 2006 ble det observert sterkt brunturbid vann i elva og dette ble meddelt kommunen ved e-post samme dag. Dagen etter kom melding til Fylkesmannen i Aust-Agder om fiskedød i Moelva. Analyse av vannprøvene viste at pH var nær 4,5 på alle tre stasjoner, men at den øverste stasjonen hadde lavest pH.

Analyseprogrammet for CJV E18 var begrenset på dette tidspunktet, og ytterligere analyser av vannet ble gjort for å finne årsaken til lav pH.



Figur 4. Prøvetakssteder i Moelva er markert på øverste kart. Storemyr industriområde er markert med grå firkant. Nedbørfeltavgrrensningen er også markert på øvre kart.

På oppdrag fra CJV ble det 23. august samlet bunndyrmateriale på en stasjon og gjennomført elektrisk fiske i Moelva ved Hesthagen. Denne dagen observerte NIVA død fisk flere steder i elva, og det ble tatt ut gjelleprøver fra åtte døde aureunger for analyse av metaller på gjellene.

Fredag 25. august ble det samlet inn vannprøver fra Moelva og forskjellige steder på Storemyr industriområde (**Figur 5**). pH ble målt i felt, og viste at pH i Moelva var tilbake til mer normale nivåer mens pH-verdiene på Storemyr var svært lave. Det ble derfor gitt beskjed om analyse av alle hovedioner på de prøvene som ble sendt til laboratoriet slik at en kunne få en oversikt over vannkjemien.



Figur 5. Prøvetaking i Moelva (øverst til venstre) og på Storemyr (resten av bildene) den 25. august 2006. I vannansamlingen oppe til høyre ble det målt pH 3,3 og i avrenningsvannet til Moelva (nede til venstre) pH 3,55. I vannet til høyre var det tilført kalkstoffer og pH var 5,7. Utfelling av aluminium ved denne pH-verdien er trolig årsaken til det grønturbide vannet. Foto: Frode Kroglund, NIVA.

Etter oppfordring fra eier av Egeland Plast var NIVA på befaring i Fjellvannsbekken og den nordvestre delen av Storemyr industriområde den 18. september. Det var åpenbart flyttet masser som kunne være sulfidholdige til dette området og sigevannet gikk til bekken. Det ble derfor tatt prøver av en grunnvannslomme inne på flata og i sigevannet fra anleggsområdet, samt en prøve nedstrøms dette innsiget i Fjellvannsbekken.

Etter regnvær hhv. ca. 25. september og 1. oktober ble det tatt nye vannkjemiske prøver 27. september og 2. oktober, blant annet for analyse av tungmetaller. Prøver ble nå også tatt lengere oppe i elva, der vegen til Grimnes krysser elva. I tillegg ble det tatt prøver av et grøftesig som renner ut i Moelva kun 10 meter nedstrøms siget fra det nyetablerte Storemyrområdet. Grøftesiget drenerer en del av det eldre industriområdet som grenser til Storemyr i sørøst, og det så ut til å være betydelige utfellinger av metaller og bakterievekst i denne grøfta.

Etter forslag fra NIVA ble det satt opp utstyr for kontinuerlig måling av pH i Moelva. Pumpehuset til Saint-Gobain ble velvillig stilt til disposisjon av fabrikken, og datafangst startet 3. oktober.

5.4 Vannkjemiske og biologiske resultater

Vannkjemiske resultater og resultater av gjelleanalyser er gitt i vedlegg bak i rapporten. Det vil også bli referert til de vannkjemiske analysene som er gjort for CJV E18. Her gjengir vi hovedlinjene i forholdsvis kronologisk rekkefølge. Det vises til **Figur 4** med de vannkjemiske stasjonene.

De vannkjemiske analysene viste at pH i Moelva på stasjonen Moelva M (ved Saint-Gobain) ble redusert fra omkring 6,5-7 i juli og første delen av august til pH 4,5-4,6 den 21. august 2006. Endringen skjedde etter det kraftige regnværet helga 19.-20. august. Tilleggsanalysene i prøver fra 21. august viste at sulfatkonsentrasjonene var svært høye i elva og klart avtakende fra stasjonen ved Hesthagen (Moelva N), via Saint-Gobain (Moelva M) og ned til Fyresmoen (Moelva S). Det ble målt nesten 700 µg/l løst, uorganisk Al i elva. Dette er den giftige formen av aluminium og nivået er uten tvil giftig for fisk.

Vannet den 21. august var svært grumsete, noe det ble reagert på under prøvetakingen. Analyser viste at tørrstoffinnholdet var noe over 10 mg/l, gløderesten ca. 3 mg/l og at partiklene var svært jernholdige. Konsentrasjonen av partikulært jern var ca. 1 mg Fe/l, dvs. ca. 10% jern i tørrstoffet. Hvis en antar at jernet var i form av Fe(OH)₃, har innholdet av partikler på denne formen vært 20% av tørrstoffet. Hvis jernet var i form av jernoksydet Fe₂O₃, utgjorde disse 30% av tørrstoffet og hele gløderesten. Jernpartikler er svært reaktive og har trolig knyttet til seg humus og andre metaller. Jernutfellingen har trolig skjedd i elva, og dette i seg selv kan være årsak til fiskedød, slik som vist under.

Ved prøvetaking av bunndyr og fisk to dager seinere ble det funnet død fisk og døde fåbørstemark i elva nedstrøms Storemyr og helt ned til utløpet ved Tingsaker. Elva ble ikke undersøkt oppstrøms. Fredag 25. august ble det også registrert død fisk i elva nedstrøms Storemyr, mens det oppstrøms (ved bro for veg til Grimnes) var vakende fisk med naturlig atferd.

Prøver av fiskegjeller til død aureyngel ble sendt til Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB), og det viste seg at fisken hadde svært høye og dødelige konsentrasjoner av både jern og aluminium på gjellene, se resultater i vedlegg.

Etter melding om fiskedød, egne observasjoner av samme og beskjeden fra NIVAs laboratorium om at pH var 4,5 den 21. august, ble det fredag 25. august tatt nye vannprøver i elva og vannprøver på Storemyr industriområde. Det ble også målt pH i felt. Vannprøvene fra elva viste at pH var økt til mer normale nivåer. Det skyldes at uka var uten nedbør og at tilførslene av syre dermed hadde avtatt.

Men på Storemyr ble mistanken om kraftig syreproduksjon bekreftet umiddelbart ved at pH-verdier ned til 3,3 ble målt med felt-pH-meter i åpne vannansamlinger. En ansamling hadde imidlertid pH 5,8 og var åpenbart tilført kalk - det ble funnet kalksekker og betong nede i vannet. Sigevannet ut fra området og ut i Moelva hadde pH 3,55.

Erfaringer fra Langedalstjenn viser at slike pH-verdier bare er en liten del av det vannkjemiske bildet, men de viser klart at vannet har tilførsler av det som kalles sterk syre. Sterk syre, for eksempel svovelsyre (H₂SO₄) er kjennetegnet av at syren er helt løst og at alle hydrogenionene er frie (som H⁺) og bidrar til lav pH.

Vannprøvene fra Storemyr ble analysert for full ionesammensetning for å dokumentere øvrig kjemisk sammensetning. I sigevannet ble det målt nesten 700 mg SO₄/l, mens det normale i områder med

ueksponert sulfidberggrunn er opp til 7 mg/l (Hindar 2005). I vannet med pH 3,3 ble det målt over 1200 mg SO₄/l. I begge vannprøvene med lav pH ble det også målt svært høye konsentrasjoner av bufferstoffene kalsium og magnesium. Men konsentrasjonene var ikke høye nok til å hindre ekstremt lav pH. De var heller ikke høye nok til å hindre en ekstremt høy konsentrasjon av løst, uorganisk aluminium, den giftige formen for fisk. De målte konsentrasjonene på 75 mg/l er langt høyere enn det som noen gang er målt i ved Langedalstjennet. Men i en vannansamling med pH 5,8 (**Figur 5**) var det relativt sett langt mer kalsium og svært lite løst, uorganisk aluminium pga kalktilsetning.

I prøver fra 27. september og 2. oktober ble det, i tillegg til hovedioner, også målt på tungmetaller. Prøver ble tatt både i Moelva, i nytt og ”gammelt” sig fra Storemyr og i området ved Egeland Plast. I forhold til Moelva ved Grimnesvegen og delvis også i forhold til Moelva oppstrøms Storemyr, hadde elva på stasjonene lengere nedover forhøyede metallkonsentrasjoner. Kobolt (Co), kopper (Cu) og nikkel (Ni) hadde de klareste økningene, men metallnivåene var ikke spesielt høye i elva, og advarsler fra NIVA i september 2006 mot bruk av vannet kan opphøre.

Metallkonsentrasjonene i bekken fra Storemyr og i grøft fra den eldre delen av området hadde imidlertid høye metallkonsentrasjoner. Alle målte metaller hadde klart høyere nivåer enn i elva, spesielt kobolt, nikkel og sink (Zn) og høyest i Storemyrbekken. Men konsentrasjonen av jern var hele 10 mg/l i grøftvannet den 2. oktober, mer enn dobbelt så mye som i Storemyrbekken. Konsentrasjonen av mangan (Mn) var høy i begge. Aluminiumkonsentrasjonene i Storemyrbekken og grøftvannet var svært høyt, hhv. 17-28 mg/l og 6 mg/l.

Befaring med prøvetaking 18. september på vestsiden av området ble gjennomført etter henvendelse fra Egeland Plast. De bruker Fjellvannsbekken som vannkilde i produksjonen og fryktet at vannet var påvirket/ødelagt av Storemyrarbeidene. Ved befaringen viste det seg at fyllingens vestre område hadde sigevannsavrenning til bekken, og det ble tatt ut prøver inne på fyllingsområdet, av sigevannet og av bekken nedstrøms samløpet med sigevannet. Sulfatkonsentrasjonene var svært høye i de to første, om lag 90 mg SO₄/l den 18. september og hhv. 103 og 75 mg/l den 27. september, og resultatet i bekken var økning fra antatt bakgrunn på 5-7 mg/l til målt hhv. 22 og 11 mg/l.

Fjellvannsbekken var sterkt giftig for fisk, med pH 4,8 begge ganger, samt 458 µg Al/l som løst uorganisk Al den 18.9 og 256 µg Al/l den 27.9. Konsentrasjonen av aluminium i sigevannet var ca. 2000 µg/l. Beregninger basert på data fra 18. september gir en fortykning med en del sigevann til fem deler bekkevann, og viser at bakgrunnsnivået for løst, uorganisk Al kan ha vært noe over 150 µg/l og at de resterende 300 µg/l er tilført fra steinfyllingen for å få målt konsentrasjon på 458 µg Al/l. Tilsvarende tall for 27. september gir fortykning på 1:25.

Sigevannet til Fjellvannsbekken hadde forhøyede konsentrasjoner av kobolt, kopper, nikkel og sink den 27. september. Konsentrasjonene i Fjellvannsbekken var preget av denne tilførselen, men var ikke spesielt høye. Prøvene fra 27. september ble hentet inn over fem uker etter regnværshelga 19.-20. august og gir trolig et for ”snilt” bilde av forurensningssituasjonen i Fjellvannsbekken. En tilsvarende tørr periode som i juli og august 2006, etterfulgt av kraftig regnvær kan trolig gi atskillig høyere konsentrasjoner av både sulfat og metaller i bekken. Det er fordi reaksjonsprodukter fra forvittringsprosessen lagres nær kilden og transporteres ut med regnvannet. Fortyningen i bekken var også god den 27. september (1:25), langt større enn den 18. september (1:6) og slik den antas å være i begynnelsen av kraftig regnvær.

Vi fikk også målt sulfatkonsentrasjonen i tidligere prøver som var tatt for CJV (tidlig i august før regnværet) fra de samme tre stasjonene i Moelva. Sulfatkonsentrasjonen var overraskende høy og viste klart at det er flere svovelkilder i området. Fra øvre til nedre stasjon (avstanden er noe over 1 km) ble konsentrasjonen doblet, men pH i Moelva var hele tiden over 6,5 på denne tiden. Det tydet på at sulfatet er transportert med grunnvannet og at det er tilstrekkelige bufferstoffer i grunnen til å nøytralisere denne kilden.

Ved befaring den 24.10. konstaterte NIVA sannsynlig sulfidberggrunn ved Knudremyr avfallsplass, samt at fjellet hadde klare sprekkesoner som kunne føre til sulfattransport via fjellet til grunnvann. Strømningsretninger ble ikke undersøkt.

Den 31.10. ble det tatt prøver av grunnvannet til Saint-Gobain som ledd i å kartlegge kilden til den sulfatøkningen i Moelva som ble registrert tidlig i august. Grunnvannet ble tatt fra pumpehuset til Saint-Gobain nede ved Moelva. Det brukes til kjølevann i fabrikken og var svært varmt, trolig omkring 30°C. Selv om fabrikkens ovner er varme (2000°C) og varmer grunnen under ovnene, mener vi den høye temperaturen i grunnvannet ved pumpehuset må skyldes at kjølevannet resirkuleres og dermed skaper sirkulasjon i grunnvannet.

Forholdet omkring denne vannkilden var ikke avklart da denne rapporten gikk i trykken, men vannet i pumpehuset inneholdt hele 357 mg SO₄/l. Omlag 60% av dette var bufret med kalsium. Konsentrasjonen av natrium var uventet høy, med omlag like stort bidrag til ladningsbalansen som sulfat. Det viser at det er et natriumbasert bufferstoff til stede. Vannet hadde høy pH (7,3), noe som bekrefter at vannet i utgangspunktet ikke medfører redusert pH i Moelva, snarere det motsatte.

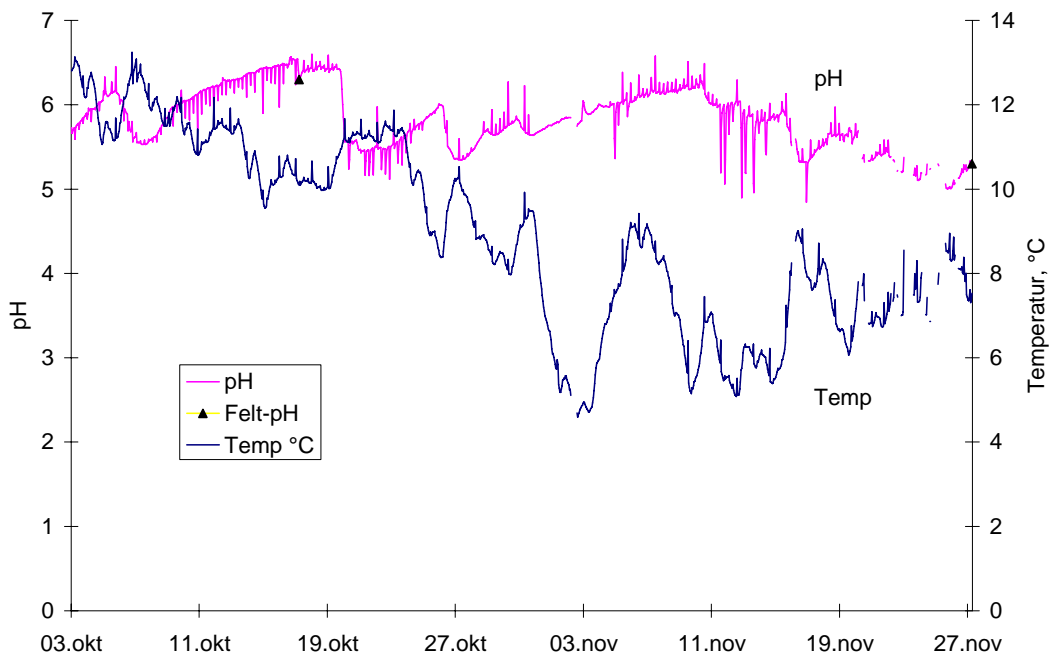
Den sannsynlige sirkulasjonen av grunnvannet, den høye sulfatkonsentrasjonen og høy pH kan forklare sulfatøkningen i elva og også at pH økte fra 6,6 til 6,8 på den omtalte elvestrekningen forbi fabrikken.

Sigevann og bekk fra Knudremyr mot Moelva, samt bekken som går ut i Moelva mellom Storemyr og Hesthagen hadde også høye sulfatverdier, hhv. 70, 14 og 38 mg/l den 31.10. Sistnevnte bekk hadde over 1000 µg Al/l som løst uorganisk Al, og er dermed en kilde til giftig aluminium for Moelva.

Kontinuerlige data for pH er samlet inn for perioden 3. oktober til 27. november. Dataene viser stor variasjon, fra pH 6,5 midt i oktober til nær 5 i slutten av perioden (**Figur 6**). Det har dermed ikke vært ekstremt lav pH i elva i denne perioden. Mye skyldes at reaksjonsprodukter fra forvitring av sulfidminerale er vasket ut med regnvann nærmest kontinuerlig, og de blir dermed fortynnet. Men pH nær 5 i elva ved Saint-Gobain viser også at det er en klar påvirkning fra avrenning i sulfidområdene. Vi ville ellers forvente en økning fra bakgrunnsnivået oppstrøms og ned hit pga tilførsel av bufferstoffer fra landbruksarealer i dalen.

Bakgrunnsnivået i Moelva ved Grimnesveien viser pH i området 5,3-6,2, mens løst, uorganisk Al var i området 0-66 µg/l. Dette er en vannkvalitet som trolig gir levelige vilkår for aure, men konsentrasjonen av jern var overraskende høy den 27. september (820 µg Fe/l). Konsentrasjonen var 1100 µg/l både oppstrøms og nedstrøms Storemyr samme dag.

Storemyrbekken ble kalket ved at det ble lagt ut skjellsand og kalkgrus direkte i bekken. pH ble dermed noe økt, men den 31. oktober var pH 4,03 og forholdet mellom kalsium og magnesium omtrent som før kalking. Det tyder på et lite bidrag av bufferstoffer fra kalken. De svært høye konsentrasjonene av aluminium både den 27. september og 2. oktober tyder også på begrenset buffervirkning fra kalken. Problemet er at kalken løses for seint i forhold til det som ville være nødvendig for å få en akseptabel effekt.



Figur 6. pH og temperatur i Moelva ved Saint-Gobain høsten 2006.

Sammensetningen av vannet på Storemyr viser flere ting:

- berggrunnen i området må være sterkt sulfidholdig,
- sulfidene oksideres og danner sulfat som kommer ut i sigevannet,
- områdets geologi har for lite ideoende bufferstoffer til å balansere sulfatdannelsen, noe som resulterer i at vannet blir sterkt giftig av aluminium og lav pH,
- vannet i Moelva kan bli surt og svært giftig for fisk pga tilførsler av aluminium og jern,
- kalktilsetting kan endre dette, men utførte tiltak har svært begrenset effekt

Sammensetningen av vann i andre vannkilder i området viser massiv forurensning av sulfat. Årsaken kan være tidligere sprengningsarbeider, men tilførsler av sulfidholdig stein/grusmateriale fra Gaupemyr er også antydnet. Mens grunnvannet til Saint-Gobain trolig ikke påvirker pH i Moelva, kan andre vannkilder gjøre det.

5.5 Samlet vurdering

De kjemiske og biologiske resultatene viser at Moelva har hatt levende fisk og bunndyr fram til regnværet den 19.-20. august 2006, men at syre- og metalltilførselen fra Storemyr har drept fisk på hele elvestrekningen ned til utløpet. På Storemyr industriområde var det fram til fiskedøden gjort lite eller ingen tiltak for å motvirke dette.

6. Forslag til tiltak

NIVA har her tatt utgangspunkt i at Lillesand kommune ønsker å ha en akseptabel vannkvalitet i Moelva, blant annet slik at elva kan ha en egen sjøaurebestand. Dette setter krav til pH og at konsentrasjoner av metaller, særlig aluminium, ikke skal overstige kritiske verdier. En fiskebestand er i elva hele året, og gjentatte perioder med uakseptabelt vann kan ikke kombineres med denne målsettingen.

Det finnes ingen enkle, permanente løsninger på de problemene som er oppstått i Moelva. Det er fordi en ikke hadde en tilstrekkelig tiltaksstrategi på forhånd. Når skaden er skjedd, kan tiltakene ofte bli meget kostbare og teknisk vanskelige å gjennomføre. Vi går her gjennom mulige tiltak på Storemyr, vurderer dem og kommer deretter med vår anbefaling.

På Storemyr er det ikke gjennomført tilstrekkelige tiltak på forhånd for å hindre skadeeffekter og gruppen av passive tiltak, slik de er satt opp tidligere i rapporten, er dermed svært vanskelige å gjennomføre. Avfallet på Storemyr er spredt over et stort område, og det vil derfor være svært kostbart å begrense tilgangen på luft og fuktighet med tanke på å redusere forvittringsprosessen. Asfaltering kan gi en viss effekt, men vil heller ikke stoppe tilgangen på luft. Grunnvann og tilsig fra kantene vil forårsake utvasking av forvittringsprodukter ved at kondensvann under asfalten vasker ut. En har gjennomført slike tiltak i Norge, og med et bedre produkt enn asfalt, nemlig 2 mm helsveiset plastmemran. Ved en lokalitet førte ikke tiltaket til noen forbedring på grunn av årsaker som nevnt ovenfor. Det er derfor stor sannsynlighet for at et overdekkningstiltak alene ikke vil gi nødvendig effekt.

På nyutspregte masser kunne en mulig løsning vært å blande inn riktig mengde kalkmateriale. Det ville redusert omfanget av forvittringsprosessen. Overflatekalking av avfallet i ettertid har liten effekt fordi kalken ikke når fram til mineralflatene i tilstrekkelig grad. Behandling av avfallet med andre kjemikalier, som for eksempel sementprodukter, vannglass, baktericider eller fosfater kunne være en mulighet. Effekten er imidlertid usikker. Dessuten er det lite ønskelig å få tilført store mengder uomsatte kjemikalier til vassdraget.

Aktiv behandling av sigevann kan omfatte en rekke tiltak; tilførsler av kalkstoffer og renseprosesser av mikrobiologisk og kjemisk art. Slike tiltak gjør ikke noe med årsaken til problemene, men begrenser virkningen av avrenningen. I visse situasjoner er dette eneste mulighet av kostnadmessige eller tekniske årsaker, men en må regne med å behandle sigevannet på ubestemt tid, i verste fall i hundrevis av år, for å kunne opprettholde en ønsket vannkvalitet i resipienten. Da kommer også spørsmålet om hvem som skal ha ansvaret for tiltaket på lang sikt. Entreprenøren/tiltakshaveren kan gå konkurs og det kan raskt oppstå en situasjon der ingen lenger tar ansvar for tiltaket. Aktiv behandling som varig løsning er dermed lite ønskelig. En ulempe ved behandling med kalk er at en kan få betydelig utfelling av gips (CaSO_4) dersom sulfatkonsentrasjonen er høy nok. Kalktilsetning kan derfor måtte kombineres med andre tiltak for å gi en tilfredsstillende løsning.

Behandling av sigevann med f.eks kalkslurry kan imidlertid være et aktuelt tiltak i en overgangsfase mens man eventuelt utreder andre tiltak eller venter på at andre tiltak skal virke. Det kan også være aktuelt dersom tilstanden skulle komme ut av kontroll og krever øyeblikkelig aksjon for å redde vassdraget. Tiltaket krever omfattende overvåking og kontroll. Det er også viktig at vannet luftes godt mens pH-verdien er høy. Dette må gjøres for å sikre at det toverdige jernet fra forvittringen oksiderer raskt og ikke først når det kommer ut i vassdraget med påfølgende partikkeldannelse. Det kan i dette tilfellet være nødvendig å foreta en avslamming etter kalktilsetningen før vannet føres videre inn i vassdraget. pH-kontroll bør etableres ved utløpet av sedimenteringsbassenget.

På bakgrunn av problemene med å få effekt av ovennevnte tiltak og kostnadsspørsmålet, kan en mulig løsning være å:

1. Lede rent overflatevann utenom industriområdet ved drenering slik at det ikke trenger inn i området. Dette vannet kan ledes direkte til vassdraget.
2. Drenere industriområdet, samle opp drens vannet i et rørnett og lede det inn på kommunalt nett, evt. i separat ledning helt ned til sjøen.
3. Asfaltere området og samle opp rent overflatevann og lede dette til vassdraget.

Dette er vår anbefaling.

Et slikt tiltak vil imøtekomme ønsket om å ta området i bruk, og en reduserer belastningen på vassdraget raskt etter at det er gjennomført. Tiltaket forutsetter planlegging av hvordan oppsamlingen av hhv. rent og forurenset drens vann skal foretas, dimensjonering av rørnett, kartlegging av dreneringsretninger i grunnen osv. I mellomtiden kan en aktiv kalking, med andre metoder enn de som hittil er brukt, gjennomføres for å holde pH i det sure avrenningsvannet så høy som mulig. En beredskap i selve Moelva kan vise seg å være nødvendig, men det vil erfaring med vannkvalitetsutviklingen vise.

En må være oppmerksom på at sivevannet kan forårsake gjentetting av rørnettet med oker (jernutfelling) over tid. Slike belegg kan bli svært harde, men kan løsnes vha av regelmessig høytrykkspyling. En har erfaringer fra bl.a Folldal kommune når det gjelder vedlikehold av slike rørnett. En trenger godt med stakekummer for å komme til nettet med spyling og slamsuging.

Vi tror likevel disse tiltakene vil være de mest kostnadseffektive i den aktuelle situasjon.

Uansett valg av tiltak vil det være nødvendig å føre tilsyn med situasjonen for å ha kontroll med den og avgjøre behovet for øyeblikkelige tiltak.

7. Referanseliste

Alpers, C. N. and Blowes, D. W. 1994. Environmental geochemistry of sulfide oxidation. American Chemical Society Symposium Series 550: 244-260.

Arnesen, R.T. og Bjerkeng, B. 1993. Fremtidig utvikling i avgangsdeponier under vann. Hjerkinndammen, Hjerkinns – Bjønndalsdammen, Løkken. NIVA-rapport, L.nr. 2962, O-92186, 49 s.

Arnesen, R.T., Christensen, B., Iversen, E.R., Nygaard, K., Slørdahl, A., og Bollingmo, Å., 1994. Vannfylling av Wallenberg gruve. NIVA-rapport, L.nr. 3079, O-92174, 79 s.

Arnesen, R.T. and Iversen, E.R., 1997. The 'Loekken project' - Flooding a Sulfide Ore Mine. Proc. Fourth Int. Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, B.C. Canada, May 31 –June 6, 1997.

Arnesen, R.T., Bjerkeng, B., and Iversen, E.R., 1997. Comparison of Model Predicted and Measured Copper and Zinc Concentrations at Three Norwegian Underwater Tailings Disposal Sites. Proc. Fourth Int. Conference on Acid Rock Drainage. Vancouver, B.C. Canada. May 31 -June 6, 1997.

Frøberg, G. og Höglund, L.O. 2004. MiMi Light – en populærvetenskapelig sammanfatning av MiMi-programmets forskning kring etterbehandling av gruvavfall. MiMi Rapport 2004:8. 76 s.

Nordstrom, D.K. 2000. Advances in the hydrogeochemistry and microbiology of acid mine waters. *Intern. Geol. Rev.* 42: 490-515.

Nordstrom, D.K. and Alpers, C.N. 1999. Geochemistry of acid mine waters, pp. 133- 160. In: G.S. Plumlee and M.J. Logsdon, eds. *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*. Soc. Ecol. Geol. Inc., Littleton, Colorado, US.

Nordstrom, D.K., Alpers, C.N., Ptacek, C.J., and Blowes, D.W. 2000. negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Technol.* 34: 254-258.

Hindar, A. 2005. Karakterisering av vannkjemisk status i bekker og innsjøer før utbygging av E18 Grimstad-Kristiansand. NIVA-rapport 5065-2005. 25 s.

Hindar, A. and Lydersen, E. 1994. Extreme acidification of a lake in southern Norway caused by weathering of sulphide-containing bedrock. *Water, Air, and Soil Pollut.* 77: 17-25.

Vedlegg A. Vannkjemiske data

Måleprogrammet har omfattet pH, Cl, SO₄, Ca, Mg, Na, K, F, NH₄, NO₃, TOTN, Al/R, Al/IL, LAI, STS, SGR og metallene As, Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, Fe, Mn, Al

Dette er forkortelser for pH, klorid, sulfat, kalsium, magnesium, natrium, kalium, fluorid, ammonium, nitrat, total nitrogen, reaktivt aluminium, ikke-labil aluminium, labilt aluminium (beregnet), suspendert tørrstoff, suspendert gløderest og metallene arsen, kadmium, kobolt, krom, kopper, nikkel, bly, sink, jern, mangan og aluminium.

Stasjonsnumrene 14-16 referer seg til måleprogrammet som ble utført for CJV E18 Grimstad-Kristiansand.

Stasjon	Dato	pH	STS mg/l	SGR mg/l	Tot-N/L µg/l N	NH4-N µg/l N	NO3-N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAL µg/l
Moelva, Grimnesveien	20060825	5,99								4,9	2,39				63	66	0
Moelva, Grimnesveien	20060904	5,42			570	19	119	8,2	4,94	5,14	1,73	0,57	0,63	3,65	230	164	66
Moelva, Grimnesveien	20060927	6,19	4,2	<0,8						5,08	2,84		0,91		57	57	0
Moelva, Grimnesveien	20061002	5,26	7,2	1,6						4,58	1,57		0,63		202	167	35
Moelva oppstr. Storemyr	20060927	6,09	5,1	<1,0						5,84	3,24		1,02		77	68	9
Moelva oppstr. Storemyr	20061002	5,26	8,2	1,6						5,09	1,65		0,66		205	179	26
Moelva oppstr. Storemyr	20061031	5,4								6,01	1,8		0,69		232	177	55
Moelva nedstr. Storemyr	20060927	5,9	7,6	<1,6						12,65	4,39		1,39		179	127	52
Moelva nedstr. Storemyr	20061002	5	11,3	2,8						8,88	2,33		0,88		340	214	126
Moelva nedstr. Storemyr	20061031	4,95								8,51	2,32		0,89		434	252	182
St. 14 Moelva N	20060807	6,49	3,2			160	465	4,1		7,29							
St. 14 Moelva N	20060814	6,63	3,1			205	590	3,8		7,39							
St. 14 Moelva N	20060821	4,54	12,8			59	245	11		18,5				906	238	668	
St. 14 Moelva N	20060828	4,55	36			26	125	14,1		11,7							
St. 14 Moelva N	20060927	5,95	6,8	<1,6						12,09	4,36		1,36		171	146	25
St. 15 Moelva M	20060807	6,6	5,2			230	425	4,2		9,23							
St. 15 Moelva M	20060814	6,73	3,1			250	580	3,8		10,2							
St. 15 Moelva M	20060821	4,61	13,6	3,6		61	265	11		15,1				890	225	665	
St. 15 Moelva M	20060828	4,63	32,5			21	125	13,9		10,4							
St. 15 Moelva M	20060904	5,21			660	40	236	8,4	5,12	9,88	2,53	0,72	0,91	3,91	390	228	162
St. 15 Moelva M	20060927																
St. 15 Moelva M	20061002	4,98	12	3						9,37	2,4		0,9		351	222	129
St. 15 Moelva M	20061031	5,04								9,35	2,49		0,92		430	278	152
St. 16 Moelva S	20060807	6,73	4			255	460	4,2		13,2							
St. 16 Moelva S	20060814	6,8	2,8			270	700	3,8		13,5							
St. 16 Moelva S	20060821	4,8	18			65	260	11,2		13,7				840	251	589	
St. 16 Moelva S	20060828	4,74	44			41	155	13,6		10,2							
St. 16 Moelva S	20060927	6,18	6	<1,6						11,67	4,76		1,39		123	112	11
St. 16 Moelva S	20061031	5,09								9,1	2,52		0,94		433	278	155
Moelva v/Bjorkestøl	20060825	5,74								11,3	3,38				209	137	72
Moelva v/Bjorkestøl	20060927	6,3	8	<1,6						10,19	5,09		1,47		102	104	0
Moelva v/Bjorkestøl	20061002	5,07	15	4,3						9,74	2,86		1,03		369	252	117

Stasjon	Dato	pH	STS mg/l	SGR mg/l	Tot-N/L µg/l N	NH4-N µg/l N	NO3-N µg/l N	TOC mg/l C	Cl mg/l	SO4 mg/l	Ca mg/l	K mg/l	Mg mg/l	Na mg/l	Al/R µg/l	Al/I µg/l	LAL µg/l
Pytt 3 Storemyr	20060825	3,31				2580	3415		6,21	1250	101	10,2	63,6	18,8	72400	2010	70390
Storemyrbekken	20060825	3,55				2190	4785		16,04	684	86	9,11	35,72	23,74	75200	1703	73497
Storemyrbekken	20060927	4,38								300	57,5		18,4		m	m	
Storemyrbekken	20061002	4,23								387	63,8		21,3		m	m	
Storemyrbekken	20061031	4,03								318	43,4		17,3		m	m	
Pytt 5 Storemyr (kalket)	20060825	5,77								222	71			199	45	154	
Gammel groft, Storemyr	20060927	4,59								176	38,2		12,5	2480	170	2310	
Gammel groft, Storemyr	20061002	4,71								174	37		11,7	3380	194	3186	
Bekk nord for Hesthagen	20061031	4,63								38,4	6,84		2,94	1280	164	1116	
Knudremyr, bekkessig	20061031	5,17								70,1	17,3		6,39	180	36	144	
Knudremyr, bekk ut i Moelva	20061031	5,44								14	4,81		1,55	247	117	130	
Saint-Gobain grunnvann	20061031	7,34								357	85,9		5,3	144	69	75	
Egeland, grunnvann Storemyr	20060918	4,74								90	29,1		11,8	1797	62	1735	
Egeland, grunnvann Storemyr	20060927	4,75								74,6	25,5		9,82	1296	53	1243	
Egeland, sigevann Storemyr	20060918	4,57								91,8	24,6		7,47	1990	72	1918	
Egeland, sigevann Storemyr	20060927	4,48								103	28		8,44	2168	68	2100	
Fjellvannselva, nedstrøms sig	20060918	4,8								21,7	5,42		2,01	498	40	458	
Fjellvannselva, nedstrøms sig	20060927	4,83								11,4	2,77		1,23	312	66	246	

Stasjon	Dato	Al/MS µg/l	As/MS µg/l	Cd/MS µg/l	Co/MS µg/l	Cr/MS µg/l	Cu/MS µg/l	Fe/I/CP mg/l	Fe/MS µg/l	F µg/l	Mn/MS µg/l	Ni/MS µg/l	Pb/MS µg/l	Zn/MS µg/l
Moelva, Grimnesveien	20060825													
Moelva, Grimnesveien	20060904							0,189						
Moelva, Grimnesveien	20060927	230	<0,5	<0,1	<1	<1	<1		820	37		<1	0,58	8,5
Moelva, Grimnesveien	20061002													
Moelva oppstr. Storemyr	20060927	300	<0,5	<0,1	<1	<1	<1		1100	46		1,3	0,78	11
Moelva oppstr. Storemyr	20061002													
Moelva oppstr. Storemyr	20061031							0,353						
Moelva nedstr. Storemyr	20060927	580	<0,5	0,15	4,6	<1	1,6		1100	110		9,9	0,73	33
Moelva nedstr. Storemyr	20061002													
Moelva nedstr. Storemyr	20061031							0,382						
St. 14 Moelva N	20060821													
St. 14 Moelva N	20060927	510	<0,5	0,15	3,9	<1	1,5		1000	92		8,7	0,85	29
St. 15 Moelva M	20060821							1,21						
St. 15 Moelva M	20060821							0,288						
St. 15 Moelva M	20060904							0,243						
St. 15 Moelva M	20060927	520	<0,5	0,13	3,8	<1	1,5		1000	94		8,6	0,91	29
St. 15 Moelva M	20061002													
St. 15 Moelva M	20061031							0,391						
St. 16 Moelva S	20060821													
St. 16 Moelva S	20060927	500	<0,5	0,12	3	2,3	1,3		1000	88		6,8	0,94	25
St. 16 Moelva S	20061031							0,37						
Moelva v/Bjorkestøl	20060927	500	<0,5	0,11	2,1	<1	1,4		1300	80		5,3	1,2	24
Moelva v/Bjorkestøl	20061002													
Pytt 3 Storemyr	20060825							7		1160				
Storemyrbekken	20060825							2,7		1390				
Storemyrbekken	20060927	17000	5,2	5,6	220	1,2	40		1700	2800		480	2,2	1300
Storemyrbekken	20061002	28000	9,9	9,2	310	2,2	94		3700	3400		720	3,5	2000
Storemyrbekken	20061031							1,96						

Stasjon	Dato	Al/MS µg/l	As/MS µg/l	Cd/MS µg/l	Co/MS µg/l	Cr/MS µg/l	Cu/MS µg/l	Fe/ICP mg/l	Fe/MS µg/l	F µg/l	Mn/MS µg/l	Ni/MS µg/l	Pb/MS µg/l	Zn/MS µg/l
Pytt 5 Storemyr	20060825													
Gammel grøft, Storemyr	20060927													
Gammel grøft, Storemyr	20061002	6000	2,8	3,2	140	<1	9,6	10000			2000	330	<0,5	780
Bekk nord for Hesthagen	20061031							0,323						
Knudremyr, bekkesig	20061031							0,944						
Knudremyr, bekk ut i Moelva	20061031							0,163						
Saint-Gobain grunnvann	20061031							0,512						
Egeland, grunnvann Storemyr	20060918							0,209						
Egeland, grunnvann Storemyr	20060927	1200	0,94	2,2	31	<1	6,5	260			1800	43	0,6	160
Egeland, sigevann Storemyr	20060918							0,266						
Egeland, sigevann Storemyr	20060927	2300	1,8	2,9	81	<1	11	2300			2100	180	0,66	450
Fjellvannselva, nedstrøms sig	20060918							0,233						
Fjellvannselva, nedstrøms sig	20060927	380	<0,5	0,28	5,3	<1	1,3	250			180	13	<0,5	38

Vedlegg B. Fiskegjeller

Tabellen viser data for aluminium og jern på gjeller hos åtte aurer i Moelva som ble funnet døde i elva den 23. august 2006. I middel ble det funnet hhv. 1924 og 1054 $\mu\text{g/g}$ gjelle av aluminium og jern. (Data fra UMB, Universitetet for miljø og biovitenskap).

Art	Lengde	Levende/død	Gjellenr.	Gjellevekt	Al 396.153	Fe 238.204
Aure	10,7	D	Ai 401	0,006	3626	1350
Aure	12,2	D	Ai 402	0,010	2295	915
Aure	12,1	D	Ai 403	0,011	2670	2068
Aure	13	D	Ai 404	0,016	1436	582
Aure	11,8	D	Ai 405	0,008	1131	1185
Aure	13,4	D	Ai 406	0,015	2440	1501
Aure	13,5	D	Ai 407	0,016	1493	554
Aure	5,9	D	Ai 408	0,011	299	278
					1924	1054