



0-92195

Avslutning av sandmagasin i

Boliden

ved vanndekking



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-92195	Undernr.:
Løpenr.: 2961	Begr. distrib.: SPERRET

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Avslutning av sandmagasin i Boliden ved vanndekking	Dato: 22. 11.93	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: MILTEK	
Forfatter(e): Rolf Tore Arnesen Birger Bjerkeng	Geografisk område: Sverige	
	Antall sider: 35	Opplag:

Oppdragsgiver: Boliden Mineral AB	Oppdragsg. ref.:
--------------------------------------	------------------

Ekstrakt:

Det er utført laboratorieforsøk med prøver av avfallssand fra anrikningsverket i Boliden. To prøver ble tatt fra sandmagasinet (Gillervattnet) og to i anrikningsverket. Forsøksresultatene er benyttet til modellberegninger for å anslå fremtidig konsentrasjoner av metaller og sulfat i utløpet fra Gillervattnet etter vanndekking. Resultatene tyder på at bare sink og sulfat vil bli løst ut i særlig grad. Forventet konsentrasjon av sulfat ventes å gå mot ca. 70 mg/l i løpet av 20 år. Sinkverdien er noe mer usikker, idet en prøve antyder en fremtidig verdi på ca. 0,6 mg Zn/l, mens de øvrige prøvene tyder på at verdien forholdsvis raskt vil avta til under 0,1 mg Zn/l og holde seg der.

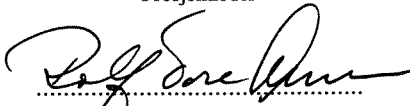
4 emneord, norske

1. Gruveforurensning
2. Avgangsdeponering
3. Modellberegning
4. Sverige


4 emneord, engelske

1. Mine pollution
2. Tailings disposal
3. Modeling
4. Sweden

Prosjektleder


Rolf Tore Arnesen

For administrasjonen


Bjørn Olav Rosseland

ISBN 82-577-2392-4

Norsk institutt for vannforskning

O-92195
Avslutning av sandmagasin i Boliden
ved vanndekking

Oslo

November 1993

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Rolf Tore Arnesen
Birger Bjerkeng
Egil R. Iversen

Innholdsfortegnelse

	Side
0. Sammendrag	4
1. Oppgaven	5
2. Praktiske undersøkelser	6
2.1 Avfallsanden	6
2.2 Rørforsøk	7
2.2.1 Generelt	7
2.2.2 pH	9
2.2.3 Kopper	9
2.2.4 Sulfat	9
2.2.5 Sink	10
2.2.6 Kadmium	11
2.2.7 Bly	11
2.3 Kolbeforsøk	11
2.3.1 Generelt	11
2.3.2 Drøfting av resultater av kolbeforsøk	12
2.4 Sammenfatning av praktiske undersøkelser	13
3. Hydrologiske forhold i Boliden	14
4. Modellbetraktninger	15
4.1 Prinsipper	15
4.2 Modell-parametre og inn-data	16
4.2.1 Generelt	16
4.2.2 Sammensetning av avfallsand	17
4.2.3 Fordeling av oksygen-forbruk	18
4.2.4 Maksimal utløsningshastighet	19
4.3 Sammenfattende diskusjon	19
4.3.1 Generelt	19
4.3.2 Resultater	20
5. Konklusjon	21
6. Referanser	22
Vedlegg 1 Resultater av laboratorieforsøkene	24
Vedlegg 2 Resultater av modellkjøringene	27
Vedlegg 3 Beregning av begrensninger i tilgangen på oksygen	31

0. Sammendrag

Etter syklonering deponeres finfraksjonen av avfallsand fra anrikningsverket i Boliden i Gillervatnet. Ved avslutning av dette deponiet kan det bli aktuelt å dekke avfallsanden med vann. I den foreliggende rapport er forventet konsentrasjon av forurensninger i avløp fra Gillervatnet ved en slik situasjon beregnet .

Beregningene utføres ved hjelp av en enkel modell som er basert på laboratorieforsøk og teoretisk vurdering av de prosesser som fører til utløsning av forurensninger fra avgangen.

Modellberegningen er utført for en periode på 20 år etter at sandmagasinet forlates vanndekket. Resultatene tyder på at bare sulfat og sink vil bli utløst i så stor grad at fremtidige konsentrasjoner kan anslås ved modellberegningene. For kopper, jern, bly og kadmium er utløsningen så liten at usikkerheten i måledata blir for stor for en kvantitativ behandling. Dette resultatet tyder imidlertid på at fremtidig konsentrasjon av disse metallene blir lave.

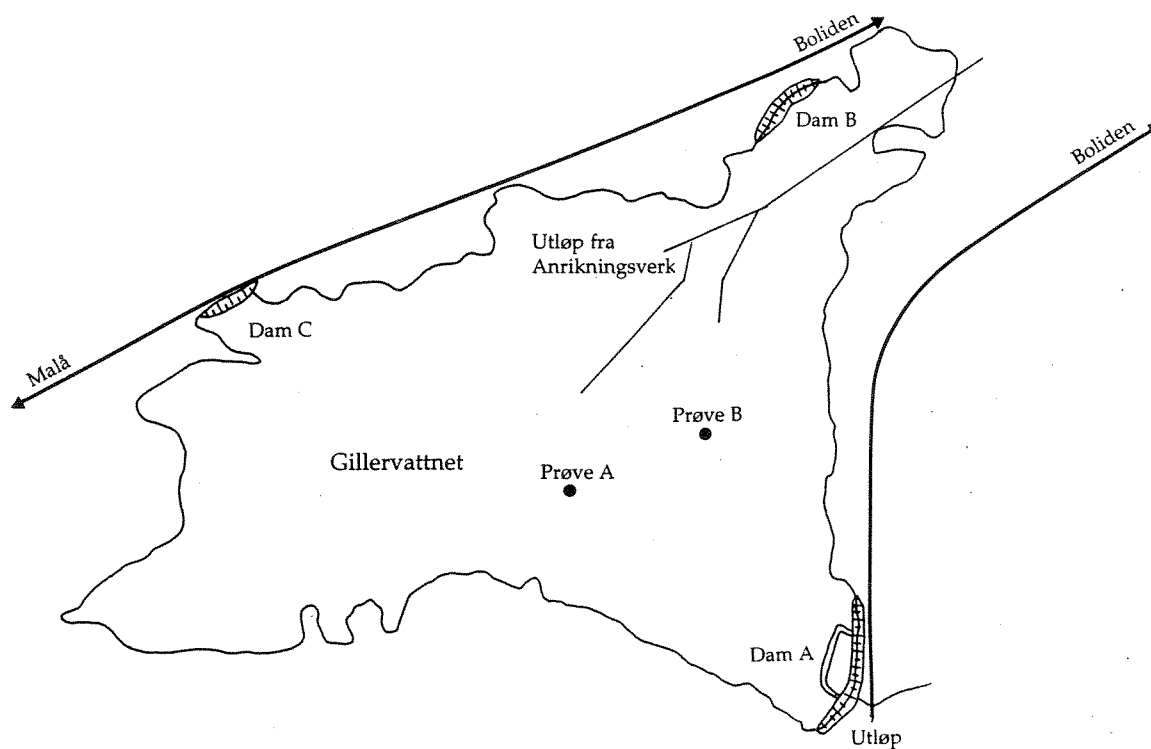
Konsentrasjonen av sink er beregnet å avta raskt fra en antatt startkonsentrasjon på 500 til under 100 $\mu\text{g Zn/l}$. For en enkelt prøve ble imidlertid resultatet at sinkkonsentrasjonen først steg noe og så ble liggende stabilt på ca. 600 $\mu\text{g/l}$.

For sulfat er konsentrasjonen beregnet å avta raskt fra den antatte startkonsentrasjonen på 600 mg/l . Etter ca 20 år vil den nærme seg 70 mg/l .

1. Oppgaven

Ved Boliden Minerals gruveanlegg i Boliden foregår for tiden oppredningen ved selektiv flotasjon, og finfraksjonen av anrikningssanden etter syklonering deponeres i Gillervatnet. (Figur 1). Ved en fremtidig avslutning av sandmagasinet kan dekking av avfallsand med vann være aktuelt for å hindre oksidasjon. Dette er en metode for deponering av avfallsand som har vært mye brukt i Norge i de siste 20 år, hittil med stort sett gode erfaringer (Arnesen og Iversen 1993). Bl.a. i Canada er det etter hvert også blitt interesse for denne metoden for deponering av sulfidholdig avfall (Pelletier 1989, Ritcey 1989).

Hensikten med den foreliggende rapporten er å vurdere virkningen av å dekke sandmagasinet med vann ved å heve vannspeilet. NIVA har tidligere gjort liknende vurderinger av sandmagasin flere steder i Norge og i Sverige ved Stekenjokk, Garpenberg og Kristineberg gruver (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991, 1993). Vurderingene i denne rapporten er stort sett basert på laboratorieforsøk, men også instituttets generelle erfaringer med overvåking av avløpsvann fra vanndekkede sandmagasin er benyttet.



Figur 1 Kartskisse som viser sandmagasinet i Boliden, med prøvepunkter for anrikningssand inntegnet.

Følgende forutsetninger er lagt til grunn for de videre vurderinger:

- Dammene må være varig tette og stabile, med overløp som hindrer skader ved flom o.l.
- Terrenget under sandmagasinet må være tilstrekkelig tett til å hindre lekkasjer eller inntrenging av nevneverdige vannmengder.
- Den hydrologiske balanse i magasinet og dets nedbørfelt må vær slik at all avfallsand til enhver tid er dekket av vann.
- Vannspeilets høyde over sedimentene må være tilstrekkelig til å hindre nevneverdig resuspensjon av kisholdig materiale.

Den foreliggende utredning gjelder den situasjon som oppstår når avfallsanden, som skal dekket av vann, er brakt under vann og stabile forhold igjen er opprettet.

Deponering under vann stiller også krav til vannkvaliteten i vannet som omgir avgangen. Konklusjonene i rapporten er trukket med utgangspunkt i en vannkvalitet omtrent som den som er benyttet i laboratorieforsøkene. Arbeidet er dels basert på praktiske forsøk i laboratoriet, dels på modellberegninger.

De hydrologiske beregninger og vurderinger er i denne forbindelse utført av Golder Geosystem AB (Axelsson *et al.* 1993). Det er ikke tatt hensyn til eventuelle lekkasjer ved beregning av fremtidig vannkvalitet. Selv om lekkasjen i volum er liten i forhold til overløpet bør dette likevel vurderes dersom det blir aktuelt å gjennomføre en vanndekking.

2. Praktiske undersøkelser

2.1. Avfallsanden

Prøvene til laboratorieforsøk var dels tatt i sandmagasinet og dels fra utløpet fra anrikningsverket, Prøvene fra sandmagasinet (Gillervattnet) ble tatt av NIVA med assistanse fra Boliden mineral ved vårt besøk i Boliden den 16. september 1992. Prøvene fra anrikningsverket ble tatt av Boliden Minerals personale noen dager senere. Laboratorieforsøkene ble igangsatt 3. oktober 1992.

Prøvetakingsstedene i Gillervattnet er vist i figur 1. Prøvene er i det følgende angitt som Prøve A og Prøve B fra sandmagasinet, mens prøven fra anrikningsverket er gitt betegnelsene Prøve C1 og Prøve C2. Prøvene ble oppluttet med Lunges væske ved NIVA og analysert kjemisk ved Landbrukets analysesenter der alle bestemmelser er utført ved ICP-analyse. Kjemisk sammensetning av faststoff i prøvene av avfallsand er vist i tabell 1.

Tabell 1. Kjemisk sammensetning av undersøkt avfallsand fra Boliden (tørrvekt).

Prøve	Kopper %	Sink %	Kadmium %	Bly %	Jern %	Svovel %
Prøve A	0.12	1.17	0.0053	0.22	15.83	15.59
Prøve B	0.09	1.15	0.0037	0.28	7.83	6.97
Prøve C1	0.06	0.35	0.0016	0.16	9.96	9.81
Prøve C2	0.06	0.35	0.0016	0.15	9.84	9.66

Tabell 1 viser at det er viss forskjell mellom de prøvene som er undersøkt. Særlig er prøvene tatt i Gillervattnet forskjellige fra den nye avgangen, men også innbyrdes er disse prøvene noe forskjellige.

Resultatene er i rimelig overensstemmelse med data for anrikningssand i Boliden i 1989 og 1990, mottatt fra Boliden Mineral. I de videre beregninger er NIVAs analyseresultater lagt til grunn.

2.2. Rørforsøk

2.2.1 Generelt

Hensikten med rørforsøkene er å simulere utvasking av forurensninger fra et bunnsediment i laboratorieskala. Forsøkene foregår ved at det tas ut prøver med gitte tidsintervall, samtidig som uttatt volum erstattes med vann av kjent kjemisk sammensetning (tabell 2). Forsøkene foregikk i rør av pleksiplast, med total høyde ca. 66 cm og indre diameter varierende fra ca 9,3 til 10,4 cm. Rørene var dekket av lokk under forsøket, men i loddene var det huller for innblåsning av luft og prøvetaking. Ved oppstarting av forsøket ble sanden i de mottatte prøver slemmet opp i vannet som fulgte prøven og overført til pleksirøret, slik at den sto til en høyde på ca. 10 cm over bunnen. Volumer og prøvebetegnelser er listet i tabell 3. Det ble tatt ut sand i fire rør. Rørene sto til sedimentering i tre døgn, hvoretter vannfasen ble trukket av med pipette, og nytt vann av kjent sammensetning ble tilført. Vannet som ble trukket av var tilsynelatende helt klart.

Tabell 2. Vannkjemi - fortynningsvann ved rørforsøk
Ubehandlet vann fra Maridalsvatnet nær NIVA i Oslo.

Komponent	Enhet	
pH		6.4
Konduktivitet	mS/m	3.0
Sulfat	mg SO ₄ /l	6
Kopper	µg Cu/l	2
Sink	µg Zn/l	10
Kadmium	µg Cd/l	0.05

Rørene var plassert i vannbad ved 6 °C og forsynt med luftinnblåsning gjennom et glass-kapillar i vannfasen. Innblåsningen foregikk meget forsiktig, slik at selv fine partikler ikke ble virvlet opp fra sedimentoverflaten. Denne luftgjennomstrømningen skulle bidra til at vannfasen til enhver tid var i likevekt med luftens oksygen og at den hadde homogen kjemisk sammensetning. I tabell 3 er en del fysiske konstanter for forsøkene gjengitt. Tidspunkt for samtlige prøveuttak og tilsvarende analyseresultater fremgår av tabell 13 i vedlegg 1.

Tabell 3. Rørvolum og sedimentmengder ved rørforsøkene.

Total lengde: 66 cm Uttak pr. gang: 200 ml				
Rørn.	Prøve	Vol. vann over sediment liter	Areal sediment m ²	Tykkelse sediment cm
I	A	3.951	0.007964	10.3
II	B	4.184	0.008422	9.5
III	C1	4.276	0.008422	9.0
IV	C2	4.021	0.008118	10.0

De kjemiske analyseresultatene fra sedimentforsøkene er benyttet til å beregne fluks (stofftransport pr. areal- og tidsenhet) fra sediment- til vannfase på følgende måte:

Fordi en del av vannfasen skiftes ut ved hvert uttak til analyse, må startkonsentrasjonen i hvert tidsintervall beregnes. Sluttkonsentrasjon i hvert tidsintervall er lik analyseresultatet for uttatt prøve.

Startkonsentrasjon c_i :

$$c_i = \frac{(V - v) \cdot c_s + v \cdot c_0}{V}$$

der

V = Volum av vann over sediment

v = Uttak av vann til analyse (her 0.2 l)

c_s = Sluttkonsentrasjon i foregående tidsintervall

c_0 = Konsentrasjon i vann som tilsettes

I første tidsintervall blir startkonsentrasjonen (c_i) lik c_0 .

Fluksen, utløst stoffmengde pr. areal- og tidsenhet (F) blir da:

$$F = \frac{(c_s - c_i) \cdot V}{A \cdot D}$$

der c_s = Sluttkonsentrasjon i aktuelt tidsintervall

mens c_i og V har samme betydning som tidligere og

A = Sedimentareal eksponert mot vannfasen

D = Antall døgn i aktuell periode

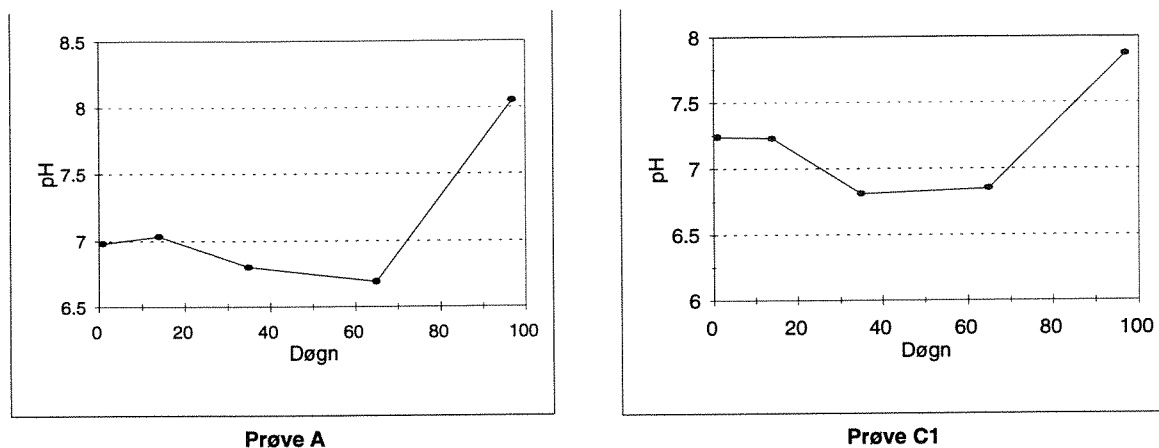
Fluksresultater for alle rørforsøkene er samlet i tabell 14 i vedlegg 1.

Som det fremgår av formelen er fluksverdiene beregnet som differanser mellom to analyseresultater. I enkelte tilfeller er denne differansen liten i forhold til totalverdien, og den relative usikkerhet i slutt resultatet blir tilsvarende stor. Det kan derfor ikke legges for stor vekt på enkeltresultater i den

videre diskusjon. I tillegg har feil i et analyseresultat innvirkning på to på hverandre følgende fluksresultater, men i motsatt retning.

2.2.2 pH

For pH er det ikke beregnet fluksverdier. Vurderingen av pH-utviklingen i forsøkene er derfor basert på målte enkeltverdier. I alle fire rørforsøkene holdt pH seg forholdsvis stabilt i området 6,5 - 8,0. For alle prøvene var slutt-pH høyere enn start-pH. Sammenliknet med resultater fra tidligere undersøkelser (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991, 1993, Arnesen et al. 1993) var pH høy og stabil gjennom hele forsøket. Noen eksempler på pH-utviklingen ved rørforsøkene er vist i figur 2.



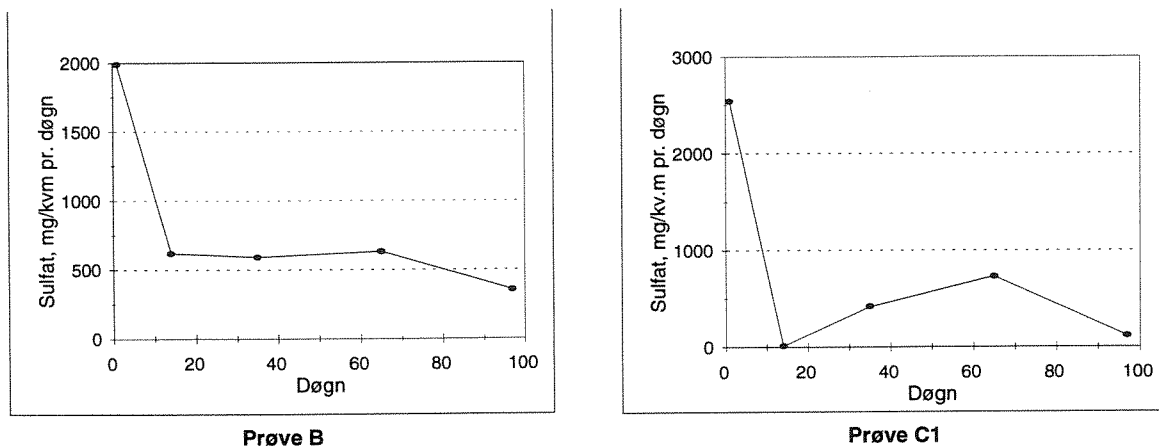
Figur 2 Eksempel på resultat av rørforsøk. Tidsforløp for pH-utvikling.

2.2.3 Kopper

I alle fire rør er det en relativt høy utløsning av kopper de første dagene. Dette skyldes antakelig oppløst kopper i porevannet. Senere er fluksen gjennomgående negativ (adsorpsjon) eller meget lav. Det er ikke mulig å angi noe kvantitativt om utløsning av kopper fra avfallsanden og dermed kopperkonsentrasjonen i utløpet, med utgangspunkt i så lave verdier. Den vil imidlertid være liten.

2.2.4 Sulfat

Fluks av sulfat fra avfallsanden varierte noe fra rør til rør, og med tiden. For alle rørene var det en meget høy utløsning av sulfat ($2000 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{døgn}^{-1}$ eller mer) de første dagene. Dette avtok i prøvene 1 - 3 raskt og lå senere på $500 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{døgn}^{-1}$ eller mindre. For alle rørene var fluksen omkring $300 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{døgn}^{-1}$ eller lavere ved forsøkets slutt. Ved modellkjøringene er middelveidier for siste del av forsøksperioden benyttet. Disse middelveidier varierer fra ca. 300 til ca. 550 mg/m^2 pr. døgn. Noen eksempler på utviklingen i fluksen av sulfat ved rørforsøkene er vist i figur 3. Sammenliknet med resultater fra de tidligere nevnte undersøkelsene er dette noe under gjennomsnittet.

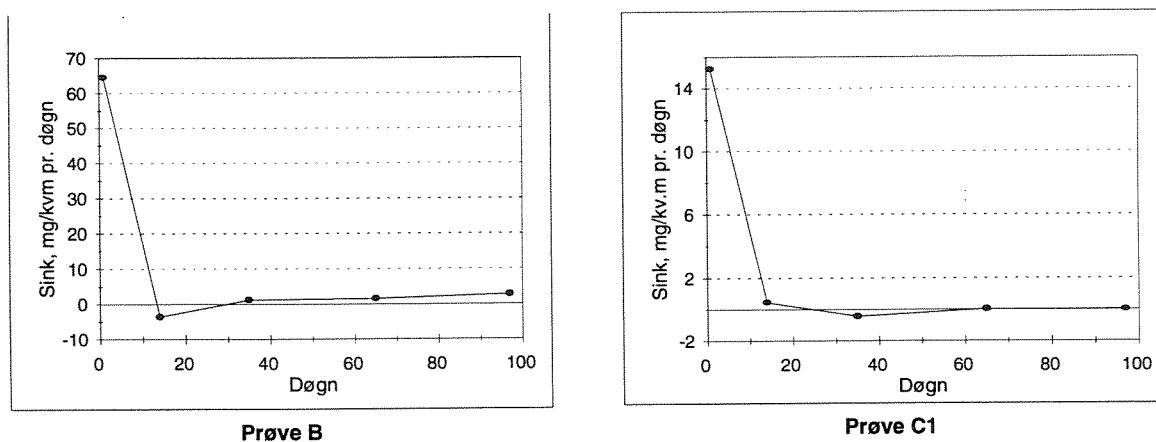


Figur 3 Eksempel på resultat av rørforsøk. Tidsforløp for fluks av sulfat fra anrikningssand

2.2.5 Sink

Erfaringsmessig er sink det tungmetall som lettest løses ut ved forsøk som dette. Bortsett fra prøve B, ga imidlertid alle rørforsøkene meget lave fluksverdier for sink. For prøve B var fluksen opptil $2,8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{døgn}^{-1}$, noe som heller ikke er noen spesielt høy verdi i slike forsøk. Ved modellkjøringen er middelverdier for fluks av sink fra avfallsanden for siste del av forsøksperioden benyttet. Disse verdiene varierer mellom $0,01$ og $1,8 \text{ mg/m}^2 \cdot \text{døgn}^{-1}$. Ved de laveste verdiene fører usikkerheten i analyseresultatene til at man må regne med relativt betydelige feilmarginer. I og med at verdiene er så lave betyr dette likevel lite for det endelige resultatet.

Figur 4 viser eksempler på utløsning av sink fra anrikningssand i rørforsøk.



Figur 4 Eksempel på resultat av rørforsøk. Tidsforløp for fluks av sink fra anrikningssand

2.2.6 Kadmium

Utløsningen av kadmium var lav hele tiden. Tallene er så lave at et eventuelt overslag over metalltransport fra deponiet i Boliden ville bli svært unøyaktig.

2.2.7 Bly

Fluksen av bly er bortsett fra de første dagene negativ, noe som indikerer en utfelling eller en meget liten utløsning i løpet av den tiden forsøkene varte.

2.3. Kolbeforsøk

2.3.1. Generelt

For å få et mål for maksimal utløsning av metaller og sulfat fra avfallsanden, ble det utført forsøk der blandinger av sand og vann var i kontinuerlig bevegelse. Dette sikrer god kontakt mellom fasene og må antas å gi den beste betingelse for utløsning av stoffer. Selv med en slik omrøring var en betydelig del av faststoffet samlet på bunnen av kolbene, men kontakten mellom vann og fast fase var meget god.

I tre 5-liters ståkolber ble ca. 30 gram sand (våtvekt) av prøvene A og C1 veiet inn. I det følgende er kolbene omtalt ved disse prøvebetegnelse. Tørrstoffinnholdet i kolbene ble bestemt ved separate uttak av fuktig prøve som ble tørket ved 105 °C. I tabell 4 er tørrstoff og innhold av de ulike elementer i prøvene listet. Kolbene ble videre hver tilsatt 3 liter ubehandlet vann fra en innsjø nær NIVA i Oslo (Maridalsvatnet). En del vannkjemiske parametre for dette vannet er angitt i tabell 2.

Tabell 4. Totalt innhold av de ulike elementer i tørrstoffet ved kolbeforsøkene.

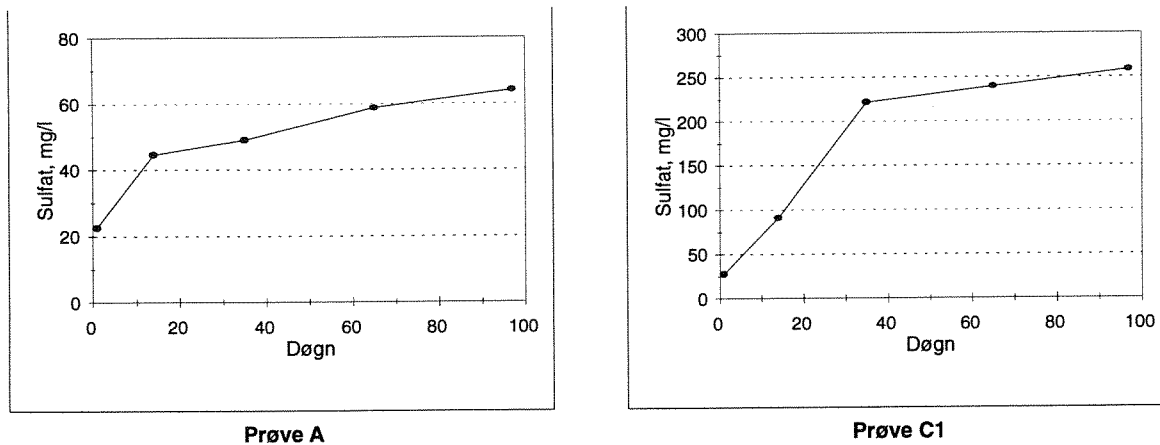
Prøvebetegnelse	A	C1
Tørrstoff g	27.5	30.0
Kopper mg	33.8	18.6
Sink mg	320	105
Jern g	4.35	2.99
Svovel g	4.29	2.94

Blandingene ble satt på ristebord slik at de hadde kontinuerlig omrøring under hele forsøket. Temperaturen var konstant på 20 °C og ristebordet hadde ca. 150 frem og tilbakebevegelser pr. minutt. Prøver fra kolbene ble tatt ut til analyse etter 1, 14, 35, 65 og 97 døgn. Analysene ble utført på filtrerte prøver ved Landbrukets analysesenter, Ås. Metoden som ble anvendt var ICP-spektroskopi, som angir konsentrasjonen av en rekke elementer ved en enkelt kjøring. I den foreliggende rapporten er imidlertid bare kopper, sink, kadmium, bly, jern og svovel benyttet. Mengde som ble tatt ut for analyse hver gang var så liten (25 ml) at det ikke har praktisk betydning for konsentrasjonene i kolbene. Resultatene av kolbeforsøkene er samlet i tabellene 16 vedlegg 1. Noen eksempler på forløpet av utvasking av sulfat og sink er vist i figurene 5 og 6.

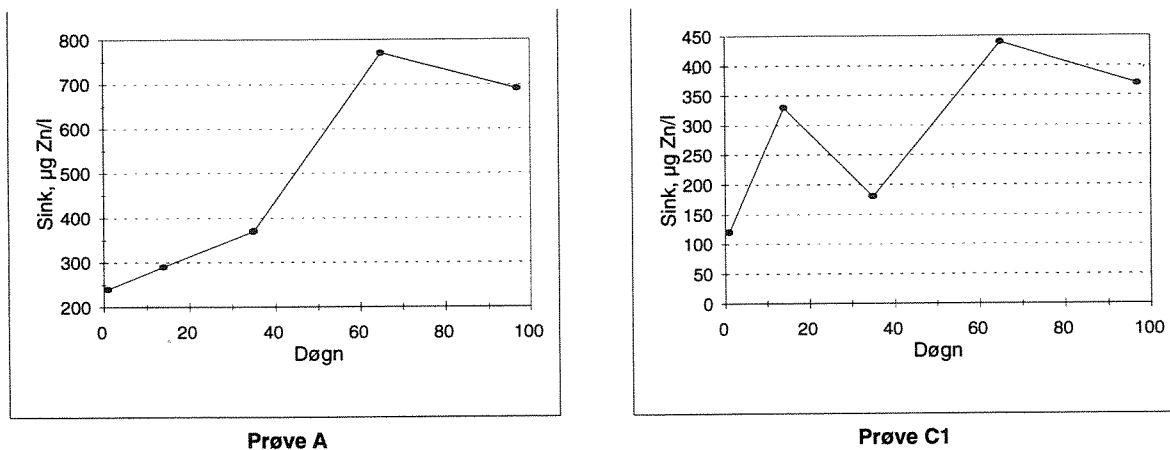
2.3.2. Drøfting av resultater fra kolbeforsøkene

De to kolbeforsøkene ga relativt store forskjeller i resultatene.

Prøve A som var tatt i avgangsdeponiet ga høyere sinkutløsning enn prøve C1 som var fersk avfallsand fra oppredningsverket. For sulfat var forholdet motsatt. For kopper, kadmium og bly var utløsningen størst fra prøve A. Både prøve A og C1 ga omtrent samme utløsning av metaller og sulfat som det som ble funnet i den laveste prøven fra Kristineberg (Arnesen og Bjerkeng 1993). Den mest "reaktive" prøven derfra ga langt høyere utløsningsverdier.



Figur 5 Utvasking av sulfat i kolbeforsøk. 1 %-suspensjon



Figur 6 Utvasking av sink i kolbeforsøk. 1 %-suspensjon.

Det er vanskelig å sammenlikne resultatene av slike forsøk med noen form for "normal" eller et gjennomsnitt. Prøver kan være sammenliknbare når det gjelder en enkelt eller noen få komponenter, mens andre komponenter er vesentlig forskjellige. For de undersøkte avgangsprøvene fra Boliden var utvaskingsverdiene omtrent som for et flertall av de prøver av avfallsand som NIVA tidligere har undersøkt. Det det er rimelig å si at avfallsanden er "normalt" reaktiv.

For sink ble den gjennomsnittlige utvaskingshastigheten omtrent den samme for de to prøvene, ca 4 $\mu\text{g Zn/l}$ pr. døgn. For sulfat var det stor forskjell mellom de to prøvene, 0,6 og 3 $\text{mg SO}_4/\text{l}$ pr. døgn. Det er imidlertid to særlig høye verdier i de første dagene som gir stort utslag for prøve C1. Dersom disse verdiene gir liten vekt, blir utvaskingshastigheten redusert til ca. 0,6 $\text{mg SO}_4/\text{l}$ pr. døgn.

2.4. Sammenfatning av praktiske undersøkelser

Selv om kortvarige laboratorieforsøk i liten skala ikke fullt ut kan simulere de langsiktige virkninger av et vanddekket sandmagasin, er enkelte resultater likevel ganske klare. Både fra rør- og fra kolbeforsøkene varierer resultatene en del over forsøksperioden. Det har derfor vært nødvendig å anvende et visst skjønn for å fastlegge verdiene som skal brukes i modellberegningene. Forskjellene mellom maksimums- og minimumsverdiene er store, men begge er benyttet i modellberegningene. Betydningen av denne forskjellen kan derved lettere bedømmes.

Følgende forhold synes imidlertid å være klare:

- Kopper, jern, kadmium og bly blir ikke løst ut i så store mengder at det mulig å beregne noen transportverdi under de forhold som kan ventes i det nedlagte sandmagasinet.
- Det foregår en viss utløsning av sink og sulfat fra sedimentene. For sink stabiliserte fluksen seg på 0,01 - 1,8 mg/m^2 pr. døgn, mens sulfatkonsentrasjonen var tilsvarende 300 - 550 mg/m^2 pr. døgn.
- Sulfatproduksjonen vil være forbundet med en tilsvarende produksjon av svovelsyre, men pH endret seg svært lite i de fleste prøvene. Det tyder på at syren er nøytralisert av basiske komponenter i sanden.
- Kolbeforsøkene ga noe varierende utvaskingshastigheter for sulfat, men etter en tid var verdiene stabile på 0,6 mg/l pr. døgn og 4 $\mu\text{g/}$ pr. døgn for sink.

Vitring av avfallsand er en langsom prosess i vann. Oksidasjonen av sulfidmineralene synes å gå med varierende hastighet i de utførte laboratorieforsøkene, og tabell 5 viser den prosentvise utløsning av sink og sulfat i de tre kolbeforsøkene.

En nærmere diskusjon av oksidasjon av sulfidmineraler vil bli gjennomført i kapittel 4. Hvis vi antar at utløsningen av sulfat og metaller foregår ved at oksygen fra vannfasen diffunderer ned i sedimentet og fører til oksidativ vitring av avfallsand, kan det ut fra resultatene av rørforsøkene anslås hvor raskt denne oksidasjonen "beveger seg" ned i sedimentet.

Tabell 5 Prosentvis utløsning av kopper og svovel i kolbeforsøkene
Alle vektangivelser er i gram og gjelder samlet tørrstoffinnhold i kolben

Prøve	Tørrstoff tot. g	Sulfat			Sink		
		Tot innh.	Utløst mg	%-utløst	Tot innh. mg	Utløst mg	%- utløst
A	30.0	14.0	192.3	1.4	351	2.07	0.6
C1	27.5	8.1	775	9.6	97	1.11	1.1

Hvis vi antar at tettheten av avfallsand i vann er ca. 1,75 kg/l og at tørrstoffet i denne avgangen har en tetthet på 3,8 kg/l, kan innholdet av sink og svovel i et sjikt på 1 mm avfallsand i rørene beregnes ut fra data i tabell 1.

Dersom de høyeste fluksverdiene som er registrert for prøvene (Prøve B) legges til grunn, vil det ta ca. 17 år for at oksidasjonen av ZnS skal bevege seg én mm ned i sedimentet. For svovel blir den tilsvarende verdien ca. 1 år. For de øvrige prøvene var utløsningen så liten at usikkerheten ved en slik beregning fører til at resultatene blir meningsløse. Beregningen er bare ment som en forenklet illustrasjon av hvilke størrelsesordner det er tale om. En mer kvantitativ vurdering vil bli gjort i forbindelse med modellberegningen i kapittel 4.

3. Hydrologiske forhold i Boliden

Golder Geosystem AB har beskrevet området hydrologisk i en rapport (Axelsson *et al.* 1993). I den foreliggende rapport er data vedrørende hydrologiske forhold tatt fra denne rapportene og fra personlig kommunikasjon med Carl-Lennart Axelsson, Golder Geosystem A.B. Ved beregningene er det antatt at vannnivået i magasinet heves til ca 221 moh og at midlere vanddyb over avfallsanden er 1,3 m.

Månedlig avrenning i overløpet fra sandmagasinet i Boliden er beregnet på grunnlag av Golder Geosystems rapporter om hydrologiske forhold i Boliden. Rapportene inneholder ikke data som gjør dette mulig direkte. Etter nærmere kontakt med Carl-Lennart Axelsson, Golder Geosystem, har vi gjort denne beregningen for et normalår, ved å benytte de angitte tall for månedlig nedbør og fordampning, mens lekkasje gjennom dammen er antatt å være jevnt fordelt over hele året. Akkumulert snømagasin antas å renne av med like mengder i månedene april og mai. Tabell 6 inneholder de anvendte data for beregningene. Det er antatt at vannnivået i sandmagasinet heves til ca. 221 moh og at vannets middeldyp er 1,3 m.

- Vannmengden som tilføres magasinet må være tilstrekkelig til å opprettholde tilstrekkelig vanndekking.
- Kvaliteten av det vannet som tilføres nedenforliggende magasin må ikke ha lav pH eller ha høyt innhold av jern.

Tabell 6 Hydrologiske data for Sandmagasinet i Boliden
Alle data er angitt i mm, bortsett fra Overløp², som er angitt i m³ · 10⁶

Mnd	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Des
Nedb.	55	45	40	54	49	61	84	101	78	67	80	65
Ford.	-1	0	3	10	61	93	80	52	21	3	-1	-1
Tilr.	0.0	0.0	0.0	185.4	129.4	0.0	0.0	18.9	57.0	64.0	0.0	0.0
Lekk	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1	2.1
Overl ¹	0	0	0	172.5	127.2	0.0	0.0	12.5	54.9	61.9	0	0
Overl ²	0	0	0	11.44	8.44	0	0	0.83	3.64	4.10	0	0

Verdiene for Overløp² er benyttet i modellberegningene.

I det følgende er alle beregninger foretatt med data som gjelder normalår. I tørrår kan konsentrasjonene bli noe høyere, mens lokale transportverdier stort sett blir de samme på årsbasis. Ved lokale regnskyll med plutselige forandringer i vannføringsmønster, kan konsentrasjonen i nedenforliggende resipienter øke merkbart.

4. Modellbetraktninger

4.1 Prinsipper

Avfallsand fra et flotasjonsverk inneholder en rekke mineraler med varierende fysiske og kjemiske egenskaper. Det er vel kjent at disse mineralene kan forvitre ved påvirkning av fuktighet og luftens oksygen. De kan derved overføres til stoffer som er oppløselige i vann. I tillegg har noen sulfidmineraler en viss løselighet i vann, selv uten oksydasjon.

Flere forhold vil være bestemmende for den tungmetallpåvirkning en avfallsand kan gi en resipient:

- Areal av flaten som reelt er eksponert mot vann.
- Transporthastighet i systemet, både for oksygen frem til sulfidmineralene og for forurensningskomponenter fra sediment til fri vannmasser.
- Reaksjonskinetikk og løselighetsforhold.

Beregningsmodellen i den foreliggende rapport tar bare hensyn til noe av dette og ser bl.a. bort fra reaksjonskinetikk og løselighetsforhold. Liknende vurderinger er gjort av NIVA tidligere (Arnesen og Bjerkeng 1987, 1991, 1993). Hovedprinsippet denne modellen bygger på, er at transportprosesser i sedimentene er langsomme og derfor begrensende for utløsning av forurensende stoffer fra avfallsanden. Stort sett vil transporten foregå ved molekylær diffusjon. Transport i fri vannmasser og mellom sediment og vann antas derimot å være raske og derfor uten betydning for reaksjonens samlede hastighet. Det forutsettes også at vitringen forbruker oksygen og at transport av oksygen som deltar i reaksjonen frem til området der oksidasjonen foregår, er det hastighetsbestemmende ledd i hele prosessen. Det hele er en balanse mellom en rekke reaksjoner som igjen er avhengige av hvilke transportprosesser som er dominerende. Den totale prosess kan imidlertid ikke skje raskere enn det som er gitt av den maksimale oksygentransport gjennom avfallsanden. Dersom dette legges til grunn, kan en maksimal utløsning anslås. Det matematisk-fysiske grunnlaget for denne modellen er beskrevet i Vedlegg 3, som er en bearbejdet kopi fra NIVA-rapport O- 78083 (Arnesen og Bjerkeng 1979).

Modellen er imidlertid tilpasset anvendelsen på sandmagasinet i Boliden på noen punkter:

- Vannføringen er fordelt på månedsbasis.
- Det er bare regnet på utløsning uten overdekning.
- Utløsning av kopper er neglisjert i overensstemmelse med forsøkene.

- Utløst mengde pr. tid og flateenhet antas i første fase å være absolutt begrenset ut fra reaksjonskinetiske forhold, selv om det er god oksygentilgang.

4.2 Modellparametre og inndata

4.2.1 Generelt

Modellen for beregning av utlekking av forurensninger fra vanddekkede sandmagasin beregner, slik den foreligger i dag, utviklingen over tid av fluks av sulfat, sink og evt. kopper fra anrikningssand. For at resultatet skal bli mer anvendbart blir disse fluksverdiene omregnet til konsentrasjonsverdier i overløp fra sandmagasinet. For beregningen kreves en del grunnleggende data om diffusjonsprosesser i vann, Dessuten kreves informasjon om sandmagasinenes arealer og volum samt månedlig avrenning over året.

I tabell 7 er grunnlagsdata for modellen samlet, mens de spesielle data for sandmagasinene i Boliden er samlet i tabell 8. Vanddyb vil etter avslutning av gruvedriften variere noe fra punkt til punkt, men etter avtale med Boliden mineral A.B. er middeldyb i magasinet satt til 1,3 m. Betydningen av denne parameteren er liten for middelveidien av de beregnede konsentrasjonene, men store vannvolum i dammene vil virke utjevne på konsentrasjonen av forurensninger i avløpsvannet.

I tillegg til disse data for sandmagasinene inngår data om anrikningssanden og resultater av laboratorieforskene. Omregning og bruk av disse data er omtalt i de følgende avsnitt.

For å kunne angi estimert konsentrasjon i utløp fra sandmagasinet er det tatt utgangspunkt i en startkonsentrasjon i magasinet. Startkonsentrasjonen for sulfat er ut fra middelveidier for årene 1991 - 93 anslått til 600 mg/l. For sink er startkonsentrasjonen satt til 0.5 mg sink pr. liter. Det er forutsatt at vannet ikke har spesielt lav pH og at innholdet av jern er lavt. Startverdien er innenfor et visst variasjonsområde lite kritisk for beregnede verdier etter noen år.

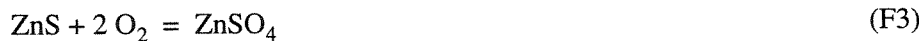
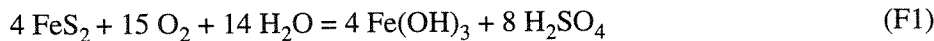
Tabell 7 Anvendte verdier for grunnleggende parametre som inngår i modellberegningene

Parameter	Enhet	Anvendt verdi
Overgangskoeff. vann/luft	m/s	0.00
Med isdekke		$30.0 \cdot 10^{-6}$
Uten isdekke		$1.0 \cdot 10^{-9}$
Molekylær diffusjonskoeffisient	m^2/s	13.0
Oksygenmetning < 15 °C	mg/l	

Tabell 8 Areal og vannvolum av sandmagasin i Boliden
Antatt middeldyb over anrikningssand 1.3 m

Areal m^2	Volum m^3
$2.86 \cdot 10^6$	$3.72 \cdot 10^6$

Modellen er basert på at oksidasjonen av sulfidmineraler i anrikningssanden skjer etter reaksjonslikningene (F1) - (F3) nedenfor, og inputdata til modellen beskriver mengdeforhold mellom reaktantene og fordeling av oksygenforbruket mellom dem. I de følgende kapitler er beregningen av disse data beskrevet.



4.2.2 Sammensetning av avfallsand

Ut fra opplysningene om gjennomsnittlig innhold av ulike grunnstoff i avgangen, samt data om grunnstoffenes atomvekter og mineralenes kjemiske sammensetning, kan vi anslå hvordan grunnstoffene fordeler seg på de ulike mineralene i avgangen. Resultatet er oppsummert i tabell 9.

Tabell 9 Fordeling av grunnstoffer i anrikningssand på de viktigste mineralene.

Prøve A					
Vekt-%		Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoffanalyse		FeS ₂	CuFeS ₂	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu:	0.12		0.12		
Zn:	1.17			1.17	
S:	15.59	14.9	0.12	0.57	
Fe:	15.83	12.95	0.11		2.77
Prøve B					
Vekt-%		Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoff		FeS ₂	CuFeS ₂	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu:	0.09		0.09		
Zn:	1.15			1.15	
S:	6.97	6.32	0.09	0.56	
Fe:	7.83	5.49	0.08		2.25
Prøve C1					
Vekt-%		Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoff		FeS ₂	CuFeS ₂	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu:	0.06		0.06		
Zn:	0.35			0.35	
S:	9.81	9.58	0.06	0.17	
Fe:	9.96	8.33	0.05		1.58
Prøve C2					
Vekt-%		Grunnstoffer fordelt på mineraler (vekt-%)			
Faststoff		FeS ₂	CuFeS ₂	ZnS	Andre Fe-forb.
Cu:	0.06		0.06		
Zn:	0.35			0.35	
S:	9.66	9.43	0.06	0.17	
Fe:	9.84	8.2	0.06		1.59

I tabellen er alle tall beregnet i prosent av tørrstoffet i prøven. Mengden FeS_2 er beregnet som et restledd i S-balansen, mens Andre Fe- forbindelser er restledd i Fe-balansen.

Dersom tørrstoffet har egenvekt 3.8 kg/l og total tetthet av avfallsand i vann er 1.75 kg/l, så vil tørrstoffet totalt utgjøre ca. 1.0 kg/l av dette, mens vannet i sanden utgjør resten, dvs. 0.75 kg/l. Ut fra dette samt sandens sammensetning fra tabell 1, kan vi fordele innhold av elementer i bunnsedimentet på reaktantene som inngår i beregningen. Resultatene er samlet i tabell 10.

Tabell 10 Teoretisk innhold av FeS_2 og ZnS i bunnsediment målt i g/l.
Merk enhet!

Prøve A		Prøve B	
Forbindelse		Forbindelse	
FeS_2 som g SO_4/l	446.1	FeS_2 som g SO_4/l	189.2
ZnS som g Zn/l	11.7	ZnS som g Zn/l	11.5
Prøve C1		Prøve C2	
Forbindelse		Forbindelse	
FeS_2 som g SO_4/l	286.8	FeS_2 som g SO_4/l	282.3
ZnS som g Zn/l	3.5	ZnS som g Zn/l	3.5

4.2.3 Fordeling av oksygen-forbruk

Modellen krever at det spesifiseres hvor stor andel av det totale oksygenforbruket som brukes i de aktuelle reaksjonene i startfasen. Resultatene fra kolbeforsøkene er brukt til dette. Det er vesentlig sulfat og sink som løses ut i målbare mengder, og utløsningen av kopper er neglisjert.

Verdiene som er benyttet for å beregne fordeling av oksygenforbruk er nærmere vurdert i kapittel 2.3.2. Verdiene er:

Sink : 4 $\mu\text{g Zn}/\text{l}$ pr. døgn
Sulfat : 0,6 mg SO_4/l pr. døgn

Ved å regne om tallene for utløste mengder til oksygenforbruk, og beregne prosentvis fordeling, får vi de resultater som er vist i tabell 11.

Tabell 11 Oksygenforbruk fordelt på mineraler

Prøve	Fordeling av Oksygenforbruk på ulike mineraler	
	FeS_2	ZnS
A	98.75	1.248
C1	99.49	0.507

4.2.4 Maksimal utløsningshastighet

Ved den numeriske simuleringen er utløsningsen i begynnelsen begrenset av en maksimal utløsningshastighet som settes inn i programmet. Dette kan betraktes som en måte å ta hensyn til reaksjonskinetiske begrensninger som ikke er inkludert i modellformuleringen.

Utløsningen antas å skje ved at mineralinnholdet i sanden brukes ovenfra og nedover, og etterhvert vil da oksygen-transporten ned i sedimentet bli det som begrenser utløsningen.

For å sette tallverdier på maksimal utløsningshastighet bruker vi resultatene fra rør-forsøkene, hvor vi kan regne med at det er god tilgang på oksygen hele tiden.

For siste del av forsøksperioden, når forholdene hadde stabilisert seg, var utløsningshastigheten i de enkelte prøvene som vist i tabell 12.

Tabell 12 Utløsningshastighet ved simuleringens start. Antatte verdier fra rørforsøkene.

Prøve	Utl.hastighet (Fluks) i mg/m ² -døgn	
	Sulfat (SO ₄)	Sink
A	298	0.27
B	549	1.84
C1	419	0.009
C2	503	0.21

Verdiene i tabell 12 er stort sett basert på verdiene for siste forsøksperiode, men de er vurdert i forhold til erfaringer fra lignende forsøk tidligere. Det er en stor spennvidde i de oppnådde resultater, og illustrerer det variasjonsområdet som kan ventes.

4.3 Sammenfattende diskusjon

4.3.1 Generelt

Modellen som er brukt er sterkt forenklet, og beregner utløsning av mineraler under antagelse av at tilgangen på oksygen er viktigste begrensende faktor. Modellen ble opprinnelig laget for å se på virkning av overdekning, og det var da naturlig å tenke seg at transportbegrensninger gjennom overdekningen dominerte ettersom tykkelsen økte.

For utløsning fra sediment uten overdekning blir det viktigere å trekke inn andre begrensende faktorer, dersom en ikke skal få verdier som ligger alt for langt over det reelle.

I beregningene, som er beskrevet her, er det forsøkt å ta hensyn til dette, ved å innføre en maksimal utløsningshastighet som er begrensende dersom oksygentilgangen er praktisk talt ubegrenset. De tallverdier som er brukt her er knyttet til de forsøkene som er gjort, og burde være noenlunde rimelige. Dette skulle bidra til å trekke beregnet utløst mengde ned mot mer reelle verdier.

En modell som tok hensyn til reaksjons-kinetiske begrensninger på utløsningen på en mer fullstendig måte ville antagelig gi ennå mer realistiske og antagelig noe lavere verdier.

Modellen er heller ikke realistisk med hensyn til de kjemiske reaksjoner som foregår ved partikkel-overflatene i magasinene. Ved en fremtidig utvikling av beregningsmodellen vil det bli lagt vekt på dette.

Vi har basert beregningene av oksygentransporten på molekylær-diffusjon i vann. Dersom sedimentet ligger i ro, kan dette bidra til å gi for høye verdier, fordi diffusjonskoeffisienten da antagelig bør reduseres ut fra porøsiteten i sedimentet. Hvis sedimentet skulle bli utsatt for suspensjon eller mekanisk blanding f.eks. ved lav vanstand og sterk vind, kan transporten bli mer effektiv enn beregnet.

Beregningene er utført med et antatt middeldyp på 1,3 m. Endringer i middeldyp vil forandre utviklingen av konsentrasjonen i overløpet. Mindre middeldyp vil gi større årsvariasjon og litt høyere maksimumsverdier. Høyeste konsentrasjon vil dessuten komme tidligere i tid. Hovedmønsteret i konsentrasjonsutvikling vil ellers endre seg lite.

4.3.2 Resultater

Modellberegningene er basert på at vannet som renner inn i magasinet ikke er forurenset med surt gruvevann. Likeledes er beregningene gjort med utgangspunkt i en likevektssituasjon etter at vandekkingen er gjennomført.

De utførte laboratorieforsøkene tyder på at avfallsanden fra oppredningsverket i Boliden er lite reaktiv og at den avgir liten forurensning når den oppbevares under vann. En av de undersøkte prøvene (B) avgir imidlertid noe mere sink enn de øvrige prøvene.

Fordi fluksen av forurensninger fra avfallsanden er så liten blir usikkerheten i analyseresultatene og modellberegningen relativt stor. Det er likevel utført modellberegninger for sink og sulfatutløsning for alle de prøvene som er undersøkt. (Figur 7 - 14, vedlegg 2)

For sulfat er det antatt en startkonsentrasjon på 600 mg SO_4/l . For alle prøvene tyder beregningene på at dette vil avta relativt raskt i de første årene og vil etter ca. 20 år nærme seg 70 mg/l.

For sink er forholdene litt mer varierte. For prøvene A, C1 og C2 tyder beregningene på at sinkkonsentrasjonen raskt vil avta fra 500 til 100 $\mu\text{g Zn/l}$ eller til dels betydelig mindre (C1). For prøve B tyder beregningene derimot på at konsentrasjonen etter en tid kan bli liggende relativt stabilt på omkring 600 $\mu\text{g Zn/l}$.

Fordi prøve B er tatt fra allerde deponert avgang kan den avvike noe i egenskaper fra ny avgang. Det var bl.a. forholdsvis grunt der prøven ble tatt, og det kan ha vært oksidert materiale (Fe^{+++}) i prøven.

Alt i alt er det rimelig å anta at avrenning fra sandmagasinet i Gillervattnet i Boliden vil ha en sinkkonsentrasjon under 0,5 mg Zn/l når deponeringen er avsluttet og magasinet er dekket med vann.

5. Konklusjon

1. Det er utført laboratorieforsøk og modellberegninger for å vurdere forurensnings-situasjonen i Gillervattnet i Boliden etter en fremtidig vanndekking av avfallsanden i innsjøen.
2. Beregningene er bl.a. basert på et fåtall prøver og antatte fremtidige hydrologiske forhold. Det er i alminnelighet en betydelig usikkerhet i slike beregninger og i dette tilfellet er utlekking av forurensninger under laboratoriefordøkene så liten at den relative usikkerheten i resultatene blir særlig stor. Tallverdiene som er angitt for fremtidige konsentrasjoner av sulfat og spesielt sink må derfor bare oppfattes som veiledende.
3. Utlekking av forurensninger fra de undersøkte prøvene syntes etter noen år å bli liten (ca. 60 mg SO_4/l og $< 100 \mu\text{g Zn/l}$ i utløpet), bortsett fra for en prøve tatt i sandmagasinet (B), der utløsningen av sink var noe større (ca. 0,6 mg Zn/l).
4. Som en sammenfattende konklusjon kan det sies at forurensningsmengden fra avfallsanden i et fremtidig vanndekket Gillervattnet, synes å bli liten i forhold til deponiets størrelse.
5. NIVA har ikke vurdert andre forurensningskilder i området, og det er viktig at surt, tungmetallholdig vann ikke føres til Gillervattnet.

6. Referanser

Arnesen, R.T. og Bjerkeng, B., 1979. Utløsning fra deponert avgang i Dausjøen. NIVA-rapport O-78083, s. 47.

Arnesen, R.T. og Bjerkeng, B., 1987. Avslutning av deponi for avfallsand ved Stekenjokk gruve. NIVA-rapport O-86193, Løpenr.: 2041, Oktober 1987, s. 43

Arnesen, R.T. og Bjerkeng, B., 1991 Avslutning av sandmagasin i Garpenberg med vanndekking. NIVA-rapport O-89197, Løpenr.: 2547, Mars 1991, s. 43

Arnesen, R.T. og Bjerkeng, B. 1993 Avslutning av sandmagasin i Kristineberg ved vanndekking NIVA-rapport O-92049, Løpenr.:2867, Januar 1993, s. 45.

Arnesen, R.T. og Iversen, E.R., 1993 Langtidsvirkninger ved deponering av sulfidholdig avgang under vann. NIVA-rapport O-89116/E-87682, Løpenr.: 2919, Juli 1993, s. 104.

Axelsson, C.-L., Byström, J., Hansen, L. og Holmén, J. 1993 Efterbehandling av sandmagasin i Gillervattnet - Hydrogeologiska förutsetningar för åtgärdsplan. Läckagevattnets ursprung. Golder Geosystem AB, Mars 1993.

Jørgensen, S.E. og Gromiec, M.J., 1989. Mathematical Submodels in Water Quality Systems. ELSEVIER, Amsterdam-Oxford-New York-T. p.p. 382-83

Pelletier, C. A. (Project Manager), 1989 Subaqueous Disposal of Reactive Mine Wastes: An Overview. Rescan Environmental Services, Vancouver, Canada.

Ritcey, C.M., 1989 Tailings Management, Problems and Solutions in Mining Industry. Elsevier Science Publishing Comp. Inc., New York, p 750.

Vedlegg

Vedlegg 1

Resultater av laboratorieforsøkene

Tabell 13 Kjemiske analyseresultater for rørforsøk

Prøve A (Rør 1)

Døgn	pH	Kond mS/m	Kopper mg/l	Sink mg/l	Bly mg/l	Kadmium mg/l	Sulfat mg/l
1	6.98	6.40	0.0120	0.05	0.0209	0.0001	19.0
14	7.03	6.91	0.0154	0.10	0.0406	0.0002	15.0
35	6.80	9.56	0.0080	0.06	0.0198	0.0002	26.4
65	6.69	13.43	0.0064	0.06	0.0113	0.0002	43.0
97	8.05	17.2	0.0054	0.05	0.0055	0.0002	62.0

Prøve B (Rør 2)

Døgn	pH	Kond mS/m	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kadmium mg/l	Bly mg/l	Sulfat mg/l
1	7.15	5.7	0.0095	0.14	0.00028	0.0607	10
14	7.09	9.6	0.0075	0.04	0.00005	0.0123	26
35	6.82	16.7	0.0054	0.09	0.00035	0.0251	50
65	6.77	22.5	0.0044	0.18	0.0007	0.0114	86
97	7.74	28.4	0.0048	0.35	0.0013	0.0052	105

Prøve C1 (Rør 3)

Døgn	pH	Kond mS/m	Kopper mg/l	Sink mg/l	Kadmium mg/l	Bly mg/l	Sulfat mg/l
1	7.24	4.80	0.0075	0.04	0.00005	0.0123	11
14	7.23	5.38	0.0077	0.05	0.0002	0.0205	11
35	6.81	9.46	0.0041	0.03	0.00027	0.0101	28
65	6.85	11.74	0.011	0.03	0.00035	0.0056	70
97	7.87	13.0	0.0114	0.03	0.00036	0.004	74

Prøve C2 (Rør 4)

Døgn	pH	Kond mS/m	Cu mg/l	Zn mg/l	Cd mg/l	Pb mg/l	Sulfat mg/l
1	7.27	5.13	0.0079	0.020	0.00005	0.0090	9.5
14	7.24	10.82	0.0074	0.030	0.00017	0.0184	34.5
35	6.85	18.38	0.0027	0.050	0.00029	0.0079	67.0
65	6.32	18.78	0.002	0.060	0.00028	0.0062	78.0
97	7.53	17.1	0.0022	0.040	0.00027	0.0053	74.0

Tabell 14 Beregnede fluksverdier ved rørforsøkene (Verdier i mg pr m² og døgn)

Prøve A (Rør 1)

Døgn	Kond	Kopper	Sink	Kadmium	Bly	Sulfat
1	1686.8	4.96	19.84	-0.198	10.121	6449.4
14	26.0	0.15	1.99	0.004	0.791	-127.5
35	67.3	-0.16	-0.84	0.000	-0.443	280.1
65	69.5	-0.02	0.04	-0.001	-0.124	291.6
97	66.6	-0.01	-0.12	0.000	-0.081	323.6

Rør B (Prøve 2)

Døgn	Kond	Kopper	Sink	Kadmium	Bly	Sulfat
1	1321.8	3.727	64.60	-0.1093	29.914	1988
14	154.3	-0.063	-3.58	-0.0092	-1.740	619
35	176.6	-0.043	1.22	0.0066	0.316	591
65	106.6	-0.014	1.55	0.0057	-0.207	631
97	106.1	0.008	2.77	0.0095	-0.088	354

Prøve C1 (Rør 3)

Døgn	Kond	Kopper	Sink	Kadmium	Bly	Sulfat
1	913.95	2.793	15.232	-0.2285	5.991	2538.7
14	25.94	0.018	0.445	0.0050	0.342	9.1
35	101.34	-0.081	-0.438	0.0014	-0.229	416.7
65	43.70	0.118	0.016	0.0012	-0.069	728.3
97	26.48	0.013	0.015	0.0000	-0.022	111.0

Prøve C2 (Rør 4)

Døgn	Kond	Kopper	Sink	Kadmium	Bly	Sulfat
1	1069.3	2.962	5.020	-0.2259	4.267	1757.1
14	223.8	-0.008	0.405	0.0038	0.379	972.2
35	190.0	-0.106	0.502	0.0025	-0.230	810.8
65	19.5	-0.011	0.201	-0.0003	-0.022	234.8
97	-14.0	0.003	-0.275	-0.0003	-0.010	-6.6

Tabell 15 Kjemiske analyseresultater for kolbeforsøkene, 1% Suspensjon

Prøve A (Kolbe 2)

Døgn	pH	Kond mS/m	Kopper µg/l	Sink µg/l	Kadmium µg/l	Bly µg/l	Jern µg/l	Sulfat mg/l
1	8.04	9.97	20	240	0.81	130	560	22.5
14	7.62	16.3	19	290	2.1	210	210	44.6
35	7.58	18.9	36	370	0.54	310	25	49.1
65	7.57	20.0	46	770	0.85	370	520	58.7
97	7.7	21.5	24	690	11	76	370	64.1

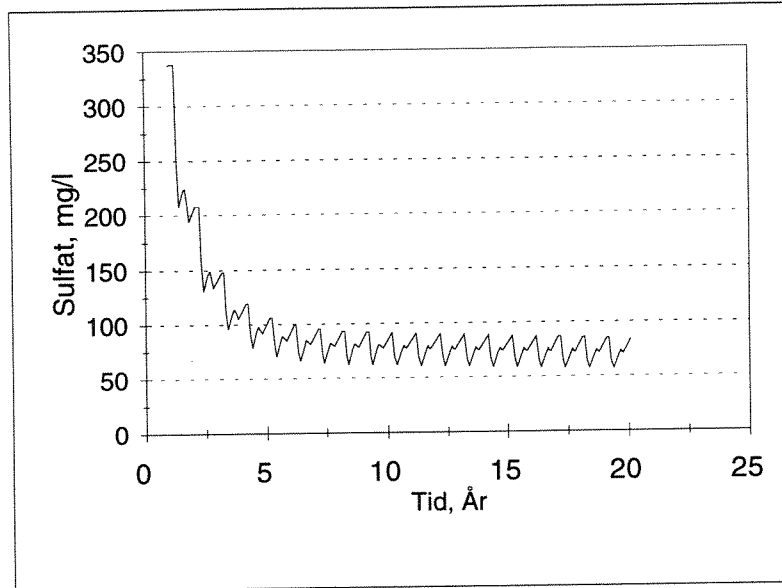
Prøve C1 (Kolbe 4)

Døgn	pH	Kond mS/m	Kopper µg/l	Sink µg/l	Kadmium µg/l	Bly µg/l	Jern µg/l	Sulfat mg/l
1	7.92	10.22	14	120	0.37	70	160	27.8
14	7.55	21.4	8.6	330	1.7	48	60	91
35	7.51	46.9	10	180	0.23	46	25	221.9
65	7.49	50.9	13	440	0.31	57	260	239.5
97	7.76	53.9	6.9	370	3.3	28	200	258.4

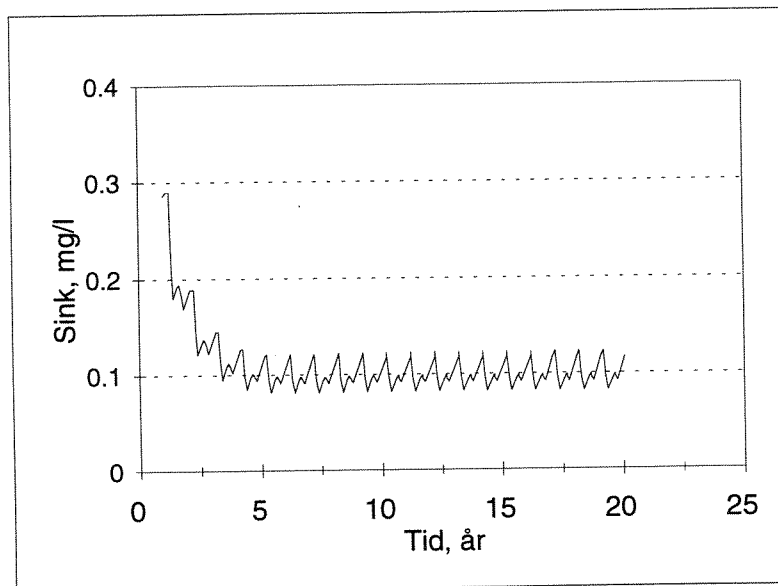
Vedlegg 2

Resultater av modellkjøringene

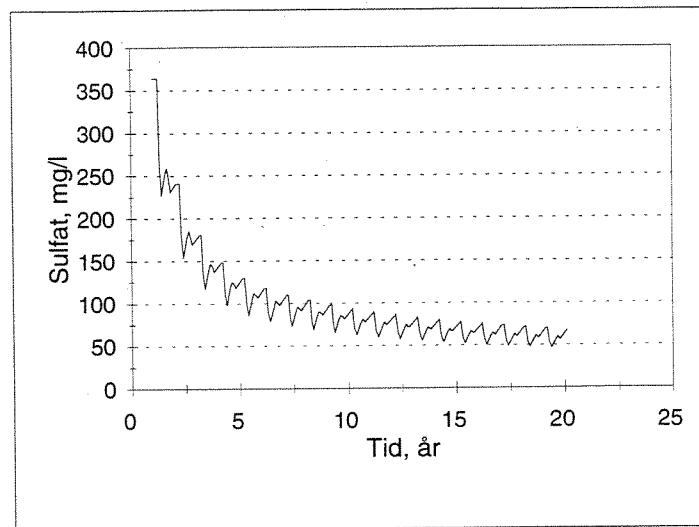
I det følgende er resultatene av alle modellkjøringene presentert i form av grafer som viser utvikling av sulfat- og sinkkonsentrasjonen i de nærmeste 20 år etter en vandekking av magasinene 2, 3 og 4.



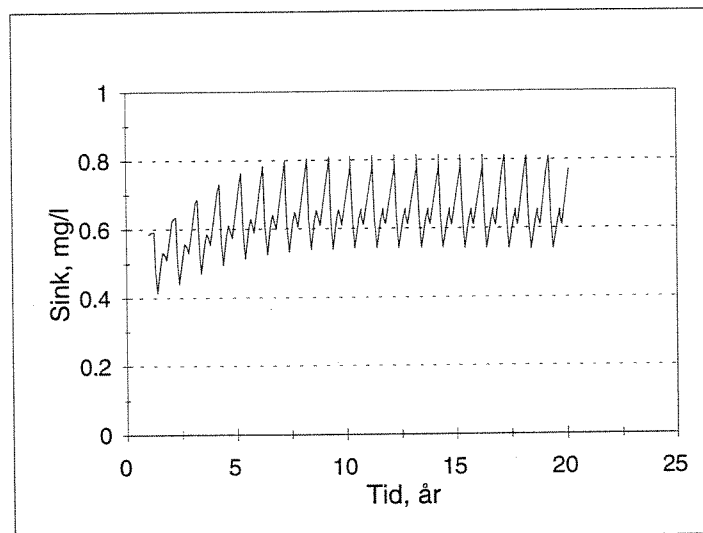
Figur 7 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sulfatkonsentrasjon i utløp fra Giller-vattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve A, Kolbe: Prøve A



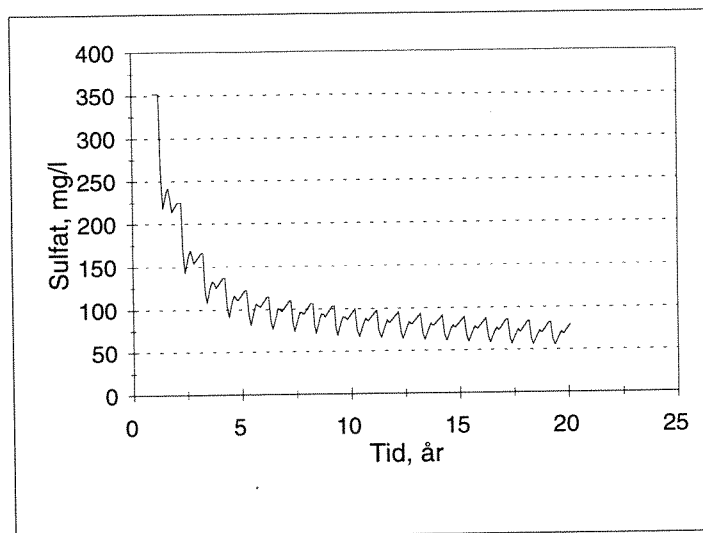
Figur 8 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sinkkonsentrasjon i utløp fra Giller-vattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve A, Kolbe: Prøve A



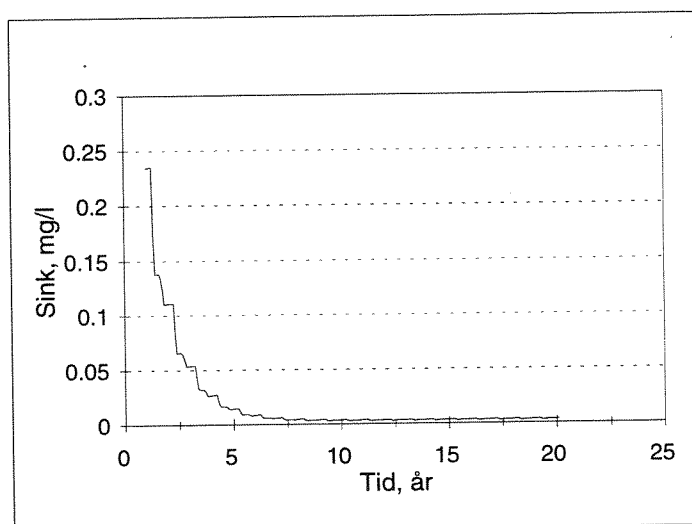
Figur 9 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sulfatkonsentrasjon i utløp fra Gillervattnet. Forsøksdata: Rør Prøve B, Kolbe: Prøve A



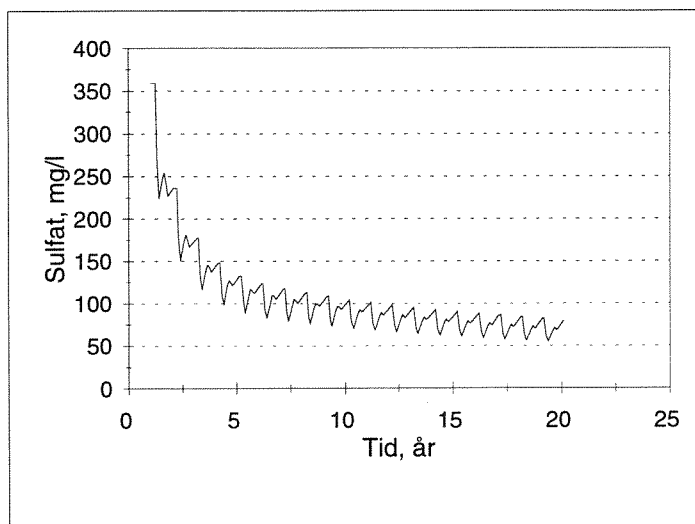
Figur 10 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sinkkonsentrasjon i utløp fra Gillervattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve B, Kolbe: Prøve A.



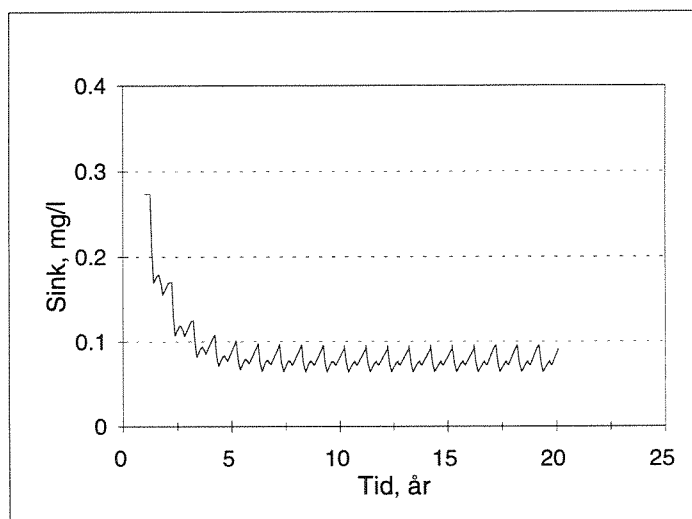
Figur 11 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sulfatkonsentrasjon i utløp fra Gillervattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve C1, Kolbe: Prøve C1.



Figur 12 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sinkkonsentrasjon i utløp fra Gillervattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve C1, Kolbe: Prøve C1



Figur 13 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sulfatkonsentrasjon i utløp fra Gillervattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve C2, Kolbe: Prøve C1



Figur 14 Resultat av modellkjøring. Beregnet utvikling i sinkkonsentrasjon i utløp fra Gillervattnet. Forsøksdata: Rør: Prøve C2, Kolbe: Prøve C1.

Vedlegg 3

Beregning av begrensninger i tilgangen på oksygen

De resultater som presenteres i kapittel 4, er beregnet ved hjelp av følgende enkle transportmodell:

Vi betrakter sandmagasinet som et sylindrisk basseng med horisontal bunn, med areal A og dybde h .

Tilførslen av oksygen til vannvolumet kan uttrykkes

$$q_1 = (A K_L + Q_V) \cdot (C_m - C_0) \quad (1)$$

hvor

q_1 = oksygentilførsel/tid

K_L = overgangskoeffisient luft/vann

Q_V = tilrenning til sjøen

C_m = metningskonsentrasjon av oksygen

C_0 = aktuell konsentrasjon i innsjøens overflatelag

Overgangskoeffisienten K_L har dimensjon lengde/tid, og kan sees som uttrykk for transporten gjennom et tynt overflatesjikt (grensesjikt) hvor de turbulente bevegelsene er hemmet og oksygengradienten er stor i forhold til i vannmassene ellers. Det er antatt at tilrenningen til bassenget er mettet på oksygen.

Dersom det ikke er særlige vertikale temperaturforskjeller i bassenget kan transporten fra overflate til bunn forenklet beskrives med en diffusjonskoeffisient som er konstant med dypet ved en likning

$$q_2 = \frac{A \cdot K}{h} (C_0 - C_h) \quad (2)$$

hvor

q_2 = oksygentransport (mengde/tid)

K = blandingskoeffisient ("diffusjonskoeffisient")

C_h = oksygenkonsentrasjon i vannet like over bunnen.

Blandingskoeffisienten K har dimensjon areal/tid, og uttrykker virkningen av turbulent blanding og sirkulasjon i magasinet.

Oksygenet må også transporteres ned i sedimentet. I selve fase overgangen vann/sediment vil det være et grensesjikt med begrenset turbulens på samme måte som i overflaten. Dersom det ikke er noe dekke over avfallsanden, kan det tenkes å være en gradvis overgang fra vann til sand, med fine partikler suspendert i vannfasen. Vi ser her bort fra denne muligheten og antar dessuten at oksygenforbruket er konsentrert i et forholdsvis tynt sjikt i sedimentet.

Med denne forenklingen kan transporten ned i avgangen beskrives med likningen

$$q_3 = \frac{PAD_s}{\delta} \cdot (C_h - C_s) \quad (3)$$

hvor

q_3 = oksygentransport

P = brøkdel av areal dekket av avfallsand

D_s = diffusjonskoeffisient i sediment

δ = tykkelse av sediment ned til det dyp hvor det meste av oksygenforbruket skjer.

C_s = oksygenkonsentrasjon nede i sedimentet i det sjiktet hvor oksidasjonen foregår.

hvis δ varierer over arealet, kan dette isteden skrives som et integral:

$$q_3 = \int \frac{D}{\delta} (C_h - C_s) dA$$

hvor δ og C_s kan variere over arealet.

Transportkoeffisienten K_L for overgangen mellom luft og vann i en grunn, tetthetshomogen innsjø kan ifølge Banks (1975) uttrykkes som en funksjon av vindhastighet U :

$$K_L = \begin{cases} 4,2 \cdot 10^{-6} \cdot \sqrt{U}; U \leq 5,5 \text{ m/s} \\ 0,32 \cdot 10^{-6} \cdot U^2; U > 5,5 \text{ m/s} \end{cases}$$

Formen på likningen er avledet av en enkel sirkulasjonsmodell, og koeffisientene bestemt ved tilpasning til eksperimentelle verdier. Enhet på K_L er m/s. Denne funksjonen gjelder når sjøen er åpen, dvs. fra juni til oktober. Om vinteren kan vi sette $K_L = 0$, og anta at tilrenningen er eneste oksygenkilde.

Vertikal blandingskoeffisient K i vannmassene over sedimentet varierer med vind og sjiktning. Vi antar her at vertikaldiffusjonen er så stor at den ikke bidrar til å begrense oksygentransporten vesentlig, dvs. at $C_0 = C_h$ i likningen ovenfor. Det betyr at resultatene blir liggende på den sikre siden som øvre grense for tilgjengelig oksygen.

Diffusjonskoeffisienten D_s i sedimentet vil avhenge av sedimentets struktur og av hvilke stoffer som diffunderer. Som en øvre grense forutsatt at sedimentet ligger i ro, kan vi benytte verdien for molekylærdiffusjon i vann, som er av størrelsesorden 10^{-9} m²/s. Hvis diffusjonen skjer ved molekylærdiffusjon i porevannet i sedimentet, kan den effektive diffusjonskoeffisienten være en del lavere enn dette (Jørgensen og Gromiec 1989).

Beregning av tidsforløp av utløsningen fra sedimentene

Foran har vi satt opp en enkel modell for oksygentransport ned til en reaksjonsflate i sedimentet, hvor oksygenkonsentrasjonen er lik null. Denne modellen kan kobles sammen med uttrykk for produksjon og transport av H_2SO_4 , løst Cu og Zn, og gi en total modell for tidsforløpet etter at utløsning begynner. I en slik modell må det totale oksygenforbruket fordeles på tre reaksjoner gitt ved reaksjonslikningene F1 - F3 i kapittel 3.2.1.

Dette gjøres ved å erstatte likningen (3) med følgende tre likninger for oksygentransport ned i sedimentene:

$$q_{SO_4} = \frac{PAD_s}{\delta_{SO_4}} \cdot [O_2] \cdot f_{SO_4} \quad (5)$$

$$q_{Cu} = \frac{PAD_s}{\delta_{Cu}} \cdot [O_2] \cdot f_{Cu} \quad (6)$$

$$q_{Zn} = \frac{PAD_s}{\delta_{Zn}} \cdot [O_2] \cdot f_{Zn} \quad (7)$$

Den totale transport av oksygen ned i sedimentet, tilsvarende q_s i likning (3) er nå

$$q_{tot} = q_{SO_4} + q_{Cu} + q_{Zn} \quad (8)$$

De tre reaksjonene foregår i hvert sitt dyp ($\delta_{SO_4}, \delta_{Cu}, \delta_{Zn}$) men styrt av den samme oksygen-konsentrasjon $[O_2]$ i vannmassene. Vi antar full blanding i vannmassene. Fordelingstallene f_{SO_4}, f_{Cu} og f_{Zn} angir fordeling på de tre reaksjonene dersom de foregår i samme dybde i sedimentet. de forutsettes å ha sum 1.

Denne måten å formulere samspillet på er ikke teoretisk tilfredsstillende, men det gir i alle fall en kvalitativ beskrivelse: transportberegningene demper sterkest utløsningen av de stoffer som forbrukes raskest i forhold til innholdet i sedimentet. Samtidig gir den mulighet til å variere forholdet mellom reaksjonene ut fra forsøksresultater.

Totalt har vi følgende likninger for konsentrasjon i vannmassene, når vi antar full blanding i innsjøen, og at sedimentene alltid er i tilnærmet likevekt (transport ut = produksjon - forbruk).

$$V \frac{\partial [\text{O}_2]}{\partial t} = (A \cdot K_L + Q_V) ([\text{O}_2]_{\text{metning}} - [\text{O}_2]) - q_{\text{tot}} \quad (9)$$

$$V \frac{\partial [\text{SO}_4]}{\partial t} = r_{\text{SO}_4} \cdot q_{\text{SO}_4} + s_{\text{Cu}} \cdot q_{\text{Cu}} + s_{\text{Zn}} \cdot q_{\text{Zn}} - Q_V [\text{SO}_4] \quad (10)$$

$$V \frac{\partial [\text{Cu}]}{\partial t} = r_{\text{Cu}} \cdot q_{\text{Cu}} - Q_V [\text{Cu}] \quad (11)$$

$$V \frac{\partial [\text{Zn}]}{\partial t} = r_{\text{Zn}} \cdot q_{\text{Zn}} - Q_V [\text{Zn}] \quad (12)$$

Forbruk av sediment-innholdet uttrykkes ved

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{\text{SO}_4}}{\partial t} = \frac{r_{\text{SO}_4}}{w_{\text{SO}_4}} \cdot q_{\text{SO}_4} \quad (13)$$

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{\text{Cu}}}{\partial t} = \frac{r_{\text{Cu}}}{w_{\text{SO}_4}} \cdot q_{\text{SO}_4} \quad (14)$$

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{\text{Zn}}}{\partial t} = \frac{r_{\text{Zn}}}{w_{\text{SO}_4}} \cdot q_{\text{SO}_4} \quad (15)$$

hvor $[X]$ angir en konsentrasjon, og V , A , K og Q er definert foran. $[\text{SO}_4]$ angir svovelsyre konsentrasjonen og omfatter ikke andre sulfater.

q_{tot} , q_{SO_4} , q_{Cu} og q_{Zn} er gitt av likning (5) - (8).

Konstantene r_{SO_4} , r_{Cu} og r_{Zn} angir hvor mange gram av vedkommende komponent som produseres pr. gram O_2 i de tre reaksjonene, og s_{Cu} og s_{Zn} angir hvor mye H_2SO_4 som produseres i Cu- og Zn-reaksjonene.

Likning (9) - (15) innsatt i (5) - (8) utgjør et fullstendig sett av ordinære differensiallikninger i tid for de 7 variable $[\text{O}_2]$, $[\text{SO}_4]$, $[\text{Cu}]$, $[\text{Zn}]$, δ_{SO_4} , δ_{Cu} og δ_{Zn} .

Med gitte utgangsbetingelser kan likningene løses numerisk.

Når det ikke er noen overdekning over sedimentene, vil løsningen starte med $\delta_{\text{SO}_4} = \delta_{\text{Cu}} = \delta_{\text{Zn}} = 0$,

det gir rent matematisk uendeelig stor utløsning i startøyeblikket. For å unngå dette problemet, startes beregningene med en tilnærmet analytisk løsning for det første døgnet; ligning 5, 6 og 7 kan kombineres med henholdsvis 13, 14 og 15, for sulfat gir det ligningen:

$$\frac{\partial \delta_{\text{SO}_4}}{\partial t} = \frac{r}{w} \cdot \frac{D_s}{\delta_{\text{SO}_4}} [\text{O}_2] \cdot f_{f_{\text{SO}_4}}$$

som har løsningen

$$\delta(t) = \sqrt{2 \cdot \frac{r}{w} \cdot D_s \cdot [\text{O}_2] f_{f_{\text{SO}_4}} \cdot t}$$

når $[\text{O}_2]$ antas konstant i tid.

Det betyr at modellen fungerer selv om det ikke settes noen øvre grense på utløsningen i startfasen. I tillegg er det lagt inn en begrensning på O_2 -forbruket i startfasen (q_{mod}):

$$q_{\text{mod}} = \frac{q_{\text{ber}} \cdot q_{\text{max}}}{\sqrt{(q_{\text{ber}}^2 + q_{\text{max}}^2)}}$$

hvor q_{ber} = oksygenforbruk gitt av ligning (5) - (7) ovenfor, mens q_{maks} er en valgt øvre grense for oksygenforbruket.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

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

ISBN 82-577-2392-4