

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-78083

UTLØSNING FRA DEONERT AVGANG I DAUSJØEN.

UTREDNING FOR ELKEM-SPIGERVERKET A/S - SKOROVAS GRUBER.

Dato: 6. juni 1979

Saksbehandlere: Cand.real. R.T.Arnese

Siv.ing. B. Bjerkeng

Instituttetsjef : Kjell Baalsrud

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern Gaustadalleen 46 69 60
Oslo 3 Kjeller 71 47 59

Rapportnummer: 78083
Undernummer:
Løpenummer: 1137
Begrenset distribusjon:

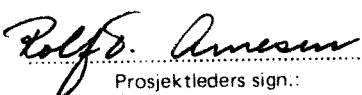
Rapportens tittel: Utløsning fra deponert avgang i Dausjøen. Utredning for Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber.	Dato: 6.6.1979
	Prosjektnummer: 78083
Forfatter(e): Cand.Real. R.T.Arnese Siv.ing. B.Bjerkeng	Faggruppe: SEKIND
	Geografisk område: Nord-Trøndelag
	Antall sider (inkl. bilag):

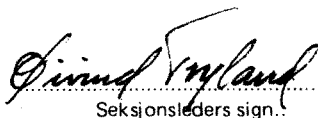
Oppdragsgiver: Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas Gruber	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:
Det er gjort teoretiske beregninger av hvilken utløsning av tungmetaller som kan ventes når utslipp av avgang til Dausjøen opphører. Virkningen av en overdekning er også beregnet. I forhold til tilførsler fra andre eksisterende forurensningskilder i nedbørfeltet synes utløsningen å være liten.

4 emneord, norske:
1. Sulfidavgang
2. Oksydasjon
3. Kobber
4. Sink
5. Skorovatn

4 emneord, engelske:
1. Sulfide tailings
2. Oxidation
3. Copper
4. Zinc
5. Skorovatn


Prosjektleders sign.:


Seksjonsleders sign.:


Instituttetsjefs sign.:

ISBN 82-577-0190-4

INNHALDSFORTEGNELSE

	Side:
0. Sammendrag	4
1. Innledning	6
2. Bakgrunnsdata	6
3. Løselighet av tungmetaller	8
4. Kjemiske reaksjoner i avgangen	9
5. Teoretiske massebalanser	12
6. Kolbeforsøk med utløsning fra avgang	12
7. Begrensninger i tilgang på oksygen	16
8. Tidsforløp ved utløsning av svovelsyre og tungmetaller. Modellberegninger	19
9. Vurdering av beregningenes praktiske betydning	25
10. En sammenligning med Orvsjøen, Røros	28
Litteraturliste	37
APPENDIX A. Beregning av begrensninger i tilgangen på oksygen ..	38
APPENDIX B. Beregning av tidsforløp av utløsningen fra sedimen- tene	44

TABELLFORTEGNELSE

	Side:
Tabell 1. Dausjøen - Hydrologiske og morfometiske data	6
Tabell 2. Sedimentenes fysisk-kjemiske egenskaper	7
Tabell 3. pH som funksjon av svovelsyreinnhold, bestemt ved titrering av en vannprøve fra Grøndalselva, en sideelv til Skorovasselva (stasjon B8).	8
Tabell 4. Maksimalt utløst mengde pr. mol. oksygen, ut fra alternative reaksjonsmønstre. Alt jern forutsatt utfelt som Fe(OH) ₃	12
Tabell 5. Produsert mengde pr. g O ₂ forbrukt ved ulike reaksjoner	12
Tabell 6. Sammensetning av avgangsmateriale ved kolbeforsøk, NIVA (1972)	13
Tabell 7. Resultat av kolbeforsøk med avgang fra Dausjøen (NIVA 1972). 20 g tørket avgang tilsatt 2 l Dausjøen (pH = 4.0, SO ₄ = 156 mg/l, Cu = 0.59 mg/l, Zn = 4.7 mg/l). Svak risting (innhold ikke virvlet opp). Ikke korrigert for uttak av vannprøver	14
Tabell 8. Ekstremverdier for oksygenkonsentrasjon i vannmassene og transport til avgangen i en forenklet årssyklus med maksimalt oksygenforbruk. Minimumsverdier gjelder ved isløsning, maksimumsverdier ved islegging. $\gamma = P/\delta$ for en jevntykk overdekning av tykkelse δ med avgang over en del P av totalt bunnareal.	18
Tabell 9. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis alle komponenter forbrukes med lik hastighet nedover i sedimentet .	22
Tabell 10. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis komponentene forbrukes med forskjellig hastighet, beregnet ut fra kolbeforsøket.	22

	Side:
Tabell 11. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis Cu-utløsning dominerer. (Bare reaksjon (10))	23
Tabell 12. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis Zn-utløsning dominerer. (Bare reaksjon (11))	23
Tabell 13. Kjemisk/fysiske analysedata	26
Tabell 14. Hydrometriske data for Orvsjøen og Dausjøen	30
Tabell 15. Analyseresultater fra Orvsjøen	33
Tabell 16. Kjemisk/fysiske analysedata	34
Tabell 17a. Kjemiske analysedata for sedimentprøver	35
Tabell 17b. Kjemiske analysedata for sedimentprøver	35
Tabell 18. Kjemiske analysedata for sedimentprøver	36
Tabell A1. Oksygentransport til avgang med variabel overdekning, ved likevekt	42

FIGURFORTEGNELSE

Figur 1. Kartutsnitt av Orvsjøen, Røros	29
---	----

0. Sammendrag

Det er gjort teoretiske vurderinger av hvilken virkning avgangen i Dausjøen kan ha på vannkvaliteten i utløpet av innsjøen, når utslipp av avgang opphører. Betydning av forskjellig overdekking med nedmalt gråberg er beregnet.

I beregningen er det tatt utgangspunkt i at løseligheten av kismineraler normalt er meget liten i vann. En løselighet som har forurensningsmessig betydning forutsetter derfor en oksydasjon til svovelsyre og de respektive tungmetallsulfatene. Det avgjørende ledd i dette reaksjonsforløpet er i såfall tilgangen på oksygen.

Beregningene bygger på følgende forutsetninger:

1. Dausjøen er et sylindrisk basseng med et bestemt dyp og en horisontal bunn.
2. Transport av oksygen gjennom de frie vannmasser i innsjøen er ikke hastighetsbegrensende.
3. Transport av stoffer i sedimentene (avgangen) foregår kun ved molekylærdiffusjon i vann.

Forutsetningene 2 og 3 fører til verdier for utløsning som kan være noe høyere enn de virkelige, men beregningene kan ellers være usikre i begge retninger.

Utløsning av svovel(sulfat), jern, kopper og sink er neppe proporsjonal med avgangens innhold av disse komponenter. For å anslå en fordeling er tidligere laboratorieforsøk lagt til grunn.

Ved beregningene er det ikke tatt hensyn til mulig suspensjon av allerede sedimentert avgang.

Resultatet av beregningene når det gjelder svovelsyre, kopper og sink er angitt i tabellene 9 til 12. Høyest antatte konsentrasjonsøkning i utløp Dausjøen under ovennevnte betingelser er 56 mg $\text{SO}_4/1$, 0.3 mg Cu/1 og 1.4 mg Zn/1 uten overdekking av avgangen. Økende overdekking både når det gjelder tykkelse og dekningsgrad vil gi lavere verdier i utløpsvannet. Med en jevn overdekking over hele bunnen med 3 cm inert materiale blir tilsvarende tall 2.3 mg $\text{SO}_4/1$, 0.04 mg Cu/1 og 0.2 mg Zn/1.

Beregningene tyder på at utløsningen fra den deponerte avgang vil være relativt liten i forhold til andre forurensningskilder i Dausjøens nedbørfelt.

For å skaffe grunnlag for å vurdere de beregnede verdiene i forhold til praktiske målinger, ble det gjort et tokt til Orvsjøen ved Røros, der A/S Røros Kobberverk i ca. 2 år drev et lignende utslipp av avgang. Resultatene av disse målingene gir omtrent de samme verdier for utløsninger fra avgangen som de beregnede verdiene i Dausjøen. Nå er det så store forskjeller mellom Orvsjøen og Dausjøen at det ikke uten videre betyr noen kvantitativ bekreftelse, men det ser iallfall ut til at de beregnede resultatene har riktig størrelsesorden.

1. Innledning

Elkem-Spigerverket A/S - Skorovas gruber, skal ifølge planene nedlegges i løpet av 1980. Gruven utvinner koppar og sink ved selektiv flotasjon, og svovelkisholdig avgang er siden årskiftet 1975/76 deponert på bunnen av Dausjøen.

På grunn av høy pH i avgangen og samtidig kalking av sure tilløp til Dausjøen, hindres i stor grad utløsning av tungmetaller fra avgangen. Dessuten dannes thiosulfat og polythionater ved oppredningen, noe som muligens forhindrer at kis oksyderes i Dausjøen. Når de nåværende utslipp opphører og bl.a. pH i Dausjøen senkes, kan det være fare for øket utløsning av tungmetaller, noe som kan gi skadevirkning i vassdraget nedenfor.

Den foreliggende rapport tar sikte på å vurdere virkningen av å "forsegle" den deponerte avgang med et lag nedmalt gråberg. Betydningen av et slikt tiltak er også vurdert i forhold til andre forurensningskilder i området. I rapporten er det forutsatt at sure tilsig til Dausjøen i det vesentligste ledes direkte til bekken som renner ut av Dausjøen. Forurensningskilder utenfor Dausjøens nedbørfelt er ikke vurdert.

2. Bakgrunnsdata

En del viktige hydrologiske data for Dausjøen er samlet i tabell 1. Noen av tallene er hentet fra NIVAs rapport fra august 1965, mens noen er beregnet på nytt. Slike beregninger bygger i en viss grad på skjønn, og det kan forekomme mindre avvik fra tidligere oppgitte verdier. Dessuten er største dyp og volum noe endret som følge av avgangutslippene. De opprinnelige verdiene er her oppført i parentes.

Tabell 1. Dausjøen - Hydrologiske og morfometiske data

Overflateareal	0.26 km ²
Største dyp	23 m (28 m)
Volum (anslått)	3.3±0.3 10 ⁶ m ³ (3.7 · 10 ⁶ m ³)
Nedbørfelt - areal	2.67 km ²
Beregnet midlere naturlig avløp	95 l/s

I de videre beregninger er midlere avrenning i sommerhalvåret anslått til 128 l/s, mens det i vinterhalvåret er regnet med 62 l/s.

I et notat av desember 1971 har Skorovas gruber anslått den naturlige avrenning noe høyere, men vi har her basert beregningene på ca. 35 l/s/km², som er den verdi som kan leses ut av NVEs kart over gjennomsnittlig avløp.

Det er ikke funnet nødvendig å gjennomføre omfattende undersøkelser for å fastslå den kjemiske sammensetning for den deponerte avgang. I juni 1978 tok Skorovas gruber en del sedimentprøver i Dausjøen, og vi har valgt å benytte data fra prøve nr. 3, 29. juni 1978, tatt 30 m fra utslippstedet. Den variasjon som er påvist i sedimentenes prosentvise sammensetning er ikke så stor at den har praktisk betydning i de videre beregninger.

I tabell 2 er data om sedimentenes fysiske og kjemiske egenskaper gjengitt.

Tabell 2. Sedimentenes fysisk-kjemiske egenskaper.

	Vektprosent tørret avgang	Spesifikt innhold kg/m ³
Svovel S :	38.7 %	890 (2670 som SO ₄)
Jern Fe :	33.2 %	760
Kobber Cu :	0.2 %	4.6
Sink Zn :	0.78 %	17.9
Romvekt (setlet slam) :		2300

Spesifikt innhold av svovel og metaller er beregnet ut fra tørrvektprosenten og total romvekt, uten hensyn til vanninnholdet i setlet slam. De vil nok derfor ligge noe over de reelle verdier i den deponerte avgangen.

Kornfordeling:

< 10 micron ~ 30 %
10-74 " ~ 65 %

Kornfordelingen er tatt fra en siktekurve satt opp på grunnlag av forsøk utført ved NTH. Kurven er oversendt fra E. Eidsmo.

I tabell 3 har vi gjengitt pH som funksjon av tilsatt svovelsyre for ferskvann hentet fra en sideelv til Skorovasselva, Grøndalselva. Området 0-10 mg/l er titrert, mens høyere konsentrasjoner er teoretisk beregnet. Titreringen er utført med 0.001 N HCl, og omregnet til mengde H₂SO₄.

Tabell 3. pH som funksjon av svovelsyreinnhold, bestemt ved titrering av en vannprøve fra Grøndalselva, en sideelv til Skorovasselva (stasjon B8). For > 10 mg SO_4 er pH beregnet teoretisk.

mg SO_4 /l	pH
1000	1.6
500	1.9
200	2.3
100	2.6
50	3.0
20	3.4
10	3.7
7	3.9
5	4.5
3	6.0
1	6.6
0.1	6.7
0	6.85

3. Løselighet av tungmetaller

Løselighet av tungmetallioner i vann er i stor grad avhengig av de kjemiske forhold forøvrig i vannet, samt de forbindelser som tungmetallene forekommer i. Generelt kan man si at løseligheten av kobber, sink og jern øker når pH avtar. Det er imidlertid forskjellige likevektsreaksjoner som bestemmer løseligheten av disse tre metallene i naturlig vann.

For jern vil løseligheten være ubetydelig så snart pH er over ca. 4.0. Dette skyldes utfelling av treverdige jernhydroksyd.

Løselighet av kobber i naturlig vann er tilsvarende styrt av karbonatinnhold som igjen avhenger av pH. For pH-verdier omkring 6.0 er løseligheten ca. 0.5 mg Cu/l, og avtar som nevnt med økende pH.

Den teoretiske løselighet av sinkioner i naturlig vann er betydelig i hele det aktuelle pH-området.

Disse forhold har først og fremst betydning for vurdering av mulig utfelling av de respektive tungmetaller fra en løsning. Når det gjelder utløsning av metaller fra bunnsedimenter blir forholdene vesentlig endret. For det første kan det da være snakk om utfelling av metallsulfider som er betydelig mindre løselige enn hydroksyder og karbonater. Likeledes vil det være tale om adsorpsjon og inneslutninger i jernhydroksyd, noe som vil hindre utløsning.

Dersom pH holdes over 6.0 er det neppe fare for utløsning av tungmetaller av betydning fra sekundært utfelte forbindelser. Avrenning fra uberørte områder nær Skorovas antas å ha pH-verdier i området 6.5-7.0.

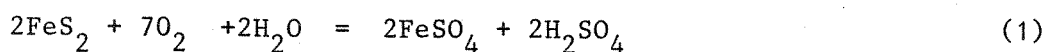
Når det gjelder avgangens innhold av tungmetaller er disse bundet i sulfidiske mineraler og den direkte løselighet er i denne sammenheng ubetydelig. For at disse mineralene skal kunne løses må sulfid først oksyderes til sulfat. Denne prosessen vil samtidig bidra til en senkning av pH.

Oksydasjon av kismineraler i vann antas i stor grad å skje ved oppløst oksygen. Flere forfattere drøfter muligheten av mekanismer som ikke krever fritt oksygen, men ingen finner slike mekanismer sannsynlige (Clark 1966, Barnes and Romberger 1968, Boorman og Watson 1976). Vi har derfor tatt utgangspunkt i at tilgang på oksygen vil bli den begrensende faktor i utløsning av tungmetaller fra avgangen i Dausjøen.

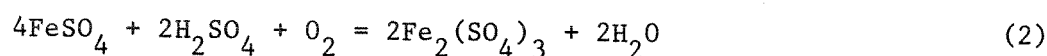
4. Kjemiske reaksjoner i avgangen

De reaksjoner som foregår ved oksydering av kismineraler skisseres slik av Boorman og Watson (1976):

Pyritt oksydert til toverdige jernsulfat:

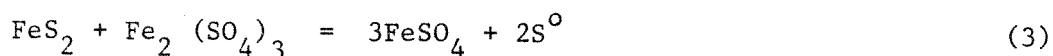


som oksyderes til treverdige:

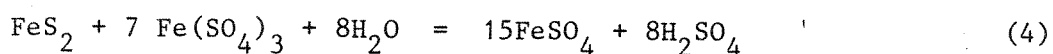


Ifølge Roux, North & Wilson (1973) kan treverdige jern etter to reaksjoner virke som katalysator ved videre oppløsning av mineralene.

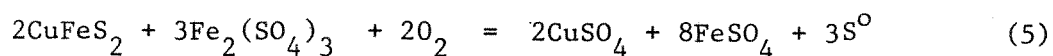
Jern:



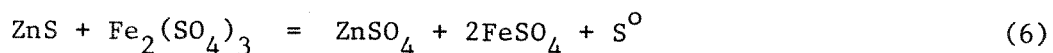
eller



Kopper: (Total reaksjon)



Sink:

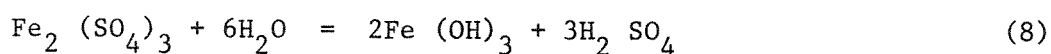


Svovel som frigjøres i disse reaksjonene oksyderes til svovelsyre:



og jernsulfat som dannes kan inngå på nytt i reaksjon (2).

Treverdige jernoksyd skilles ut nokså raskt hvis pH ikke er for lav, ved reaksjonen:



og en vil ofte få utskilt omtrent alt frigjort jern på denne måten.

Reaksjon (2) som er en forutsetning for reaksjon 3-6 og 8, går langsomt rent kjemisk ved lave pH-verdier, men aksellereres av bakterielle prosesser, og løper til reaktantene er brukt opp, (Barnes og Romberger 1968, Singer & Stumm 1970). Også reaksjon (1) er langsom uten bakteriell medvirkning.

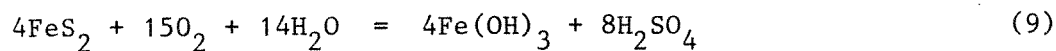
Det ser ikke ut til å være sikkert fastslått hvilke reaksjoner som foregår, og om den skisse som er gitt her er dekkende, men vi går ut fra det i det følgende.

Reaksjon (1) er nødvendig for å få prosessen igang, men den behøver ikke å stå for noen stor del av jernutløsningen, fordi en har reaksjons-sykluser hvor jern inngår som katalysator og kan brukes om igjen flere ganger.

Vi har fire ulike reaksjons-mønstre som alle krever oksygen i ulik grad:

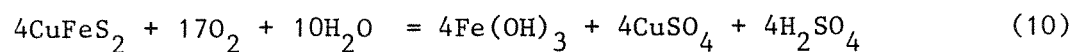
Jern:

Samlet reaksjon 2 (1) + (2) + 2(8)
 eller 3(2) + 4(3) + 4(7) + 2(8):
 eller 15(2) + 4(4) + 2(8):



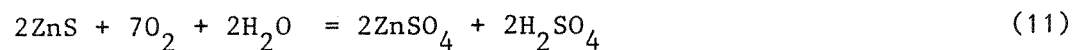
Kopper:

Samlet reaksjon 4 (2) + 2(5) + 3(7) + 2 (8):



Sink:

Samlet reaksjon: (2) + 2(6) + 2(7):



Reaksjonene (1) til (8) kan altså systematiseres i de uavhengige reaksjonene (9)-(11) dersom alt jern i hovedsak felles ut som hydroksyd.

5. Teoretiske massebalanser

Reaksjonene i avsnitt 4 gir en øvre grense for hvor mye som kan løses ut av en tilført oksygen-mengde. Dette er satt opp i tabell 4 nedenfor.

Tabell 4. Maksimalt utløst mengde pr. mol. oksygen, ut fra alternative reaksjonsmønstre. Alt jern forutsatt utfelt som $\text{Fe}(\text{OH})_3$

Reaksjon	Produsert pr. mol O_2 forbrukt i reaksjonen				
	$\text{Fe}(\text{OH})_3$ (mol)	H_2SO_4 (mol)	CuSO_4 (mol)	ZnSO_4 (mol)	SO_4^{--} totalt (mol)
(9) Jern	0.27	0.53	-	-	0.53
(10) Kopper	0.24	0.24	0.24	-	0.47
(11) Sink	-	0.29	-	0.29	0.57

Omregnet ved atomvekter får vi følgende vektforhold:

Tabell 5. Produsert mengde pr. g O_2 forbrukt ved ulike reaksjoner.

Reaksjon	H_2SO_4 (g SO_4)	CuSO_4 (g CU)	ZnSO_4 (g Zn)
(9)	1.6	-	-
(10)	0.72	0.46	-
(11)	0.88	-	0.59

Innholdet av jern i sedimentene er henholdsvis ca. 170 og 40 ganger større enn innholdet av kopper og sink. Derfor er utløsning av kopper og sink antakelig bare en brøkdel av angitt maksimum for et gitt totalforbruk av oksygen.

6. Kolbeforsøk med utløsning fra avgang

NIVA (1972) har utført kolbeforsøk med avgang etter en prøveflotasjon med materiale fra Skorovass gruver.

Sammensetningen av denne avgangen er angitt i tabell 6.

Tabell 6. Sammensetning av avgangsmateriale ved kolbeforsøk, NIVA (1972)

Element	Vektprosent tørret avgang
Fe	27
Cu	0.06
Zn	0.23
S	28
Uløselig (inkl. gråberg)	43

Materialet for prøve-flotasjonen inneholder noe mindre Fe og S enn det som oppgis for deponert avgang fra produksjonen, og bare 1/3 av Cu- og Zn-innholdet, se tabell 2.

Tabell 7. Resultat av kolbeforsøk med avgang fra Dausjøen (NIVA 1972). 20 g tørket avgang tilsatt 2 l Dausjøvann (pH = 4.0, SO₄ = 156 mg/l, Cu = 0.59 mg/l, Zn = 4.7 mg/l). Svak risting (innhold ikke virvlet opp). Ikke korrigeret for uttak av vannprøver.

Forsøksbetingelser	Konsentrasjonsøkning (mg/l)			Utløst mengde i forhold til innholdet i avgangen (%)			Fordeling av brukt oksygen på ulike reaksjonssett: (%)		
	SO ₄	Cu	Zn	SO ₄	Cu	Zn	Fe (9)	Cu (10)	Zn (11)
Kolbe I: pH = 4.5 O ₂ -atmosfære Fra 24/8 til 8/11	450	0.9	11	5.4	15	48	92	0.7	7
Kolbe II: pH = 4.5 N ₂ -atmosfære Fra 24/8 til 8/11	300	0.9	6	3.6	15	26	93	1.0	6
Kolbe III: Ubufret O ₂ -atmosfære Fra 24/8 til 27/12 Sluttverdi pH: 2.7	700	2.6	15	9	43	65	93	1.2	5.8

Avgangen som ble brukt er angitt å ha en overflate på $4000 \text{ cm}^2/\text{g}$. Dette tilsvarer ifølge Clark (1966) en partikkel-størrelse på $\sim 300 \mu$ for pyritt fra kullgruver, altså atskillig større partikler enn det som ellers er angitt for avgangen i Dausjøen.

Resultatene av kolbeforsøket er oppsummert i tabell 7.

Forsøkene viser at Cu, og spesielt Zn utløses i større mengder enn innholdet i avgangen skulle tilsi, selv om det fremdeles omfatter en liten del av forbrukt O_2 , henholdsvis 1% og 5-10%. Nå var det, spesielt i kolbe III, en vesentlig del av det Cu og Zn som var i avgangen som ble løst ut (40, 65%). Beregninger tyder på at transporten i den sedimenterte avgangen kan ha virket begrensende, og i tilfelle sterkest for de stoffer som ble løst ut raskest. Man kan derfor ikke uten videre anta at tallene i høyre kolonne i tabell 7 er representative for hva som skjer i startfasen ved utløsning fra et tynt sjikt i overflaten av avgangen i Dausjøen.

Imidlertid viser resultatene for kolbe II (N_2 -atmosfære) at en vesentlig del av oksydasjonen kan ha skjedd ved tørking av avgangen, hvor transportbegrensningen kanskje ikke har så mye å si. Vi ser at forholdstallet er nokså likt for alle de tre kolbene, og dette betyr kanskje at forholdstallene er noenlunde representative.

Av kolbeforsøket (kolbe III) fremgår også at utløsning av svovelsyre har mye mindre virkning på pH enn antatt i tabell 3. Det skyldes at tabell 3 angir tilsetning av bare H_2SO_4 til vannet, og uten hensyn til basiske egenskaper ved avgangen. Tidsforløpet i kolbe III viste en økning av pH fra 4 til 6 når avgang ble tilsatt vannet, og pH-senkning til 2.7 først i siste del av forløpet. Dette antas å komme av at kalk benyttet i flotasjonen er løst ut relativt raskt i starten.

Når kalkningen opphører i Dausjøen vil lignende forhold gjøre seg gjeldende, og en kan da få en start-periode hvor kalk løses ut og hindrer sulfat-produksjon. Etterhvert som kalken vaskes ut kan en nærme seg en pH-virkning som i tabell 3, og det er derfor dette vi bør regne med for å ligge på den sikre siden.

7. Begrensninger i tilgang på oksygen

De reaksjonene som foregår i avgangen er avhengig av oksygen. Utløsningen av sulfater og tungmetaller kan derfor kontrolleres ved å begrense oksygentransporten ned i avgangen. Selv uten overdekning er oksygentransporten begrenset, og med overdekning av økende tykkelse kan den reduseres i den grad det er ønskelig. Vi skal prøve å komme fram til en sammenheng mellom oksygentransport og tykkelse av en eventuell overdekning, ved hjelp av en enkel transportmodell.

Vann har en metningskonsentrasjon for oksygen som varierer med luft-trykk og temperatur, vanligvis i området 10-13 mg/l. Hvis det forbrukes oksygen i vannmassene eller sedimentene, synker oksygen-konsentrasjonen under metningsverdien. Oksygen-tilførselen fra luften og fra tilløp med oksygen-metning vil øke proporsjonalt med undermetningen. Samtidig avtar oksygentransporten fra overflaten til bunn og gjennom en eventuell overdekning. Til slutt vil det innstille seg en tilnærmet likevekt hvor oksygentilførsel er omtrent lik oksygen-forbruk. Likevektspunktet kan variere over tid, oksygenkonsentrasjonene i forskjellige deler av dette systemet vil da følge disse variasjonene.

I appendix A er det satt opp en enkel modell for beregning av en slik likevekt. Denne modellen har følgende hovedtrekk:

Oksygentilførsel fra lufta skjer bare om sommeren, og avhenger da av vindforholdene og av vindretningen. Om vinteren, når sjøen er islagt, antar vi at oksygen bare tilføres med tilløpene, som regnes å være mettet med oksygen. Denne tilførselen er proporsjonal med vannføring og undermetning.

Oksygentransporten gjennom vannmassene avhenger av vind og tetthetssjiktning, og kan variere sterkt over året. Det aktuelle variasjonsområdet tilsier at vi bør regne med full blanding i vannmassene for å ligge på den sikre siden, og dette er gjort i beregningene.

Transporten ned i sedimentet er avhengig av oksygenkonsentrasjonen i vannmassene, diffusjons-hastighet og tykkelse på overdekningen. Vi antar at oksygenkonsentrasjonen er null under overdekningen, og får derfor øvre grenser for oksygenforbruket.

Modellen kan også brukes til å beregne variasjons-området for en forenklet årssyklus. Om sommeren vil forholdene nærme seg mot teoretisk sommerlikevekt. Dette avbrytes av isleggingen, og en får en tilnærming til vinterlikevekt, inntil isløsningen snur utviklingen tilbake. Oksygenkonsentrasjon og transport vil således pendle mellom to ytterpunkter, og dette kan beregnes ved å finne ligninger for tidsforløpet sommer og vinter, og koble løsningene ved kontinuitetskrav.

Resultatet av slike beregninger er vist i tabell 8 for varierende overdekning.

Som mål på overdekningen er brukt en størrelse γ med dimensjon 1/lengde. Hvis det er avgang over en brøkdel P av bunnarealet, og overdekningen her er jevntykk med tykkelse δ , vil γ være gitt ved $\gamma = P/\delta$. En stor verdi på γ tilsvarer altså en tynn overdekning. Hvis δ varierer over arealet, må uttrykket erstattes av et integral over $1/\delta$, se appendiks A.

Følgende tallverdier ligger til grunn:

Metningskonsentrasjon for oksygen:	13 mg/l
Gjennomsnittlig vindstyrke :	1 m/s
Vannføring (25% av naturlig avrenning : antas ført forbi Dausjøen)	96 l/s om sommeren 46 l/s om vinteren.

Diffusjonshastighet gjennom sedimentet er satt lik molekylærdiffusjon i vann.

Beregningene er beskrevet i detalj i appendiks A.

Tabell 8. Ekstremverdier for oksygenkonsentrasjon i vannmassene og transport til avgangen i en forenklet årssyklus med maksimalt oksygenforbruk. Minimumsverdier gjelder ved isløsning, maksimumsverdier ved islegging. $\gamma = P/\delta$ for en jevntykk overdekning av tykkelse δ med avgang over en del P av totalt bunnareal.

Mål for overdekning γ (m^{-1})	Oksygenkonsentrasjon C (mg/l)		Oksygentransport til avgang q (g/s)	
	Minimum	Maksimum	Minimum	Maksimum
$\rightarrow \infty$	0	0	0.6	14.7
10^5	0.23	0.54	0.57	14.1
10^4	0.23	3.95	0.59	10.3
10^3	4.3	10.6	1.1	2.7
10^2	11.5	12.7	0.3	0.33
10	12.8	~ 13	0.033	0.034

Tabell 8 angir grovt variasjonsområde for oksygentransporter i løpet av et år. Bortsett fra unøyaktighet i de geometriske dimensjoner er det oksygentransporten fra luft som er kritisk for resultatet ved liten overdekning ($\gamma > 10^3 m^{-1}$) mens det er diffusjonshastigheten gjennom sedimentet som er kritisk når $\gamma < 10^3 m^{-1}$. Hvis verdiene her ikke er alt for lavt anslått, skulle angitt q_{max} være en absolutt øvre grense.

Begrensning i vertikal blandingshastighet i innsjøen er neglisjert, det vil si at tallene for q i tabell 8 bør ligge høyere enn de reelle dersom antagelsene ellers holder. For en tynn overdekning ($\gamma \geq 10^4 \text{ m}^{-1}$) vil oksygentransporten i perioder om sommeren kunne være ned mot 15-20% av verdiene i tabellen på grunn av begrensninger i transporthastighet gjennom vannmassene.

Vi kunne nå anslå øvre grenser for produksjon av H_2SO_4 , Cu og Zn ved å regne om oksygentransportene i tabell 8 ved hjelp av massebalansene i tabell 5, avsnitt 5. De beregnede produksjonsverdier kunne fordeles i ferskvannsgjennomstrømmingen i Dausjøen, og ville gi en øvre grense for konsentrasjonsøkning i vannmassene.

Imidlertid ville dette ikke gi helt realistiske resultater.

Siden vannet i Dausjøen får forholdsvis lang oppholdstid (1.5 år) tar det lang tid å nå de likevektskonsentrasjoner som kan regnes ut av tabell 8. Samtidig vil likevektskonsentrasjonen synke raskt ettersom de øverste lag av avgangen vaskes ut. Tidsforløpet vil derfor gå i to faser. Først kommer en akkumuleringsfase (\sim oppholdstiden) hvor konsentrasjonen øker, fordi den ligger under likevektsnivå. Siden likevektskonsentrasjonen avtar med tiden, vil tilslutt konsentrasjonen bli større enn likevektsnivå, og i annen fase synke langsomt, parallelt med et stadig synkende likevektsnivå.

Dette betyr at de høyeste konsentrasjonene en kan beregne av tabell 8 ikke kan forekomme i utløpet. Vi skal i neste avsnitt se nærmere på hvor store konsentrasjoner vi kan få i utløpet ved forskjellige typer overdekning, når vi tar hensyn til denne utvaskingen.

8. Tidsforløp ved utløsning av svovelsyre og tungmetaller. Modellberegninger.

Vi går videre med transportmodellen fra avsnitt 7, og antar at det oksygen som transporteres ned i sedimentet forbrukes i reaksjon (9), (10) eller (11), og derved løser ut H_2SO_4 , CuSO_4 og ZnSO_4 . (Jernoksyd antas utfelt, og behandles ikke nærmere her).

Antar vi en bestemt fordeling av oksygenforbruket mellom de tre reaksjonene, kan en gitt oksygentransport knyttes til forbruk av sulfider ved å bruke mengde-forhold angitt i tabell 5.

Hvis sedimentene "utvaskes" ovenfra og nedover, kan sulfid-forbruk uttrykkes som en økning av tykkelsen δ av overdekning + utvasket sediment. Jo større δ blir, jo mindre blir oksygentransporten.

Det velges en bestemt oksygenfordeling for de tre reaksjonene som antas å gjelde når δ er den samme for alle reaksjonene. Etter som δ øker, uavhengig for hver reaksjon, forskyves oksygenfordelingen $\sim 1/\delta$ dvs. i retning av de reaksjoner som forbruker innholdet i sedimentet langsomt.

Denne måten å uttrykke sammenhengen på er ikke teoretisk riktig, men gjen- gir iallfall kvalitativt at transportbegrensningene demper raskest de reaksjonene som forbruker innholdet i sedimentet fortest.

Uten kvantitativ kjennskap til hva som styrer hastigheten på de tre reaksjonene kan vi ikke lage en teoretisk riktig modell.

I appendix B er disse sammenhengene uttrykt i et sett av differensial-ligninger for oksygen-konsentrasjon, sulfat og metallkonsentrasjoner, og avstand ned i sedimentet til de tre reaksjons-sjikt.

I modellen er det forutsatt at en del P av bunnarealet har avgang under en overdekning δ_0 ved tid $t=0$. Resten av arealet har ingen avgang, eller er dekket av et lag så tykt at det kan neglisjeres.

Vi ser bort fra endringer i sediment-tykkelse ved utløsning av pyritt, utfelling av jernhydroksyd eller sedimentering ellers. Vi ser også bort fra suspensjon av sedimentert materiale.

Vi antar full blanding i Dausjøen, og ser bort fra bakgrunnskonsentrasjon i innløpene.

Det tas hensyn til forskjeller i gjennomsnittlig vannføring og oksygentilførsel i sommer og vinterhalvåret.

Ligningene kan løses numerisk fra gitte utgangsbetingelser, og gir som resultat konsentrasjonskurver $C(t)$ for H_2SO_4 , Cu, Zn og oksygen.

Endel slike beregninger er utført og resultatet presenteres i form av største konsentrasjoner i utløpet ($C(t)_{\max}$), og varighet av konsentrasjonstoppen, dvs. hvor lenge en har konsentrasjoner $> 0.5 \cdot C_{\max}$.

Vi har beregnet forløpet ved varierende former for overdekning under fire forskjellige antagelser:

- a) Alle komponenter forbrukes med samme hastighet nedover i sedimentene, dvs. i forhold til det spesifikke innhold av hver komponent. Resultater i tabell 9.
- b) Sink og kopper løses ut relativt fortere, slik kolbeforsøket antyder. Fordelingen av oksygenforbruket fastsettes ved å korrigere tallene i tabell 7 for det ca. 3 x større innholdet av Cu og Zn, dvs. reaksjon (9): 75%, reaksjon (10): 5%, reaksjon (11): 20%. Resultater i tabell 10.
- c) Kopper-utløsning dominerer, alt oksygen går til reaksjon (10). Resultater i tabell 11.
- d) Sink-utløsning dominerer, alt oksygen går til reaksjon (11). Resultater i tabell 12.

De to siste tilfellene er urealistiske ekstrem-situasjoner, som gir øvre grenser for metall-utløsning. De reelle tallene vil en antagelig få et sted mellom tilfelle a) og b). Hvilken antagelse som er mest riktig er vanskelig å bedømme. Det kan heller ikke utelukkes at metallutløsningen kan bli sterkere enn i tilfelle b).

Tabell 9. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis alle komponenter forbrukes med lik hastighet nedover i sedimentet.

Oksygenfordeling: 97.6% til reaksjon (9)

0.585% til reaksjon (10)

1.775% til reaksjon (11).

Overdekning:		Maks. konsentrasjoner			pH _{min}	Varighet (år)
P	δ_o (m)	H ₂ SO ₄ (mg SO ₄ /l)	CuSO ₄ (mg Cu/l)	ZnSO ₄ (mg Zn/l)		
1	0	60	0.1	0.4	2.9	15
	0.001	37	0.06	0.25	3.1	25-50
	0.01	7.4	0.013	0.05	3.8	permanent
	0.03	2.6	0.004	0.017	6.1	"
	0.1	0.8	0.0014	0.005	6.6	"
0.1	0	9	0.015	0.06	3.7	10
	0.01	0.8	0.0013	0.005	6.6	permanent

Tabell 10. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis komponentene forbrukes med forskjellig hastighet, beregnet ut fra kolbeforsøket.

Oksygenfordeling ved lik transportbegrensning:

75% til reaksjon (9)

5% til reaksjon (10)

20% til reaksjon (11)

Overdekning:		Maks. konsentrasjoner			pH _{min}	Varighet (år)
P	δ_o (m)	H ₂ SO ₄ (mg SO ₄ /l)	CuSO ₄ (mg Cu/l)	ZnSO ₄ (mg Zn/l)		
1	0	56	0.3	1.4	2.9	15-20
	0.001	30	0.27	1.25	3.2	20-50
	0.01	6.5	0.1	0.5	4	>100
	0.03	2.3	0.04	0.2	6.2	permanent
	0.1	0.7	0.01	0.06	6.6	"
0.1	0	8	0.04	0.2	3.8	10
	0.01	0.7	0.01	0.05	6.6	75

Tabell 11. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis Cu-utløsning dominerer.
(Bare reaksjon (10)).

Overdekning P δ_o (meter)		Maks. konsentrasjoner			pH _{min}	Varighet
		H ₂ SO ₄ (mg SO ₄ /l)	CuSO ₄ (mg Cu/l)	ZnSO ₄ (mg Zn/l)		
1	0	3.5	2	-	5.5	10
	0.001	2.8	1.9	-	6.0	10
	0.01	1.9	1.2	-	6.3	20
	0.03	1.0	0.65	-	6.6	50
	0.1	0.35	0.22	-	6.7	>100
0.1	0	0.33	0.21	-	6.7	10
	0.01	0.2	0.12	-	6.7	20

Tabell 12. Konsentrasjonstopper i vannmassene hvis Zn-utløsning dominerer.
(Bare reaksjon (11)).

Overdekning P δ_o (meter)		Maks. konsentrasjoner			pH _{min}	Varighet
		H ₂ SO ₄ (mg SO ₄ /l)	CuSO ₄ (mg Cu/l)	ZnSO ₄ (mg Zn/l)		
1	0	6.8	-	4.4	3.9	10
	0.001	5.5	-	3.8	4.3	15
	0.01	3.0	-	2.0	5.9	30
	0.03	1.3	-	0.9	6.5	~100
	0.1	0.4	-	0.3	6.7	>100
0.1	0	0.7	-	0.5	6.6	10
	0.01	0.3	-	0.2	6.7	30

En ser at de absolutte høyeste konsentrasjoner en kan vente i utløpet uten overdekning er ~ 2 mg Cu/l eller ~ 4 mg Zn/l.

En overdekning på bare ~ 3 cm over hele arealet vil redusere de øvre grensene til 0.6 mg Cu/l, 0.9 mg Zn/l, og en overdekning på 10 cm til ~ 0.2 mg Cu/l, 0.3 mg Zn/l.

Hvis overdekningen er ca. 10 cm tykk, men 10% av bunnareal er uten overdekning, vil øvre grenser for konsentrasjonene bli 0.3 mg Cu/l, 0.8 mg Zn/l.

Dette gjelder hvis alt oksygen går med til å oksydere kopper eller sink, og det vil neppe være tilfelle.

Mest realistisk er det kanskje å anta at kolbeforsøket (tabell 7) er representativt for hvordan oksygenet vil forbrukes i forhold til sedimentets innhold av ulike komponenter (Tabell 10). Da blir maksimalverdiene langt lavere. Uten overdekning vil maks. konsentrasjonene være ~ 0.3 mg Cu/l og 1.4 mg Zn/l. Det reduseres til 0.15 mg Cu/l og 0.5 mg Zn/l hvis det er jevn overdekning på 1 cm over hele avgangen, og 1/10 av det ved overdekning 10 cm.

Antar vi at komponentene forbrukes med samme hastighet, blir øvre grenser uten overdekning 0.1 mg Cu/l og 0.4 mg Zn/l, men det er antagelig urealistisk lavt.

Alle tabellene viser at pH blir større enn 6.0 hvis overdekningen er minst 3 cm, og en skulle da være nokså sikker mot stor utløsning av sekundært utfelte forbindelser av Cu og Zn, ifølge avsnitt 3.

Verdiene er beregnet ut fra en øvre grense for tilgjengelig oksygen. Begrensninger i vertikaldiffusjon over deler av året vil bety at de høyeste verdiene må ventes å ligge lavere enn angitt her, muligens på ca. 20-50% av det som er angitt. Forutsetningen er at den angitte koeffisient for oksygentransport fra luft til vann er representativ, at diffusjonskoeffisienten i sediment og overdekning ikke er anslått for lavt, og at sedimentert materiale ikke resuspenderes til vannmassene i særlig grad.

9. Vurdering av beregningenes praktiske betydning.

Det er betydelige usikkerhetsmomenter ved de utførte beregninger. Først og fremst ligger disse i mangel på kvantitative kunnskaper om langsiktig oksydasjon av kismineraler som er lagret under vann.

Praktiske erfaringer her i landet synes imidlertid å være i overensstemmelse med beregningsresultatene. Utløsning av tungmetaller fra slik deponert avgang synes å være relativt beskjeden, selv uten overdekning med f.eks. finmalt gråberg.

I dette tilfellet bør den beregnede konsentrasjonsøkning sammenliknes med de konsentrasjoner som kan ventes i bekken fra Dausjøen dersom det ikke gjennomføres andre tiltak, men bare overføring til bekken av sure tilsig til Dausjøen.

Tabell 13 viser analyseresultater fra utløp Dausjøen i perioden fra 1970 til januar 1976. I denne tiden influerte ikke kalking av sure tilsig til Dausjøen på vannkvaliteten. På grunn av redusert vannføring etter at flo-
tasjonsverket stanser vil de fremtidige konsentrasjoner til tider bli vesentlig høyere enn det som ble målt i den nevnte perioden. I fremtiden vil derfor mengder av tungmetaller som tilføres resipienten fra områdene rundt Dausjøen antagelig bli større enn det som kan ventes på grunn av utløsning fra avgangen i Dausjøen.

Virkingen av disse tungmetalltransportene er beskrevet i NIVA-rapporten fra denne tiden, og skal ikke omtales i detalj her. Det kan imidlertid nevnes at biologiske virkninger tydelig kunne påvises i Skorovasselve frem til samløpet med Namsen.

Analyseresultatene i tabell 13 gjelder også et tidsrom da det var utslipp fra oppredningsverket til Dausjøen. Det ble ikke tilsatt kjemikalier i prosessen da, men på grunn av malmens innhold av kalk og magnesium hadde dette utslippet relativt høy pH. Dette kan ha øket vannets bufferkapasitet noe og hatt innflytelse på pH-verdiene i vassdraget nedenfor. Det er umulig å gi noe eksakt vurdering av hvilken betydning dette kan ha. Hvis vi anslår mengden av kalsium og magnesium som opprinnelig skyldes sterke baser til 15 mg Ca/l og 5 mg Mg/l kan det gjøres et overslag. Denne alkalimengden svarer til noe over en milliekivalent.

```

=====
NIVA      *
          *   TABELL NR.: 13
SEKIND    *
          *   KJEMISK/FYSISKE ANALYSEDATA.
PROSJEKT: *
          *   STASJON: B3 UTLØP DAUSJØEN
DATO: 15 AUG 79 *
=====

```

DATO/OBS.NR.	PH	KOND MIS/CM	TURB FTU	CA MG/L	MG MG/L	S04 MG/L	FE MIK/L	CU MIK/L	ZN MIK/L	VANNF L/S
700324	6.50	346.				164.	20.0	160.	3190.	81.0
700701	4.30	298.				121.	1700.	370.	3610.	133.
700625	4.70	275.				126.	460.	370.	3900.	71.9
701029	5.50	285.	0.010	35.0	5.80	160.	130.	620.	5600.	133.
710310	5.20	435.	0.030	28.5	6.60	150.	30.0	660.	5750.	94.0
710512	3.90	225.	0.120	20.3	2.70	37.0	470.	240.	2300.	1400.
710701	4.10	275.	0.250	24.8	5.50	154.	70.0	440.	3700.	350.
711007	3.70	360.	1.00	24.2	6.00	176.	310.	690.	5750.	1200.
711103	3.70	400.	6.50	18.0	6.30	272.	620.	940.	5900.	752.
720301	4.80					250.	10.0	770.	6500.	80.0
720630	3.80	290.	2.00	22.7	3.89	132.	730.	700.	4000.	285.
721331	4.00	330.	0.700	29.7	5.60	172.	290.	1050.	5500.	142.
730301	3.41	465.	11.0	35.5	8.00	202.	2000.	1780.	8540.	109.
730702	3.69	297.	0.800	20.5	4.48	118.	1600.	1050.	430.	390.
731101	3.70	350.	4.30	27.9	5.72	180.	1300.	1400.	8540.	201.
740206	4.01					170.		1700.	6400.	
740301	3.99		0.350	32.0	6.80	180.	320.	1500.	5700.	125.
740402	4.71		0.450	22.4	6.05	110.	140.	1300.	5500.	94.0
740507	4.22		1.20	28.0	6.05	140.	450.	1500.	5800.	170.
740606	3.80		1.60	20.2	5.53	170.	50.0	1500.	5800.	
740701	3.83		0.980	24.6	4.20	100.	1900.	920.	3700.	
740813	4.03					70.0		900.	3700.	
740901	3.91					93.0		1000.	3800.	
741002	3.93					160.		1200.	3950.	
741104	4.15		1.80	35.9	4.90	120.	360.	1200.	4750.	
741202	4.10					110.		1100.	4100.	
750103	4.23					102.		940.	3400.	343.
750203	4.82					120.		1180.	4200.	
750304	4.70			27.6	5.40	120.	160.	130.	4500.	
750402	4.90					150.		1160.	4400.	
750505	5.00					160.		1060.	4400.	
750602	3.71					130.		990.	3950.	
750702	3.70		3.20	24.2	5.10	140.	1580.	1160.	4750.	
750806	3.59		5.70			130.		970.	3800.	359.
750919	3.59		1.70	22.5		120.	1775.	960.	3900.	
750901	3.58					130.		990.	4120.	
751001	3.29		10.3			150.	6650.	2000.	5600.	
751103	3.49		13.0	25.0	7.00	200.	3050.	1540.	6350.	
751202	4.15		2.10	30.0	5.90	160.	670.	1280.	6000.	131.
760105	4.62		8.50	36.5	5.60	200.	1100.	700.	3350.	130.

```

=====
ANTALL   : 40      14      24      23      22      40      28      40      40      22
MINSTE   : 3.29    225.    0.010  18.0    2.70   37.0   10.0   130.    430.    71.9
STØRSTE  : 6.50    465.    13.0   36.5    8.00  272.  6650.  2000.  8540.  1400.
BREDDF   : 3.21    240.    13.0   18.5    5.30  235.  6640.  1870.  8110.  1328.
OJ.SNITT : 4.18    331.    3.23   26.8    5.60  146.   998.  1003.  4728.  308.
STD.AVVIK : 0.645   67.1    3.86    5.46    1.13  43.7  1357.  436.  1516.  359.
=====

```

Ved utløpet av Dausjøen der pH var i området 3.5-4.5 vil denne alkalimengden tilsynelatende ha relativt liten innvirkning på vannkvaliteten. Dette skyldes at oppløste metaller i første rekke jern og aluminium, vil bli utfelt som hydroksyder når det tilføres alkali. pH vil i såfall endres lite. Det er derimot tenkelig at pH-verdien ved utløpet av Store Skorovatn ville vært merkbart lavere uten det gamle utslippet fra oppredningsverket.

Under de nåværende driftsforholdene er pH i utløpet av Store Skorovatn til tider i området 4.0-4.5, men tungmetallkonsentrasjonene er idag betydelig lavere enn det som kan ventes dersom utslippene fra flotasjonsverket stanses.

Det kan på denne bakgrunn være tvil om betydningen av å dekke over avgangen i Dausjøen med finmalt gråberg, idet et slikt tiltak tilsynelatende ikke har vesentlig innvirkning på den totale forurensningssituasjonen. Ved å anvende tilsvarende beløp på å redusere andre tilførsler til bekken fra Dausjøen er det mulig at nytteverdien ville bli større. En mulighet kunne være kalking før vannet slippes ut til Store Skorovatn, slik at tungmetaller felles ut og sedimenterer her. NIVA har ikke vurdert slike tiltak nærmere. Kalkingen måtte imidlertid fortsette i mange år fremover hvis den skulle sees som en varig løsning på forurensningsproblemen.

Vi vil også nevne at beregningene av utløsningen fra avgang er usikre. Dersom det satses på ikke å dekke avgangen med gråberg, må utviklingen i Dausjøen overvåkes regelmessig, og det kan bli nødvendig med planer for tiltak om utviklingen blir en annen enn forutsatt. Med en omfattende overdekning kan overvåkingen skje etter et enklere program.

10. En sammenligning med Orvsjøen, Røros

Som nevnt er det lite erfaringer her i landet når det gjelder varig lagring av kisholdig flotasjonsavgang i innsjøer. De teoretiske beregningene i dette notatet bygger på mange usikre antakelser, og det ville ha stor betydning om konklusjonene kunne testes mot praktiske erfaringer.

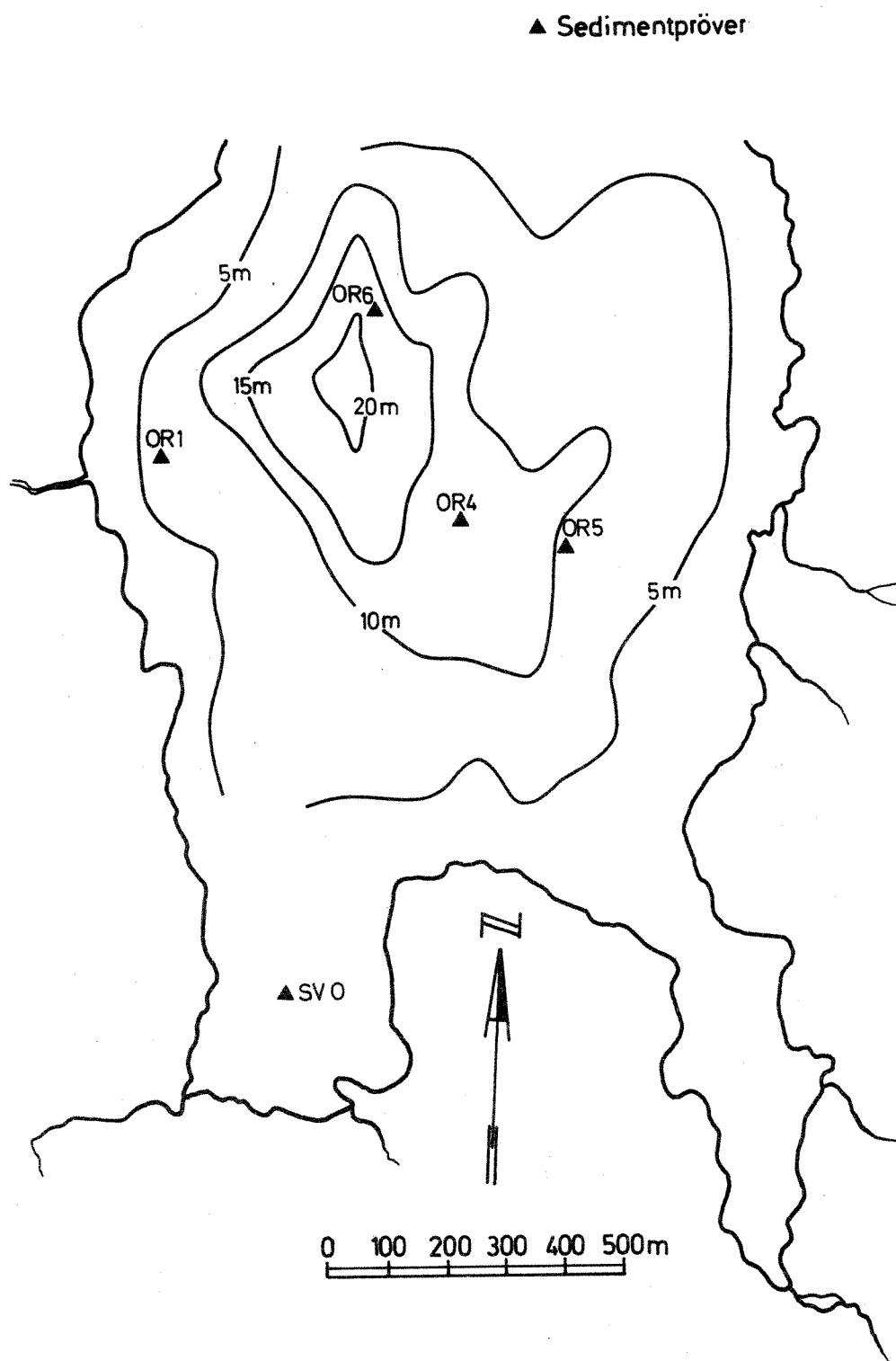
I Orvsjøen ved Røros hadde A/S Røros Kobberverk utslipp av flotasjonsavgang i tiden fra sommeren 1975 til årsskiftet 1977/78. For å skaffe noen praktiske erfaringer for vurdering av forholdene i Dausjøen ble det avtalt at NIVA skulle gjennomføre en befaring til Orvsjøen. Det må imidlertid understrekes at forholdene i Orvsjøen på flere viktige punkter avviker sterkt fra situasjonen vi vil få i Dausjøen. Betydningen av dette kan vanskelig kvantifiseres, men innsjøenes volumer, oppholdstider og dybdeforhold er av betydning, samtidig som avgangens sammensetning, mengde og kornstørrelse kan være viktig.

Et annet forhold som gjør det vanskelig å trekke vidtgående konklusjoner på grunnlag av undersøkelsene i Orvsjøen, er at det bare foreligger to sett av observasjoner fra innsjøen før utslippet av avgang ble satt i gang. Forhold som årstidsvariasjoner kan derfor ikke komme med i vurderingen.

I figur 1 er det vist et kartutsnitt av utslippsområdet i Orvsjøen, med dybdekoter. Utslippet foregikk i innsjøens dypeste parti.

Tabell 14 viser en del viktige hydrometriske data for Orvsjøen. Det kan dessuten nevnes at området i sjøen som er dypere enn 10 m, har et areal på ca. 250.000 m², og dyp større enn 15 m, har et areal på ca. 100.000 m².

I den tiden flotasjonsanlegget ved Orvsjøen var i drift, ble det sluppet ut ca. 150.000 tonn kisholdig flotasjonsavgang. Anslagsvis vil dette oppta et volum på ca. 100.000 m³. Dersom det antas at avgangen samles i den dypeste delen av innsjøen til enhver tid, og at overflaten av deponert avgang er horisontal, vil arealet av fri avgang være 60.000 m². I praksis er antakelig dette arealet betydelig større.



Figur 1. Kartutsnitt av Orvsjøen, Røros.

Tabell 14. HYDROMETRISKE DATA FOR ORVSJØEN OG DAUSJØEN.

	ORVSJØEN	DAUSJØEN
Samlet nedbørfelt til utløp:	16,7 km ²	2.67 km ²
Avrenningskoeffisient:	25 l/s·km ²	35 l/s·km ²
Årlig midlere avrenning:	0.42 m ³ /s	95 l/s
Anslått totalt volum:	8,8·10 ⁶ m ³	3,3·10 ⁶ m ³
Areal overflate:	1,72 km ²	0,26 km ²
Teoretisk oppholdstid:	240 døgn	400 døgn

Som nevnt har NIVA data fra to prøvetakinger i Orvsjøen fra tiden før avgangsutslippet ble startet. I tabell 15 er analyseresultater for vannprøver fra disse toktene samt fra toktet i april samlet.

I tabell 16 er det dessuten samlet en del data fra Orva ved utløp av Orvsjøen. Tidligere er det bare tatt sedimentprøver mens utslippene foregikk. I tabellene 17 og 18 er analyseresultatene for alle sedimentprøvene samlet.

Sedimentanalysene tyder på at en del av tungmetallene er sekundært utfelt, idet den andel som løses ut ved behandling med saltsyre, er relativt stor. Økningen i konsentrasjonsnivåene ved OR4 fra 1976 til 1979 tyder imidlertid på at avgangsutslippet har påvirket bunnområdet her i betydelig grad.

Det var umulig å få opp sedimentpropper fra selve utslippsområdet, men en slamprøve fra øvre del av bunnlaget viste et innhold på ca. 8% jern, 0,03% Cu og 0,1% Zn pr. kg tørrstoff utløst med salpetersyre.

Etter utslippstillatelsen for avgangsdeponering i Orvsjøen skulle avgangen inneholde noe under 15 % magnetkis (FeS). Dette tilsvarer et jerninnhold på ca. 10 %, noe som ikke er urimelig etter de funne resultater. I tillegg er det anslått et innhold av sinkblende (ZnS) på 2 % og 0,3 % kobberkis, eller ca. 1,2 % Zn og 0,1 % Cu i avgangen.

Tilførsel av oppløste tungmetaller fra land og utfelling og sedimentering i Orvsjøen, sammen med varierende utløsningshastigheter for forskjellige komponenter i avgangen, kan bidra til å gjøre forholdene mer uoversiktlige.

Analyseresultatene for vannprøvene (tabell 15 og 16) viser små endringer i de seks årene fra 1967 til 1973. I de siste seks årene er derimot endringene for enkelte parametre betydelige. Det har vært en del aktivitet i nedbørfeltet som kan ha påvirket forholdene i innsjøen, mens flotasjonsverket var i drift. Ved prøvetakingen i april 1979 hadde det imidlertid ikke vært virksomhet av betydning i en periode på over ett år. Ved siden av en klar økning i konsentrasjonen av sink og til dels sulfat i overflatelagene og i utløpet, er det også en konsentrasjonsøkning mot bunnen. Vi antar derfor at endringene har sammenheng med avgangen i Orvsjøen.

Det er en klar tendens til redusert oksygeninnhold mot bunnen. Det er vanskelig å sette denne reduksjonen i oksygenmetning i kvantitativ relasjon

til en eventuell oksydasjon i bunnlaget. Anslagsvis synes det imidlertid å være rimelig overensstemmelse mellom det forbrukte oksygen i forhold til økningen i sulfatinnholdet.

For å angi størrelsesorden for oksydasjon av sulfidmineraler i Orvsjøen, kan dette relateres til årlig avrenning. På grunnlag av avrenningskoeffisienten og nedbørfeltets areal er den midlere årlige avrenning beregnet til $0,42 \text{ m}^3/\text{s}$. Økningen fra 1973 til 1979 i sulfatinnholdet i den del av Orvsjøen som var bestemmende for avrenningens kvalitet, kan anslås til ca. $2,5 \text{ mg SO}_4/\text{l}$. Dette tilsvarer en utløsning av $86,4 \text{ kg SO}_4/\text{døgn}$, eller fordelt på beregnet fri overflate av avgangen, ca. $1,4 \text{ g SO}_4/\text{m}^2 \cdot \text{døgn}$. Arealet er antakelig betydelig høyere enn det beregnede, og utløsningen er neppe større enn $0,5 \text{ g SO}_4 \text{ pr. } \text{m}^2 \cdot \text{døgn}$.

For kobber kan det ikke beregnes noen økning i mengden som føres ut av Orvsjøen, selv om det synes å være en klar økning i kobberkonsentrasjonene under 10 meter.

For sink er økningen i konsentrasjonen ca. $350 \text{ } \mu\text{g}/\text{l}$ i de øvre lag av innsjøen. Med samme resonnement som for sulfat svarer dette til en beregnet utløsning på ca. $12,7 \text{ kg Zn pr. døgn}$, eller $0,2 \text{ g Zn}/\text{m}^2 \cdot \text{døgn}$. Et mer realistisk anslag er antakelig $0,05\text{--}0,10 \text{ g Zn}/\text{m}^2 \text{ og døgn}$.

Til sammenligning kan nevnes at øvre grense for sulfatutløsning beregnet for Dausjøen, som gir $60 \text{ mg SO}_4/\text{l}$ i avløpet, tilsvarer akkurat $1,4 \text{ g SO}_4/\text{m}^2 \text{ døgn}$, det samme som øvre grense beregnet for Orvsjøen.

Både for Orvsjøen og Dausjøen ansees denne verdien å være noe for høy. Maksimal sinkutløsning i Dausjøen, $4 \text{ mg}/\text{l}$ i avløpet, tilsvarer ca. $0,1 \text{ g Zn}/\text{m}^2 \text{ og døgn}$. Den antatt mest realistiske beregningen, $1,4 \text{ mg}/\text{l}$, gir $0,03 \text{ g Zn}/\text{m}^2 \text{ og døgn}$, mens kolbeforsøket tilsier en verdi $0,006 \text{ g Zn}/\text{m}^2 \text{ og døgn}$. Alle verdier gjelder uten overdekning i startfasen.

En skal som nevnt være varsom med å trekke vidtgående konklusjoner av disse sammenligningene, men det ser iallfall ut til at størrelsesorden for tallene fra de teoretiske beregningene i avsnitt 8 ikke er urimelige. I kolbeforsøket har utløsningen foregått under andre betingelser (bl.a. mindre O_2 -tilgang) og resultatene mht. utløst mengde er ikke sammenlignbare.

Tabell 15. ANALYSERESULTATER FRA ORVSJØEN

Prøver tatt: 5. februar 1967, 23. august 1973, 3. april 1979.

Dyp i m	pH			KOND µS/cm			JERN mg Fe/l			KOBBER µg Cu/l			SINK µg Zn/l			SULFAT mg SO ₄ /l		
	1967	1973	1979	1967	1973	1979	1967	1973	1979	1967	1973	1979	1967	1973	1979	1967	1973	1979
0	-	6,8	-	-	30,9	-	-	-	-	135	-	400	-	9,8	-	-	-	-
1	6,7	-	-	32,1	-	-	-	-	85	-	349	-	8,7	-	-	-	-	-
2	6,7	6,9	6,5	31,5	30,9	48,6	-	40	135	130	400	750	-	9,8	12,0	-	-	-
4	-	-	6,3	-	-	48,1	-	40	-	125	-	800	-	-	13,0	-	-	-
5	-	6,9	-	-	30,9	-	-	-	135	-	415	-	9,9	-	-	-	-	-
6	6,6	-	6,4	32,9	-	48,7	-	50	108	140	435	800	9,1	-	13,0	-	-	-
8	6,6	-	6,4	32,9	-	50	-	50	-	150	-	800	-	-	14,0	-	-	-
10	6,6	6,9	6,3	33,8	30,9	49,2	-	40	118	140	474	400	9,1	9,9	14,0	-	-	-
12	-	-	6,0	-	-	52,0	-	50	-	180	-	850	-	-	16,0	-	-	-
14	-	-	5,8	-	-	55,8	-	60	-	200	-	900	-	-	18,0	-	-	-
15	-	6,9	-	-	30,8	-	-	-	-	150	-	415	-	10,0	-	-	-	-
16	-	-	5,7	-	-	61,5	-	60	-	215	-	1000	-	-	21,0	-	-	-
18	-	-	6,05	-	-	63,8	-	420*	-	18*	-	900	-	-	21,0	-	-	-
BUNN	-	-	6,3	-	-	59,9	-	-	-	710	-	950	-	-	20,0	-	-	-

* Filtrert prøve.

```

=====
NIVA      *
*
*          +          TABELL NR.: 16
SEKIND    *
*          *          KJEMISK/FYSISKE ANALYSEDATA.
PROSJEKT: *
*          *          STASJON: ORVA VED UTLØP AV ORVVSJØFN
*          *          +
*          *          +
DATE: 15 AUG 79  *
*          *          +
=====

DATE      KLOKKEN  PH      KOND  TURB  CA  MG  S04  PB  FE  CD  CU  ZN
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
770623    6.55     54.10  1.80  5.30  0.80  14.00  9.40  285.00  14.00  60.00  295.00
780703    6.00     46.90  0.97  5.13  79.00  14.00  9.40  30.00  14.00  95.00  710.00
781023    6.46     40.50           40.50          10.50          60.00  100.00  700.00
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
          *         *      *    *     *  *   *   *  *  *  *  *
=====

```

```

=====
*
NIVA *
*
SEKIND *
=====
*
UTSKRIFTSDATO: *
*
LOKALITET: ORVSJØEN
*
=====

```

TABELL NR: 17 A

KJEMISKE ANALYSEDATA FOR SEDIMENTPRØVER

DATO	PRØVE STED	SEGMENT NR.	UTLØST MED SALTSYRE		MG CU/KG	MG ZN/KG	***	MG FE/KG	UTLØST MED SALPETERSYRE	
			MG FE/KG	% FE					% FE	MG CU/KG
760630	OR 4	01	2853.0	0.29	270.8	212.8	***	1.25	324.5	486.8
		02	2612.6	0.26	160.4	189.2	***	1.09	196.2	272.1
790402	OR 4	01	***	4.83	2160.4	1112.0	***	12.16	2816.5	1467.5
		02	***	2.96	2276.9	7115.2	***	18.95	5684.7	11369.4
		03	***	1.96	1714.2	3673.3	***	6.67	3063.9	4515.2
		04	7254.6	0.73	295.4	2150.5	***	4.04	542.6	2366.7
		05	3279.8	0.33	106.9	605.1	***	3.26	160.7	785.6

```

=====
*
NIVA *
*
SEKIND *
=====
*
UTSKRIFTSDATO: *
*
LOKALITET: ORVSJØEN
*
=====

```

TABELL NR: 17 B

KJEMISKE ANALYSEDATA FOR SEDIMENTPRØVER

DATO	PRØVE STED	SEGMENT NR.	UTLØST MED SALTSYRE		MG CU/KG	MG ZN/KG	***	MG FE/KG	UTLØST MED SALPETERSYRE	
			MG FE/KG	% FE					% FE	MG CU/KG
790402	OR 4	01	***	4.83	2160.4	1112.0	***	12.16	2816.5	1467.5
		02	***	2.96	2276.9	7115.2	***	18.95	5684.7	11369.4
		03	***	1.96	1714.2	3673.3	***	6.67	3063.9	4515.2
		04	7254.6	0.73	295.4	2150.5	***	4.04	542.6	2366.7
		05	3279.8	0.33	106.9	605.1	***	3.26	160.7	785.6
790402	SLAM	01	6712.1	0.67	78.6	374.0	***	8.34	337.3	936.9

 NIVA *
 SEKIND *

 UTSKRIFTSDATO: *

 TABELL NR: 18
 KJEMISKE ANALYSEDATA FOR SEDIMENTPRØVER
 LOKALITET: ØRVSJØEN

DATE	PRØVE STED	SEGMENT NR.	MG FE/KG	UTLØST % FE	MG CU/KG	MG ZN/KG	***	MG FE/KG	% FE	UTLØST MED SALPETERSYRE MG CU/KG	MG ZN/KG
760630	OR 1	01	***	4.67	8154.5	2923.8	***	***	9.26	12037.0	5324.1
		02	***	4.67	10248.6	2395.4	***	***	8.26	15485.2	3131.5
		03	***	5.46	9502.6	2224.0	***	***	8.27	13440.9	2895.0
		04	***	5.54	7067.0	1967.7	***	***	9.99	10363.0	2446.1
		05	***	4.45	6390.4	7035.9	***	***	21.51	9021.5	9021.5
760630	OR 4	01	2853.0	0.29	270.8	212.8	***	***	1.25	324.5	486.8
		02	2612.6	0.26	160.4	189.2	***	***	1.09	196.2	272.1
760630	OR 5	01	***	8.70	4955.5	5663.4	***	***	18.81	5603.3	7157.5
		02	***	3.66	3166.4	1682.2	***	***	11.88	3982.0	2247.9
		03	***	1.48	354.2	492.0	***	***	5.21	578.0	789.7
		04	6068.2	0.61	152.5	1454.4	***	***	3.70	198.5	1765.9
		05	3304.8	0.33	121.5	1506.6	***	***	2.70	209.2	1790.8
760630	OR 6	01	***	1.27	406.5	2301.9	***	***	7.32	939.0	10122.0
		02	***	3.95	8806.6	1973.9	***	***	3.14	12724.6	2694.6
		03	***	2.32	1004.0	386.1	***	***	7.55	1381.0	798.6
760630	SV 0	01	***	9.73	5671.1	1912.8	***	***	15.45	7935.4	3125.0
		02	***	7.13	5101.5	2605.6	***	***	20.19	7740.4	3605.8
		03	***	2.80	6615.8	12582.2	***	***	24.71	9546.3	17071.0

Litteraturliste

Banks, R.B.:

Some features of wind action on shallow lakes.
Journ. of Env. Dir., okt. 1975, p. 813-827.

Barnes, H.L. og Romsberger, S.B.:

Chemical aspects of acid mine drainage Journal WPCF, Vol 40, No 3,
part 1, march 1968, p. 371-384.

Boorman, R.S. og Watson, D.M.:

Chemical processes in abandoned sulphide tailings dumps and environ-
mental implication for Northern New Brunswick. CIM Bulletin,
August 1976, p. 86-96.

Clark, C.S.:

Oxidation of coal mine pyrite.
Journ. of San. Eng. Div. April 1966, p. 127-145.

Le Roux, N.W; North A.A. og Wilson I.C.:

Bacterial oxidation of pyrite. International Mineral Processing
Congres, 10 1973, session 15, p. 1051-1066.

Norsk institutt for vannforskning (NIVA):

Dumping av kis i Dausjøen.
O-61/71, februar 1972, Øystein Mundheim.

Singer, P.C. og Stumm, W.:

Acid Mine drainage - The rate-determining step.
Science vol. 167, february 1970, p. 1121-1123.

APPENDIX.

APPENDIX A. BEREGNING AV BEGRENSNINGER I TILGANGEN PÅ OKSYGEN

De tall for mulig oksygentransport ned i avgangen som presenteres i avsnitt 7, er beregnet ved hjelp av følgende enkle transportmodell:

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

Tilførselen av oksygen kan uttrykkes

$$q_1 = (A \cdot K_L + Q_v)(C_m - C_o) \quad (12)$$

hvor

- q_1 = oksygentilførsel/tid
- K_L = overgangskoeffisient luft/vann
- Q_v = tilrenning til sjøen
- C_m = metningskonsentrasjon av oksygen
- C_o = aktuell konsentrasjon i innsjøens overflatelag.

Overgangskoeffisienten K_L har dimensjon lengde/tid, og kan sees som uttrykk for transporten gjennom et tynt overflateskikt (grenseskikt) hvor de turbulente bevegelsene er hemmet og oksygengradienten er stor i forhold til i vannmassene ellers.

Om sommeren, når overflatelaget og tilløpsvannet er varmere og lettere enn dypere lag, må vi også ta i betraktning den vertikale blandingen ellers i innsjøen. For enkelhets skyld setter vi diffusjonskoeffisienten konstant med dypet og får da

$$q_2 = \frac{A \cdot K}{h} (C_o - C_h) \quad (13)$$

hvor

- q_2 = oksygentransport (mengde/tid)
- K = blandingskoeffisient ("diffusjonskoeffisient")
- C_h = oksygenkonsentrasjonen i vannet like over bunnen.

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

Oksygenet må også transporteres ned i sedimentet. I selve faseovergangen vann/sediment vil det være et grenseskikt med begrenset turbulens på samme måte som i overflaten, men dette neglisjeres her. Dersom det ikke er noe dekke over avgangen kan det være en gradvis overgang fra vann til avgang, med fine partikler suspendert i vannfasen, og en overdekning vil gi et sperreskikt som er mye sterkere enn grenseskiktet i vannfasen.

Transporten ned i avgangen beskriver vi derfor ved ligningen

$$q_3 = \frac{P A D_s}{\delta} (C_h - C_s) \quad (14)$$

hvor

- q_3 = oksygentransport
- P = brøkdel av areal dekket av avgang
- D_s = diffusjonskoeffisient i overdekningen
- δ = tykkelsen av overdekningen
- C_s = oksygenkonsentrasjon under overdekningen, i det skikt hvor oksydasjonen foregår.

Hvis overdekningen har varierende tykkelse kan dette istedet skrives

$$q_3 = \int_P \frac{D_s}{\delta} (C_h - C_s) dA \quad (15)$$

hvor δ og C_s kan variere.

For en stasjonær situasjon, hvor alle koeffisienter er konstante, kan vi finne likevekts-situasjonen ved å sette

$$q_1 = q_2 = q_3$$

Vi antar at $C_s \ll C_h$, dvs. at oksygen forbrukes like raskt som det kan transporteres gjennom overdekningen, og kan da beregne en likevektskonsentrasjon ved bunnen

$$C_h = \frac{C_m}{f_3 \left(\frac{1}{f_1} + \frac{1}{f_2} \right) + 1} \quad (16)$$

med en oksygentransport:

$$q = \frac{C_m}{\frac{1}{f_1} + \frac{1}{f_2} + \frac{1}{f_3}} \quad (17)$$

hvor $f_1 = A \cdot K_L + Q_v$

$$f_2 = \frac{A \cdot K}{h}$$

$$f_3 = A \cdot D_s \cdot \gamma, \text{ hvor } \gamma = P \cdot \left(\frac{1}{\delta}\right)_{\text{middel}}$$

Vi trenger nå tall på de koeffisienter som inngår i ligningene.

Dausjøens areal settes til $A \cong 260\,000 \text{ m}^2$ og midlere dyp $h \cong 15 \text{ m}$.

Transportkoeffisienten K_L i en grunn, tetthetshomogen innsjø kan ifølge Banks (1975) uttrykkes som funksjon av vindhastighet U :

$$K_L = \begin{matrix} 4.2 \cdot 10^{-6} \cdot \sqrt{U} & U \lesssim 5.5 \text{ m/s} & (18a) \\ 0.32 \cdot 10^{-6} U^2 & U \gtrsim 5.5 \text{ m/s} & (18b) \end{matrix}$$

Formen på ligningene er avledet av en enkel sirkulasjonsmodell, og koeffisientene bestemt ved tilpasning til eksperimentelle verdier. Enhet på K_L er m/s.

Vindstatistikk finnes for en meteorologisk stasjon 3 mil sørøst for Dausjøen, Nordli-Brattvoll.

Vindhastighet over tid, uansett retning, er ca. 1 Beaufort. Gjennomsnittlig vindstyrke i de ulike vindretningene på månedsbasis varierer fra 0 til 3 Beaufort, med 1.7 som vanlig månedsnitt og høyeste årnsnitt. Så å si alle registreringer ligger i området 0-6 Beaufort. Beaufort styrke 3 tilsvarer 3.4 - 5.4 m/s. Vi antar derfor at de fleste registreringer ligger i området 0-5.5 m/s, og benytter det første uttrykket for K_L (18a). Midlere vindhastighet skulle da gi en K_L -verdi i overkant av midlere K_L . Siden 1 Beaufort = 0.3 - 1.5 m/s virker det rimelig å anta at 1 Beaufort som statistisk middel tilsvarer i underkant av 1 m/s.

Dette gir en verdi

$$\underline{\underline{K_L = 4 \cdot 10^{-6} \text{ m/s}}}$$

Denne verdien gjelder når sjøen er åpen, dvs. fra juni til oktober/november. Om vinteren kan vi sette $K_L = 0$, og anta at tilrenningen er eneste oksygen-kilde.

Tilrenningen Q_v vil variere i løpet av året, og vil avhenge av hvor mye av nedbørfeltet som avskjæres og føres forbi utløpet av Dausjøen. Vi antar at 25% av nedbørfeltet avskjæres, og setter

$$Q_v = 96 \text{ l/s om sommeren}$$

$$Q_v = 46 \text{ l/s om vinteren}$$

som angitt i avsnitt 2.

Vertikal blandingskoeffisient K varierer med vind og sjiktning. Den modellen som Banks (1975) bruker gir $\bar{K} \sim 10^{-3} \text{ m/s}$ for en homogen innsjø med dyp 15 m og en vindstyrke på 1 m/s.

Data for temperatur som funksjon av dyp og tid i Dausjøen sommer og høst 1972 kan benyttes til å beregne empiriske blandingskoeffisienter, hvis man neglisjerer lysgjennomtrengning gjennom overflatelaget, og antar at tilrenningen legger seg i overflatelaget, og går ut fra at transportkoeffisienten for varme også kan brukes for oksygen. Alle antagelsene skulle innebære at K får en verdi som er større enn den reelle.

En slik beregning antyder K -verdier på $2-3 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{s}$ i juni når sjøen er forholdsvis homogen. Resten av sommeren er $K \sim 1-5 \cdot 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$, det er da en viss sjiktning i vannmassene som bremser den vertikale blandingen. Om høsten, når overflatelaget avkjøles, og en får fullsirkulasjon kan en få K -verdier opp til $3-4 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$. I tillegg til vinddrevet blanding har en da også gravitasjonsdrevet blanding.

For vinterperioden, når innsjøen er forholdsvis homogen, men uten vindpåvirkning, har vi ingen data som kan gi diffusjonskoeffisienter uten videre.

Diffusjonskoeffisienten D_s i overdekningen vil avhenge av overdekningens struktur og av hvilket stoff som diffunderer. Som en øvre grense kan vi benytte verdien for molekylær-diffusjon i vann, som er av størrelsesorden $10^{-9} \text{ m}^2/\text{s}$. Hvis diffusjonen skjer ved molekylær-diffusjon i porevannet i sedimentet, kan den effektive diffusjonskoeffisienten være endel lavere enn dette.

Med disse tallverdiene kan vi beregne øvre grenser for oksygentransporten til avgangen sommer og vinter.

Resultatet er gitt i tabell A.1 nedenfor.

Tabell A.1. Oksygentransport til avgang med variabel overdekning, ved likevekt.

C_m = metningskons (mg/l)

γ = mål på overdekning = $P \left(\frac{1}{\delta}\right)$ middel (m^{-1})

	Transportkoeffisienter			Likevektskonsentrasjon ved bunn C_h/C_m	Oksygentransport q (g/s)
	f_1 (m^3/s)	f_2 (m^3/s)	f_3 (m^3/s)		
Sommer (juni- okt/nov)	1.14	0.17-3.3	$2.6 \cdot 10^{-4} \gamma$	$< \frac{1}{1+2.3 \cdot 10^{-4} \gamma}$	$\frac{1.14 \cdot C_m}{1 + \frac{5.0 \cdot 10^3}{\gamma}}$
Vinter (des.- mai)	0.046	ukjent	$2.6 \cdot 10^{-4} \gamma$	$< \frac{1}{1+5.6 \cdot 10^{-3} \gamma}$	$\frac{0.046 C_m}{1 + \frac{1.8 \cdot 10^2}{\gamma}}$

Vi ser bort fra f_2 som varierer sterkt, og delvis er vanskelig å fastslå, og vi antar derfor at vertikaldiffusjonen er så stor at den ikke bidrar til å begrense oksygentransporten vesentlig. Det betyr at resultatene blir liggende på den sikre siden som øvre grenser for tilgjengelig oksygen.

Når $f_2 \rightarrow \infty$ kan vi enkelt beregne tidsforløpet, ut fra ligningen

$$A \cdot h \frac{\partial C}{\partial t} = q_1 - q_3 = f_1 \cdot C_m - (f_1 + f_3)C \quad (19)$$

hvor $C = C_o = C_h$ = oksygenkonsentrasjon i innsjøen.

Løsningen med konstant f_1 og f_3 er

$$C(t) = C_o \cdot e^{-\alpha t} + C_e (1 - e^{-\alpha t}) \quad (20)$$

hvor $C(0) = C_o$

$C \rightarrow C_e$ = likevektskonsentrasjon i tabell A.1 når $t \rightarrow \infty$

$$\alpha = \frac{f_1 + f_3}{A \cdot h}$$

Løsningene for sommer og vinter kan koples med kontinuitets-kravene:

$$C_{o_{\text{sommer}}} = C(T)_{\text{vinter}} \quad (21)$$

$$C_{o_{\text{vinter}}} = C(T)_{\text{sommer}} \quad (22)$$

hvor $T = \frac{1}{2}$ år, og ved å løse ligningene mhp. $C_{o_{\text{sommer}}}$ og $C_{o_{\text{vinter}}}$ får vi to følgende verdier:

$$C_{ov} = \frac{C_{ev} (1-\beta_v) \beta_s + C_{es} (1-\beta_s)}{1-\beta_s \beta_v} \quad (23)$$

$$C_{os} = \frac{C_{es} (1-\beta_s) \beta_v + C_{ev} (1-\beta_v)}{1-\beta_s \beta_v} \quad (24)$$

hvor $\beta_s = e^{-\alpha_s T}$, $\beta_v = e^{-\alpha_v T}$

(s angir sommer, v angir vinter).

Hvis de oksygenforbrukende reaksjoner er så effektive at oksygenkonsentrasjonen under overdekningen er omtrent null, vil oksygen-konsentrasjonen i sjøen pendle mellom disse to verdiene i løpet av året.

Oksygentransporten til avgangen kan da beregnes av

$$q(t) = f_3 \cdot C(t) \quad (25)$$

og vil altså variere parallelt med oksygenkonsentrasjonen.

Hvis det ikke er noen overdekning, dvs. at $\delta \rightarrow 0$, eller $\gamma \rightarrow \infty$, blir det øyeblikkelig tilpasning til likevektssituasjoner i tabell A.1.

Resultatet av beregninger med tallverdier som angitt foran, en metningskonsentrasjon $C_u = 13$ mg/l og varierende verdier på γ er vist i tabell 8, avsnitt 7.

APPENDIX B. BEREGNING AV TIDSFORLØP AV UTLØSNINGEN FRA SEDIMENTENE:

I Appendix A satte vi opp en enkel modell for oksygentransport ned til en reaksjonsflate i sedimentet hvor oksygen-konsentrasjonen ble antatt å kunne settes 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 kalking er opphørt og utløsning begynner.

I en slik modell må det totale oksygenforbruket fordeles på de tre reaksjonene (9), (10) og (11) i avsnitt 4. Dette gjøres ved å erstatte ligningen (14) i appendix A med følgende tre ligninger for oksygentransport ned i sedimentene:

$$q_{SO_4} = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{\delta_{SO_4}} \cdot [O_2] \cdot f_{SO_4} \quad (26)$$

$$q_{Cu} = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{\delta_{Cu}} [O_2] \cdot f_{Cu} \quad (27)$$

$$q_{Zn} = \frac{P \cdot A \cdot D_s}{\delta_{Zn}} [O_2] \cdot f_{Zn} \quad (28)$$

Den totale transport av oksygen ned i sedimentet, tilsvarende q_s i ligning (14) er nå

$$q_{tot} = q_{SO_4} + q_{Cu} + q_{Zn} \quad (29)$$

De tre reaksjonene foregår i hvert sitt dyp (δ_{SO_4} , δ_{Cu} δ_{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 allefall en kvalitativ beskrivelse: transportbegrensningene

demper sterkest utløsningen av de stoffer som forbrukes raskest i forhold til innholdet i sedimentet. Samtidig gir den anledning til å variere forholdet mellom reaksjonene.

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

$$V \frac{\partial}{\partial t} [O_2] = (A \cdot K_L + Q_v) ([O_2]_{\text{metning}} - [O_2]) - q_{\text{tot}} \quad (30)$$

$$V \frac{\partial}{\partial t} [SO_4] = r_{SO_4} \cdot q_{SO_4} + s_{Cu} \cdot q_{Cu} + s_{Zn} \cdot q_{Zn} - Q_v [SO_4] \quad (31)$$

$$V \frac{\partial}{\partial t} [Cu] = r_{Cu} \cdot q_{Cu} - Q_v \cdot [Cu] \quad (32)$$

$$V \frac{\partial}{\partial t} [Zn] = r_{Zn} \cdot q_{Zn} - Q_v \cdot [Zn] \quad (33)$$

Forbruk av sediment-innholdet uttrykkes ved:

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{SO_4}}{\partial t} = \frac{r_{SO_4}}{w_{SO_4}} \cdot q_{SO_4} \quad (34)$$

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{Cu}}{\partial t} = \frac{r_{Cu}}{w_{Cu}} \cdot q_{Cu} \quad (35)$$

$$P \cdot A \cdot \frac{\partial \delta_{Zn}}{\partial t} = \frac{r_{Zn}}{w_{Zn}} \cdot q_{Zn} \quad (36)$$

hvor $[X]$ angir en konsentrasjon, og V , A , K_L og Q_v er definert i appendix A. $[SO_4]$ angir svovelsyre-konsentrasjon, målt som SO_4 , og omfatter ikke andre sulfater.

q_{tot} , q_{SO_4} , q_{Cu} , q_{Zn} , er gitt av ligning (26)-(29).

Konstantene r_{SO_4} , r_{Cu} , r_{Zn} angir hvor mange gram av vedkommende komponent som produseres pr. gram O_2 i reaksjon 9, 10 og 11, og s_{Cu} , s_{Zn} angir hvor mye H_2SO_4 som produseres i reaksjon 10 og 11. Tallverdier på r og s finnes i tabell 5, avsnitt 5.

Konstantene w_{SO_4} , w_{Cu} , w_{Zn} angir spesifikt innhold i sedimentene av FeS_2 målt som SO_4 , $CuFeS$ målt som Cu , og ZnS målt som Zn . Tallverdiene er gitt av tabell 2:

$$w_{SO_4} \approx 2.67 \cdot 10^6 \text{ g/m}^3$$

$$w_{Cu} = 4.6 \cdot 10^3 \text{ g/m}^3$$

$$w_{Zn} = 17.9 \cdot 10^3 \text{ g/m}^3$$

Ligning (30)-(36) innsatt (26-29) utgjør et fullstendig sett av enkle differensial-ligninger for de 7 variable

$$[O_2], [SO_4], [Cu], [Zn], \delta_{SO_4}, \delta_{Cu}, \delta_{Zn}$$

Med gitte utgangsbetingelser kan ligningene løses numerisk.

Vi har gjennomført endel slike beregninger, for forskjellig grad av overdekning og forskjellige antagelser for hvilke reaksjoner som dominerer (fordelingstall f).

Som utgangspunkt ved $t = 0$ er antatt:

$$[O_2] = [O_2]_{\text{metning}} = 13 \text{ mg/l}$$

$$\text{andre konsentrasjoner} = 0$$

$$\delta_{SO_4} = \delta_{Cu} = \delta_{Zn} = \delta_o = \text{tykkelse av overdekning.}$$

$t = 0$ angir start av sommerhalvåret. (Det verste tilfelle, $A \cdot K_L + Q_v$ er størst da).

For å unngå numeriske problemer ved at $\frac{\partial}{\partial t} [O_2] \rightarrow \infty$ for $\delta_o \rightarrow 0$ i starten av forløpet, er løsningen for $\delta_o = 0$ startet ved å anta at alt øyeblikkelig løses ut ned til en liten dybde δ'_o , bestemt slik at q_{tot} ved $[O_2]_{\text{metning}} = 100 \cdot \text{maksimal oksygentilførsel til innsjøen.}$

Det innvirker ikke merkbart på løsningen.

Integrasjon av ligningene over tid skjer i perioder på $\frac{1}{2}$ år, med forskjellige verdier på K_L og Q_v sommer og vinter.

Tallverdiene på A , V , K_L og Q_v er gitt i appendix A.

Resultatet av beregningene er gjengitt i avsnitt 8, tabell 9-12.