



SYDVARANGER GRUVE AS

# Risikovurdering ved bruk av Magnafloc LT38

*Dato: august 2014*



Innhold

<b>RISIKOVURDERING VED BRUK AV MAGNAFLOC LT38 .....</b>	<b>1</b>
<b>1 INNLEDNING .....</b>	<b>3</b>
1.1 MAGNAFLOC LT38.....	3
1.2 POLYDADMAC.....	3
1.3 BAKGRUNNSINFORMASJON .....	3
<b>2 FORBRUKET AV LT38.....</b>	<b>5</b>
<b>MILJØPÅVIRKNINGER AV UREAGERT POLYDADMAC I MILJØET.....</b>	<b>6</b>
2.1 PERSISTENS .....	6
2.2 BIOAKKUMULERBARHET .....	6
2.3 ØKOTOKSISITET .....	6
<b>3 RISKOVURDERING AV REAGERT POLYDADMAC I MILJØET .....</b>	<b>8</b>
3.1 FORVENTET ADFERD AV REAGERT POLYDADMAC I FJORDSEDIMENT .....	8
3.2 UTLAKING AV POLYDADMAC FRA AVGANG.....	8
3.3 PERSISTENS .....	10
3.4 STOFFETS PARTIKKELAFFINITET OG TOKSISITET VED HØYE DOSERINGSMENGDER.....	11
3.5 AKUTT TOKSIKOLOGISKE UNDERSØKELSER AV POLYDADMAC I AVGANGSMASSER .....	11
3.6 KRONISKE VIRKNINGER AV POLYDADMAC I AVGANGSMASSER .....	14
3.7 GIFTIGHETSTEST <i>IN SITU</i> : BLÅSKJELL .....	17
<b>4 KONKLUSJON.....</b>	<b>19</b>
<b>5 BIBLIOGRAFI .....</b>	<b>20</b>



## 1 INNLEDNING

### 1.1 Magnafloc LT38

<b>Navn på aktiv ingrediens :</b>	2-Propen-1-aminium, N,N-dimethyl-N-2-propenyl-, klorid, homopolymer  Også kjent som: polyDADMAC og polyquaternium-6 for kosmetika
<b>CAS nr. :</b>	26062-79-3
<b>Innhold av aktiv ingrediens:</b>	40% vekt
<b>Produsent:</b>	BASF

Magnafloc LT38 er gitt Faresetningen H412 i henhold til Globally Harmonized System, EU (GHS):  
*"Skadelig, med langtidsvirkning, for liv i vann."*

### 1.2 PolyDADMAC

PolyDADMAC er den aktive ingrediensen i LT38 og Magnafloc 1707. Det er utviklet for bruk innen vannbehandling og inngår dermed i bruksområder som rensing av drikkevann, rensing av avløpsvann (kloakk), og rensing av industrielt avløpsvann. Magnafloc LT38 er godkjent i Storbritannia som drikkevannbehandlings-kjemikalie. Storbritannia tillater at det brukes et maksimum av 10 mg/l (10ppm) av polyDADMAC i vannbehandling (Drinking Water Inspectorate, 2011).

PolyDADMAC er et godt etablert produkt som har vært på markedet lenge. Forbindelsen benyttes sjelden alene, men anvendes oftest sammen med overflateaktive stoffer eller andre vannbehandlingskjemikalier der polyDADMAC øker effekten av disse kjemikaliene.

Bruksområdene til polyDADMAC er i all hovedsak innen vannrensing og innen vannbehandlingskjemikalier i tillegg til kosmetikk, såper og sjampo. Forbindelsen benyttes også som rensmiddel for kontaktlinser.

### 1.3 Bakgrunnsinformasjon

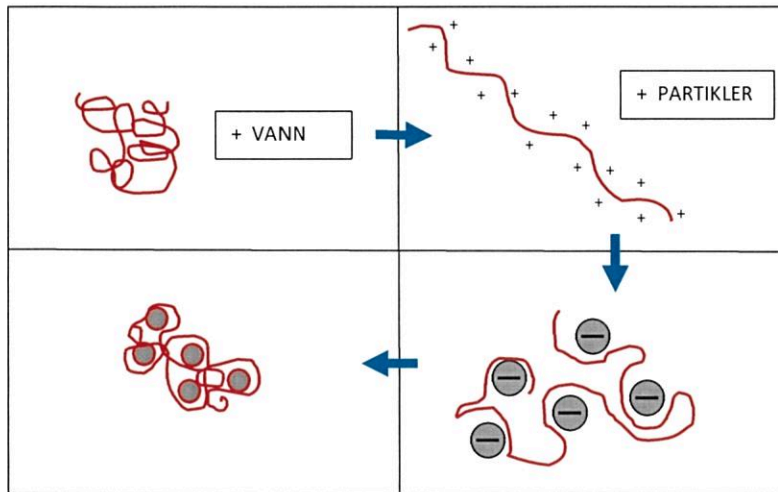
Sydvaranger gruve har tillatelse til å bruke maksimalt 10 tonn per år av den aktive ingrediensen, polyDADMAC.

SVG har arbeidet aktivt for å finne et miljømessig bedre alternativ med samme eller en tilsvarende effektivitet i prosessen. En erstatning ble funnet – Magnafloc LT38 (LT38). PolyDADMAC er også den aktive ingrediensen i LT38. Forskjellen mellom LT38 og M1707 ligger i lengden på polymerkjeden; polymeren er lengre i LT38.

PolyDADMAC er en lang polymerkjede av DADMAC (dimetyl-diallylammomiumklorid) monomerer. Lengden på kjeden varierer i de enkelte produktene. Vi har funnet at ved å benytte en polyDADMAC med større kjedelengde vil vi oppnå samme virkning for en mindre dosert mengde.



Magnafloc LT38 brukes til å behandle ultrafine partikler i avgangen fra SVGs oppredningsprosess, for å oppnå bedre sedimentering av disse partiklene og dermed opprettholde kvaliteten på det resirkulerte prosessvannet.



Figur 1: Reaksjon av polyDADMAC med ultrafine partikler

Siden prosessvannet resirkuleres vil innholdet av disse partiklene etterhvert bli svært høyt. Dersom det ikke benyttes LT38 vil dette medføre følgende negative konsekvenser:

- Ytelsen til de magnetiske separatorene vil gå ned, slik at silikatinholdet øker i produktet samtidig som jerninnholdet synker, slik at produktkvaliteten blir lavere.
- Ultrafine partikler tetter filtrene som er nødvendig for at fuktighetsnivået i produktet er lavt nok til skipning.
- Stor slitasje på mekanisk utstyr



## 2 FORBRUKET AV LT38

I henhold til SVGs utslippstillatelse, kan bedriften bruke et maksimum av 10 tonn polyDADMAC per år.

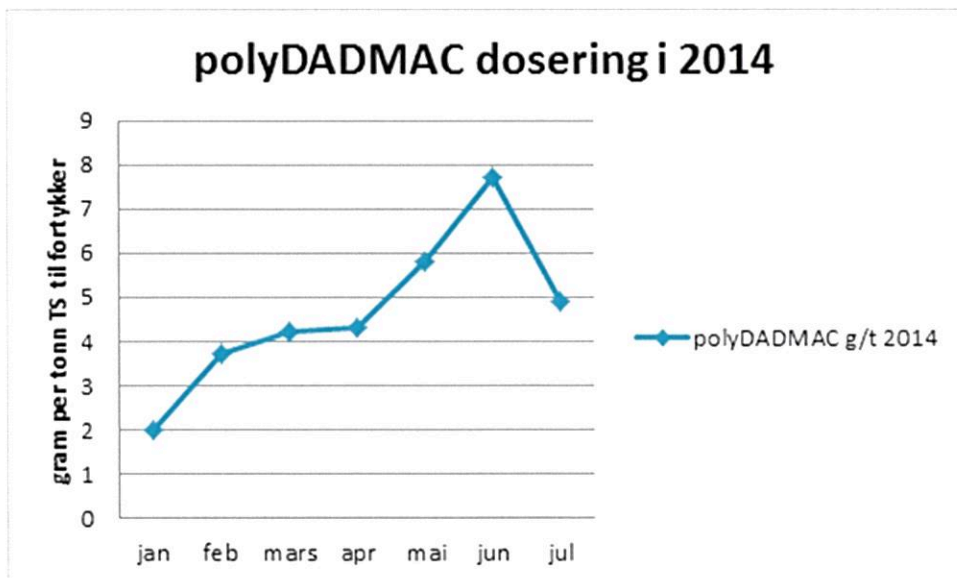
Magnafloc LT38 brukes bare når det er nødvendig og mengden avhenger av turbiditeten i prosessvannet som kommer tilbake fra fortykkeren. Dette er avhengig av malmkvaliteten.

Det er stor variasjon i forbruket av polyDADMAC. Tabell 1 viser variasjon i forbruk av polyDADMAC med konsentrasjon i avgang i 2011 og 2014. Som et resultat av den store utglidningen i gruvas hovedbrudd i Bjørnevann i fjor kommer malmleveransene nå fra flere ulike brudd, dette har ført til større variasjon i malmkvalitet og i forbruket av LT38.

Tabell 1: Variasjon av polyDADMAC konsentrasjon i avgang. Sammenlikning mellom 2011 og 2014

	2011	2014
Minimum konsentrasjon av polyDADMAC i avgang	2,1 g/tonn avgang	2,0 g/tonn avgang
Maksimum konsentrasjon av polyDADMAC i avgang	4,8 g/tonn avgang	7,7g/tonn avgang
Beregnet gjennomsnitt konsentrasjon av polyDADMAC i avgang	3,0 g/tonn avgang	4,4 g/tonn avgang

Forbruket av polyDADMAC har økt gjennom 2014 som vist i grafen under.







## MILJØPÅVIRKNINGER AV UREAGERT POLYDADMAC I MILJØET

### 2.1 Persistens

BASF klassifiserer Magnafloc LT38 som ikke lett nedbrytbar, ifølge OECD krav.

*Øvrige data:*

BASF har vurdert bionedbrytbarheten til Magnafloc 1707 til  $BOF_5/KOF = 2\%$  over en fem dagers periode. (BASF, 2010)

Tramfloc 620, 720, 730 serien (20 % polyDADMAC i vann) (Tramfloc Inc., 2003)

$BOF_5 = 44000$  mg/l

$KOF = 250000$  mg/l

Bionedbryting: 17,6 % på 5 døgn.

Accepta 2058, (polyDADMAC i vann) (Accepta LTD., 2004)

$BOF_5 = 700$  mg/l

$KOF = 88490$  mg/l

Bionedbryting: 0,79 % på 5 døgn.

Superfloc C 594 (19-25 % polyDADMAC i vann) (Kemira, 2008)

Bionedbryting: < 70 % (modifisert OECD test 301B/28 dager).

Det er ikke publisert data for andre typer nedbryting som kan tenkes for polyDADMAC.

US EPA klassifiserer stoffet som "ikke lett nedbrytbart". (US EPA, 2009)

**PolyDADMAC er forventet å være persistent i miljøet.**

### 2.2 Bioakkumulerbarhet

Det er ikke publisert data fra direkte målinger av bioakkumulerbarheten til polyDADMAC. Dette skyldes at det ikke finnes direkte målemetoder for dette stoffet, noe som har sammenheng med at molekylet er svært stort og derfor er vanskelig å gjøre målinger av. Dette gjør seg gjeldende for alle svært store molekyler.

Imidlertid sier REACH-veilederen for vurdering av bioakkumulering (ECHA, 2008):

*"En molekylvekt som er høyere enn 1100 gram/mol er en indikator på at biokonsentrasjonsfaktoren er mindre enn 2000 L/kg."*

Molekylvekten til polyDADMAC varierer en del, men er svært høy (ca. 170 000 g/mol). Ifølge REACH-veilederen indikerer en akvatisk BCF < 2000 L/kg at komponenten ikke kvalifiserer som bioakkumulerende.

**PolyDADMAC er ikke forventet å være bioakkumulerende.**

### 2.3 Økotoksisitet

Den toksiske virkningsmekanismen til polyDADMAC er ikke kjent i detalj, men mekanismen for polykationiske polymere er likevel godt kjent.

Polymer med molekylvekt som er høyere enn 1000 g/mol absorberes ikke gjennom respirasjonsorganene (gjellene hos fisk) til vannlevende organismer. Toksisitet manifesterer seg enten gjennom direkte overflate-aktive effekter på ytre membraner til akvatiske organismer,



eller indirekte via binding av essensielle næringsstoffer eller begge (Boethling & Nabholz, 1997). Absorpsjon via tarmen er ikke forventet på grunn av molekylstørrelsen.

Polykationiske polymerer (slik som polyDADMAC) har toksisk effekt på vannlevende organismer ved at de fysisk forstyrrer respirasjonsorganene. På den måten har de negativ påvirkning på oksygenopptaket. (Boethling & Nabholz, 1997).

I følge Boethling and Naboltz (1997), skal giftighet til polykationiske polymerer (slik som polyDADMAC) reduseres i nærvær av sediment. I SVGs prosess blir polyDADMAC eksponert for store overskuddsmengder med avgangsmasse før den slippes ut i fjorden. Dermed blir giftighet av polyDADMAC betydelig redusert før utslipp til deponiet finner sted.

BASF indikerer følgende toksisitetsreferanser for LT38 (dette er toksisitet av ureagert produkt):

- Fisk: LC50 96 timer = 10–100 mg/l
- Krepsdyr: EC50 48 timer = 10–100 mg/l

Nedenfor vises data for akvatisk toksisitet av polyDADMAC for fersk- og sjøvannsorganismer:

	Art	Toksisitet (mg/l)
Ferskvann	Ørret yngel <sup>1</sup>	LC 50 96 timer = 2,08
	Bluegill sunfish <sup>2</sup>	LC 50 96 timer = 1,8
	Golden carp <sup>3</sup>	LC 50 96 timer = 3,2-3,7 (avhengig av viskositet)
	Ceriodafnia dubia (krepser) <sup>4</sup>	LC50 48 timer = 0,32
	Danio rerio (sebrafisk)	LC50 96 timer > 10
Sjøvann <sup>5</sup>	Meridia beryllia (fisk, USAs østkyst)	LC50 96-hour = 5800
	Mysidopsis bahia (krepser, Mexicogulfen)	LC50 96-hour = 290

**Merk at toksisitetsdata for polyDADMAC viser en betydelig lavere toksisitet for sjøvannslevende arter enn for ferskvannslevende arter.**

<sup>1</sup> (Liber, et al., 2005)

<sup>2</sup> (Nalco, 1996)

<sup>3</sup> (Jin & Yuejun, 2007)

<sup>4</sup> (De Rosemond & Liber, 2004)

<sup>5</sup> (BASF, 2010)



### 3 RISKOVURDERING AV REAGERT POLYDADMAC I MILJØET

#### 3.1 Forventet adferd av reagert polyDADMAC i fjordsediment

Ifølge Boethling og Nabholz (1997) vil kationiske polymerer med molekylvekt høyere enn 1000 hovedsakelig migrere mot fast stoff og ikke forbli i vannfasen. Forfatterne anslår at 90 % av opprinnelig stoff i vannfasen vil overføres til fast stoff. NIVA rapport 6310-2012 konkluderer med at henholdsvis 99,5 % og 99,8 % av polyDADMAC var bundet til partikler ved doseringsmengde 32 og 56 ganger høyere enn normal dosering<sup>6</sup>. I publisert studie "On the fate of polymeric quaternary ammonium salts from cosmetics in wastewater treatment plants" (Cumming, et al., 2011) så ble fordelingsfaktoren biomasse/vann beregnet til 2200 for ren polyDADMAC. Dette betyr at fordelingen er 1 del i vann og 2200 deler i biomasse.

Dermed er det rimelig å anta at 99 % eller mer av polyDADMAC i avgangen vil være bundet i partikkelfasen og at 1 % eller mindre vil befinne seg i vannfasen. Denne 1 % eller mindre som vil befinne seg i vannfasen vil returnere til prosessen med resirkulerte vann.

Nittini prosent eller mer av polyDADMAC i avgangen kan forventes å foreligge bundet til partikler. PolyDADMAC bindes ifølge opplysninger fra BASF irreversibelt til partikkeloverflaten. PolyDADMAC vil sedimentere sammen med partiklene på fjordbunnen og kan komme i kontakt med organismer som lever i eller av bunnsedimentene.

Som illustrert i figur 1, innebærer interaksjonen mellom polyDADMAC og partikler at molekylet er bundet til partikler og derfor ikke vil være reaktivt. Eksponeringsveien vil dermed være direkte inntak ved å bruke sedimentene som næringskilde.

Studier vist til tidligere indikerer at polyDADMACs toksiske virkning i akvatisk miljø skyldes reaksjon med gjellene med påfølgende redusert oksygenopptak og at absorpsjon av stoffet gjennom slimhinner eller membraner er mindre sannsynlig. Det er lav tetthet av levende organismer i området der avgangen pumpes ut. Dette skyldes den kontinuerlige nedslammingen som finner sted.

Det er tidligere vist at polyDADMAC ikke bioakkumulerer. Dette innebærer at eksponerte bunnorganismer i avgangsområdet ikke vil akkumulere polyDADMAC i kroppen og at oppkonsentrering oppover i næringskjeden derfor ikke vil forekomme. Dette innebærer at selv om en potensiell negativ virkning fra polyDADMAC på bunnorganismer ikke kan utelukkes så vil allikevel en slik negativ virkning være avgrenset både i sted og tid.

#### 3.2 Utlaking av polyDADMAC fra avgang

##### a. Innledende undersøkelser - dosering av polyDADMAC og polyakrylamid

Doseringsmengden for vannbehandlingsskjemikaliene brukt i SVGs opprydningsprosess varierer med malmkvaliteten. For å undersøke utlaking av polyDADMAC måtte derfor den optimale doseringsmengden til avgangen brukt i disse undersøkelsene bestemmes først. Det er verd å merke seg at den avgangen som er testet ikke er den mest problematiske i prosessen.

Siden det ikke finnes noen tilfredsstillende kommersiell analysemetodikk for kvantitativ bestemmelse av polyakrylamid og polyDADMAC, ble ikke reagert mengde polyakrylamid og polyDADMAC bestemt ut fra økningen av DOC i vannfasen samt fra måling av turbiditet.

<sup>6</sup> Denne doseringen var 2,7 g polyDADMAC/ tonn tørrstoff. Doseringsmengden for polyDADMAC er noe høyere nå.

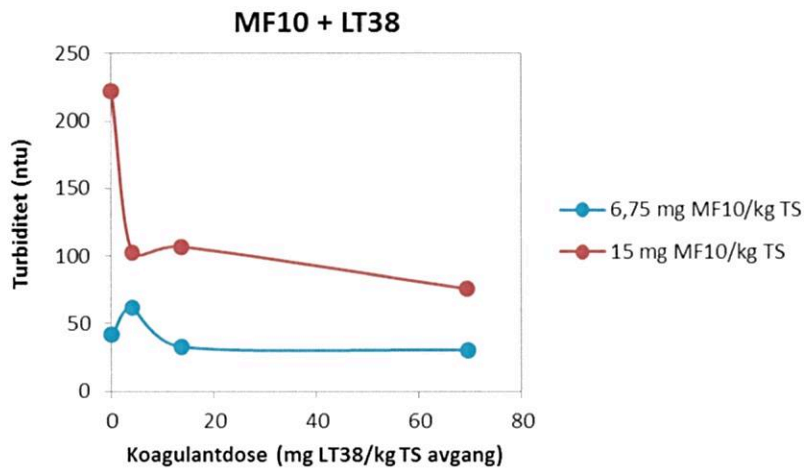




Resultatene med DOC måling ble uklare og kunne ikke tolkes. Disse undersøkelsene ble utført av NIVA (2014).

På basis av turbiditetsmåling ble det fastslått at optimalt doseringsområde for polyakrylamid var relativt snevert (ca. 5-7 mg M10/kg TS avgang). Ved høyere dosering ble en økning i DOC observert, men resultere av disse undersøkende er ikke mulig å tolke.

Resultatene fra kombinert dosering av polyakrylamid og polyDADMAC viser bedret turbiditetsreduksjon, spesielt når polyakrylamid -doseringen var sub-optimal (dvs. 15 mg MF10/kg TS avgang) (ser Figur 2). Målinger viser at virkningen av LT38 har en terskel. Doseringen av LT38 må være høyere enn terskelen før både turbiditet og DOC nivå går ned. En lavere dosering enn terskelverdien gir ikke bidrag til en forbedring av turbiditet. I motsetning til MF10 gir en økning av LT38 dosering ikke til en økning i DOC.



Figur 2: Rest-turbiditet etter koagulering med økende doser LT38 etterfulgt av flokkulering med 6,75 mgM10/kg TS eller 15 mgM10/kg TS og økende dosering av LT38. Kilde: Niva, 2014

Resultatene er vanskelige å tolke, men turbiditetsmålinger viser at tilsetning av LT38 + MF10 reduserer turbiditet mer enn MF10 alene. Derfor gir bruken av LT38 totalt sett et gunstigere resultat.

#### b. Utlaking av polyDADMAC fra avgang

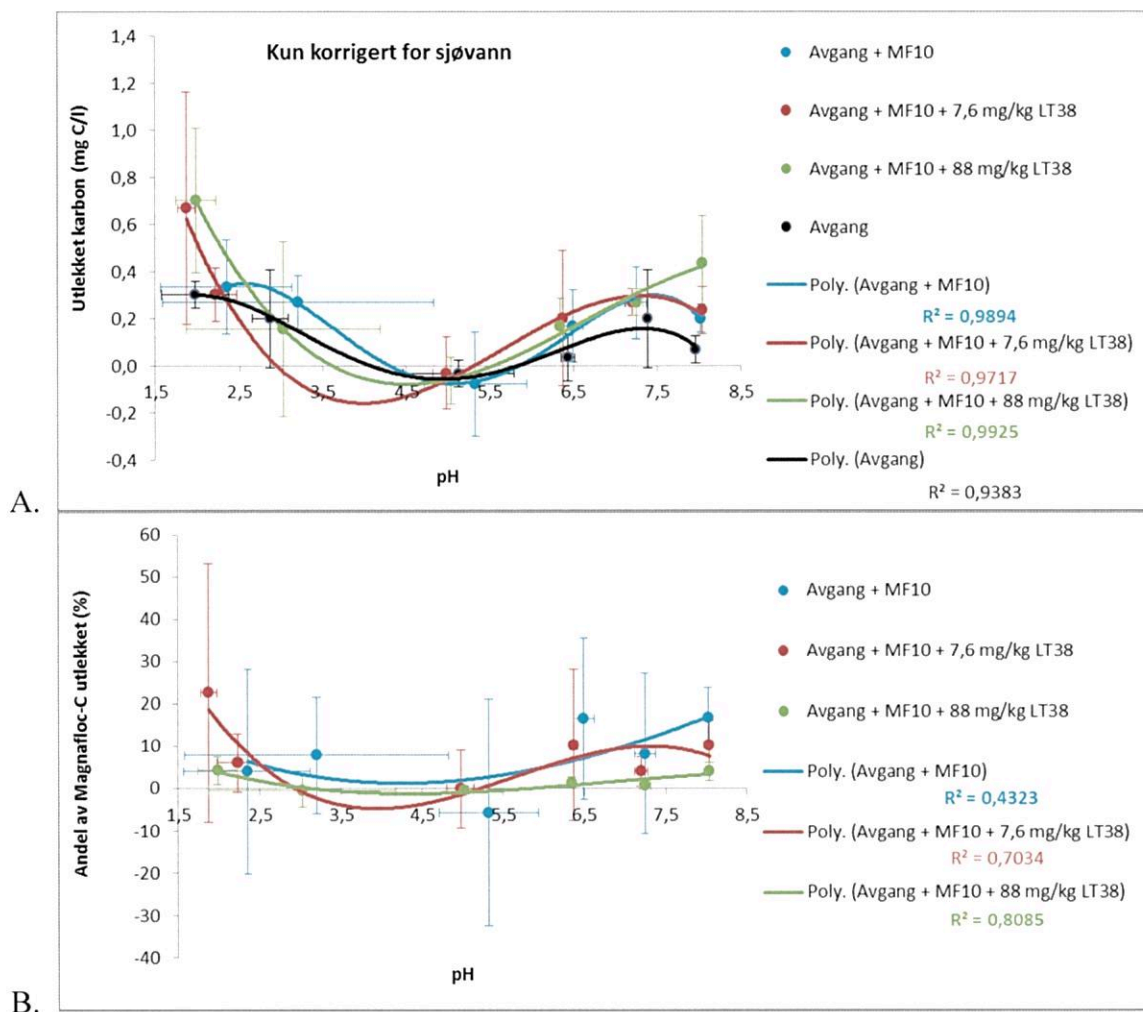
NIVA (2014) har gjennomført en utlakingstudie av polyDADMAC fra gruveavgang. Hensikten var å vise hvor mye polyDADMAC dosert sammen med polyakrylamid vil finnes fritt i vannfasen når det doseres sub-optimalt, mens renseresultatet fremdeles er akseptabelt. I SVGs prosess vil polyDADMAC aldri benyttes alene, men alltid sammen med polyakrylamid.

Det ble gjennomførte en enkel risteflasketest i sjøvann med gruveavgang flokkulert med polyakrylamid (M10), med og uten forutgående koagulering med polyDADMAC (LT38). Utlekkingsforsøkene ble utført ved ulike pH i området ca. 3-8,3 og under aerobe og anaerobe forhold. Utlekket mengde av kjemikalier ble bestemt ut fra økningen av DOC i vannfasen etter at den flokkulerte avgangen var filtrert fra.

Resultatene fra utlakingstesten er vist i Figur 3. Statistisk sett var det ingen signifikant utlaking av kjemikalier benyttet av SVG ved pH 3 - 7,5, men i forsøkene i sjøvann (pH ca. 8) ble det en



tilsynelatende svak, men signifikant ( $p = 0,024-0,041$ ) utlekking av organisk bundet karbon påvist.



Figur 3: A. Mengde utlaket karbon fra avgang med og uten flokkuleringskjemikalier ved ulike pH. Karbon i sjøvannet (bakgrunns-C) er trukket fra. B. Andel av opprinnelig mengde Magnafloc som laket ut. Kilde: NIVA, 2014

Resultatene fra utlakingstestene antyder en svak utlaking av polyakrylamid, og muligens også av polyDADMAC, ved pH 8 som er vanlig sjøvanns-pH, men ikke ved pH 3- 7. Under anaerobe forhold vil pH verdien i deponiet synke, men ikke til en verdi under pH 3. Typisk pH verdi i anaerobt sediment vil være i området pH 4-6. Når man tar hensyn til usikkerheten i selve analysene var imidlertid utlakingen av de to kjemikaliene heller ikke signifikant ved normal sjøvanns-pH. Men usikkerheten i analysemetoden gjør også at man ikke helt kan utelukke at det kan finne sted en beskjeden utlaking.

**Resultatene tyder på at bruk av polyDADMAC ikke bidrar til utlaking av organiske forbindelser fra deponert avgang.**

### 3.3 Persistens

På vegne av SVG har SINTEF gjennomført en studie som ser på mikrobiell nedbrytning av polyDADMAC bundet i avgang og deponert til sjø. SINTEF har studert nedbrytning av polyDADMAC under forskjellige forhold i både aerobe og anaerobe anrikingskulturer samt med soppkultur.



Det har ikke vært mulig å påvise med sikkerhet at polyDADMAC blir brutt ned mikrobielt, hverken aerobt eller anaerobt. Samlet indikerer resultatene så langt at polyDADMAC bundet til mineralske partikler og overflater er meget vanskelig tilgjengelig for nedbryting av mikroorganismer, både bakterier og sopp. Studiet viser at selv ved betydelig overdosering av polyDADMAC har ikke en polyDADMAC-nedbrytende kultur som angriper polyDADMAC bundet til mineralske partikler etablert seg. **Konklusjonen er derfor at polyDADMAC bundet til mineralpartikler er tungt nedbrytbar mikrobielt.**

Dette innebærer at eventuelle degraderingsprodukter som dannes og diffunderer ut av deponiet vil bli kraftig fortynnet i Bøkfjorden ettersom spredningen vil være raskere enn nedbrytingen. **En langsom nedbrytning av polyDADMAC innebærer også at degraderingsproduktene trolig brytes ned raskere enn de dannes.** Sintef (2014)

### 3.4 Stoffets partikkelaffinitet og toksisitet ved høye doseringsmengder

Hoveddelen av polyDADMAC forventes å binde til partikler. Dette forutsetter selvfølgelig at det finnes partikler til stede i vannet. Undersøkelsene til NIVA (2012) viser at ved relativt lave doseringsmengder på 32 ganger og 56 ganger virkelig dosering så bindes hhv 99,5 % og 99,8 % av polyDADMAC. En viss inhibering av vekst til kiselalge ble observert ved denne doseringen. Ved den høyeste doserte mengde på 100 ganger virkelig dosering falt andelen bundet polyDADMAC til 65 %<sup>7</sup>. Inhiberingen på vekst av kiselalge steg samtidig til 100 %. Forklaringen er antakelig at avgangens metningspunkt for polyDADMAC er passert ved den høyeste doseringen. Avgangen binder ikke lenger polyDADMAC, som i stedet finnes løst i vannfasen. Det løste, ureagerte polyDADMAC reagerer med algene og flokkulerer antakelig disse.

### 3.5 Akutt toksikologiske undersøkelser av polyDADMAC i avgangsmasser

#### a. Testing utført med polyDADMAC tilsatt til avgangen

NIVA (Norsk institutt for vannforskning) har på vegne av SVG utført en omfattende studie for å undersøke hvilken påvirkning polyDADMAC tilsatt i avgangen har på livet i Bøkfjorden.

Som tidligere nevnt, er det grunn til å forvente at polyDADMAC fra LT38 i all hovedsak vil være bundet til avgangspartikler, og derfor være avgrenset til deponiområdet. De organismer som vil kunne være berørt av polyDADMAC er derfor organismer som lever på eller får næring fra bunnsedimentene i fjorden. Krabbe, fjæremark og piggvar ble valgt ut som eksperimentelle arter for å finne effekten av polyDADMAC i avgangen. Krabbe (*Carcinus maenas*) og piggvar (*Scophthalmus maximus*) nedgraver seg i sedimentet og finner mat i sediment. Fjæremark (*Arenicola marina*) er en mark som lever nedgravd i sedimentet og finnes fra fjæra og ned til ca. 20 meters dyp. Store mengder sediment passerer tarmen daglig og de lever av det organiske materialet som er knyttet til partiklene i sedimentet. Det ufordøyde materialet kan ses på toppen av sedimentet som små "spagettlignende" hauger. I undersøkelsene med mark ble graving, næringsinntak og dødelighet registrert.

I tillegg ble en alge (*S.costatum*) og et krepsdyr (*A.tonsa*) også testet for å illustrere effekten av eventuell utlekking av polyDADMAC fra avgangen på vannlevende arter. Imidlertid ble testingen gjennomført i et lukket akvarium og derfor er fortynning fra fjorden ikke tatt hensyn til.

<sup>7</sup> Verdien er beregnet på bakgrunn av observert EC<sub>50</sub>.





Testene ble utført i overvåkede akvarier. PolyDADMAC ble tilsatt avgangsmasser fra SVG, på samme måte som i SVGs prosesser, for å reprodusere forholdene i fjorden i så stor grad som mulig. Tabell 2 gir en oversikt over de ulike eksponeringsforholdene som ble brukt i NIVAS undersøkelse av de fem artene.

Tabell 2: Eksponeringsforhold testet av NIVA

Eksponeringsforhold	Formål
1)Eksponering til SVGs avgang alene	Undersøker om ren ubehandlet avgang har virkning
2)Eksponering til LT38 i virkelig gjennomsnittlig konsentrasjon 3)Eksponering til LT38 i 100 ganger den gjennomsnittlige konsentrasjon	Undersøker om LT38 i avgang har en virkning og finner ut om konsentrasjonen i virkelig avgang er i nærheten eller langt fra skadelig nivå.
4)Eksponering til M10 i virkelig gjennomsnittlig konsentrasjon 5)Eksponering til M10 alene i 10 ganger den gjennomsnittlige konsentrasjon,	Undersøker om M10 i avgang har en virkning og finner ut om konsentrasjonen i virkelig avgang er i nærheten eller langt fra skadelig nivå
6)Eksponering til LT38 og M10 i virkelig gjennomsnittlig konsentrasjon 7)Eksponering til LT38 i 100 og M10 i 10 ganger den gjennomsnittlige konsentrasjon	Undersøker om den kombinerte effekten av M10 og LT38 i avgang ved virkelig konsentrasjon har en virkning og finner ut om konsentrasjon i avgang er i nærheten eller langt fra skadelig nivå. Selv om ingen negativ effekt er observert med M10 og LT38 hver for seg, kan det oppstå synergisk eller additiv effekt ved å bruke dem sammen.
8)Eksponering til sediment (grabb) prøve fra Bøkfjorden tatt 200m fra utslippspunktet	Undersøker om de faktiske eksponeringsforhold i Bøkfjorden har en negativ effekt Sedimentprøve er tatt nært det virkelige utslippspunktet og representerer sedimentene fra den aller hardest belastede delen av fjorden. Sedimentene er også påvirket av øvrig aktivitet i fjorden, skipstrafikk, verft, kommunale utslipp med mer.
9)Referansesediment fra Oslofjorden	NIVA bruker dette sedimentet som en kontroll.

Tabell 3 viser de ulike testene som er utført for hver art og de viktigste observasjoner som ble gjort i testen.

Tabell 3: Toksisitetsstudier og hovedobservasjoner

Arter	Metode	Stoffer og mengder	Resultat
Krepsdyr <i>Acartia tonsa</i>	ISO 14669 (dødelighet)	1) Ren avgang uten kjemikalier 2) 6,75 mg LT38/kg avgang 3) 675 mg LT38/kg avgang 4) 9,9 mg M10/kg avgang 5) 99 mg M10/kg avgang 6) 6,75 mg LT38+ 9,9 mg M10/kg avgang 7) 675 mg LT38+ 99 mg M10/kg avgang 8) Virkelig avgang hentet fra utslippspunktet 9)Referansesediment Oslofjorden	Ingen effekter observert ved noen av kombinasjonene
Piggvar <i>Scopthalmus maximus</i>	OECD 203 (dødelighet)	1) Ren avgang uten kjemikalier 2) 6,75 mg LT38/kg avgang 3) 675 mg LT38/kg avgang 4) 9,9 mg M10/kg avgang 5) 99 mg M10/kg avgang 6) 6,75 mg LT38+ 9,9 mg M10/kg avgang 7) 675 mg LT38+ 99 mg M10/kg avgang 8) Virkelig avgang hentet fra utslippspunktet 9)Referansesediment Oslofjorden	Ingen effekter observert ved noen av kombinasjonene
Strandkrabbe <i>Carcinus maenas</i>	OECD 203 (dødelighet)	1) Ren avgang uten kjemikalier 2) 6,75 mg LT38/kg avgang 3) 675 mg LT38/kg avgang 4) 9,9 mg M10/kg avgang 5) 99 mg M10/kg avgang 6) 6,75 mg LT38+ 9,9 mg M10/kg avgang	Ingen effekter observert ved noen av kombinasjonene



		7) 675 mg LT38+ 99 mg M10/kg avgang 8) Virkelig avgang hentet fra utslippspunktet 9)Referansesediment Oslofjorden	
Alge <i>Skeletonema costatum</i>	ISO 10253 (veksthemmning)	1) Ren avgang uten kjemikalier 2) 6,75 mg LT38/kg avgang 3) 675 mg LT38/kg avgang 4) 9,9 mg M10/kg avgang 5) 99 mg M10/kg avgang 6) 6,75 mg LT38+ 9,9 mg M10/kg avgang 7) 675 mg LT38+ 99 mg M10/kg avgang 8) Virkelig avgang hentet fra utslippspunktet 9)Referansesediment Oslofjorden	Forsøk 1,2,4,5,6,8 og 9 ga ingen utslag. Forsøk 3 og 7 ga full inhibering. Ingen inhibering er funnet opp til nivået 32-56 x virkelig mengde polyDADMAC.
Fjæremark <i>Arenicola marina</i>	Adferd endringer (nedgraving) og dødelighet	1) Ren avgang uten kjemikalier 2) 6,75 mg LT38/kg avgang 3) 675 mg LT38/kg avgang 4) 9,9 mg M10/kg avgang 5) 99 mg M10/kg avgang 6) 6,75 mg LT38+ 9,9 mg M10/kg avgang 7) 675 mg LT38+ 99 mg M10/kg avgang 8) Virkelig avgang hentet fra utslippspunktet 9)Referansesediment Oslofjorden	Fjæremarken viste normal aktivitet og fødeinntak i sediment med test 1,2,4,5,6,8 og 9. Det var ingen ekskrementer på toppen av sedimentsoverflaten i boksene med høyest konsentrasjon av LT38 (test 3 og 7). Dette viser at fjæremarken tok til seg lite eller ingen føde og dermed ikke trivdes i dette sedimentet.

Som indikert i Tabell 3 er det ikke blitt observert effekter på *A.tonsa*, *S.maximus* og *C.maenas* testet i nærvær av LT38 eller M10 i noen konsentrasjon, heller ikke i kombinasjon med Magnafloc 10. Det ble heller ikke observert noen forskjell mellom eksponering til LT38 i avgangsmasser og eksponering til referansesediment fra Oslofjorden. Ingen effekter observert med eksponering til virkelig sediment hentet ved utslippspunktet i Bøkfjorden.

Tester av *S. costatum* viser ingen effekt av eksponering til LT38 alene i 10 ganger den gjennomsnittlige konsentrasjon, M10 alene i 1 og 10 ganger den gjennomsnittlige konsentrasjon, LT38 og M10 i henholdsvis 1 og 10 ganger den gjennomsnittlige konsentrasjon. Det ble heller ikke funnet effekt av sediment hentet ved utslippspunktet i Bøkfjorden. Det var heller ingen forskjell mellom disse forhold og eksponering til referansesediment fra Oslofjorden.

Ved LT38-dosering på 32–56 ganger gjennomsnittlig konsentrasjon observeres en viss inhibering på veksten til *S. costatum*. Inhiberingen stiger til 100 % ved dosering på 100 ganger det virkelige nivået.

#### b. Testing utført på selve avgangen fra bedriften

Sommeren 2010 tok Bergfald Miljørådgivere på vegne av Sydvaranger Gruve ut prøver av avgangen for analyse. PolyDADMAC konsentrasjonen i avgangen (før utslipp til fjorden) var beregnet til 0,46 mg/l.

Analysene ble foretatt både på vannfasen i avgangen og på et ekstrakt fra slam/partikkelfasen for å måle eventuell toksisk virkning på *S. costatum* (alge) og *A. tonsa* (krepserdyr).

Slamfasen ble ekstrahert med et løsningsmiddel slik at alle komponenter som teoretisk kunne lekke ut fra fast avgang, skulle vaskes ut og testes for giftighet. På denne måten, viser testmetoden i hvilken grad adsorberte stoffer, slik polyDADMAC kan lekke ut i de frie vannmasser og forårsake virkninger der.



Målingen vil detektere akutte virkninger og er foretatt over 10 dager. Resultater fra testene er gjengitt i Tabell 4.

Tabell 4: Resultater fra giftighetsundersøkelser med vannfasen og partikkelfasen i avgang.

Art	Vannfase				Ekstrakt fra partikkelfase			
	Test nr.	Metode	NOEC	Annet	Test nr.	Metode	NOEC	Annet
<i>S.costatum</i> alge	1A	ISO 10253	10 %	EC <sub>50</sub> = 38%	1B	ISO 10253 TA 230/2007	740 mg/l	EC <sub>50</sub> > 7400 mg/l
<i>A.tonsa</i> krepssdyr	2A	ISO 14669	32 %	LC <sub>50</sub> = 81 % (55,5 ; 100)	2B	ISO 14669 TA 230/2007	7400 mg/l	LC <sub>50</sub> > 7400 mg/l

Resultatene er basert på til sammen 70 individuelle forsøk ved forskjellige konsentrasjoner. Det er viktig å merke seg at testen ikke viser hvilket stoff som forårsaker en virkning, den påviser kun eventuell virkning fra avgang.

Resultatene viser at ekstraktet fra partikkelfasen ikke viser noen toksisk effekt og toksisk virkning i vannfasen var svak. Dette viser at kun meget beskjeden fortykning i fjordens vannmasser er nødvendig før målbar effekt opphører. Dette innebærer at i den grad noen akutt effekt opptrer så er det i de frie vannmassene en slik virkning vil ses og det i et meget begrenset geografisk område.

PolyDADMAC binder sterkt til tilgjengelige partikkeloverflater og vil ikke normalt opptre fritt i vannmassene. Dersom en toksisk virkning fra polyDADMAC skal opptre er det derfor sterkt sannsynlig at den vil finnes i ekstraktet fra partikkelfasen. Det er vesentlig å merke at testmetoden viser i hvilken grad adsorberte stoffer kan lekke ut i de frie vannmassene og ha noen effekt der. Konklusjonen er at i tilfelle noe har lekket ut så har det ikke påvisbar giftighet.

Målingen på toksisitet i vannfasen i avgangen viste imidlertid en viss effekt. Denne effekten er svak og den sterke fortykningen som vil skje ved utslipp i Bøkfjorden vil innebære at effekten vil være begrenset både i tid og geografisk utbredelse. Testresultatet viser imidlertid ikke hva det er som gir effekten. Den mest sensitive målingen var redusert vekst som ble målt på algen.

### 3.6 Kroniske virkninger av polyDADMAC i avgangsmasser

#### a. Kronisk giftighetstest med krepssdyr (*Tisbe battagliai*)

NIVA gjennomførte en 14/21 dagers reproduksjonstest med den harpacticoide kopepoden *Tisbe battagliai*, som en del av undersøkelsen av langtidsvirkninger av polyDADMAC (LT38). To konsentrasjoner ble benyttet, den nominelle gjennomsnittskonsentrasjon: 6,75 mg LT38/kg t.v. (mengde produkt, produktet inneholder 40 % virkestoff) innblandet i SVGs avgang og 100 x nominell gjennomsnittskonsentrasjon: 675 mg LT38/kg t.v. innblandet i SVGs avgang. I tillegg ble sediment hentet nær utslippspunktet i Bøkfjorden også testet.

Avgang var blandet med sjøvann i forholdet 3:1 på vektbasis for sjøvann/gruveavgang og satt på gyngbord i 48 timer for utlaking. Etter henstand i 2 timer ble sjøvannet dekantert fra og filtrert gjennom Whatman GF/C filter.

Deretter var 10 befruktede *Tisbe battagliai* satt i det filtrerte vannet og testen fortsatt inntil hver hunn i kontrollen klekket 3 eggposer eller inntil 21 dagers forløp.

Resultatene etter 14 dager testing er vist i Tabell 5.





Test konsentrasjon	Midlere antall avkom/mordyr	Totalt antall avkom	Standardavvik
Kontroll	63	625	52,0
Avgang+6.75 mg LT38	65	645	35,8
Avgang +675 mg LT38	62	620	39,7
Avgang alene	42	421	37,9
Sediment fra Bøkfjord	66	659	50,5

Tabell 5: Reproduksjonstest med Tisbe battagliai. Antall avkom etter 14 dager. Kilde : Niva, 2014

Resultatene fra forsøket viser at **tilsetning av polyDADMAC (LT38) ved normal brukskonsentrasjon i gruveavgang eller 100x høyere konsentrasjon ikke påvirker reproduksjon hos Tisbe Battagliai**. På dette grunnlag har NIVA foreslått den følgende toksiske referansedose for langtidsvirkning, hvor ingen påvirkning er observert: NOEC (*Tisbe Battagliai*)  $\geq 675$  mg LT38/kg gruveavgang.

Antall avkom med ren avgang alene er mindre enn det observert i de andre testene, men representerer ikke en statistisk signifikant forskjell.

Sediment fra Bøkfjorden (tidligere behandlet gruveavgang) ga heller ikke redusert reproduksjon sammenlignet med kontrollsediment.

#### b. Kronisk giftighetstest med piggvar (*Scophthalmus maximus*)

NIVA gjennomførte en 28 dagers veksttest med den bunnlevende fisken piggvar, *Scophthalmus maximus*, som en del av undersøkelsen av langtidsvirkninger av polyDADMAC (LT38). Testing ble gjennomført i henhold til retningslinjene gitt i OECD 215 «Fish, Juvenile growth test». To konsentrasjoner var testet, den nominelle gjennomsnittskonsentrasjon: 6,75 mg LT38/kg t.v. (som produkt) innblandet i SVGs avgang og 100 x nominell gjennomsnittskonsentrasjon: 675 mg LT38/kg t.v. (som produkt) innblandet i SVGs avgang. I tillegg ble sediment hentet nær utslippspunktet i Bøkfjorden også testet. Testen ble utført over 28 dager med mating 2 ganger om dagen.

Etter at gruveavgang var ferdigblandet ble den lagt ut som en 2 cm lag i bunnen av akvariet som så ble fylt med 12 cm med sjøvann slik at man fikk et vann/gruveavgang forhold på 3 på vektbasis som ble rørt grundig.

Resultatene er vist i Tabell 6.

Test konsentrasjon	Vektøkning %	Veksthastighet % per dag
Kontroll A	20,5	0,26
Kontroll B	14,0	0,19
Avgang alene	7,4	0,10
Sediment fra Bøkfjord	22,7	0,31
Avgang + 6,75 mg Magnafloc LT38	13,4	0,18
Avgang + 675 mg Magnafloc LT38	21,3	0,27

Tabell 6: Resultatene fra 28 dagers vekst test med *Scophthalmus maximus*. Vektøkning etter 28 dager. Kilde: NIVA, 2014.

Resultatene viser at veksten var betydelig lavere enn det som vanligvis oppnås (80-150 % vektøkning) i slike tester. To observerte årsaker til den lave veksten er at tilsatt føde var



vanskelig for fisken å finne i grumset vann samt at fisken brukte mye krefter på å grave seg ned i den kompakte gruveavgangen.

Til tross for generelt lav vektøkning, var det **ingen signifikant reduksjon i vektøkning hos piggvar eksponert for sediment behandlet med polyDADMAC (LT38) selv ved 100x den nominelle konsentrasjon**, når man sammenligner med fisk i kontrollsediment. På dette grunnlag har NIVA foreslått den følgende toksiske referansedose for langtidsvirkning, hvor ingen påvirkning er observert: NOEC 28dager (*Scophthalmus maximus*)  $\geq 675$  mg LT38/kg gruveavgang.

Det var heller ingen signifikant reduksjon i vektøkning hos piggvar eksponert for sediment samlet i nærheten av utslippspunkt i Bøkfjorden.

Vektøkning med avgang alene er mindre enn det observerte i de andre forholdene testet, men representerer ikke en statistisk signifikant forskjell.

### c. Konklusjon fra kroniske toksisitetstester

14/21 dagers reproduksjonstest med *Tisbe battagliai* viser ingen signifikant reduksjon i reproduksjon hos krepsdyr eksponert for sediment behandlet med polyDADMAC selv ved 100 x den nominelle konsentrasjon heller ikke med sediment samlet i nærheten av utslippspunktet i Bøkfjorden.

28 dagers veksttest med fisken piggvar *Scophthalmus maximus* viser ingen signifikant reduksjon i vektøkning hos piggvar eksponert for sediment behandlet med polyDADMAC selv ved 100 x den nominelle konsentrasjon heller ikke med sediment samlet i nærheten av utslippspunktet i Bøkfjorden.

NOEC 21 dager (*Tisbe battagliai*)  $\geq 675$  mg Magnafloc LT38/kg gruveavgang

NOEC 28 dager (*Scophthalmus maximus*)  $\geq 675$  mg Magnafloc LT38/kg gruveavgang

**NIVA konkluderer med at LT38 ikke gir langsiktige toksiske effekter selv ved 100 x nominell konsentrasjon overfor *Tisbe battagliai* eller *Scophthalmus maximus*.**

I tillegg til det at toksiske effekter er ikke observert tyder de to testene også på at:

- Nedbrytning ikke finner sted eller er så sakte at det ikke dannes nok av eventuelle giftige nedbrytningsprodukter til å gi en effekt eller at
- Nedbrytningsprodukter dannes men de er ikke giftige.



### 3.7 Giftighetstest *in situ*: Blåskjell

Endemiske blåskjell fra regionen ble samlet inn og plassert i bur, tre kjente distanser fra utslippspunktet på 30 meters dyp, noe som ikke er blåskjellenes normale habitat. I tillegg ble et fjerde bur plassert lenger inn i fjorden, dette ble referert til som kontrollgruppen – se tabell 6. Blåskjellene ble stående i ca. 6 uker. Deretter ble de samlet inn og helsetilstanden deres ble testet for å se om og hvordan den korrelerte med avstanden de hadde vært plassert fra utslippspunktet til SVG.

Tabell 7: Plassering av blåskjell i bur

Gruppe	Avstand fra utslippspunkt
Gruppe 1	0,6 km
Gruppe 2	3 km
Gruppe 3	10 km
Gruppe 4 (referansepopulasjon)	40 km

Tabell 8 summerer opp biomarkørene som ble brukt og resultatene som ble observert.

Resultatene viser en høyere biologisk virkning på skjellene som er nærmest Kirkenes havn, men totalvurderingen for samtlige skjell var allikevel at den biologiske effekten var "lav". Årsaken til denne virkningen er ikke kjent, det er flere mulige kilder til forurensning i området, endring i næringstilgang vil også påvirke resultatet.



Tabell 8: Resultater fra blåskjell bur

Biomarkør	Formål	Observasjoner
Konsentrasjonen av metall i blåskjellvev.	Å bestemme kjemikalier / metaller eksponering.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Signifikant høyere konsentrasjoner av jern og aluminium i gruppe 1 og 2.</li><li>• Det laveste nivået av jern ble observert i gruppe 3.</li><li>• Bekrefter at blåskjellen har blitt utsatt for SVGs avgangsmasse</li></ul>
Tilstandsindeks (Condition index: CI)	Å definere nivået av fysiologisk stress. Dette stresset kan forårsakes av generelle miljøfaktorer (tilgang på mat, endringer i syklus osv.) og/eller av at de har blitt utsatt for kjemikalier.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Det var et signifikant lavere nivå av CI i gruppe 1 og 4.</li><li>• Nivået av CI er generelt høyt, noe som indikerer at selv om blåskjellene ikke sulter men eksisterer det store nok forskjeller i tilgangen på mat til å diskriminere mellom gruppene.</li></ul>
Stress på stress	Å definere nivået av fysiologisk stress. Dette stresset kan forårsakes av generelle miljøfaktorer (tilgang på mat, endringer i syklus osv.) og/eller av at de har blitt utsatt for kjemikalier.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Det var redusert overlevelsestid i gruppe 1 og 4.</li><li>• LT50 for alle grupper varierte mellom 8 og 12 dager, noe som indikerer et relativt godt fysiologisk helsetilstand.</li></ul>
Allokering av cellulær energi. (Cellular Energy Allocation: CEA)	Å definere den fysiologiske statusen til blåskjellene ved bruk av informasjon fra den metabolske prosessen til organismen.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ingen signifikante forskjeller ble observert.</li><li>• CEA for all grupper varierte mellom 500 og 550, noe som indikerer at blåskjellen i utgangspunktet hadde et næringsoverskudd ved oppstart. Dette forteller oss at alle gruppene var ved rimelig god helse.</li><li>• I alle gruppene var det lave nivåer av karbohydrater og lipider noe som kan komme fra liten tilgjengelighet på mat.</li></ul>
Lysosom membran stabilitet, målt som "neutral red retention time" (NRRT)	Definere stress på det cellulære nivået.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ingen signifikante forskjeller ble observert.</li><li>• Gjennomsnittlig NRRT for alle grupper varierte fra 60 til 110 min. Dette kategoriserer alle blåskjellene som stresset, men klarer å kompensere for dette.</li><li>• Dette stresset kan ha blitt forårsaket av at blåskjellene ble satt i bur og flyttet til et nytt miljø.</li></ul>
Tap av celler i fordøyelseskjertelen, målt som nivået av basofile celler (VvBAS) i fordøyelseskjertelen	Å definere stress på det cellulære nivået.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Nivået av VvBAS var signifikant høyere i gruppe 1 i forhold til de andre gruppene.</li><li>• Nivået av VvBAS var signifikant høyere i gruppe 2 enn gruppe 4.</li><li>• Nivået av VvBAS for gruppe 1 og 2 var høyere enn 0,12 <math>\mu\text{m}^3/\mu\text{m}^3</math> noe som indikerer en stresset situasjon. VvBAS for gruppene 3 og 4 var høyere enn 0,10 <math>\mu\text{m}^3/\mu\text{m}^3</math>, noe som indikerer et nivå av stress høyere enn bakgrunnsnivået.</li><li>• Terskelverdiene som brukes er fra blåskjellpopulasjoner i det Adriatiske/Mediterranske området og kan derfor variere fra situasjonen i Bøkfjorden.</li></ul>
Nøytral akkumulering av fett i fordøyelseskjertelen.	Å definere stress responsen på et cellulært nivå, særlig for organiske kjemikalier.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ingen signifikante forskjeller ble observer mellom gruppene 1, 2 og 3. Det ble ikke observert noen forskjeller relatert til avstanden til utslippspunktet.</li><li>• Signifikante forskjeller ble observert mellom gruppe 2 og gruppe 4, noe som tyder på at dette ikke er relatert til kjemikalier eksponering men at det er forårsaket av andre typer miljørelatert stress.</li></ul>
Frekvensen av mikronuclei (MN)	Som en markør for gentoksisitet.	<ul style="list-style-type: none"><li>• Ingen signifikante forskjeller ble observert.</li><li>• Gjennomsnittlig MN frekvens for alle grupper varierte mellom 3,6 og 4,7 pr 1000 celler.</li><li>• Gjennomsnittlig MN frekvens for gruppe 1 og 2 var over 4,06 pr 1000 celle, noe som er assosiert til en gentoksisk respons når sammenliknet med liknende studier på blåskjell i bl.a. Nordsjøen og Atlanterhavet. Rapporten konkluderte med at det gentoksiske nivået er minimalt.</li></ul>



## 4 KONKLUSJON

På bakgrunn av tilgjengelige data fra litteraturen samt undersøkelsene som er gjennomført er det grunn til å konkludere med at polyDADMAC som slippes ut i Bøkfjorden sammen med avgang vil være persistent, immobil og bundet til avgangspartiklene. PolyDADMAC bundet til mineralpartikler er tungt nedbrytbart mikrobielt og den langsomme nedbrytning innebærer også at eventuelle degraderingsprodukter trolig brytes ned raskere enn de dannes. Resultatene fra testing tyder på at bruk av polyDADMAC ikke bidrar til økt utlaking av organiske forbindelser fra deponert avgang. Men man kan ikke helt utelukke at det kan finne sted en beskjeden utlaking av polyDADMAC fra deponert masse.

PolyDADMAC vil hverken bioakkumulere eller være giftig for økosystemet i fjorden i de konsentrasjonene og mengder som kan være aktuelle. Hverken akutt eller kronisk giftighet er påvist hos de artene som er testet ved normale brukskonsentrasjoner av polyDADMAC.

Resultatene viser at grov overskridelse av metningspunktet for polyDADMAC i avgangen gir tilstedeværelse av fritt og ureagert polyDADMAC i vannfasen og er i forsøk vist å ha en akutt-toksisk effekt på algevekst.

PolyDADMAC bundet i avgangsmasse er tungt nedbrytbart, ikke bioakkumulerbar og ikke toksisk ved de aktuelle doseringsmengder, med en margin på 30-100 ganger. Dannelse av nedbrytnings produkter skjer så sakte at ytterlige nedbrytning eller fortykning vil forhindre toksiske virkninger ved utslippspunktet. På dette grunnlaget konkluderer vi med at bruken av polyDADMAC i oppredningsprosessen har lav miljøpåvirkningsgrad og at det er miljømessig forsvarlig å fortsette å bruke dette kjemikaliet i prosessen.





## 5 BIBLIOGRAFI

Accepta LTD., 2004. *Sikkerhet datablad: Accepta 2058*, s.l.: s.n.

BASF, 2010. *LT 37, letter to Gestur Petturson, Ref. L107*. s.l., s.n.

Boethling, R. & Nabholz, J., 1997. *Environmental assessment of polymers under the U.S. Toxic Substances Control Act. Ecological Assessment of Polymers*, s.l.: s.n.

Cumming, J., Hawker, D., Chapman, H. & Nugent, K., 2011. The Fate of Polymeric Quaternary Ammonium Salts from Cosmetics in Wastewater Treatment Plants. *Water, Air, & Soil Pollution*, 216(1-4), pp. 441-450.

De Rosemond, S. & Liber, K., 2004. Wastewater treatment polymers identified as the toxic component of a diamond mine effluent. *environmental toxicology and chemistry*, 23(9), pp. 2234- 2242.

Drinking Water Inspectorate, 2011. *List of approved products for use in Public Water Supply in the United Kingdom*, s.l.: DWI.

ECHA, 2008. *Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, Chapter R-11: PBT assessment (p 27)*, s.l.: s.n.

Jin, Q. & Yuejun, Z., 2007. research on the acute toxicity of dimethyldiallylammonium chloride and its homopolymer to golden carp. *Jingxi Huagong Bianjibu*.

Kemira, 2008. *Sikkerhet datablad: Superfloc C 594*, s.l.: s.n.

Liber, K., Weber, K. & Lévesque, C., 2005. Sublethal toxicity of two wastewater treatment polymers to lake trout fry. *Chemospher*, Volum 61, pp. 1123 - 1133.

Nalco, 1996. *Accident report to the US environmental protection agency*, s.l.: s.n.

Tramfloc Inc., 2003. *Sikkerhet datablad: Tramfloc 620, 720, 730 serien*, s.l.: s.n.

US EPA, 2009. Contaminant Information Sheets for the PCCL Chemicals Considered for CCL 3. p. 959 – 960 .

NIVA 2012, Overvåking av Bøkfjorden 2011 og giftighetstesting av gruvekjemikaliene Magnafloc LT 38 og Magnafloc 10.

NIVA, 2014, Gruveavgang i Bøkfjorden - utlekking og giftighetstesting av vannbehandlingskemikalier

SINTEF, 2014, Mikrobiell nedbryting av polyDADMAC bundet til avgangspartikler fra Sydvaranger gruve