

# Effekt av sedimentasjonsbasseng for tilbakeholdelse av partikler og PAH-forbindelser i prosessvann fra anodefabrikken til Hydro Aluminium Sunndalsøra





Norsk institutt for vannforskning

# RAPPORT

**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Jon Lilletuns vei 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 59  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Thormøhlensgate 53 D  
5006 Bergen  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 55 31 22 14

Tittel	Løpenummer	Dato
Effekt av sedimentasjonsbasseng for tilbakeholdelse av partikler og PAH-forbindelser i prosessvann fra anodefabrikken til Hydro Aluminium Sunndalsøra	7048-2016	9.12.2016
Forfatter(e)	Fagområde	Distribusjon
	Geografisk område	Utgitt av
Jarle Håvardstun og Christian Vogelsang	Industriutslipp	Fri
	Sundalsøra	NIVA

Oppdragsgiver(e)	Oppdragsreferanse
Hydro Aluminium Sunndalsøra	Berit Kristin Hugdal

<p>Sammendrag</p> <p>Basert på Hydros egne analyseresultater ble tilbakeholdelsen av PAH<sub>16</sub> fra prosessvann fra fabrikken tilført til sedimentasjonsbasseng BWC3, estimert til ca. 75 % (1200 kg) i 2014 og ca. 90 % (ca. 2000 kg) i 2015. PAH-innholdet i sedimentene i sedimentasjonsbassenget var som forventet svært høye. Sedimentene inneholdt lave verdier av metallene; kobber (Cu), krom (Cr) og sink (Zn), men forhøyede verdier av nikkel (Ni) og bly (Pb).</p>
--

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Prosessavløp</li> <li>2. Sedimentering</li> <li>3. PAH-forbindelser</li> <li>4. Prøvetaking i felt</li> </ol>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1. Process water</li> <li>2. Sedimentation</li> <li>3. PAHs</li> <li>4. Field sampling</li> </ol>



Jarle Håvardstun  
Prosjektleder



Christopher Harman  
Forskningsleder



Effekt av sedimentasjonsbasseng for tilbakeholdelse av  
partikler og PAH-forbindelser i prosessvann fra  
anodefabrikken til Hydro Aluminium Sunndalsøra

---

## Forord

Etter en anmerkning fra Miljødirektoratet ved en revisjon i 2011 ønsket Hydro aluminium Sunndalsøra å få undersøkt PAH-innholdet i sedimenter og prosessvann i et sedimentasjonsbasseng betegnet som BWC3 på sitt område. Arbeidet er utført av Christian Vogelsang og Jarle Håvardstun, som også har vært prosjektleder på NIVA, og har hatt kontakt mot oppdragsgiver. Kontaktperson hos bedriften har vært Berit Kristin Hugdal.

Grimstad, 19.12.2016

*Jarle Håvardstun*

---

# Innhold

<b>Innhold</b>	<b>7</b>
<b>Sammendrag</b>	<b>8</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>10</b>
<b>2. Materialer og metoder</b>	<b>11</b>
2.1 Utsynkingstest på prosessvann fra anodefabrikken	11
2.1.1 Prosessvann fra anodefabrikken	11
2.1.2 Gjennomføringen av utsynkingstesten	11
2.2 Sedimentprøver fra sedimentasjonsbassenget	11
2.3 Fysiske og kjemiske analyser prosessvann	12
2.3.1 Størrelsesfraksjonering av partikler i prosessavløpsvannet og bestemmelse av PAH-innhold i de ulike størrelsesfraksjonene	12
2.3.2 Bestemmelse av suspendert stoff (SS)	13
2.3.3 Bestemmelse av partikkelstørrelsesfordelingen (PSD)	13
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>15</b>
3.1 Tilbakeholdelse av partikler i BWC3	15
3.1.1 Tilbakeholdelse av partikler i BWC3 basert på SS-analyser	15
3.1.2 Tilbakeholdelse av partikler i BWC3 basert på utsynkingshastigheten til partiklene	16
3.1.3 Forventet spredning av partikler i BWC3	18
3.2 Tilbakeholdelse av PAH i BWC3	19
3.2.1 Tilbakeholdelse av PAH i BWC3 ut fra en massebalanse over bassenget	19
3.2.2 Tilbakeholdelse av PAH i BWC3 knyttet til partikler	20
3.3 Metall og PAH-innhold i sedimentprøver fra Settlebasseng	23
<b>4. Oppsummering</b>	<b>26</b>
<b>5. Litteratur</b>	<b>27</b>
<b>Vedlegg A. Beregning av sedimentoppbygging i BWC3</b>	<b>28</b>
<b>Vedlegg B. Analyseresultater fra Hydros måleprogram for utslipp til vann</b>	<b>30</b>
<b>Vedlegg C. Analyseresultater NIVA</b>	<b>32</b>

---

## Sammendrag

Denne undersøkelsen er gjennomført av NIVA på oppdrag fra Hydro Aluminium AS på Sunndalsøra. På en del av bedriftsområdet ligger et sedimentasjonsbasseng som tilføres partikkelholdig prosessvann fra deres anodefabrikk. Under feltarbeidet ble det tatt sedimentprøver fra tre punkter i bassenget og samtidig målt dybdeforhold. På grunnlag av dybdemålingene er det utarbeidet et enkelt dybdekart.

Fra rørledningen som fører prosessvann til sedimentasjonsbassenget ble det tatt ut 50 l vann fra en kran tilkoblet rørledningen. Det ble tappet ut en del vann fra tappepunktet før det ble tatt ut vannprøver som ble sendt til NIVA i oslo for videre fysiske og kjemiske analyser. Det ble gjennomført et utsynkingsforsøk for å kunne estimere både hvor fort sedimentasjonsbassenget vil fylles opp, og hvor stor andel av de ulike PAH-forbindelsene som ville synke ut under sedimenteringen. Det ble også målt PAH-innhold på tre størrelsesfraksjoner av partikler; >63 µm, 1,2-63 µm og <1,2 µm og relevante analyseverdier fra Hydros eget måleprogram er brukt i vurderingene.

### Prosessvann

Et grovt estimat indikerer at i størrelsesorden 1,1 tonn tørrstoff eller 75 % av det partikulære materialet (>0,4 µm) i det innkommende prosessvannet til BWC3 fra anodefabrikken holdes tilbake i bassenget, og at det bygges opp ca. 8,9 m<sup>3</sup> med nytt sediment hvert år. Den største usikkerheten i dette estimatet er vurdert å være hvor mye suspendert materiale som faktisk kommer inn i bassenget. SS-verdien på 6,3mg/l til prøven NIVA selv tok ut fra bunnen av vasketårnet ved anodefabrikken er lagt til grunn.

Hovedmengden av partiklene i prosessvannet synker ut langs en etter hvert oppbygget rygg på 10-15 m lengde i forlengelsen av utslippsrøret, noe som klart viser at bassengets tilgjengelige volum i svært liten grad utnyttes rasjonelt. Det kan forventes at hele eller store deler av bassengbunnen i området rundt utslippspunktet fylles opp med sedimentert materiale over tid. Med de anvendte antagelsene vil det likevel kunne ta noen tiår før utslippspunktet blir liggende lavere enn de omkringliggende sedimentene. En mulig løsning kan være å forlenge utslippsledningen med en ledning med langt mindre rørdiameter for å øke strømningshastigheten, rette denne opp langs bredden slik at spredningen skjer i bassengets lengderetning, samtidig som utslippspunktet heves opp til ca. 0,5-1 m under overflaten. Hvordan dette vil påvirke spredningen av partikulært materiale i bassenget kan eventuelt modelleres. Utsynkingstesten antydte at ca. 94 % av alle partikler >0,4 µm sank ut i løpet av 24 timer. Under optimale forhold vil den hydrauliske oppholdstiden i bassenget være på ca. 5 døgn.

På bakgrunn av en massebalanse over bassenget basert på Hydros egne analyseresultater ble tilbakeholdelsen av PAH<sub>16</sub> i BWC3 estimert til ca. 1200 kg eller ca. 75 % i 2014 og ca. 2000 kg eller ca. 90 % i 2015. Konsentrasjonen av PAH i den 50 L prøven tatt av NIVA til bruk i utsynkingstesten var betydelig lavere enn analyseverdiene Hydro har målt tidligere på prøver fra samme uttakssted; 37 µg/l mot 330-10.000 µg/l. Siden prøven ble tatt på 25 L plastdunker kan det ikke utelukkes at en betydelig andel av PAH-forbindelsene, og spesielt de med lavest vannløselighet, har festet seg til veggene i plastdunken. Det er derfor en mulighet for at PAH-resultatene fra fraksjoneringen ikke er representative for de reelle forhold i BWC3.

### Sedimenter

Ulike snitt av sedimentprøvene ble analysert for PAH-forbindelser og noen utvalgte metaller. Resultatet av PAH-analysene viste som forventet svært høye verdier med opp til 25g PAH<sub>16</sub>/kg. Det var høyest PAH-innhold i prøvene lengst fra utslippspunktet, og det var ingen entydig forskjell i PAH-innholdet i overflatesedimentene sammenlignet med dypere sedimentsnitt.



Sedimentprøvene ble analysert for metallene; krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn). Metallinnholdet ble klassifisert etter «Veileder TA-2229/2007, Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter». Nivåene av metaller og PAH-forbindelser er klassifisert etter denne veilederen kun for å vise hvilken tilstand sedimentene hadde blitt klassifisert til dersom de var prøvetatt fra ett naturlig sediment. Resultatene i alle prøver viste lave verdier for metallene Cr, Cu og Zn tilsvarende «tilstandsklasse I, bakgrunn», eller «tilstandsklasse II, god». Metallene Ni og Pb viste forhøyede verdier på de to stasjonene lengst unna utslippspunktet, verdiene tilsvarte «Tilstandsklasse IV, dårlig» i overflatesnittet (0-5 cm), og tilstandsklasse V, svært dårlig i dypereliggende snitt (25-30 cm) både for Ni og Pb.

# 1. Innledning

Etter en anmerkning fra Miljødirektoratet ved en revisjon i 2011 ønsker Hydro Aluminium Sunndalsøra å få undersøkt PAH-innholdet i prosessvann fra vasketårnet på anodefabrikken og forurensningsforholdene (PAH og tungmetaller) i bunnsedimentene i sedimentasjonsbassenget BWC3, som prosessvannet ledes inn i før det går videre ut til sjøen. Vasketårnet går døgkontinuerlig året rundt med en sjøvannsmengde på 269 m<sup>3</sup>/time (i 2014). Siden prosessvannet, som fanger opp støvpartikler fra avgassene fra anodefabrikken, inneholder en del partikler, ønsker bedriften også å få vurdert hvor mye av PAH i prosessvannet som holdes igjen i bassenget og hvor lang operasjonell levetid sedimentasjonsbassenget vil ha. Sedimentasjonsbassenget, som har et areal på ca. 13.000 m<sup>2</sup> og en maksdybde på 4,1 m, fungerer også som et infiltrasjonsanlegg, siden prosessvannet må gjennom en omkransende voll før den kommer ut i sjøen.

NIVA har derfor størrelsesfraksjonert og kjemisk og fysisk karakterisert én større prøve tilsendt prosessvann, samt utført en utsynkingstest på dette prosessvannet. Forurensningsprofilen for PAH-forbindelser og tungmetaller i bunnsedimentene har blitt vurdert på bakgrunn av tre kjerneprøver tatt ut på tre ulike steder i BWC3.

## 2. Materialer og metoder

### 2.1 Utsynkingstest på prosessvann fra anodefabrikken

#### 2.1.1 Prosessvann fra anodefabrikken

NIVA hentet ut prosessvann i 2x 25 L plastdunker via tappekran i bunnen av vasketårnet på anodefabrikken (se **Figur 1**) onsdag 21.05.14. Vannprøvene skulle i utgangspunktet bli sendt til NIVA i Oslo som ekspress overnatten-pakke. Det viste seg imidlertid at pga saltinnholdet i vannet kunne forsendelsen ikke gå som flyfrakt. Prøvene måtte derfor fraktes som gods på land, og det tok ca to døgn før vannet ankom NIVA fredag 23.05.14. Dunkene ble lagret ved 3,7° C over helgen og satt ut i romtemperatur ( $17,5 \pm 0,5^\circ \text{C}$ ) til tirsdag for akklimatisering før testkjøring. Prosessvannet så klart ut, uten noen farge, men det inneholdt mange hvite små partikler, som sannsynligvis var aluminiumsoksid (ikke verifisert). Vannets pH i de to dunkene var på henholdsvis pH 3,36 og pH 3,43 og hadde saltholdighet tilsvarende sjøvann.



**Figur 1.** Tappepunkt for uttak av prøve i bunn av vasketårn på anodefabrikken. Foto: Vogelsang.

#### 2.1.2 Gjennomføringen av utsynkingstesten

30 L prosessvann ble overført til en 30 L utsynkingskolonne (107 cm vannsøyle) og satt på omrøring (100 rpm; 4 sett skråstilte rotorblader) i 30 min. Det ble tatt ut null-prøver fra 5 ulike høyder i kolonnen (10 cm, 30 cm, 50 cm, 70 cm og 90 cm fra bunnen) og umiddelbart etter dette ble omrøringen stoppet og røreverket trukket opp. Det ble tatt ut 50 ml vannprøver fra de samme angitte høydene langs kolonnen etter 2 min, 5 min, 20 min, 60 min, 120 min, 212 min, 480 min og 1440 min. Alle prøvene ble analysert for suspendert stoff (SS), samt at partikkelstørrelsesfordelingen (PSD) ble bestemt i hver prøve (se nedenfor).

### 2.2 Sedimentprøver fra sedimentasjonsbassenget

Prøvene ble innsamlet med en kjerneprøvetaker av personell fra NIVA 23. april 2014.

Sedimentkjernene ble tatt fra tre prøvetakingspunkter i sedimentasjonsbassenget som vist på kart i **Figur 9**. Disse prøvene vil gi et representativt bilde av forurensningsgraden i sedimentene. De tre kjernene hadde ulik lengde og følgende snitt ble valgt ut til videre analyser:

Kjerne 1, 0-5 cm, 15-25 cm og 25-30 cm. Kjerne 2, 0-5 cm og 25-30 cm, og kjerne 3 0-5 cm og 15-25 cm. Alle prøvene ble analysert for metallene krom (Cr), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb) og sink (Zn) i tillegg til PAH<sub>16</sub>, totalt organisk karbon (TOC) og tørrstoffinnhold (TS%). Alle analyser ble utført av vår samarbeidspartner Eurofins.

PAH-forbindelser er analysert etter metode ISO/DIS 16703-MOD. Analyser av TOC er gjort med en CHN-analysator etter at karbonater er fjernet i syredamp. Metallene Pb og Cd, er bestemt iht NS EN ISO 17294-2, og metallene Cu, Ni, og Cr er bestemt etter NS EN ISO 11885.

## 2.3 Fysiske og kjemiske analyser prosessvann

### 2.3.1 Størrelsesfraksjonering av partikler i prosessavløpsvannet og bestemmelse av PAH-innhold i de ulike størrelsesfraksjonene

Prosessavløpsvannet ble størrelsesfraksjonert ved våtsikting gjennom først en metallsikt med nominell porevidde på 63 µm, deretter gjennom to planktonhover med porevidde på 25 µm og 10 µm og til slutt ble vannet filtrert gjennom et GF/C-filer (1,2 µm nominell porevidde). Konsentrasjonen av PAH<sub>16</sub> (se **Tabell 1.**) ble bestemt i hver av størrelsesfraksjonene og på det samlede prosessavløpsvannet. Alle prøvene ble analysert med akkrediterte metoder hos både NIVA og Eurofins (med unntak av to fraksjoner der prøvematerialet var for lite for analyse hos Eurofins). Ved NIVA ble PAH-bestemmelsen gjort med GC/MSD (NIVA-metode H2-2), mens den ved Eurofins ble gjort med GC-MS (SLL03-1).

Konsentrasjonen av PAH-forbindelser bundet til de ulike partikkelstørrelsesfraksjonene ble bestemt ved å se på hva som ble fjernet fra prosessavløpsvannet ved hver siling/filtrering, som angitt i **Tabell 2.**

**Tabell 1.** De 16 PAH-forbindelsene som inngår i PAH<sub>16</sub>. De potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelsene er markert med <sup>1</sup>. Oktanolvann-fordelingskoeffisient (Log K<sub>ow</sub>) er angitt.

Forkortelse	PAH-forbindelse	Log K <sub>ow</sub> <sup>*</sup>
ACNE	Acenaften	4,00*
ACNLE	Acenaftylen	3,62*
ANT	Antracen	4,68*
BAA <sup>1</sup>	Benz(a)antracen	5,91*
BAP <sup>1</sup>	Benzo(a)pyren	6,13*
BBJF <sup>1</sup>	Benzo(b+j)fluoranten	6,12* / 6,21
BGHIP	Benzo(ghi)perylene	6,22*
BKF <sup>1</sup>	Benzo(k)fluoranten	6,11*
CHR <sup>1</sup>	Chrysen	5,81*
DBA3A <sup>1</sup>	Dibenz(a,c+a,h)antracen	7,19 / 6,50*
FLE	Fluoren	4,22*
FLU	Fluoranten	5,20*
ICDP <sup>1</sup>	Indeno(1,2,3cd)pyren	6,58*
NAP <sup>1</sup>	Naftalen	3,34*
PA	Fenantren	4,57*
PYR	Pyren	4,98*

\* Verdier fra Mackay m.fl. (1992)

**Tabell 2.** Bestemmelsen av PAH-innholdet bundet til bestemte partikkelstørrelsesfraksjoner i prosessavløpsvannet.

Størrelsesfraksjon	Bestemmelsesmåte
>63 µm	Differansen mellom konsentrasjonen i det samlede prosessavløpsvannet og det som gikk gjennom metallsikten med nominell porevidde på 63 µm.
25-63 µm	Differansen mellom det som gikk gjennom metallsikten med nominell porevidde på 63 µm og planktonduken med porevidde på 25 µm.
10-25 µm	Differansen mellom det som gikk gjennom planktondukene med porevidder på hhv. 25 µm og 10 µm.
1,2-10 µm	Differansen mellom det som gikk gjennom planktonduken med porevidde på 10 µm og det som gikk gjennom GF/C-filteret med nominell porevidde på 1,2 µm.
<1,2 µm	Konsentrasjonen i det vannet som hadde gått gjennom GF/C-filteret med nominell porevidde på 1,2 µm.

### 2.3.2 Bestemmelse av suspendert stoff (SS)

Konsentrasjonen av suspendert stoff (SS) ble bestemt som totalt suspendert materiale (TSM) etter NIVA-metode B 4. Nuclepore kapillærfiltre (porevidde 0,4 µm) legges i destillert vann over natten, drypptørkes og tørkes ved 40 - 50 °C i to timer, og taraen bestemmes ved veiing på mikrovekt utstyrt med ionekilde. Prøven filtreres gjennom et slikt filter, vaskes med 100 ml deionisert vann for å vaske bort salt fra filteret og avsatt materiale, og filteret tørkes igjen ved 40 - 50 °C i to timer før det veies på mikrovekt. Torrstoffet representeres ved vektøkningen ( $W_p - W_o$ ):

$$SS \left[ \frac{mg}{l} \right] = \frac{W_p - W_o}{V_p} \quad [1]$$

der  $W_o$  er vekten av filteret før filtrering,  $W_p$  er vekten av filteret med prøvematerialet etter tørking, og  $V_p$  er filtrert prøvevolum.

Måleområdet for metoden for en 50 ml prøve går ned til ca. 0,1 mg/l, men måleusikkerheten for verdier <2 mg/l ligger i størrelsesområdet 0,2 mg/l.

### 2.3.3 Bestemmelse av partikkelstørrelsesfordelingen (PSD)

Partikkelstørrelsesfordelingen (PSD) ble bestemt med en Multisizer 3 Coulter Counter (Bechman Coulter) utstyrt med en 100 µm blenderåpning (apperturrør) med et arbeidsområde på ca. 2-60 µm. Det såkalte coulter-prinsippet blir brukt til å måle volume av hver partikkel som passerer det voltmetriske sensorområdet til apperturet, hvor endringen i resistans (målt som en endring i strøm) forårsaket av partikkelen er proporsjonal med det ekskluderte volumet pga. partikkelen. Den resulterende diameteren og volumet blir beregnet som om partikkelen har en perfekt og kompakt sfærisk form. Partikkelen blir delt inn i 300 ikke-lineære størrelsesgrupper fra 2-100 µm (størrelsen på hver gruppe er gitt av:  $0.0259e^{0.013x}$  [µm]), hvor x er nummeret til størrelsesgruppen og der x = 1 tilsvarer en partikkeldiameter på 2 µm).

Prøvene ble fortynt 10 ganger med partikkelfritt salin (0,9 % NaCl) for å få riktig salinitet i prøven (ytterligere fortynting var ikke nødvendig for å komme innenfor måleområdet til instrumentet) og 0,5 ml av denne fortyntede prøven ble brukt i analysen. Hver prøve ble analysert i triplikat. Det gjennomsnittlige antallet partikler i hver størrelsesgruppe ble korrigert for gjennomsnittet av tilsvarende størrelsesgruppe i blanken (fortynningsvannet) for å gi  $N_{ave,i}$  [# partikler/l]. Det samlede volumet av partikler i hver

størrelsesgruppe  $V_{p,i}$  [ $\mu\text{l}/\text{l}$ ] ble beregnet ved å multiplisere  $N_{ave,i}$  med volumet av partikler med diameter i midten av størrelsesgruppen  $i,i+1$ , uttrykt ved  $v_{p;i,i+1}$  [ $\mu\text{l}/\#$ ]:

$$V_{p,i} = N_{ave,i} \cdot v_{p;i,i+1} \quad [2]$$

, hvor

$$v_{p;i,i+1} = \frac{4}{3} \cdot \pi \cdot \left( \frac{D_i + D_{i+1}}{4} \right)^3 \quad [3]$$

$D_i$  og  $D_{i+1}$  angir henholdsvis minimum og maksimum diameter i størrelsesgruppen. **Ligning 3** forutsetter at alle partiklene har perfect sfærisk form, noe som er svært usannsynlig og derfor en viktig usikkerhet i disse beregningene. Volumet av partikler innenfor en definert størrelsesfraksjon  $V_{p,i-i+n}$  ble bestemt ved å summere volume av alle partikler I alle størrelsesgrupper innenfor den størrelsesfraksjonen og multiplisert med fortynningsfaktoren ( $\times 10$ ).

## 3. Resultater og diskusjon

### 3.1 Tilbakeholdelse av partikler i BWC3

I prinsippet kan tilbakeholdelsen av partikler i sedimentasjonsbassenget beregnes ut fra mengden partikler som kommer inn i bassenget og hvor stor andel av disse som går gjennom den ytre vollen og havner i sjøen. I Kapittel 3.1.1 er dette gjort på bakgrunn av eksisterende analyseresultater for suspendert stoff (SS).

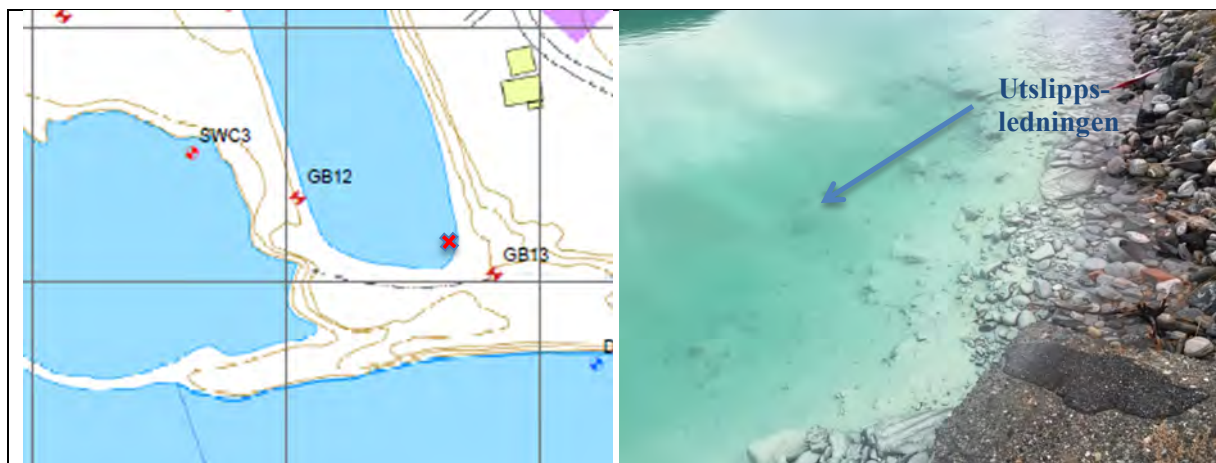
Alternativt kan tilbakeholdelsen estimeres på bakgrunn av utsynkingshastigheten til partiklene i prosessvannet. På bakgrunn av denne kan man også gjøre en grov vurdering av hvor hovedmengden av partikler vil synke ut og dermed hvor godt hele bassengets volum kan forventes å bli utnyttet. Dette er nærmere undersøkt i Kapittel 3.1.2.

#### 3.1.1 Tilbakeholdelse av partikler i BWC3 basert på SS-analyser

Som det framgår av kartskissen i **Figur 2** ligger det en grunnvannsbrønn i den ytre vollen, men det foreligger analyseresultater for SS fra kun én prøve (1.7.2013) herfra; 1,6 mg/l. Bedriften tar noe mer jevnlig (ca. 2 ganger per år) ut prøver nær det neddykkede utslippsrøret i bassenget (se **Figur 2**), men prøvene herfra er lite representative for vannet som kommer inn i bassenget. Det sannsynligvis beste eksisterende tappepunktet for prøvetaking av prosessvann fra vasketårnet på anodefabrikken er der vannet til bruk i utsynkingstesten ble tappet fra (se **Figur 1**). Men uheldigvis er dette tappepunktet primært plassert for å tappe av sedimentert materiale i samlekummen under vasketårnet og vil dermed ikke nødvendigvis være særlig representativt for prosessvannet som ledes inn til BWC3. I perioden 2004-2008 ble det tatt noe mer hyppige prøver herfra (12 stk i 2004, 4 stk/år deretter) og SS-analysene varierte da fra 0,5 mg/l til 2 700 mg/l med et snitt på 215 mg/l. I perioden 2010-2015 har det bare blitt tatt ut 1-2 prøver per år og da har analyseverdiene jevnt over vært vesentlig høyere med en variasjon fra 37,8 mg/l til 16 300 mg/l og et snitt på 4 400 mg/l. Samtidig baserer bedriften sine ene utslipp basert på differansen mellom støvmengder inn på vasketårnet (ut fra tørrens) og i skorsteinen ut fra vasketårnet ut fra månedlige støvmålinger. Også disse verdiene varierer betydelig (0,1-42 mg/l i perioden 2013-2015), men her kommer også partikkelinnholdet i det innkommende sjøvannet i tillegg (variert fra 0 til 26 mg/l i samme periode; 1-2 prøver per år). Det sannsynligvis beste utgangspunktet for vurderingene er det vannet NIVA selv tappet ut under befaringen i mai 2014. Her var SS-konsentrasjonen på 6,3 mg/l.

Hvis det derfor antas at det går 269 m<sup>3</sup> prosessvann /time med et partikkelinnhold på 6,3 mg SS/l inn på BWC3, og at vannet som går gjennom vollen har et partikkelinnhold på i størrelsesorden 1,6 mg/l, vil det holdes tilbake i størrelsesorden 1,3 kg SS/time eller 11,1 tonn per år. Dette tilsvarer ca. 75 % av det innkommende partikulære materialet (>0,4 µm). Det meste av dette er meget finpartikulært, slik at vanninnholdet i sedimentene over tid sannsynligvis vil være relativt lav; anslagsvis ca. 50 %. Det er ikke gjort noen fullstendig egenvektkarakterisering av det partikulære materialet<sup>1</sup> i prosessvannet (ikke nok materiale i prøven), men for dette svært grove estimatet er det antatt at den gjennomsnittlige egenvekten vil ligge på ca. 2,5 g/cm<sup>3</sup>. Dette gir et estimat på 8,9 m<sup>3</sup> sedimentert materiale per år. Uansett ligger nok den største usikkerheten i hvor mye suspendert materiale som faktisk kommer inn i bassenget.

<sup>1</sup> Den delen av partiklene som kommer fra avgassene på anodefabrikken vil kunne være en blanding mellom sot/karbon og aluminiumoksid (Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>), mens det som kommer med inntaksvannet mest sannsynlig er en blanding av naturlige forekommende organiske og uorganiske partikler.



**Figur 2.** Sedimentasjons- og infiltrasjonsbassenget BWC3 med sted for prøvettak (rødt kryss) rett ved utslippsledningen. GB 12 og GB 13 markerer grunnvannsbrønner. Den neddykkede utslippsledningen skimtes på bildet til høyre. Prove tas i vannoverflaten over røråpningen. Foto: Vogelsang.

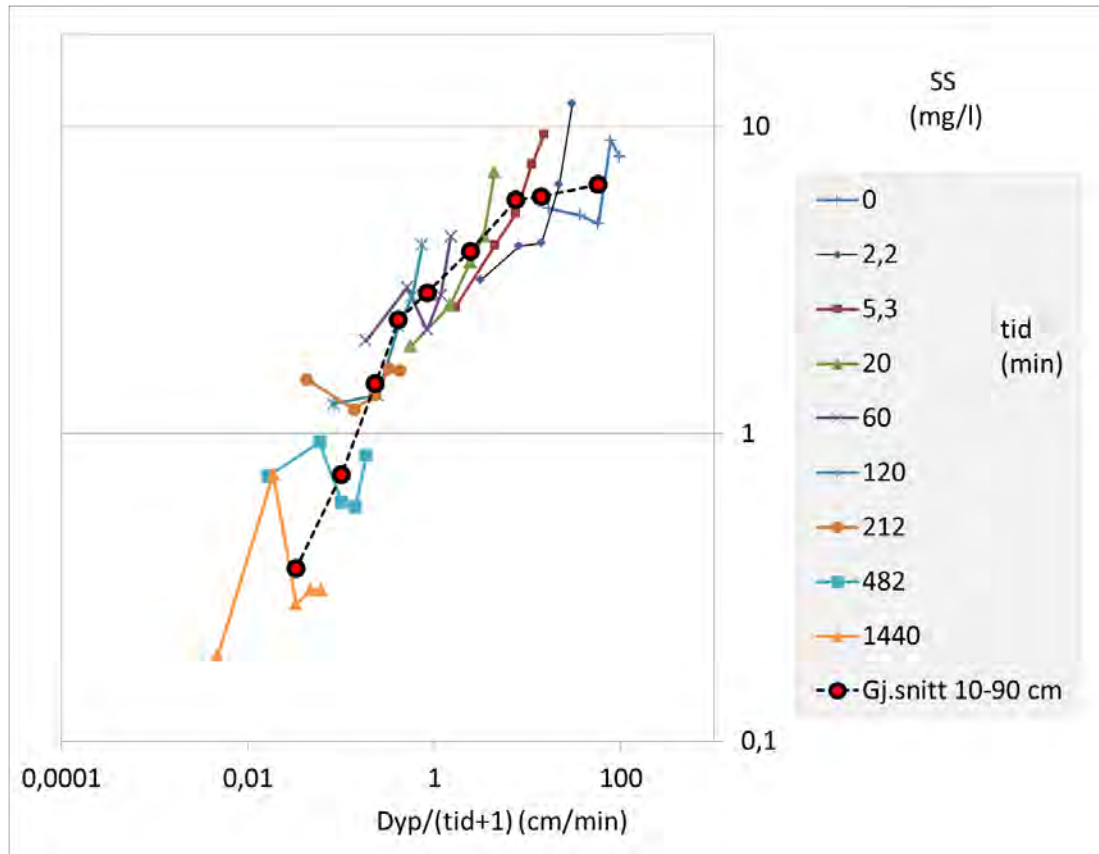
### 3.1.2 Tilbakeholdelse av partikler i BWC3 basert på utsynkingshastigheten til partiklene

Resultatene fra utsynkingstesten er vist i **Figur 3**. X-aksen angir den maksimale synkehastigheten (angitt i cm/min) til partikler som befinner seg i ulike høyder i utsynkingskolonnen ved de angitte prøvetakingstidspunktene under forsøket, mens y-aksen angir konsentrasjonen av SS ved hvert målepunkt. Kurven med de store sorte ringene med rødt inni viser den maksimale synkehastigheten til gjennomsnittspartikkelen (målt som et snitt for prøveuttakene fra 10-90 cm høyde fra unnen av kolonnen) ved hvert prøvetakingstidspunkt, der punktet lengst til høyre viser situasjonen ved start ( $t = 0 \text{ min}^2$ ). Etter hvert som de største/tyngste partiklene synker ut, avtar gjennomsnittskonsentrasjonen i kolonnen, men konsentrasjonen synker raskere i toppen av kolonnen enn nedover i kolonnen (punktene mot venstre langs den enkelte tidskurven), siden de øverste partiklene synker ned gjennom de underliggende vannlagene. Utsynkingen foregikk gjennom hele utsynkingsforsøket på 24 timer, og den gjennomsnittlige rest-konsentrasjonen av SS var da 0,37 mg/l. Som **Figur 4** viser, tilsvarte dette at 6 % av den opprinnelige partikkelmassen ( $>0,4 \mu\text{m}$ ) var igjen i vannmassene. Denne rest-konsentrasjonen er så lav at usikkerheten i målemetoden begynner å spille inn. Med et tilgjengelig vannvolum på ca. 32.000 m<sup>3</sup> (se Vedlegg A) vil oppholdstiden i bassenget under helt optimale forhold være i størrelsesorden 5 dager med 269 m<sup>3</sup>/time inn i bassenget i snitt.

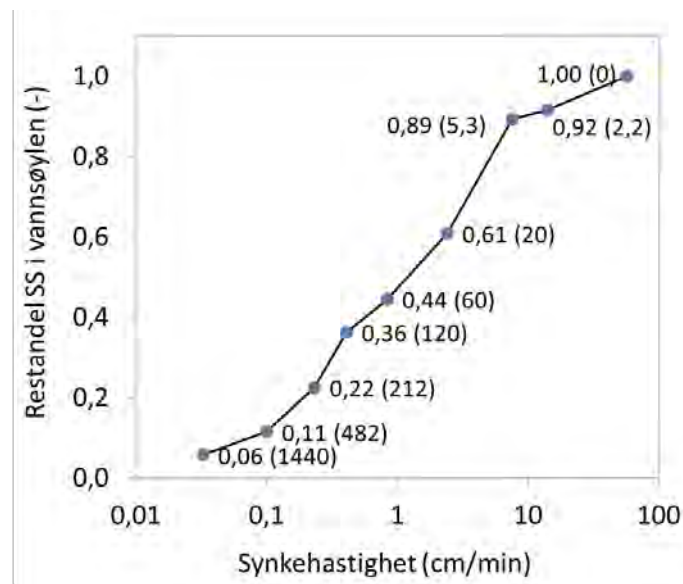
Knekken etter 5,3 minutter i **Figur 3** og **Figur 4** antyder et relativt klart skille i utsynkingshastighet mellom de partiklene som sank ut først og de som sank ut deretter. Det er naturlig å anta at partiklene som sank ut første i hovedsak utgjorde de hvite aluminiumsoksidpartiklene. Disse hadde en utsynkingshastighet på ca.  $\geq 8 \text{ cm/min}$ , men utgjorde ikke mer enn ca. 11 % av partiklene i prosessvannet. Omtrent halvparten av partiklene (målt som SS) sank ut med en hastighet på  $\geq 1 \text{ cm/min}$ , og ca. 90 % av partiklene sank ut med en hastighet på  $\geq 0,1 \text{ cm/min}$ .

<sup>2</sup> Tidspunktet er egentlig 0+1 min, siden det er korrigeret for tiden det tar før vannet faller rimelig til ro etter den innledende omrøringen av vannmassene. Korreksjonen har mest å si for utsynkingen av de største partiklene og mindre å si for utsynkingen av de mindre/lettere partiklene og den endelige helhetsvurderingen.





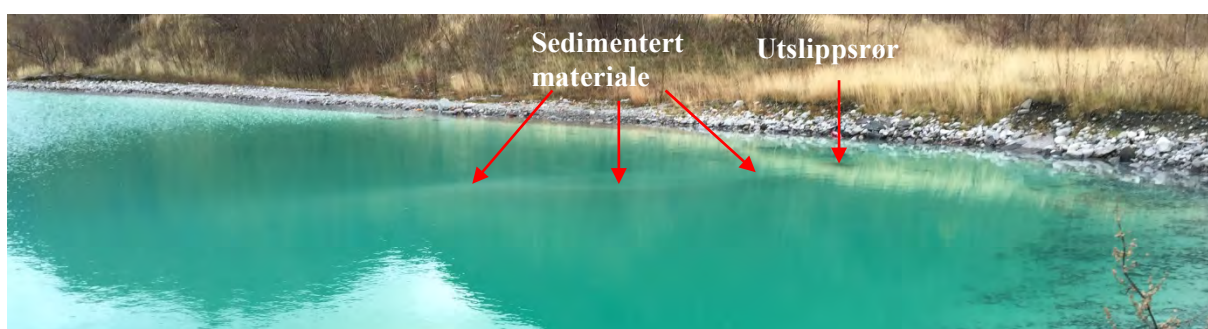
**Figur 3** Resultat fra utsynkingsforsøket. De store sorte ringene med rødt inni angir synkehastigheten (cm/min) for gjennomsnittspartikkelen over hele kolonnen ved angitt tidspunkt. Se teksten for nærmere forklaring av figuren.



**Figur 4.** Restandel SS i vannsøylen og estimert synkehastighet for gjennomsnittspartikkelen i kolonnen ved hvert prøvetakingstidspunkt (tidspunkt i parentes).

Som det fremgår av **Figur 2** kommer prosessvannet ut helt nede i den ene enden av BWC3 på ca. 2,5 m dyp. Retningen på vannstrømmen ut fra ledningen er nesten på tvers av lengderetningen, og det er ca. 40

m over til motsatt bassengbredd. Med en vannmengde på 269 m<sup>3</sup>/time og anslått rørdiameter på 500 mm vil vannet ha en strømningshastighet på i snitt 38 cm/s ut fra røret. Hovedplumen vil følge den retningen vannet har i det den kommer ut i bassenget, men bevegelsesenergien i plumen vil raskt reduseres av de roligere vannmassene prosessvannet kommer ut i og på grunn av friksjon mot bassengbunnen. Ved en befaring i november 2014 ble det observert en rygg med sedimentert materiale i plumens retning ut fra utslippsrøret (se **Figur 5**). Hovedryggen var i størrelsesorden 10-15 m lang og det var igjen et godt stykke over til motsatt bredd. Med andre ord ser partiklene ut til å ha hatt god tid til å synke ut før vannet treffer motsatt side. Vannet som finnes igjen i grunnvannsbrønn GB12 (se **Figur 2**) vil sannsynligvis være en blanding av dette vannet i plumen og vann som har hatt betydelig lengre oppholdstid i bassenget. Det blir uansett mange antagelser det er vanskelig å kontrollere for å komme fram til omtrent det samme estimatet for mengden partikulært materiale avsatt i BWC3 som framkommet i **Kapittel 3.1.1**. Igjen ligger nok den største usikkerheten i hvor mye suspendert materiale som faktisk kommer inn i bassenget.



**Figur 5.** Rygg med sedimentert materiale i plumens retning kan anes ut fra utslippsrøret i BWC3. Foto: Vogelsang.

### 3.1.3 Forventet spredning av partikler i BWC3

Sedimenttryggen illustrerer godt hvor liten del av bassenget som faktisk blir utnyttet effektivt til sedimentasjon av partikler. Hvis hele volumet i bassenget hadde blitt utnyttet optimalt og alle partiklene hadde lagt seg i de dypeste delene av bassenget, ville det tatt i størrelsesorden 90 år å fylle bassengbunnen opp til 4,0 m fra det antatte gjennomsnittdypet på 4,2 m, og nye ca. 530 år å fylle opp videre til 3 m dyp. Denne utregningen er nærmere beskrevet i **Vedlegg 1**. Disse estimatene er selvfølgelig også i betydelig grad påvirket av den store usikkerheten i hvor mye partikulært materiale som faktisk kommer inn i bassenget.

Samtidig, et slikt scenario er meget langt fra realistisk så lenge man ikke har en metode/prosess som bidrar til jevn fordeling av det partikulære materialet i bassenget. Det krever også mer omfattende studier for å forutsi hvordan sedimentene vil fordele seg langs ryggen over tid. Når ryggen vokser vil partiklene få kortere distanse å synke, noe som kan aksellerere utsynkingen. Etter hvert kan også sidene på ryggen ha blitt så bratte at de raser ut, før ryggen igjen vokser inn til ny utrasing skjer. Når ryggen vokser vil også vannstrømmen påvirkes, og dette vil også kunne påvirke hvor partiklene synker ut. Etter hvert vil sannsynligvis hele området i en avstand på anslagsvis 10-15 m rundt utslippspunktet fylles opp med partikler (se **Figur 6**), og siden utslippspunktet også ligger såpass dypt som det gjør (ca. 2,5 m dyp), vil det kanskje ta noen tiår før bassengbunnen i området rundt utslippspunktet ligger høyere enn utslippspunktet selv (se beregninger i **Vedlegg 1**).

Det er altså tydelig at bassengets fulle tilgjengelige volum ikke blir utnyttet godt slik utslippsledningen ligger i dag. En mulig løsning kan være å forlenge utslippsledningen med en ledning med langt mindre

rørdiameter enn dagens 500 mm (ikke målt, kun anslått) for å øke strømningshastigheten, rette denne opp langs bredden slik spredningen skjer i bassengets lengderetning, samtidig som utslippspunktet heves opp til ca. 0,5-1 m under overflaten. Hvis rørdiameteren hadde blitt redusert fra 500 mm til f.eks. 160 mm, vil plumens strømningshastighet i utgangen av røret ca. 10-dobles. Hvordan dette vil påvirke spredningen av partikulært materiale i bassenget kan eventuelt modelleres.



**Figur 6.** Området rundt utslippspunktet vil kunne fylles opp med sedimentert materiale.

## 3.2 Tilbakeholdelse av PAH i BWC3

På samme måte som beskrevet for tilbakeholdelsen av partikler i sedimentasjonsbassenget (se **Kapittel 3.1**) kan tilbakeholdelsen av PAH i BWC3 beregnes ut fra forskjellen mellom det som kommer inn av PAH i BWC3 og det som forlater bassenget. Dette er beskrevet i **Kapittel 3.2.1**, basert primært på Hydro Sunndal sine egne PAH-analyser.

Hvis det antas at den viktigste mekanismen for tilbakeholdelse av PAH i bassenget er utsynking av partikler, og tillegg til filtrasjonen som skjer gjennom vollen (og eventuelt gjennom bunnsedimentene i bassenget), er det også interessant å se på i hvilken grad PAH-forbindelsene er bundet til partikler og om størrelsen på partiklene har noen betydning. Dette er vurdert nærmere i **Kapittel 3.2.2**.

### 3.2.1 Tilbakeholdelse av PAH i BWC3 ut fra en massebalanse over bassenget

De tidligere omtalte prøvene som Hydro Sunndal tar fra bunnen av vasketårnet på anodefabrikken og fra grunnvannsbrønnen GB12 analyseres også for PAH (PAH16 EPA). **Tabell 3.** viser at den årsgjennomsnittlige tilbakeholdelsen har vært på 95 % basert på de årsgjennomsnittlige konsentrasjonene i prøvene i perioden 2004-2015. Men som nevnt er det stor usikkerhet knyttet til prøvetakingen ved vasketårnet, samtidig som de årlige gjennomsnittene er basert på et meget begrenset antall årlige prøvetakinger (normalt 2 stk; se **Tabell 3**) med stort sprik i analyseverdier uten noen tydelig trend; 330-10.000 µg/l (se **Vedlegg B**).

Hydro Sunndal baserer sine utslipp av PAH fra anodefabrikken til vann på månedlige målinger av hva som fjernes av PAH fra avgassen på vasketårnet; dvs. differansen mellom PAH-konsentrasjonen i avgassen ut fra tørrens (inn på våtvasken) og i skorsteinen ut fra våtvasken. Med et gjennomsnittlig vannforbruk på 269 m<sup>3</sup>/time gjennom vasketårnet gir dette en årlig gjennomsnittskonsentrasjon av PAH<sub>16</sub>

EPA på  $690 \pm 320$   $\mu\text{g/l}$  i 2014 og på  $930 \pm 280$   $\mu\text{g/l}$  i 2015 (se **Tabell 4.**). Disse verdiene er sannsynligvis mer representative for tilførselen av PAH til BWC3 enn analysene av prøvene tatt fra bunnen av vasketårnet. **Den beregnede tilbakeholdelsen av PAH<sub>16</sub> i BWC3 ble da ca. 1200 kg eller ca. 75 % i 2014 og ca. 2000 kg eller ca. 90 % i 2015.**

**Tabell 3.** Årsgjennomsnittlig konsentrasjon av PAH<sub>16</sub> EPA i prøver tatt fra bunnen av vasketårnet ved anodefabrikken og i grunnvannsbrønn 12 i vollen mellom BWC3 og sjøen, samt beregnet tilbakeholdelse i BWC3.

År	PAH <sub>16</sub> EPA			
	Målt i vann fra våtvask	Målt i GB12	Igjen i BWC3	
	Snitt (# målinger)	Snitt (# målinger)	$\mu\text{g/l}$	%
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$	%
2015	5.500 (2)	94 (2)	5.410	98
2014	1.140 (2)	173 (2)	970	85
2013	570 (2)	216 (2)	350	62
2010	650 (2)	8 (2)	640	99
2008	1.770 (2)	41 (2)	1.730	98
2007	7.190 (4)	170 (4)	7.020	98
2006	1.930 (3)	73 (2)	1.850	96
2005	1.250 (4)	29 (2)	1.220	98
2004	1.620 (12)	193 (2)	1.430	88
<b>Snitt</b>	<b>2.400</b>	<b>111</b>	<b>2.290</b>	<b>95</b>

**Tabell 4.** Konsentrasjonen av PAH<sub>16</sub> EPA fra anodefabrikken til vann i 2014 og 2015 basert på månedlige målinger av hva som fjernes av PAH fra avgassen på vasketårnet; dvs. differansen mellom PAH-konsentrasjonen i avgassen ut fra tørrens (inn på våtvasken) og i skorsteinen ut fra våtvasken og en antagelse at det har gått en årsgjennomsnittlige vannmengde på  $269 \text{ m}^3/\text{time}$  gjennom vasketårnet.

År	Beregnet ut fra avgassrensing
	Snitt $\pm$ standardavvik
	$\mu\text{g/l}$
2015	$930 \pm 280$
2014	$690 \pm 320$

### 3.2.2 Tilbakeholdelse av PAH i BWC3 knyttet til partikler

Prosessvannet som ble hentet ut fra bunnen av vasketårnet ble fraksjonert i ulike størrelser ( $<1,2 \mu\text{m}$ ,  $1,2-10 \mu\text{m}$ ,  $10-25 \mu\text{m}$ ,  $25-63 \mu\text{m}$  og  $>63 \mu\text{m}$ ), og konsentrasjonen av PAH<sub>16</sub> EPA ble bestemt i disse ulike størrelsesfraksjonene.

**Figur 7** viser konsentrasjonene av de ulike PAH-forbindelsene og PAH<sub>16</sub> samlet i størrelsesfraksjonene  $<1,2 \mu\text{m}$ ,  $>63 \mu\text{m}$  og samlet. Legg merke til at y-aksen er eksponensiell. Konsentrasjonen av PAH<sub>16</sub> i den samlede prøven var på  $37 \mu\text{g/l}$ , hvor av naftalen (NAP) var den klart dominerende forbindelsen og utgjorde ca. 64 % ( $24 \mu\text{g/l}$ ) av den samlede PAH-konsentrasjonen. Dette er langt lavere PAH-verdier enn de som bedriften selv har målt tidligere (ca. 5 %, jfr. **Tabell 3**). Normalt tas prøver for analyse av PAH på

mørke glassflasker, men dette ble av praktiske årsaker ikke gjort når det skulle tas ut og fraktes en 50 L vannprøve til NIVAs laboratorium i Oslo. Dette ser ut til å kunne ha påvirket PAH-innholdet i prøven. Selv om prøven har vært lagret kaldt og i lukket og relativt lufttett plastbeholder mellom prøvetaking og analyse, er det nærliggende å anta at store deler av PAH-innholdet har festet seg til veggene i plastbeholderen. Denne antagelsen forsterkes av at det var den mest vannløselige<sup>3</sup> PAH-forbindelsen (naftalen) som dominerte blant PAH-forbindelsene i prøven. Samtidig er naftalen relativt flyktig, og et visst tap til luft kan forventes under opparbeidelsen av størrelsesfraksjonene. Denne observasjonen antyder også at det ikke er noen sterk binding mellom PAH-forbindelsene og partiklene i prøven. Summa summarum er det altså en fare for at resultatene ikke er helt representative for de reelle forhold i BWC3, og dette må tas med i vurderingene når resultatene nå presenteres.

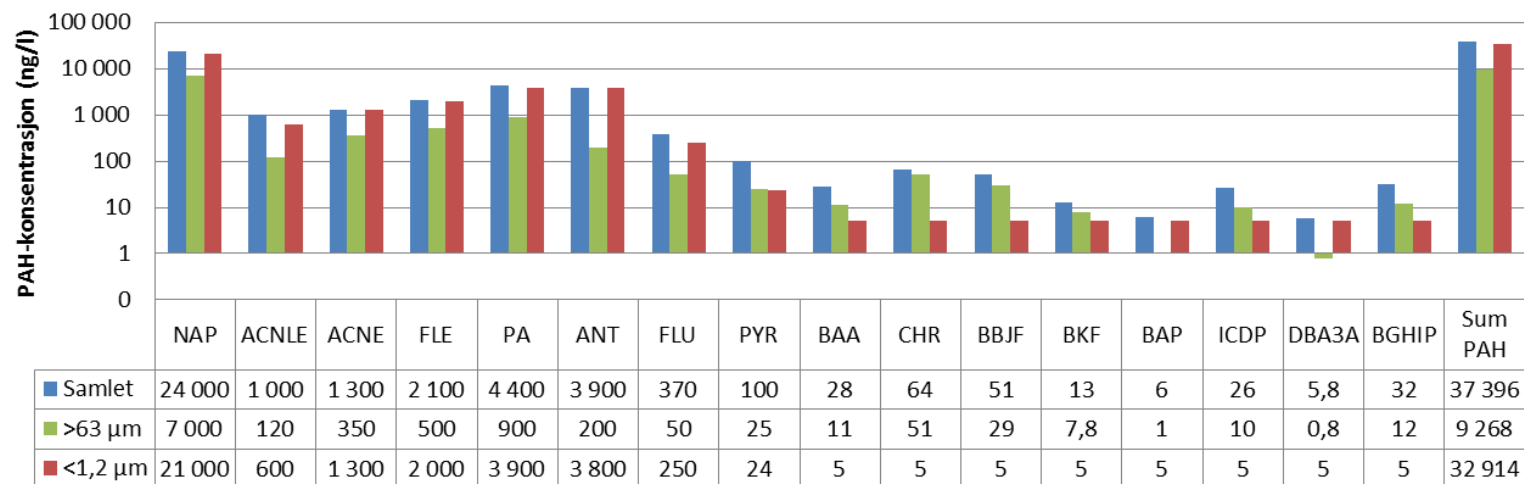
**Figur 8** viser hvor stor andel av de enkelte PAH-forbindelsene som befant seg i de tre ulike størrelsesfraksjonene  $< 1,2 \mu\text{m}$ ,  $1,2\text{-}63 \mu\text{m}$  og  $>63 \mu\text{m}$ . For 7 av de 16 av forbindelsene fantes hovedandelen (80-100 %) igjen i vannet og partikler som hadde gått gjennom filteret med porevidde  $1,2 \mu\text{m}$ . Dette gjaldt naftalen (NAP), acenaften (ACNE), fluoren (FLE), fenantren (PA), antracen (ANT), benzo(a)pyren (BAP) og dibenz(a, c+a,h)antracen (DBA3A). Samlet sett for alle de 16 PAH-forbindelsene fantes 88 % av PAH igjen i denne minste partikkelstørrelsesfraksjonen eller løst i vannet. Alle disse forbindelsene (med unntak av DBA3A) er blant de analyserte PAH-forbindelsene med lavest log Kow og dermed minst tendens til å binde seg til partikler, selv om også disse vil gjøre det.

Bare for chrysen (CHR), benzo(b+j)fluoranten (BBJF) og benzo(k)fluoranten (BKF) ble mer enn 50 % av konsentrasjonen funnet i den største størrelsesfraksjonen. Dette er en størrelsesfraksjon som normalt sedimenterer godt, dog avhengig av tettheten til hovedbestandelen i partiklene som utgjør denne fraksjonen. I dette tilfellet er det naturlig å anta at dette var aluminiumsoksid, og skulle derfor synke ut rimelig kjapt (se **Kapittel 3.1.2**).

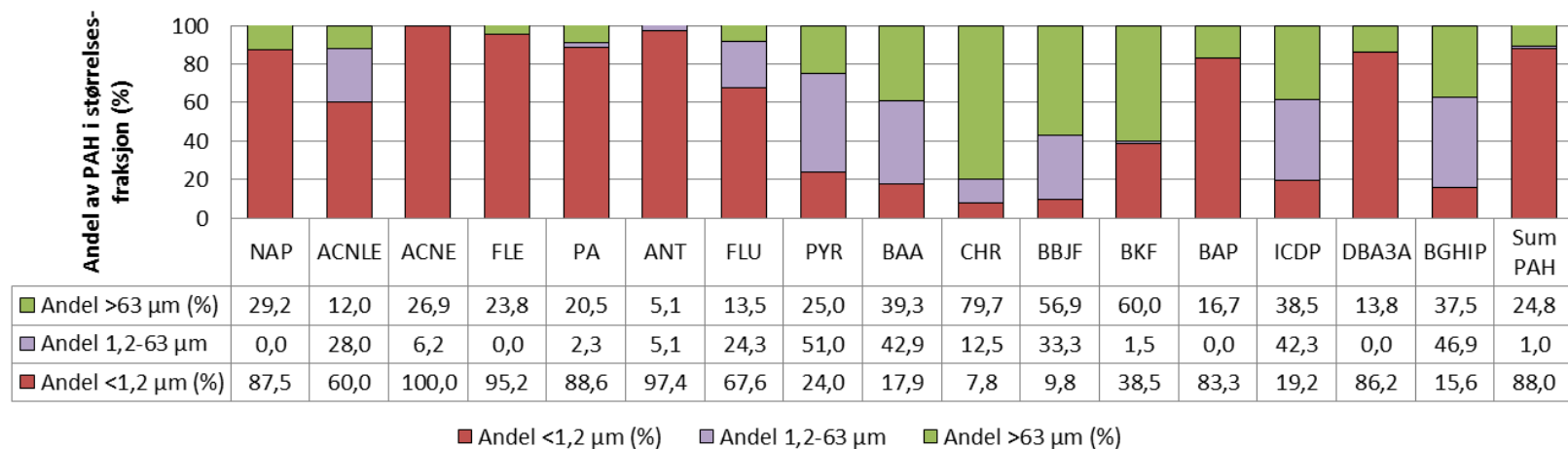
På grunn av den store metodiske usikkerheten i denne delen av testen vil det være spekulativt å gjøre noen videre estimater av tilbakeholdelsen av PAH i BWC3 på bakgrunn av disse resultatene.

---

<sup>3</sup> Indikert med log K<sub>ow</sub>-verdiene i **Tabell 1**; lav log K<sub>ow</sub> antyder lavere tendens til binding til partikler. Generelt vil en forbindelse med log Kow > 4 adsorberes sterkt til partikler/slam/jord.



Figur 7. Konsentrasjonen av ulike PAH-forbindelser og summen av alle disse i det samlede prosesssvannet, knyttet til partikler >63 µm og som finnes i prosessavløp som har gått gjennom et 1,2 µm glassfiberfilter.



Figur 8. Andelen av de enkelte PAH-forbindelsene og PAH-forbindelsene samlet sett ble funnet knyttet til partikler >63 µm, 1,2-63 µm og <1,2 µm.

### 3.3 Metall og PAH-innhold i sedimentprøver fra Settlebasseng

Ved hjelp av en enkel dybdemåler ble det utarbeidet ett dybdekart over sedimentasjonsbassenget. Det ble tatt sedimentprøver fra tre stasjoner i sedimentasjonsbassenget. En kjerneprøvetaker ble benyttet til prøvetakingen. Fra hver stasjon ble det tatt ut tre prøver fra følgende snitt: 0-5 cm, 15-25 cm og 25-30 cm. Koordinater for stasjonene er gitt i **Tabell 5**, og stasjonsplassering er vist på kart i **Figur 9**. Stasjonene ble lagt langs en transekt i bassenget for å se på fordelingen av metaller og PAH-forbindelser ut fra utslippspunktet. Det ble også analysert på ulike snitt av sedimentkjernene for å se på vertikalfordelingen av metaller og PAH-forbindelser.

**Tabell 5.** Koordinater og dyp for sedimentprøver fra settlebassenget.

Stasjon	dyp	breddegrad	lengdegrad
St. 1	4,4 m	62,67740	8,54592
St. 2	4,3 m	62,67775	8,54543
St. 3	4,1 m	62,67787	8,54553



**Figur 9.** Dybdekart over settlebasseng WC3. Stasjoner for sedimentprøver er markert med svarte sirkler. Utslippspunktet for prosessvann er markert med hvit sirkel.



Analyseresultatene for metaller er klassifisert iht Miljødirektoratets veileder TA-2229/2007 og vist i **Tabell 6**.

**Tabell 6.** Innhold av metaller, organisk karbon (TOC) og tørrstoffinnhold i sedimenter. Fargekode tilsvarer tilstandsklasse iht Miljødirektoratets Veileder TA-2229-2007.

	Total organisk karbon	Tørrstoff %	Krom	Kobber	Nikkel	Bly	Sink
	TOC	TTS	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
	% TS	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
<b>St 1</b> (0-5 cm)	0,5	59,4	4,9	2,0	1,2	1,3	2,3
<b>St 1</b> (15-25 cm)	0,6	62,2	3,5	3,0	1,8	1,6	4,0
<b>St 1</b> (25-30 cm)	5,9	48,2	28	21	23	12	32
<b>St 2</b> (0-5 cm)	46,3	35,7	49	31	620	400	100
<b>St 2</b> (25-30 cm)	48,1	31,9	35	13	1500	760	160
<b>St 3</b> (0-5 cm)	42,0	31,2	34	17	790	560	120
<b>St 3</b> (25-30 cm)	43,7	30,6	36	14	1500	890	140

<i>Klasse I = bakgrunnsnivå</i>	<i>II = god</i>	<i>III = moderat</i>	<i>IV = dårlig</i>	<i>V = svært dårlig</i>
---------------------------------	-----------------	----------------------	--------------------	-------------------------

På st. 1 ble alle de analyserte metallene; Cr, Cu, Ni, Pb og Zn klassifisert til «Tilstandsklasse I, bakgrunnsnivå» på de tre snittene (0-5 cm, 15-25 cm og 25-30 cm). På stasjonene 2 og 3 ble metallene Cr og Cu klassifisert til «Tilstandsklasse I, bakgrunnsnivå» både i overflatesnittet (0-5 cm) og det dypere liggende snittet (25-30 cm). Innholdet av Zn ble klassifisert til «Tilstandsklasse I, bakgrunnsnivå» i snittet 0-5 cm og «Tilstandsklasse II, god» i 25-30 cm snittet. Innholdet av Ni og Pb var høyere på begge disse stasjonene og ble klassifisert til «Tilstandsklasse IV, dårlig» i 0-5 cm snittet og til «Tilstandsklasse V, svært dårlig» i 25-30 cm snittet. Innholdet av TOC var svært lavt på st. 1 og forklarer nok den store forskjellen i metallinnhold på denne stasjonen sammenlignet med st. 2 og 3. Resultatene viser at det er en ujevn fordeling av metaller i sedimentasjonsbassenget. Det er høyest metallinnhold på stasjonene 2 og 3 lengst vekk fra utslippspunktet. Det er også høyere konsentrasjoner av metaller i de dypere sedimentlagene enn i de øverste 5 cm.

Innholdet av PAH<sub>16</sub> er klassifisert iht Miljødirektoratets veileder TA-2802-2012, og vist i **Tabell 7**, innholdet av enkeltforbindelsene av PAH<sub>16</sub> er vist i **Figur 10**. Denne veilederen er beregnet brukt på sedimenter fra naturlig sjøbunn.

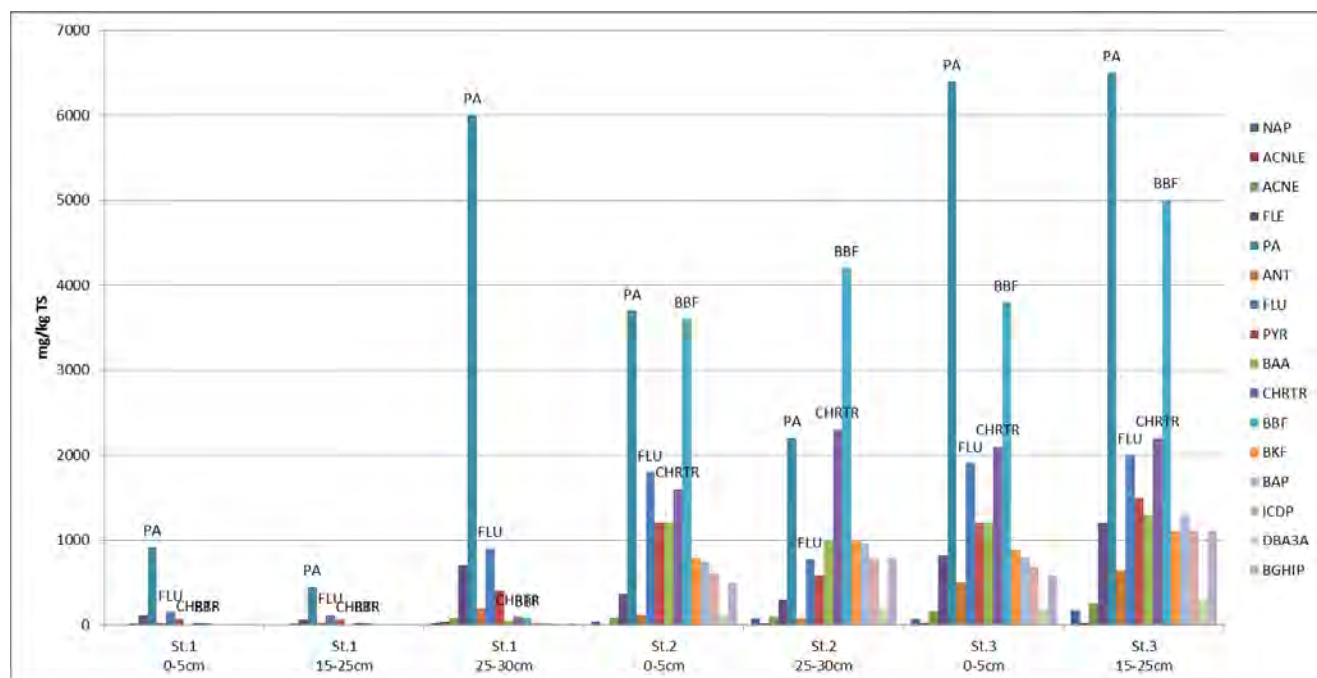
Klassifiseringen her er kun gjort for å visualisere forurensningsgraden av metaller og PAH-forbindelser ettersom disse prøvene ikke var hentet fra ett naturlig sediment.



Tabell 7. Innhold av PAH<sub>16</sub> i sedimentprøver fra settebassenget.

	Total organisk karbon	Tørrestoff %	
	TOC	TTS	PAH <sub>16</sub>
	% TS	%	mg/kg TS
St 1 (0-5 cm)	0,5	59,4	1378
St 1 (15-25 cm)	0,6	62,2	797
St 1 (25-30 cm)	5,9	48,2	8679
St 2 (0-5 cm)	46,3	35,7	16468
St 2 (25-30 cm)	48,1	31,9	15361
St 3 (0-5 cm)	42,0	31,2	21319
St 3 (25-30 cm)	43,7	30,6	25688

Klasse I = bakgrunnsnivå    II = god    III = moderat    IV = dårlig    V = svært dårlig

Figur 10. Konsentrasjon av enkeltforbindelser av PAH<sub>16</sub> i sedimentprøver fra settebasseng BCW3.

Innholdet av PAH er som forventet svært høyt. På st. 1 som har svært lavt innhold av TOC er verdiene lavere enn på st. 2 og 3 sannsynligvis grunnet lavt organisk innhold på denne stasjonen. Det er ikke noen tydelig forskjell i PAH-innhold mellom overflatesnittet og det dypere liggende snittet.

Av enkeltforbindelser av PAH er det fenantren (PA), fluoranthen (FLU), benzo(b)fluoranten (BBF) og chrysentrifenylen (CHRTR) som dominerer (Figur 10).

## 4. Oppsummering

- Det anslåes at det vi ta noen titalls år før sedimentasjonsbasseng BWC3 vil være fylt opp med materiale slik forholdene er i dag. Ved å gjøre noen enkle tiltak som:
  - a) Forlenge utslippsledningen
  - b) Benytte ett utslippsrør med mindre diameter samt legge utslippsrøret i lengderetningen av sedimentasjonsbassenget.
  - c) Heve utslippspunktet til ett vanddyb på 0,5-1m.

Ved å gjennomføre disse tiltakene vil tiden det tar å kunne fylle opp sedimentasjonsbassenget BWC3 kunne ytterligere forlenges.

- Angående tilbakeholdelse av PAH er det beregnet at den ca 75% av PAH-forbindelsene tilført sedimentasjonsbassenget ble tilbakeholdt i 2014 og ca 90% i 2015. Disse beregningene baserer seg på Hydros egne månedlige analyser av PAH-målinger i avgasser fra vasketårnet, og ikke på PAH-analyser av vannprøver fra bunnen av vasketårnet.
- Innholdet av PAH-forbindelser i sedimentasjonsbasenget var som forventet svært høyt. Av metaller var det forhøyede verdier av nikkel og bly. Fordelingen av PAH og metaller viste høyest konsentrasjoner på de to stasjonene lengst unna utslippspunktet (st. 2 og 3). For metallene nikkel og bly var det også høyere konsentrasjoner i dypere sedimentlag enn i overflatelaget. For PAH-forbindelser var det ikke samme mønster, ved stasjon 1 nærmest utslippspunktet var det høyest PAH-innhold i overflatelaget, på stasjonene 2 og 3 var det kun mindre forskjeller mellom overflatelaget og dypere sedimenter. Det er usikkert om dette skyldes ulike nivåer av konsentrasjoner tilført sedimentasjonsbassenget opp gjennom årene, eller om det har andre årsaker.

## 5. Litteratur

Mackay D, Shiu WY, Ma KC. (1992) Illustrated Handbook of Physical-Chemical Properties and Environmental Fate of Organic Chemicals. Boca Raton, FL: Lewis Publishers.

Heidenstrøm B. og Fagerhaug A. (2004) Industriavfallsdeponi Sunndalsøra – Deponiavslutning. Multikonsult, avd. Noteby, rapport-nr. 110329-2.

Bakke, T., Breedveld, G., Källqvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., Kibsgaard, A., Helland, A., Hylland, K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann– Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Miljødirektoratets rapportserie TA-2229/2007.

## Vedlegg A. Beregning av sedimentoppbygging i BWC3

**Figur A1** viser basseng BWC3 med estimert areal, antatt gjennomsnittlig dybde i tre adskilte sjikt og volum i både vertikal retning og horisontal retning. Volumet i horisontalt sjikt er beregnet ut fra følgende ligninger:

$$V_{0-2}[m^3] = A_{0-2} \cdot \overline{D_{0-2}} + A_{2-4} \cdot D_{0-2} + A_{4-4,5} \cdot D_{0-2}$$

$$V_{2-4}[m^3] = A_{2-4} \cdot \overline{D_{2-4}} + A_{4-4,5} \cdot D_{2-4}$$

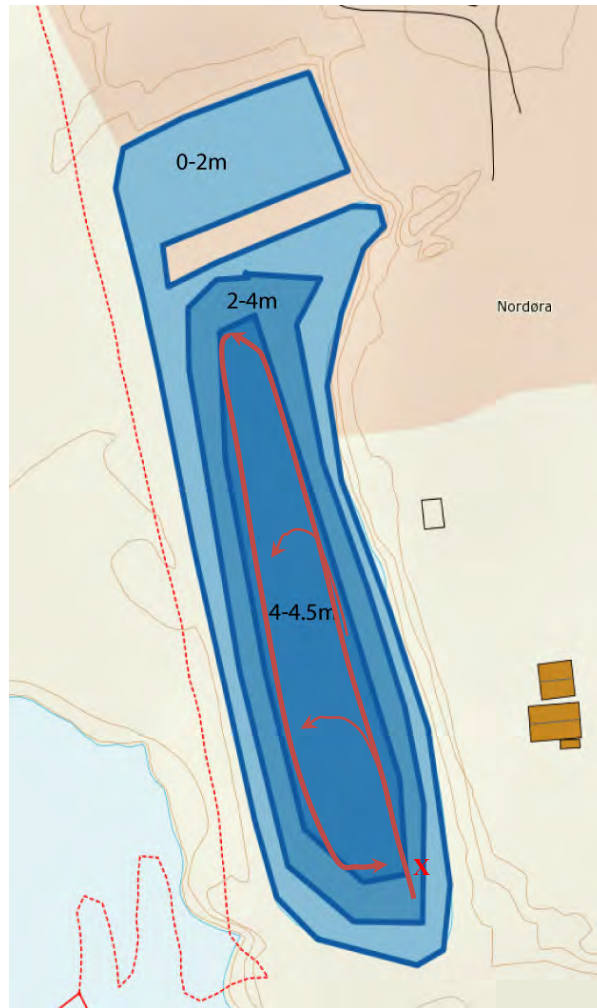
$$V_{4-4,5}[m^3] = A_{4-4,5} \cdot \overline{D_{4-4,5}}$$

$A_{0-2}$  er arealet av bassengbunnen som ligger på mellom 0 m og 2 m dyp,  $D_{0-2}$  er sjiktets dybde (2 m) og  $\overline{D_{0-2}}$  er antatt gjennomsnittsdyp innenfor dette arealsegmentet. Hvis det tilføres partikulært materiale som fører til en antatt økning i sedimentmengden med  $8,9 \text{ m}^3$  per år, og denne kun vil legge seg i de dypeste delene av bassenget, vil det ta  $785 \text{ m}^3 / 8,9 \text{ m}^3/\text{år} = 89 \text{ år}$  å fylle opp de dypeste delene med sediment opp til 4 m dyp. For å fylle opp videre fra 4 m til 3 m dyp er det antatt at helningen mellom 2 m og 4 m dyp er jevn i et hvert tverrsnitt rundt hele bassenget og at følgende ligning derfor gjelder:

$$V_{3-4}[m^3] = \frac{A_{2-4}}{2} \cdot \overline{D_{3-4}} + A_{4-4,5} \cdot D_{3-4} = 1599 \text{ m}^2 \cdot 0,5 \text{ m} + 3926 \text{ m}^2 \cdot 1 \text{ m} = 4726 \text{ m}^3$$

Det vil derfor ta ytterligere  $4726 \text{ m}^3 / 8,9 \text{ m}^3/\text{år} = 530 \text{ år}$  å fylle opp bassengbunnen til 3 m med nytt sediment.

Siden forholdene rundt utslippet av partikulært materiale til BWC3 ikke på langt nær er så ideelle, men heller ser ut til å legge seg innenfor en radius på ca. 15 m fra utslippspunktet, kan man gjøre en tilsvarende vurdering av hvor lang tid det vil ta før bassengbunnen i dette området er hevet opp til 3 m. Det er også her gjort en grov forenkling ved å anta at ca. 5 % av bassengets område innenfor sjiktene 4-4,5 m og 2-4 m ligger innenfor denne radiusen (jfr. **Figur 6**). Med de samme antagelsene som gjort over, gjelder også de samme ligningene men hele partikkelmengden synker ut på et areal som kun er 5 % eller 1/20-del av det som var brukt over. Dermed tar det i størrelsesorden 1/20-del av tiden å fylle opp til 3 m, altså i størrelsesorden 30 år, noe som igjen må anses som et meget grovt estimat.



Sjikt	Areal dybdelag	Gj.snittsdyp	Ca. vannvolum vertikalt	Ca. vannvolum horisontalt
m	m <sup>2</sup>	m	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>
0-2	5646	1	5 600	19 894
2-4	3198	3	9 600	11 050
4-4,5	3926	4,2	16 500	785
<b>0-4,5</b>			<b>31 700</b>	<b>31 700</b>

**Figur A1.** Dybdekart over sedimentasjonsbassenget BWC3. Utslippspunktet er markert med rødt X (10 m fra sørenden, 3-4 m fra østlig breidd og 2-3 m dyp) og antatt strømningsmonster i bassenget hvis den initielle strømretningen hadde gått i bassengets lengderetning. Bassengets estimerte areal og vannvolum i ulike dybdelag er vist i tabelldelen av figuren.

## Vedlegg B. Analyseresultater fra Hydros måleprogram for utslipp til vann

Måned	PAH16 EPA			
	Etter tørrens	Etter våtvasker	Til BWC3	
	kg/time	kg/time	kg/time	mg/l
02.2014	0,5591	0,329	<b>0,2301</b>	0,855
03.2014	0,4117	0,1388	<b>0,2729</b>	1,014
04.2014	0,426	0,3317	<b>0,0943</b>	0,351
05.2014	0,554	0,272	<b>0,282</b>	1,048
07.2014	0,39	0,26	<b>0,13</b>	0,483
10.2014	0,4015	0,3054	<b>0,0961</b>	0,357
11.2014	0,678	0,406	<b>0,271</b>	1,009
12.2014	0,772	0,671	<b>0,101</b>	0,376
01.2015	0,526	0,293	<b>0,233</b>	0,866
02.2015	0,594	0,270	<b>0,324</b>	1,203
03.2015	0,310	0,162	<b>0,148</b>	0,550
08.2015	0,929	0,609	<b>0,320</b>	1,189
09.2015	0,927	0,635	<b>0,292</b>	1,086
10.2015	0,455	0,276	<b>0,179</b>	0,666

Anodefabrikk til basseng		Basseng C3	
Dato	PAH, EPA 16	Dato	PAH, EPA 16
	mg/l		mg/l
26.10.2015	1,22	27.10.2015	0,169
26.05.2015	9,78	27.05.2015	0,018
14.10.2014	1,19	15.10.2014	0,127
17.06.2014	1,08	26.06.2014	0,218
03.09.2013	0,80	24.09.2013	0,284
04.06.2013	0,33	01.07.2013	0,149
17.04.2012	10,00	11.10.2010	0,013
20.06.2011	2,00	07.06.2010	0,002
11.10.2010	0,35	18.06.2008	0,072
07.06.2010	0,94	26.03.2008	0,010
18.06.2008	1,20	11.12.2007	0,064
26.03.2008	2,35	24.09.2007	0,209
12.12.2007	1,39	04.06.2007	0,163
25.09.2007	2,40	20.03.2007	0,244
05.06.2007	8,97	11.12.2006	0,026
21.03.2007	16,02	27.06.2006	0,120
12.12.2006	1,76	14.09.2005	0,037
28.06.2006	2,58	11.05.2005	0,020
28.03.2006	1,44	25.08.2004	0,001
14.12.2005	1,75	17.03.2004	0,386
12.09.2005	0,88		
10.05.2005	1,05		
15.03.2005	1,32		
14.12.2004	1,27		
24.11.2004	1,10		
20.10.2004	1,82		
29.09.2004	0,95		
24.08.2004	1,63		
06.07.2004	1,76		
15.06.2004	1,74		
12.05.2004	1,40		
26.04.2004	1,91		
18.03.2004	1,31		
25.02.2004	2,85		
14.01.2004	1,68		

# Vedlegg C. Analyseresultater NIVA

Side nr.1/4

Norsk  
 Institutt  
 for  
 Vannforskning

Gaustadalléen 21  
 0349 Oslo  
 Tel: 22 18 51 00  
 Fax: 22 18 52 00

## ANALYSE RAPPORT



Navn **Hydro Sundalsøra**  
 Adresse

<b>Deres referanse:</b>	<b>Vår referanse:</b>	<b>Dato</b>
	Rekv.nr. 2014-2365 v01	18.11.2015
	O.nr. O 14227	

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	St.1 0-5cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
2	St.1 15-25cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
3	St.1 25-30cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
4	St.2 0-5cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
5	St.2 25-30cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
6	St.3 0-5cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
7	St.3 15-25cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	Prøvenr						
			1	2	3	4	5	6	7
Tørrestoff	%	EN 12880	59,4	62,2	48,2	35,7	31,9	31,2	30,6
Karbon, org. total	% TS	EN 13137	0,5	0,6	5,9	46,3	48,1	42,0	43,7
Krom	mg/kg	TS NS EN ISO	4,9	3,5	28	49	35	34	36
11885									
Kobber	mg/kg	TS NS EN ISO	2,0	2,3	21	31	13	17	14
11885									
Miksel	mg/kg	TS NS EN ISO	1,2	1,8	23	620	1500	790	1500
11885									
Bly	mg/kg	TS NS EN ISO	1,3	1,6	12	400	760	560	890
17294-2									
Sink	mg/kg	TS NS EN ISO	2,3	4,0	32	100	160	120	140
11885									
Naftalen	mg/kg	TS ISO/DIS	7,8	6,4	28	46	80	67	170
16703-Mod									
Acenaftylene	mg/kg	TS ISO/DIS	1,5	1,6	39	4,5	10	22	28
16703-Mod									
Acenaften	mg/kg	TS ISO/DIS	9,9	9,6	85	87	93	160	250
16703-Mod									
Flouren	mg/kg	TS ISO/DIS	120	62	710	360	300	820	1200
16703-Mod									
Fenartren	mg/kg	TS ISO/DIS	920	450	6000	3700	2200	6400	6500
16703-Mod									
Antracen	mg/kg	TS ISO/DIS	28	23	200	120	78	500	640
16703-Mod									
Flouranten	mg/kg	TS ISO/DIS	150	120	900	1800	770	1900	2000
16703-Mod									
Pyren	mg/kg	TS ISO/DIS	68	59	400	1200	590	1200	1500
16703-Mod									

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.



***Kommentarer***

1 Oppdraget er utført hos Eurofins

---

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

ANALYSE  
RAPPORT

Rekv.nr. 2014-2365 v01

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	St.1 0-5cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
2	St.1 15-25cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
3	St.1 25-30cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
4	St.2 0-5cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
5	St.2 25-30cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
6	St.3 0-5cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28
7	St.3 15-25cm	2014.05.22	2014.10.15	2014.10.20-2014.10.28

Prøvenr	1	2	3	4	5	6	7
<b>Analysevariabel</b>							
<b>Enhet</b>							
<b>Metode</b>							
Benzo(a)antracen	8,8	6,6	53	1200	1000	1200	1300
ISO/DIS 16703-Mod							
Chrysen+trifenylylene	25	22	99	1600	2300	2100	2200
ISO/DIS 16703-Mod							
Benzo(b)fluoranten	22	22	86	3600	4200	3800	5000
ISO/DIS 16703-Mod							
Benzo(k)fluoranten	4,6	4,9	23	790	1000	890	1100
ISO/DIS 16703-Mod							
Benzo(a)pyren	3,1	2,8	25	740	960	800	1300
ISO/DIS 16703-Mod							
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	4,0	3,5	14	600	790	690	1100
ISO/DIS 16703-Mod							
Dibenzo(a,h)antracen	1,1	0,78	3,8	130	200	190	300
ISO/DIS 16703-Mod							
Benzo(ghi)pyren	3,8	2,4	13	490	790	580	1100
ISO/DIS 16703-Mod							
Sum PAH16	1377,6	796,58	8678,8	16467,5	15361	21319	25688
Beregnet							

## Norsk institutt for vannforskning

Tomas Adler Blakseth  
Fagsleder Uorganisk kjemi

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

# ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2014-2365 v01

(fortsettelse av tabellen):

## VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter følgende forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, di-benz(a,c+h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUMPAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

---

Denne analyserapporten får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Analyseresultatet gjelder kun for den prøven som er testet.

## NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsniv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)