



Norges miljø- og  
biovitenskapelige  
universitet

**Masteroppgave 2020 60 stp**  
Miljøvitenskap og naturforvaltning

# **Utlekking av metaller fra avfallshåndtering: Effekt av optimalisert pH for stabilisering av metaller i flyveaske.**

Haakon Sele Gustavsen  
Miljø og naturressurser



# Sammendrag

Tungmetaller i flyveaske fra avfallshåndterings anlegg kan forårsake store problemer for miljøet. I denne oppgaven blir det sett på om en økt pH ved stabilisering av asken, kan resultere i et mer stabilt produkt. Studiet er gjort med aske framskaffet av NOAH AS, lokalisert på Langøya (Norge). Fokus for oppgaven er bly (Pb), antimon (Sb), molybden (Mo) og kadmium (Cd), da disse kan være svært skadelige både for miljø og helse ved dårlig håndtering. Studiet er gjort ved å utføre prosessen på Langøya i miniatyrformat på lab. Syre, aske og prosessvann blandet sammen, for å stabilisere avfallet i gipsform. Utlekkingskonsentrasjonene målt i eluatene etter filtrering ble sammenlignet med utlekkingskriteriene presentert i avfallsforskriften.

Bly og kadmium viste ved relevante pH-intervaller svært lave utlekkingskonsentrasjoner, og vil sannsynligvis ikke skape problemer.  $Pb(OH)_2$  styrte løseligheten av Pb ved høy pH, samt at det ble indikert at Pb ble adsorbert til Fe(hydr)oksider. For Cd ble det antatt at løseligheten var styrt av adsorpsjon til Fe(hydr)oksider ved høye pH-verdier, mens  $CdMoO_4$  styrte løseligheten ved  $pH > 10$ . Antimon og molybden viste seg å være utfordrende, med høye konsentrasjoner innenfor pH-intervallet brukt ved NOAHs prosess. Antimon var antageligvis bundet i ettringitt formasjon før tilsetning av syre. Ved oppløsning av denne formasjonen gikk Sb i løsning, og vi fikk høyere konsentrasjoner ved  $pH < 9$ . Molybden viste konsentrasjoner under utlekkingskriteriene ved  $pH < 10$ , og det ble indikert at  $CaMoO_4$  og powellit styrte løseligheten ved denne pH-verdien.

Forventet var det at utlekking av metallene ville synke synkront med økende pH. Dette var tilfellet, etter å ha analysert resultatene og tilstandsformene. Ved pH 10 viste alle de nevnte metallene utlekking under utlekkingskriteriene. Mulige løsninger for en økt stabilitet av avfallet kan være tilsetning av Ca-rike forbindelser. Dette kan øke pH i løsning, og øke stabiliteten av formasjon til ettringitt. Et annet forslag er en økt konsentrasjon av Fe(hydr)oksider i løsningen, for en økt sorpsjonskapasitet.



# Abstract

Heavy metals in flyash from waste management facilities can cause major environmental problems. In this study, it is considered whether an increased pH value when stabilizing the ash can result in a more stable product. The study was executed with ash provided by NOAH AS. Located at Langøya (Norway). The elements focused on in this study was antimony (Sb), lead (Pb), molybdenum (Mo) and cadmium (Cd), as these can cause major damage to the environment. The study was done by performing the process from Langøya in a miniature format at the lab. Acid, ash and process water were mixed to stabilize the waste. The leaching concentrations measured in the eluates after filtration were compared to the leaching criteria presented in the waste regulations.

Lead and cadmium showed low leaching concentrations at the relevant pH-ranges and are unlikely to cause problems.  $Pb(OH)_2$  controlled the solubility of Pb at high pH, and there were also indications that Pb was adsorbed to Fe(hydr)oxides. Regarding Cd, the solubility was assumed to be controlled by adsorption to Fe(hydr)oxides at high pH values, while  $CdMoO_4$  was in control of the solubility at  $pH > 10$ . Antimony and molybdenum proved challenging, with high concentrations within the pH range operated with at NOAH. Antimony was probably bound to an ettringite formation before the addition of acid. Upon dissolution of this formation, Sb dissolved, and we obtained higher concentrations at  $pH < 9$ . Molybdenum showed concentrations below the leaching criteria at  $pH < 10$ , and it was indicated that  $CaMoO_4$  and powellite were controlling the solubility at this pH value.

It was expected that the leaching of metals would decrease synchronously with increasing pH. This were proven to be the case, after analyzing the results and speciation of the metals. At pH 10, all the mentioned metals showed leaching concentrations under the leaching criteria. Possible solutions for increased stability of waste may be the addition of Ca-rich compounds. This could potentially increase the pH of the solution, and increase the stability of the ettringite formation. Another suggestion would be to increase the concentrations of Fe(hydr)oxides in the solution, which could increase the sorption capacity.



# Forord

Jeg vil takke mine veiledere Åsgeir Almås og Gudny Okkenhaug for all hjelpen jeg har fått igjennom dette omfattende prosjektet. Støtten og alle tilbakemeldinger har virkelig blitt satt pris på. Jeg vil også takke NOAH for muligheten til å jobbe med dette prosjektet, samt den økonomiske støtten. Haakon Rui hjalp meg mye med alt fra oppsett og utførelse på lab, og fortjener en stor takk. Videre vil jeg takke alle som har hjulpet meg på laben med utstyr og teknikker ukjente for meg. Jeg vil også takke Valentina Zivanovic for gode analyser på ICP-OES. En siste takk går ut til NMBU som har gitt meg fem fine studieår, samt alle mine medstudenter for mange fine minner.

<b>1 INTRODUKSJON</b> .....	<b>12</b>
<b>2 TEORETISK BAKGRUNN</b> .....	<b>15</b>
2.1 ANTIMON.....	15
2.2 BLY.....	19
2.3 MOLYBDEN.....	21
2.4 KADMIUM .....	22
2.5 RESTPRODUKT FRA FORBRENNING AV AVFALL .....	24
2.6 BEHANDLING AV FLYVEASKE VED NOAH.....	27
<b>3 MATERIALE OG METODER</b> .....	<b>29</b>
3.1 MATERIALE .....	29
3.1.1 XRF .....	29
3.2 METODER .....	30
3.2.1 Oppsett.....	30
3.2.2 Filtrering .....	31
3.2.3 Utlekkingstest etter norsk standard (NS-EN-12457-2) .....	33
3.2.4 Utlekkingstest Filtrering .....	33
3.3 ANALYSE .....	33
3.3.1 pH og elektrisk konduktivitet.....	33
3.3.2 Prinsippet bak ICP-MS.....	34
3.3.4 Analyse med ICP-MS .....	34
3.3.5 Prinsippet bak ICP-OES.....	35
3.3.6 Analyse med ICP-OES .....	35
3.3.7 STATISTIKK.....	35
3.3.8 Geokjemisk modellering i Visual Minteq.....	36
<b>4 RESULTATER OG DISKUSJON</b> .....	<b>37</b>
4.1 ENDRINGER I PH I PROSESSEN OVER TID .....	37
4.3 KONSENTRASJONER AV METALLER OG ANTIMON I PROSESSVANN OG UTELEKKINGSVANN VED ULIK PH.....	38
4.3.1 Antimon.....	39
4.3.2 Bly .....	44
4.3.3 Kadmium .....	48
4.3.4 Molybden .....	52
4.3.5 Jern.....	55
4.3.6 Aluminium .....	57



<b>6 KONKLUSJON.....</b>	<b>60</b>
6.1 VIDERE ARBEID.....	61
<b>7 KILDELISTE.....</b>	<b>62</b>
<b>APPENDIX I.....</b>	<b>65</b>
<b>APPENDIX II.....</b>	<b>66</b>
<b>APPENDIX III.....</b>	<b>68</b>
<b>APPENDIX IV .....</b>	<b>69</b>

## Liste over figurer

Figur 1: Tilstandsform diagram som viser antimon former for Sb(V) og Sb(3) (Simeonidis et al., 2017). .....	15
Figur 2: Kjemiske tilstandsformer av antimon som kan finnes i naturlige systemer (Herath et al., 2017) .....	17
Figur 3: Utlekking av Sb som en funksjon av pH for ubehandlet og vasket flyveaske (Vitkova et al., 2009) .....	18
Figur 4: Mengde av de ulike Pb tilstandsformene, kategorisert inn i ulike fraksjonsstørrelser (Shiota et al., 2013). .....	20
Figur 5: Utlekking av Pb som en funksjon av pH for ubehandlet og vasket flyveaske (Vitkova et al., 2009) .....	21
Figur 6: Utlekking av Cd som funksjon av pH for ubehandlet og vasket flyveaske (Vitkova et al., 2009). .....	24
Figur 7: Figuren viser prosent metall sorpsjon på oksid-hydroksider (HFO) som en funksjon av pH for to ulike sorbent konsentrasjoner (Smith, 1999) .....	26
Figur 8: Forenklet flytskjema som viser prosessen utført ved NOAH AS, Langøya. ....	27
Figur 9: Oversikt over de ulike prosessene gjort i forsøkene. ....	30
Figur 10: Viser blandingene mellom syre/aske og prosessvann, samt hvordan pH følger de ulike forholdene. ....	31
Figur 11: Oppsettet brukt til filtrering. Viser erlenmeyerkolbe, buchner trakt øverst, og pumpen koblet til. ....	32
Figur 12: Vanlige komponenter i en ICP-MS (Thomas, 2013). ....	34
Figur 13: Graf som viser pH i prosessert avfall satt opp mot tid. ....	38
Figur 14: a) Sb i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Sb i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930). ....	39
Figur 15: Tilstandsformen for Sb basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformen er beskrevet under diagrammet, og vist med prosenter. Diagrammet viser tilstandsform ved alle de ulike pH-verdiene. ....	40
Figur 16: a) Pb i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Pb i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930). ....	44
Figur 17: Tilstandsformer for Pb basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter. ....	46
Figur 18: a) Cd i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Cd i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften:	

<i>Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930). .....</i>	<i>49</i>
<i>Figur 19: Tilstandsformer for Cd basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter.....</i>	<i>50</i>
<i>Figur 20: a) Mo i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Mo i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930). .....</i>	<i>52</i>
<i>Figur 21: Tilstandsformer for Mo basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter.....</i>	<i>53</i>
<i>Figur 22: a) Fe i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Fe i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingstest (NS-EN-12457-2). .....</i>	<i>56</i>
<i>Figur 23: a) Al i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Al i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingstest (NS-EN-12457-2). .....</i>	<i>58</i>

## Liste over tabeller

Tabell 1: Utlekkingskriteriene for de tre ulike deponiene. Metallene fokusert på i oppgaven er tatt med, og enheten er mg/kg. Verdiene basert på en ristetest (Lovdata 2019). .....	13
Tabell 2: Tabell som forklarer som viser formler, mineraler, morfologi og farge til forskjellige jernoksid materialer.....	26
Tabell 3: Utlekkingskonsentrasjoner for molybden, kadmium, antimon, bly, jern og aluminium fra de tre komponentene brukt til studiet uten behandling. Målt i mg/l. ....	29
Tabell 4: XRF resultater for Al, Fe, Mo, Pb, Sb og Cd. Resultatene beskrevet i mg/kg. Analyse gjort av nullprøve. ....	30
Tabell 5: Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Sb. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning. ....	41
Tabell 6: Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Pb. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning. ....	47
Tabell 7: Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Cd. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning. ....	50
Tabell 8: Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Mo. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning. ....	54
Tabell 9: Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Fe. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning. ....	56
Tabell 10: Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Al. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning. ....	58

# 1 Introduksjon

---

Avfallsforbrenning har to hovedfordeler. Det reduserer avfallsvolumet med rundt 90%, samt reduserer reaktiviteten ved å ødelegge organiske komponenter (Lorange, 2019). Som med forbrenning av andre typer brensel, vil potensielt giftige tungmetaller bli oppkonsentrert i fine askefraksjoner, kalt flyveaske. Årlig produseres det en mengde på 57666 tonn flyveaske, og innholdene av uønskede tungmetaller (som for eksempel Cd, Cu, Ni, Pb) i slik flyveaske gjør dette til en mulig trussel for helse og miljø (Lorange, 2019). Det er ikke nok å bare kjenne totalkonsentrasjonen av tungmetaller i flyveasken. Totalkonsentrasjonen sier ikke noe om styrken på bindingene metallene har til askekomponentene, eller deres reaktivitet. For å vurdere potensielle konsekvenser for miljøet er det også viktig å tilegne seg informasjon om mekanismene bak løselighet og tilstandsform av metaller (Pinzani et al., 2002). Frigjøring og transporten av løste ioner fra asken videre ut i miljøet må forhindres, fordi de kan lekke ned i grunnvann eller tas opp i levende organismer. Det er derfor viktig å kjenne til de kjemiske egenskapene i flyveaske for å sikre en effektiv og varig behandling av asken. Dette vil bety at man må inneha en god kunnskap om mekanismene som styrer utlekking av slike uønskede stoffer til miljøet (Pinzani et al., 2002). Flyveasken må deponeres og stabiliseres på en forsvarlig måte som tilfredsstiller myndighetenes utslippskrav. Anlegg gjør dette ved hjelp av ulike metoder, men i denne oppgaven skal vi ta for oss en spesifikk metode utført av avfallsselskapet NOAH AS, lokalisert på Langøya (<https://www.noah.no/>).

Langøya ligger i Holmestrandsfjorden i Vestfold, hvor det fram til 1985 har blitt tatt ut kalkstein. I 1991, hvor en økt bevissthet rundt miljøkonsekvenser oppstod, valgte ni industriaktører i samarbeid med staten å etablere NOAH. Dagbruddene på Langøya ble gjort om fra å være kalksteinsbrudd til å bli et nasjonalt anlegg, for håndtering av miljøfarlig avfall og annet uorganisk industrielt avfall. Avfallet blir stabilisert, før det lagres i bruddene etter uttak av kalksteinsbruddet (NOAH).

Deponeringen av avfallet må følge visse retningslinjer som er beskrevet i «forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)» (Klima- og miljødepartementet). Denne forskriften skal sikre at farlig avfall tas hånd om på en forsvarlig måte. Forskriften er med på å skape et hensiktsmessig og forsvarlig system for håndtering. Retningslinjene gitt er rettet mot spesifikke deponier, og ulike deponier har forskjellige kriterier og retningslinjer de

må følge. Forskriften om gjenvinning og behandling av avfall: Kapittel 9. Deponering av avfall (Klima- og miljødepartementet, 2019) forklarer også hvordan deponering skal håndteres. Forskriften bidrar til å sikre at deponeringen av avfall er forsvarlig og utført på en kontrollert måte. God håndtering vil igjen forhindre skadevirkninger på miljøet, eller reduseres så langt det er mulig.

I vedlegg II til Kapittel 9, Karakterisering og kriterier for mottak av avfall, beskrives også grenseverdier for utlekkingskriterier fra avfallet av mange miljøskadelige stoffer før det kan deponeres. Dette er stabilisert farlig avfall, hvor ikke utlekkingspotensialet vil forverres over lang tid under normale deponiforhold. Dette avfallet kan derfor deponeres sammen med ordinært avfall, så lenge ikke utlekkingskriteriene overskrides. Problemet er at det ikke alltid er lett å hindre utlekking over kriteriene. Effekten og virkemåten til miljøskadelige stoffer er ulike, og utlekkingskriteriene er satt for å beskytte miljø og helse fra akutt og kronisk skade. Forskjellen på akutt og kronisk skade er at ved akutt toksisitet vil man bli utsatt for en toksisk substans for en kort periode med en høy skadelig effekt. Ved kronisk toksisitet vil man være utsatt over en lengre periode, med en mindre skadelig effekt. Utlekkingskriteriene for disse elementene er beskrevet i Kapittel 9: Deponering av farlig avfall (Klima- og miljødepartementet, 2019) (Appendix I, tabell 11). De viktigste utlekkingskriteriene for metallene i denne oppgaven er vist i tabell 1. Disse kriteriene er satt for å hindre skade, og baseres på utlekkings tester, ristetest og kolonnetester.

**Tabell 1:** Utlekkingskriteriene for de tre ulike deponiene. Metallene fokusert på i oppgaven er tatt med, og enheten er mg/kg. Verdiene basert på en ristetest (Lovdata 2019).

Elementer	Sb	Cd	Pb	Mo
Enheter	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
Lett forurensede masser som tas imot ved deponier for inert avfall.	0,06	0,04	0,5	0,5
ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall.	0,7	1	10	10
Farlig avfall som deponeres ved deponier for farlig avfall.	5	5	50	30

Elementene i tabell 1 er fokuset for denne oppgaven. Disse elementene vil bli analysert med formålet om å finne trend for utlekking og deres påvirkninger. Verdiene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall vil være de mest relevante for denne oppgaven.

Hovedmålet med studien beskrevet i denne oppgaven er å utforske hvordan pH kan optimaliseres for å redusere utlekkingen av elementene i tabell 1 fra flyveaske. Fokuset er lagt på antimon, bly, kadmium og molybden. Dette er utfordrende metaller, som alle har et høyt potensial for å gjøre skade på miljøet. Prosessen utført på Langøya vil bli undersøkt ved ulike pH-verdier, samt utlekking av metaller/metalloider. Metallenes tilstandsformer i både fastfase og væskefase vil være relevant, og skal derfor også undersøkes.

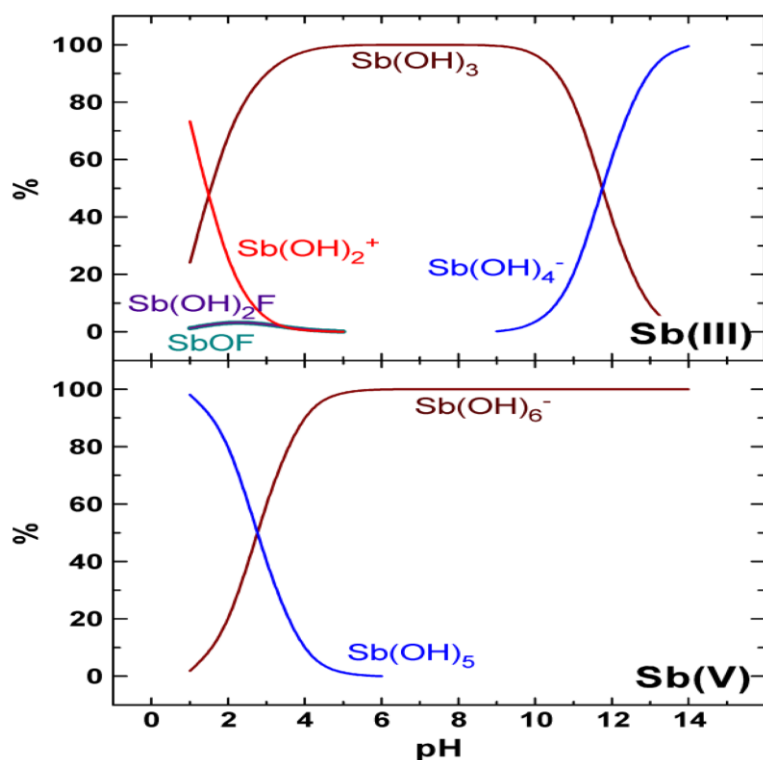
Arbeidshypotesen er basert på data fra litteraturen, og viser at utlekkingen av Sb, Pb, Mo og Cd kan reduseres ved optimalisert pH. Dette vil tilfredsstille kravene for utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall, gitt i vedlegg II til kapittel 9; Deponering av avfall i avfallsforskriften (Klima- og miljødepartementet, 2019) (Appendix I, tabell 11). Dette prinsippet kan også gjelde for andre metaller nevnt i Avfallsforskriften.

## 2 Teoretisk bakgrunn

### 2.1 Antimon

Antimon (Sb) havner i miljøet via ulike naturlige og antropogene kilder. Det har ingen positiv effekt for levende organismer, og kan ha negative effekter ved økende konsentrasjoner. Det brukes i halvleder-industri i dioder, infrarøde detektorer og Hall-effekt apparater. Bly styrkes også om det legeres med Sb. Toksisitet av Sb forekommer enten via yrkesrelatert eller under medisinsk behandling. Yrkesrelatert eksponering kan føre til irritasjon for luftveiene, pneumonokoniose (støvlunge) og Sb prikker i huden (Sundar & Chakravarty, 2010).

Toksisiteten til Sb styres av tilstandsform og eksponering, og tilstandsformen av Sb er styrt av konsentrasjonen, pH, systemets oksid-reduksjons potensiale (Eh) og ligand-konsentrasjon (Zhang & Davison, 2000). Antimon kan forekomme ved ulike oksidasjons-trinn (-III, 0, III, V), hvor III og V er de vanligste tilstandsformene i naturlige systemer. I miljøet, biologiske- og geokjemiske systemer er Sb til stede som uorganisk antimon [Sb(III)] og [Sb(V)]. Både Sb (V) og Sb (III) vil i løst form danne oksyanioner, som er følsomme for pH (figur 1). Vi kan i figur 1 se store endringer ved mindre endringer i pH (Simeonidis et al., 2017).



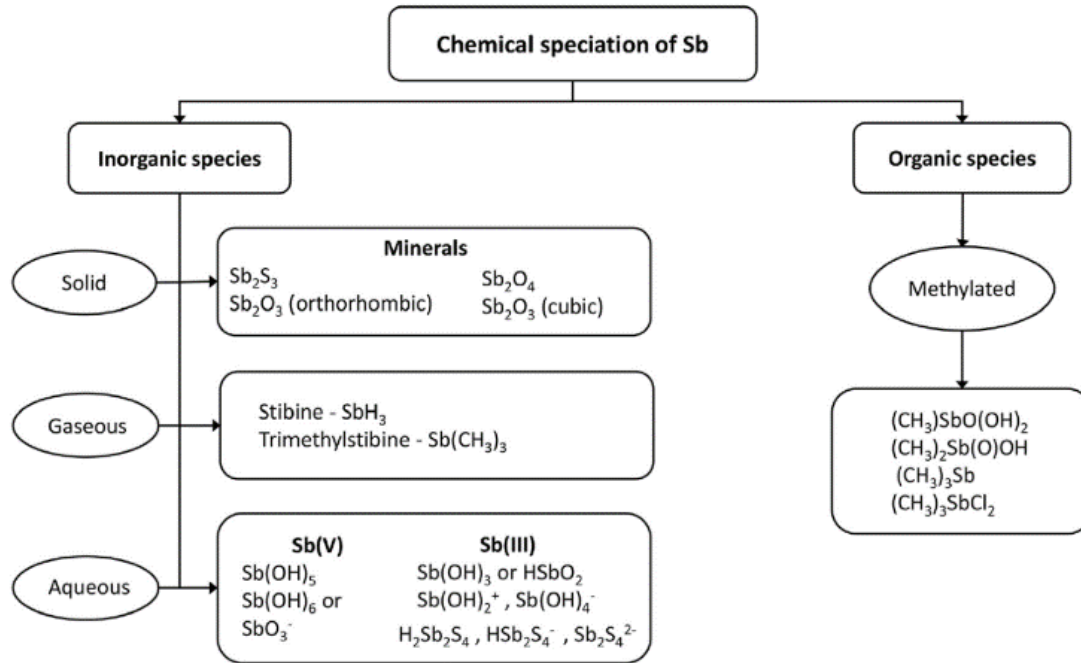
Figur 1: Tilstandsform diagram som viser antimon former for Sb(V) og Sb(III) (Simeonidis et al., 2017).



Sb(III) er eksempelvis ti ganger så toksisk som Sb(V). Uorganisk Sb er også mer toksisk enn sine organiske sammensetninger, som mono- og di-metyl-arsen (Sánchez-Rodas et al., 2017). Som vist i figur 1, er 5-verdig antimonat ( $\text{Sb(OH)}_6^-$ ) den mest dominerende formen for løst Sb under oksiderende forhold ( $\text{pH} > 3$ ), mens 3-verdig antimonitt ( $\text{Sb(OH)}_3$ ) er den mest dominante løste formen under reduserende forhold (Okkenhaug et al., 2012).

Mobiliteten til Sb styres altså av oksidasjonen av Sb(O) til Sb(III) og Sb(V), samt prosessene som kontrollerer løseligheten av Sb(III) og Sb(V). Mineraloverflatene spiller en viktig rolle i oksidasjonsprosessen. Dette kommer av at Sb(III) oksidasjonen i en homogen løsning med  $\text{O}_2$  er kinetisk hindret og ekstremt saktegående. (Johnson et al., 2005). Mobile former av Sb er kontrollert av naturlig utfelling og adsorpsjons prosesser. Antimon kan immobiliseres i fellinginger med alkalimetaller, som kan gi svært stabile mineralfaser. Noen eksempler er kalsium antimonat;  $\text{Ca}_2\text{Sb}_2\text{O}_7$  eller magnesium antimonat;  $\text{MgSb}_2\text{O}_6$  (He et al., 2019). Oksihydroksider av jern-, mangan- og aluminiummineraler binder Sb i naturlige systemer.

$\text{Sb(OH)}_6^-$  er et oksyanion med tilstanden Sb(V). Dette er den mest stabile og tryggeste formen.  $\text{Sb(OH)}_6^-$ , også kalt deprotonert antimonsyre. I sure miljøer vil man se mer av  $\text{Sb(OH)}_5$ , hvor vi har valensformen Sb(III). Sb(III) er den mer miljøfarlige formen for Sb.  $\text{Sb(OH)}_3$  er den mest foretrukne, løste formen av Sb(III) under anoksiske forhold (Mason et al., 2012). I figur 2 vises de ulike tilstandsformene som har blitt nevnt i dette avsnittet.



**Figur 2:** Kjemiske tilstandsformer av antimon som kan finnes i naturlige systemer (Herath et al., 2017)

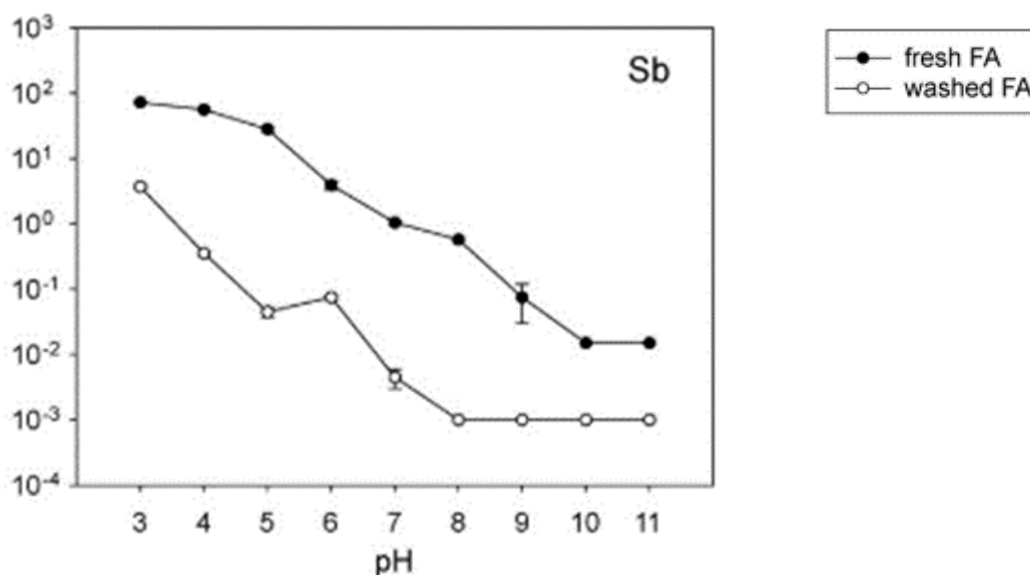
Jern kan felles som en rekke oksider, hydroksider og oksihydroksider. Først som amorfe former, men som med tiden blir krystallinske og får mer stabile former. Disse forbindelsene finner man en stor variasjon av i vann-, jord- og sedimentsystemer. Et eksempel på et oksihydroksid er goethitt ( $\text{FeOOH}$ ). Denne type forbindelse kalles også HFO (hydrous ferric oxide). Goethitt er en god sorbent for  $\text{Sb(III)}$  og  $\text{Sb(V)}$ .  $\text{Sb(III)}$  binder seg sterkere til hydroksider, og over en bredere pH skala sammenlignet med  $\text{Sb(V)}$ . Siden ladningen til hydroksidfellinger er pH avhengig, vil sorpsjon av Sb til disse også være pH-avhengig. I en studie publisert av He og Wang i 2019 (He et al., 2019), ble det vist at  $\text{Sb(III)}$  ble sterkt absorbert til mineralets overflate over et bestemt pH-intervall (3-12), mens adsorpsjon av  $\text{Sb(V)}$  bare foregår når pH er høyere enn 7 (He et al., 2019).

Jernforbindelser er en viktig sorbent for Sb. Basert på en studie gjort av Blay et al. (2000) ble det studert på sorpsjonen av  $\text{Sb(III)}$  og  $\text{Sb(V)}$  i jord. I forsøket ble  $\alpha\text{-FeOOH}$ ,  $\text{Fe}_2\text{O}_3$ , kaolinit, montmorillonitt, og illitt observert. Forsøkene viste at Sb sorpsjon til oksihydroksider (HFO) av Fe er de sterkeste. Bindingene skjer mest sannsynlig kovalent (indre sfære) for begge formene av antimon. Dette vil si at ionene har kvittet seg med vannmolekylene bundet til ionet. Resultat vil bli spesifikke bindinger der man deler elektronpar. Sorpsjon til leirpartikler

var igjen svake, og bindingen skjedde mest sannsynligvis ved elektrostatisk tiltrekning (ytre sfære). Ionene beholder fortsatt vannmolekylene på overflaten, men trekkes mot/bindes til en overflate med motsatt ladning (Blay, 2000).

Både fem- og treverdig Sb er sterkt hydrolysert, og danner komplekser med sulfider. Antimon (III) danner sterke komplekser med kloridioner og organiske ligander, spesielt de i tiol gruppen. Antimon (III) kan derfor bli stabilisert ved kompleksdannning med organiske ligander (Johnson, Moench et al. 2005).

I avfall kan man forvente en Sb konsentrasjon på rundt 10-60 mg/kg, men dette kan variere, da det selvsagt er betinget av opphavsmaterialet. Selv med en høy konsentrasjon av antimon er tilstandsformen det viktigste for flyktigheten, samt fordelingen under forbrenning (Johnson, Moench et al. 2005). Oppførselen til Sb under forbrenning viser at rundt halvparten ender opp i bunnasken, mens den siste halvparten ender opp i flyveaske. Dette styres av en rekke ulike faktorer, som type avfall, forbrenningstemperatur og tilstedeværelse av andre elementer som kan påvirke flyktigheten til Sb (Filella et al., 2019).



**Figur 3:** Utlekking av Sb som en funksjon av pH for ubehandlet og vasket flyveaske (Vitkova et al., 2009)

I studiet utført av Vitkova et al. (2009) ser man i figur 3 utlekking av Sb i ubehandlet og vasket flyveaske. Det vises en klar trend, med en synkende utlekkingskonsentrasjon ved stigende pH.

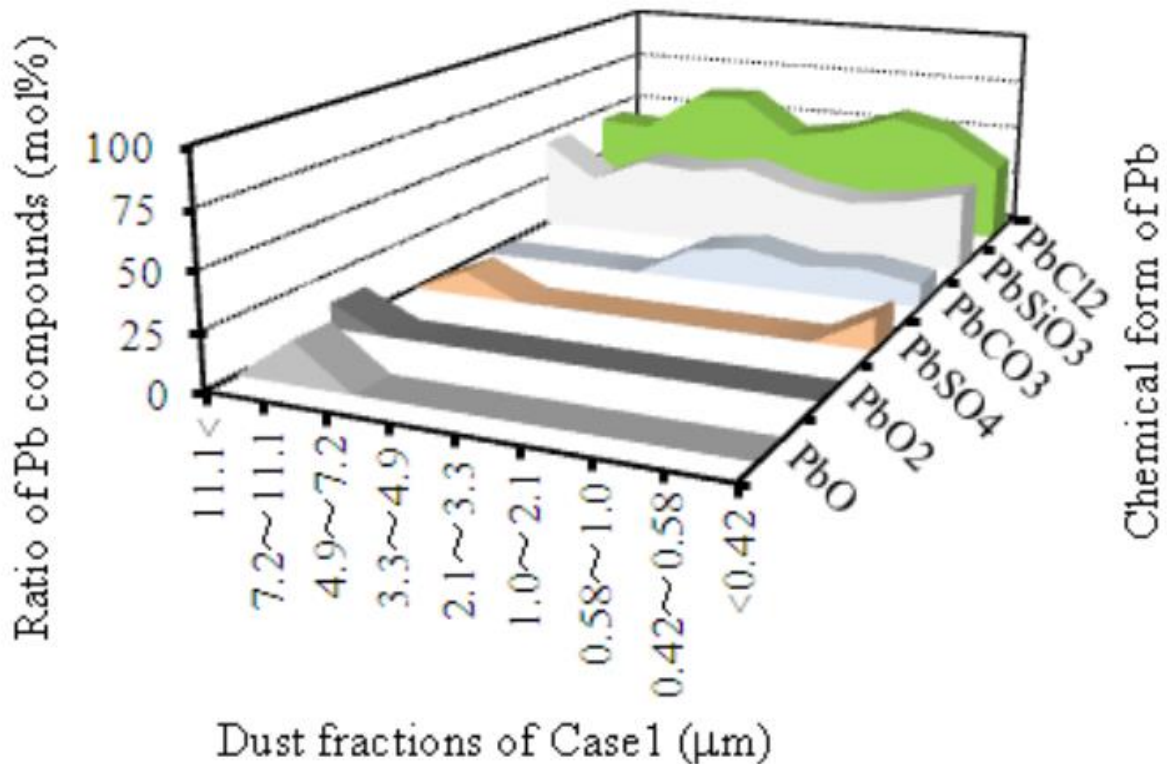
Den behandlede flyveasken viser naturligvis lavere konsentrasjoner, men trenden er fortsatt mye den samme (Vitkova et al., 2009).

## 2.2 Bly

Metallisk bly har en relativt lav løselighet, og små mengder av løst  $Pb^{2+}$  er vanligvis bundet til røtter og organisk materiale i jord, samt Mn- og Fe-oksider. Som et resultat av dette er oppholdstiden av bly i jord svært høy (Knechtenhofer et al., 2003). Bly har en rekke bruksområder, som blybatterier, ammunisjon, beskyttelse mot radioaktiv stråling med mer. Fremstillingen av Pb utvinnes fra blyglans,  $PbS$ , men siden Pb er såpass giftig, har bruken av Pb blitt redusert så mye som mulig. Både uorganiske og organiske blyforbindelser er giftige, samt at noen er kreftfremkallende.

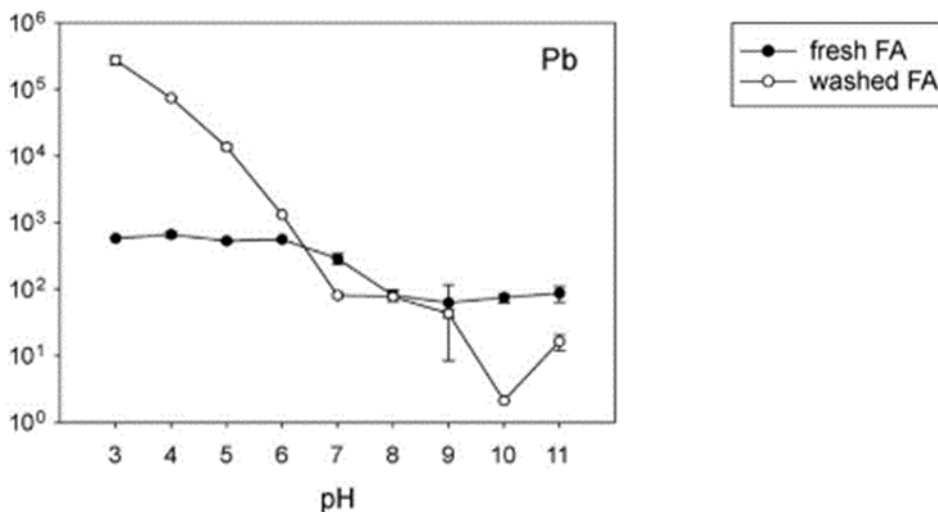
Bly forekommer ved de to oksidasjonstrinnene (II) og (IV) i deres formasjoner. Blyoksider finnes i formene blymonoksid ( $PbO$ ) med bly (II), og blydioksid ( $PbO_2$ ) med bly(IV).  $PbO$  kan finnes i to former, litharge og massicot. Litharge har en treagonal krystallstruktur, og er stabil ved temperaturer under  $488^\circ C$ . Massicot har en ortorombisk krystallstruktur, og er stabil ved temperaturer over  $488^\circ C$ . Begge formene er uløselige i vann, men kan oppløses av syrer. Dette vil danne salter som inneholder  $Pb^{2+}$  ioner eller ionet  $PbO_2^{2-}$ . Litharge, som produseres ved luft oksidasjon, er den formen av bly som er mest brukt i industri (Britannica, 2020).

I en studie utført av Tian. S et al (2018) ble det gjort en kjemisk tilstandsformanalyse på bly i sekundær flyveaske. Forsøket viste at bly hovedsakelig eksisterte som  $PbCl_2$  og  $PbS$ . I forbrenningsanleggets flyveaske fant man hovedsakelig  $PbO$  og  $PbCl_2$  (Tian et al., 2018).  $PbCl_2$  er blant de vanligste tilstandsformene for Pb man finner i flyveaske. Forbrenningsanlegg opererer på temperaturer på  $800-1000^\circ C$ , og i dette intervallet er  $PbCl_2$  flyktig. Flyktigheten kommer av at  $PbCl_2$  har et smelte- og kokepunkt på  $501^\circ C$  og  $950^\circ C$ . Figur 4 viser de vanligste tilstandsformene man finner i flyveaske, og inndeling i fraksjonsstørrelser. Fra studiet utført av Shiota et al. (2013) ble det sett at  $PbCl_2$  og  $PbSiO_3$  står for de største andelene av Pb funnet i flyveaske for dette forsøket (Shiota et al., 2013).



**Figur 4:** Mengde av de ulike Pb tilstandsformene, kategorisert inn i ulike fraksjonsstørrelser (Shiota et al., 2013).

Figur 5 viser en jevnt over mellomhøy utlekkingskonsentrasjon for ubehandlet Pb i flyveaske (FA) fra studiet utført av Vitkova et al. (Vitkova et al., 2009). For behandlet flyveaske har man et større fall i utlekkingskonsentrasjoner, men ubehandlet flyveaske har ved lav pH høyere utlekking. Bly viser da en høyere mobilitet ved lave pH-verdier enn det Pb i ubehandlet flyveaske har.



Figur 5: Utlekking av Pb som en funksjon av pH for ubehandlet og vasket flyveaske (Vitkova et al., 2009)

## 2.3 Molybden

Molybden er et grunnstoff høyt verdsatt innenfor industri. Metallet er kjent for å kunne forbedre karakteristikken til rustfritt stål. Molybden er stabil ved vanlige temperaturer, men oksiderer ved temperaturer over 400°C. En ren metallisk form av Mo forekommer ikke naturlig, og de to vanligste valensformene er (IV) og (VI). Den mest stabile av valensformen til Mo er (VI). Om det forekommer svovlgasser rundt metallisk Mo vil det, under reduserende forhold, motstå hydrogensulfid ved høyere temperaturer. Dette kommer av at et tynt belegg av sulfid dannes på metallet. Ved oksiderende forhold vil sulfurgasser korrodere Mo raskt (Gupta, 2017). Toksisiteten til Mo er koblet til inntaket og lagring av Cu i kroppen. For mennesker som har manglende opptak av Cu, eller problemer med Cu-metabolismen, kan dette igjen være en større risk enn bare molybdens toksisitet (Vyskočil & Viau, 1999).

Molybden er resistent mot hydrokloriske- og svovelsyrer ved romtemperatur. Ved temperaturene mellom 80 og 100°C får vi en viss mengde oppløsning. Metallet oppløses sakte i nitrogensyre eller kongevann (aqua regia) ved lave temperaturer, og raskt ved høye temperaturer. Oppførselen til molybden i syreløsninger kan bli påvirket av kjemiske reagenter. Det har blitt observert at jernklorid ( $\text{FeCl}_3$ ) har en tendens til å akselerere korrosjonen av molybden i hydroklorid ( $\text{H}_2\text{O}:\text{HCl}$ ) syrer (Gupta, 2017).

Molybden eksisterer ikke naturlig i den rene metalliske formen, og av de fem oksidasjonstrinnene (II-VI) er de mest dominerende tilstandsformene Mo(IV) og Mo(VI). Molybden alene som et ionisert kation har ikke blitt observert (Gupta, 2017).

Molybden har egenskapen til å forme oksider med trioksid,  $\text{MoO}_3$ , og dioksid,  $\text{MoO}_2$ . Disse er de vanligste og mest stabile. Trioksid er et surt anhydrid, mens dioksid er et basisk anhydrid. Trioksid er den viktigste mellomliggende formen av molybden. Den reagerer sterkt med sterke syrer, særlig svovelsyre. Denne reaksjonen danner kompleksene molybdenyl ( $\text{MoO}_2^{2+}$ ) og molybdyl ( $\text{MoO}_4^{4+}$ ) kationer, som igjen former løselige former. En mengde metaller har også blitt brukt til å oksidere molybden, og disse er for eksempel Na, K, Mg, Al og Si. Sterk oksidasjon av molybden eller dens sammensetninger resulterer ofte i trioksid som sluttprodukt (Gupta, 2017).

Molybden er vanligvis konsentrert på overflaten av partiklene i flyveaske. I denne formen er Mo tre ganger så løselig som den magnetiske fraksjonen funnet i flyveaske. Oppførselen ved utlekking er karakterisert ved en ganske jevn utlekking i pH-intervallet mellom 7-12, med en mindre reduksjon ved pH 11,5. Reduksjonen kommer av at en mindre del av tilgjengelig Mo blir tatt med i formasjonen av ettringitt. I sammenligning med andre oksyanioner, er opptaket av  $\text{MoO}_4^{2-}$  til ettringitt mindre som følge av sin større størrelse. Under pH 5 viser Mo en signifikant reduksjon i løselighet. Dette kommer sannsynligvis av en økt sorpsjon på Fe(hydr)oksider og Al(hydr)oksider (Izquierdo & Querol, 2012).

## 2.4 Kadmium

I naturen er Cd vanligvis funnet sammen med sink, som er et sporelement essensielt i levende celler. Kadmium derimot har ingen biologisk funksjon, og kan være svært giftig. På et molekylært nivå forstyrrer Cd utnyttelsen av essensielle metaller som Ca, Zn, Se, Cr og Fe, samt skaper mangler for proteiner og vitaminer (Nath et al., 1984). Kadmium i naturen er ofte funnet i små konsentrasjoner, men menneskelig aktivitet har resultert i Cd forurensing ved alle verdens kontinenter, unntatt Antarktis. Dette kommer av at Cd er et biprodukt som følge av sinkproduksjonen (Elinder, 1992).

Grunnet sine mange bruksområder og egenskaper, er kadmium funnet ved høye konsentrasjoner i de fleste asker etter forbrenning. Kadmium og kadmiumforbindelser brukes for eksempel som en stabilisator i PVC (poly-vinyl-chloride), og de ble tidligere brukt som elektroder i batterier eller andre elektrokjemiske celler (Pinzani et al., 2002)

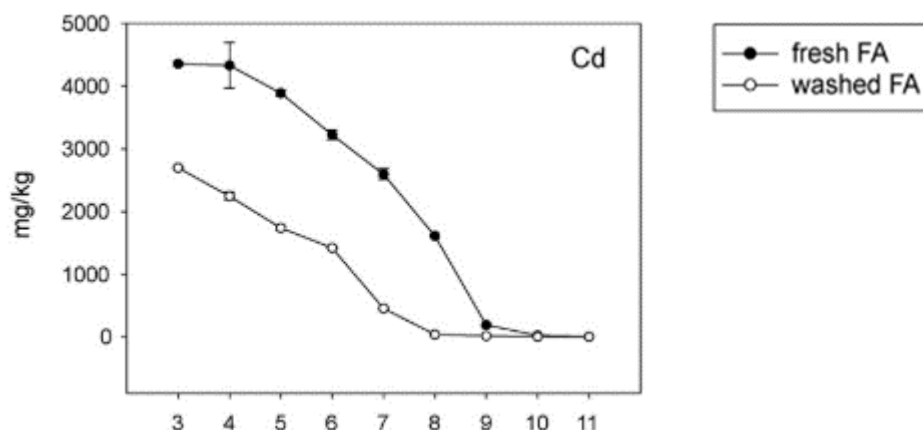
Kadmiums geokjemiske oppførsel er lik sink, som følge av den lignende elektronstrukturen og det ioniserende potensialet til de to elementene. I naturen finner man vanligvis alltid kadmium som  $Cd^{2+}$  (Thornton, 1986). Kadmiums myke karakter gjør at den har en sterk tiltrekning til myke ligander ( $Cl^-$ ), og en lavere tiltrekning til harde (O-donor ligander, f.eks  $OH^-$ ,  $CO_3^{2-}$  og noen organiske ligander). Kadmium eksisterer vanligvis som (II), men kan også finnes som (I). Saltsyre, svovelsyre og nitrogensyre kan løse opp Cd ved å fremme formasjonen av kadmiumklorid ( $CdCl_2$ ), kadmiumsulfat ( $CdSO_4$ ) og kadmiumnitrat ( $Cd(NO_3)_2$ ). Oksidasjonstrinnet (I) kan bli produsert ved oppløsningen av kadmium i en løsning med  $CdCl_2$  og  $AlCl_3$ . Dette vil resultere i formasjonen av  $Cd_2^{2+}$  (Isaure et al., 2006).



I en studie utført av Wang et al. (2006) ble det indikert at adsorpsjon er hovedmekanismen som kontrollerer Cd(II) under forskjellige pH forhold. Høye konsentrasjoner av  $NH_3$  kan også øke utlekkingen av Cd(II) i den alkaliske pH-regionen ( $pH > 7$ ) (Wang et al., 2006). Kadmium kan i avfall være bundet til karbonater ( $CaCO_3$ ) som løselige arsenat og/eller sulfater. Det kan også forekomme som  $CdCO_3$  (Lima et al., 2008).

I studiet utført av Vitkova et al. (2009) kan vi se utlekking av Cd i figur 6. Forsøket viste relativt høye konsentrasjoner ved lav pH. Ved økende pH viser grafen en sterk nedgang i konsentrasjon for både ubehandlet og vasket flyveaske. Ved pH 8-9 ligger konsentrasjonen rundt deteksjonsgrensen, og fortsetter slik fram til pH 11. Figuren viser at løseligheten av Cd synker ved økende pH (Vitkova et al., 2009).





**Figur 6:** Utlekking av Cd som funksjon av pH for ubehandlet og vasket flyveaske (Vitkova et al., 2009).

## 2.5 Restprodukt fra forbrenning av avfall

Behandling av avfall varierer fra anlegg til anlegg, men målet er det samme. Behandle og håndtere avfall som potensielt kan være skadelig. Relevant for oppgaven er forbrenningen, og det er da den faste delen av avfallet som undergår forbrenningsprosessen. Ved forbrenning rundt temperaturer på 1000-1300°C kan vann fordampe med høyt trykk og temperatur som følge av det lukkede systemet. Dampen kan igjen sendes videre til turbiner som kan frembringe elektrisitet for anlegget eller lokalbefolkningen. Energien kan også brukes til oppvarming. Etter forbrenningen sitter man igjen med asken, som kan være til bry for mange anlegg. Noen anlegg bruker sjansen til å separere og resirkulere metaller fra bunnasken. Bunnasken inneholder en ubrent fraksjon, og jernholdige og andre fraksjoner som må fjernes. Det er denne delen som kan bli solgt videre eller brukes til resirkulering. Dette gjør også at den gjenværende bunnasken er mye renere (Tang, 2017).

Gass og avfallsvann oppstår under forbrenning og rensing av røykgass. Disse kan være skadelige, og må renses før de slippes ut i miljøet. Røykgassen kan sendes til en elektrostatiske filter, som filtrerer ut støvet i gassen. En «multi-stage wet scrubber» er neste steg, hvor røykgass blir vasket. Renset røykgass blir deretter sluppet ut fra en pipe. Røykgass og rensed røykgass kalles forbrennings flyveaske eller APC (Air pollution control residues) (Tang, 2017).

Bunnasken etter separasjonen består av en fast sandfraksjon, og denne fraksjonen står for 70-80% av forbrenningsproduktet. De andre 20-30% består av flyveaske og APC avfall. Den gjenværende flyveasken har en mindre partikkelstørrelse enn bunnasken, og det er her mye

av tungmetallene oppkonsentrerer seg. Av denne grunnen blir flyveaschen behandlet som giftig avfall i de fleste land. Flyveaske har et høyt overflateareal, høy fraksjon av karbon og en høy pH i kontakt med vann (Nordmark & Lagerkvist, 2018).

Flyveaske produsert ved avfallshåndteringsanlegg har en høy pH som kan gi økt utlekkingen av løste oksianioner. Det er tidligere vist at akselerert eller naturlig forvitring, samt langtidseffekt (ageing) kan immobilisere eller redusere mobiliteten av sporelementer. Dette er mekanismer man kan gjøre seg nytte av i behandling og håndtering av flyveaske (Wang et al., 2016).

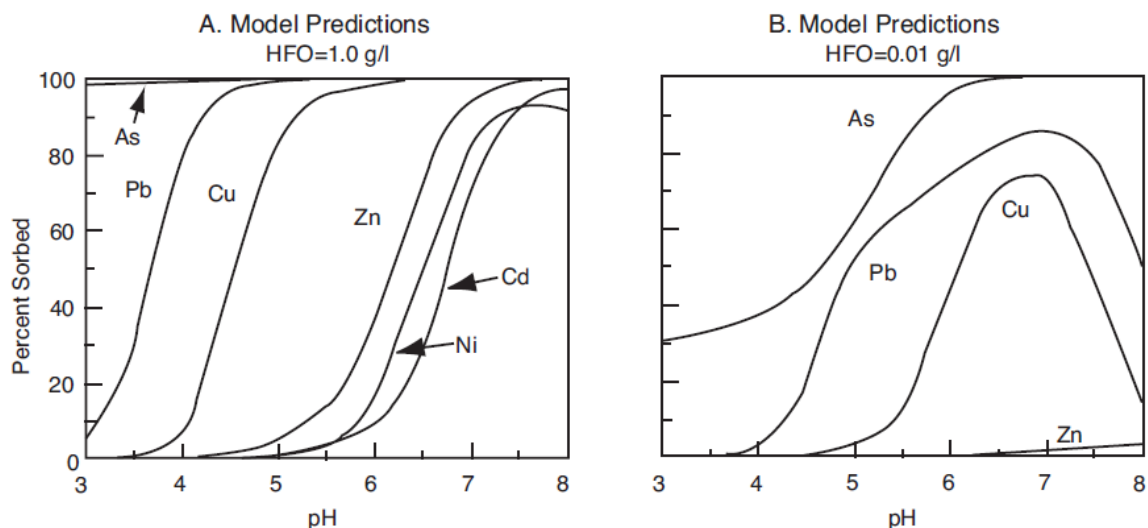
Ni et al. (2017) publiserte en studie hvor det ble sett på partikkelstørrelse i flyveaske og utlekkingssegenskaper. I dette forsøket ble det funnet ut at utlekkingen var sterkt påvirket av fordelingen av partikkelstørrelser. Det ble konkludert at utlekkingskonsentrasjonene av tungmetaller var høyere når partikkelstørrelsen minket. Dette kan skyldes at den spesifikke overflaten til flyveaske øker, som igjen vil anrike flere tungmetaller. Disse vil igjen frakte med seg løste kolloider eller partikler i sigevannet (Ni et al., 2017).

Oksi-hydroksider av Fe (HFO) er produsert ved utfelling av jernsalter, men produktene varierer i kjemisk struktur, komposisjon og fysiske egenskaper. Hydrous ferric oxides (HFO) dekker mineraler med Fe(III) og  $(OH)^-$ . Naturlig kan man finne HFO i mineralformer som goethitt, hematitt og ferrihydritt. Strukturen til alle jernoksider er «octahedral» med et sentralt Fe-ion omringet av O og OH ioner.  $\alpha$ -fasen til mineralet er mer stabil enn  $\gamma$ -fasen. I tabell 2 kan man se de ulike formlene og mineralene. De fem øverste i figuren omtales som HFO (Streat et al., 2008).

**Tabell 2:** Tabell som forklarer som viser formler, mineraler, morfologi og farge til forskjellige jernoksid materialer.

Formula	Mineral	Morphology	Colour
$\alpha$ -FeOOH	Goethite	Needles	Yellow
$\beta$ -FeOOH	Akaganeite	Rods	Brown
$\gamma$ -FeOOH	Lepidocrocite	Plates, fibrous	Orange
$\delta'$ -FeOOH	Feroxyhyte	Non-crystalline	Brown
$\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	Ferrihydrite	Spherical	Red
$\alpha$ - $\text{Fe}_2\text{O}_3$	Haematite	Cubic, ellipsoidal	Bright red
$\gamma$ - $\text{Fe}_2\text{O}_3$	Maghaemite	Very small	Reddish brown
$\text{Fe}_3\text{O}_4$	Magnetite	Needles, octahedra	Black

Mineralene tidligere nevnt oppstår ved forvitring av mineraler med Fe, OH<sup>-</sup> og svakt bundet vann. De er svært porøse og har et stort overflateareal. HFO er amfotær, noe som betyr at den kan fungere både som syre og base. Grunnet sin affinitet for organiske og uorganiske forurensinger, har de blitt brukt som sorbenter i behandlingen av avfall og urent vann (Streat et al., 2008). Som illustrert i figur 8, kan vi se at mengden sorbert er høyere med en høyere konsentrasjon av HFO. Nærmest 100 % av Pb og Cu blir sorbert ved lave pH-verdier.

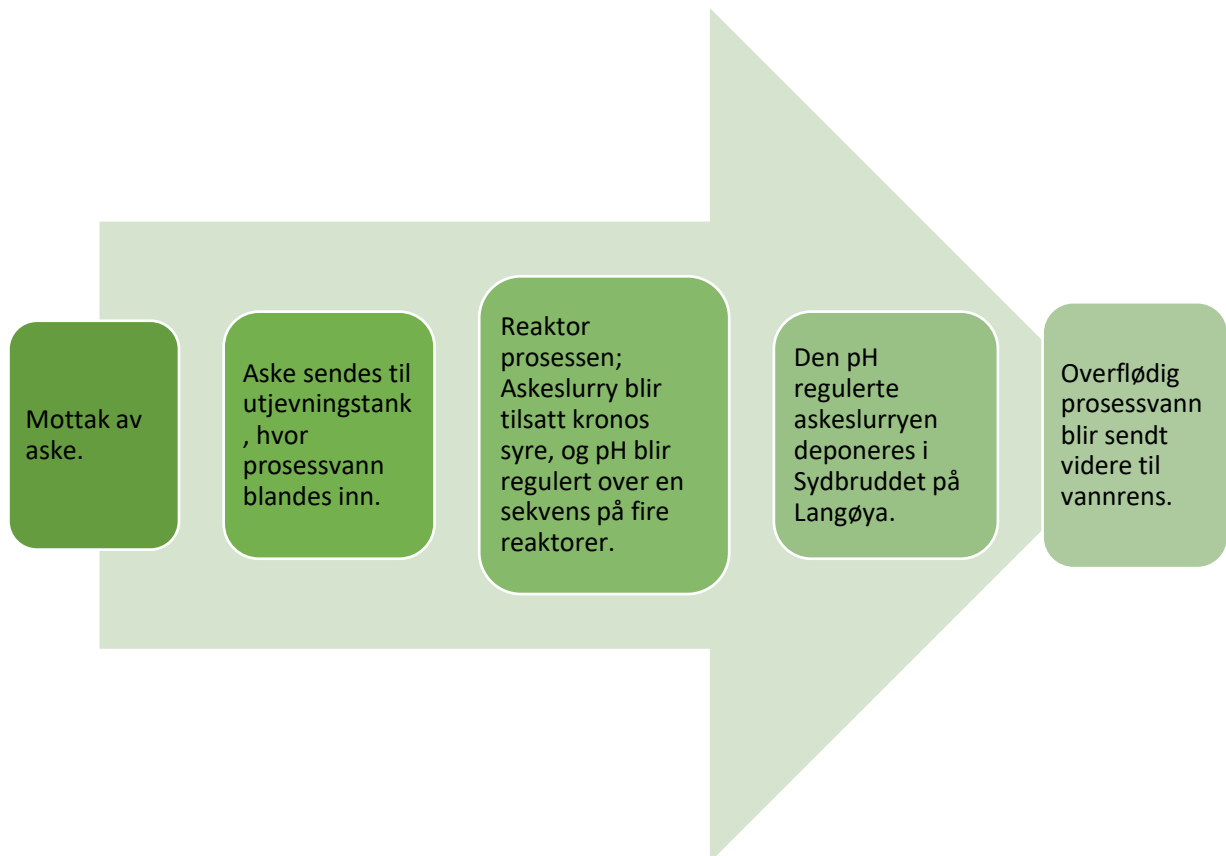


**Figur 7:** Figuren viser prosent metall sorpsjon på oksid-hydroksider (HFO) som en funksjon av pH for to ulike sorbent konsentrasjoner (Smith, 1999)

En generell trend for utlekking av metaller fra forbrenningsavfall viser en typisk U- eller V formet kurve. Det forekommer også høyere konsentrasjoner i det sure og den alkaliske pH-regionen. Dette er et resultat av utfelling/oppløsning eller sorpsjon/desorpsjon prosesser (Vitkova et al., 2009)

## 2.6 Behandling av flyveaske ved NOAH

Forsøkene gjennomført i denne oppgaven følger samme oppskrift som behandlingsprosessene på Langøya. Et forenklet flytskjema for prosessen er vist i figur 8, med en mer utfyllende figur i Appendix II (figur 24).



**Figur 8:** Forenklet flytskjema som viser prosessen utført ved NOAH AS, Langøya.

Langøya mottar aske, som enten sendes til askelageret eller direkte til blanding. Her blir prosessvann og aske blandet. Dette blir gjort ved forholdet 1,32 kg aske per liter prosessvann. Prosessvannet er vannet de bruker til blanding, og det inneholder en mindre mengde metaller. Det blir det også tilsatt brent kalk (CaO). Deretter blir askeblandingen fraktet til det som på Langøya blir kalt R0 (Reaktor 0). Her blir svovelsyren fra Kronos Titan tilsatt, og nøytraliseringen starter. Askeblandingen blir pumpet igjennom 5 nøytraliseringstanker (R0-R4), hvor pH blir regulert konstant. Denne prosessen foregår over 90 minutter. Når nøytraliseringen er over pumpes blandingen til Sydbruddet på Langøya, hvor den deponeres som gipsslurry. Prosessvannet her blir sendt videre til vannrens, etter et opphold i vannbassenget.

## 3 Materiale og metoder

---

### 3.1 Materiale

Materialene brukt i forsøket ble anskaffet av NOAH AS. Flyveasken ble hentet ut 26.06.19. Asken ble hentet ut før den ble prosessert i anlegget. Prosessvann ble blandet inn med asken for å gjøre det mulig å få det på slurryform. Dette ble gjort i forholdet 1,32 kg aske per liter prosessvann. Blandingen ble gjort på NOAH, og 50 liter av denne blandingen ble hentet ut. Prosessvannet ble hentet ut fra anlegget, og er det samme som de bruker i behandlingen av avfallet. Syren som brukes kalles Kronos syre. Denne kommer fra Kronos Titan i Fredrikstad. Dette er en svovelsyre på 20% med en pH rundt 2-3.

Nedenfor er det en karakterisering av de tre komponentene brukt i studiet. I tabell 3 kan vi se utlekkingen av de elementene som denne oppgaven har valgt å fokusere på. Her er askeblandingen blitt filtrert med blue ribbon filtre og buchner trakt, men har ikke gjennomgått prosessene som ellers ville vært utført. Denne askeblandingen er ikke tilsatt syre, og har derfor en høy pH på 11,5.

**Tabell 3:** Utlekkingskonsentrasjoner for molybden, kadmium, antimon, bly, jern og aluminium fra de tre komponentene brukt til studiet uten behandling. Målt i mg/l.

Elementer	Sb	Pb	Cd	Mo	Fe	Al
Enheter	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Aske	0,017	2,8	1,4	1,5	0,089	0,22
Syre	0,0075	0,36	0,0037	0,83	36000	-
Prosessvann	0,12	0,012	0,13	1,7	0,045	0,19

#### 3.1.1 XRF

I tabell 4 har vi resultatene for XRF for nullprøven. Denne prøven er ikke tilsatt syre, og beskriver bare innholdet i asken, blandet med noe prosessvann. Prøven ble filtrert en gang, slik at vi kunne få en fast masse. Denne ble deretter tørket og analysert i XRF. Dette ble gjort for å finne totalinnholdet av metallene i asken. LOI står for loss of ignition, og denne finnes ved å varme prøven til en bestemt temperatur. Når dette gjøres vil mengden av flyktige substanser reduseres, og oppvarmingen vil fortsette til massen ikke endres videre.

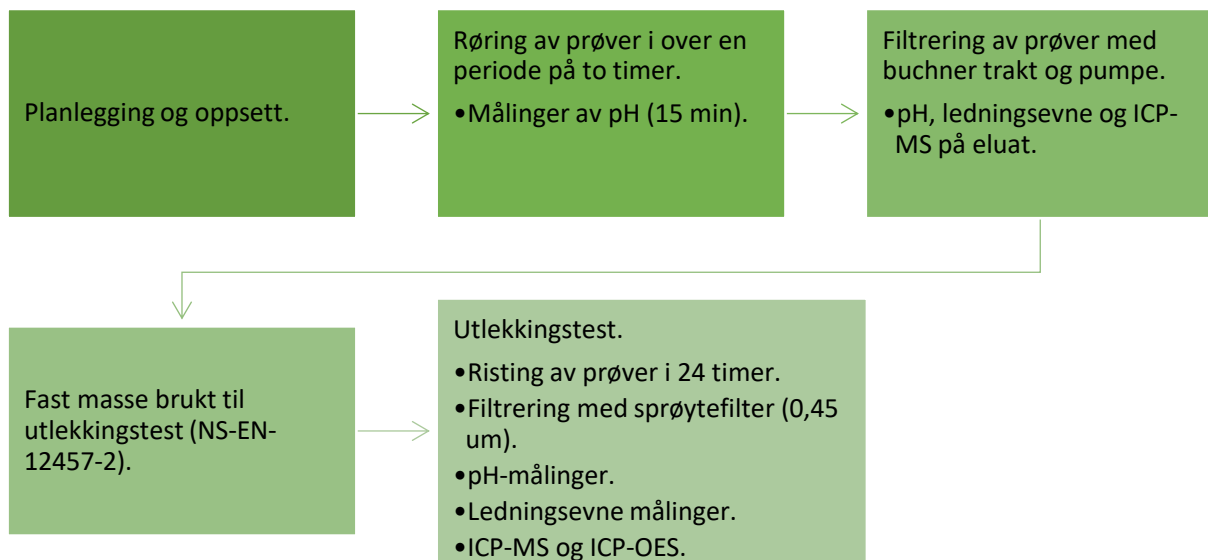
**Tabell 4:** XRF resultater for Al, Fe, Mo, Pb, Sb og Cd. Resultatene beskrevet i mg/kg. Analyse gjort av nullprøve.

Element	Metode	LOI	Al	Fe	Mo	Pb	Sb	Cd
DUFAS-2214	TQ pellets spinner	%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
		33,63	24580	10210	37,9	3243	776,5	116,8

## 3.2 Metoder

### 3.2.1 Oppsett

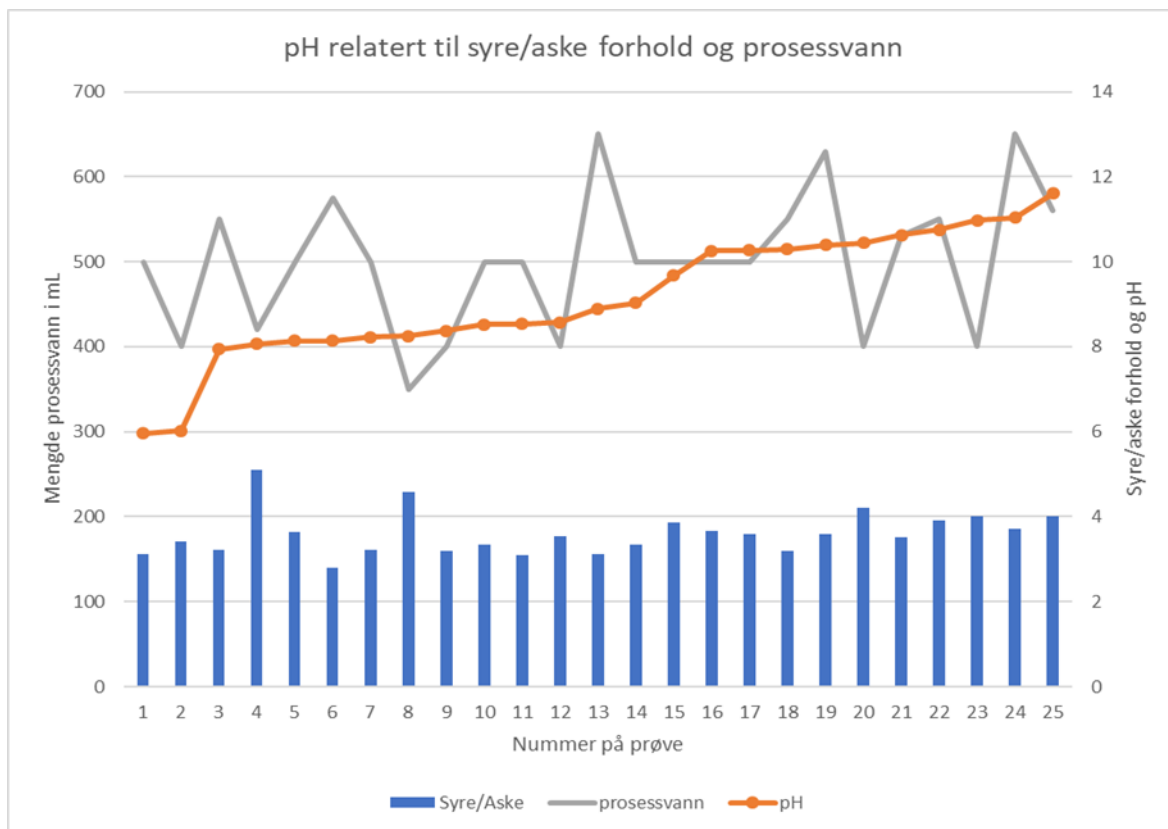
En oversikt over oppsettet for forsøkene er vist i figur 9.



**Figur 9:** Oversikt over de ulike prosessene gjort i forsøkene.

For å kunne simulere behandlingen av askeblandingen, ble det brukt svovelsyre fra Kronos Titan og prosessvann. Det ble satt opp seks magnetrørere, og de hadde et 1-L begerglass plassert på hver av dem. Syre ble først tilsatt, og deretter ble aske og prosessvann blandet inn. Syre/askeforholdet og mengden av prosessvann har variert. Dette var for å holde de svakere magnetrørerne i gang, samt at pH måtte reguleres ved visse tilfeller. Dette har gitt store variasjoner i pH, med pH-verdier mellom 6 og 12. De ulike kombinasjonene av syre, aske og prosessvann er vist i figur 10 etter stigende pH. Det er derfor ulike mengder av de ulike komponentene i hver enkelt prøve. For å simulere oppholdstid i anlegget på Langøya, ble prøvene satt til en røretid på 120 minutter. Hvert 15 minutt ble det målt pH i prøven. Målet

var å lande på et pH-intervall mellom 7,8 og 9,4. Noen prøver med pH >10 ble også produsert. Hver dag ble det produsert 2-3 prøver (totalt 64), alle med samme metode som beskrevet tidligere.



**Figur 10:** Viser blandingene mellom syre/aske og prosessvann, samt hvordan pH følger de ulike forholdene.

### 3.2.2 Filtrering

Etter siste pH-måling, ble prøvene filtrert. Dette ble gjort med en Buchner trakt, vakuumpumpe, erlenmeyer kolbe og blue ribbon filtre. Buchner trakten ble koblet til erlenmeyerkolben, og pumpen festet til kolben.





**Figur 11:** Oppsettet brukt til filtrering. Viser erlenmeyerkolbe, buchner trakt øverst, og pumpen koblet til.

Filtret på 100mm i diameter ble plassert i toppen av buchner trakten, og deretter ble filtreringsprosessen startet. Figur 11 viser oppsettet brukt i forsøket. Produktene etter filtrering blir da et eluat, og en fast masse med syrebehandlet aske. Eluatet ble overført til 50mL plastrør, med rundt 45mL prøve per rør. Dette ble gjort i 5 rør. 2 av disse gikk til NOAH, hvor en prøve var konservert med dobbeldestillert HCl, og en konservert med dobbeldestillert HNO<sub>3</sub>. Konserveringen ble gjort ved å tilsette syre til det tilsvarende 10% av den totale mengden av prøven. Det samme ble gjort med de resterende 3 parallellene. Produktet fra denne delen av forsøket blir videre igjennom oppgaven kalt prosessvann. Gjenværende prøve ble brukt til å måle ledningsevne (EC) og pH. En utfordring ved filtreringen var at prøvene som ble filtrert sist, hadde stått en god del lenger tid enn den første prøven som ble filtrert. Dette kan ha gitt utslag på pH.

### 3.2.3 Utlekkingstest etter norsk standard (NS-EN-12457-2)

Når prøvene var konserverte, ble eluatene plassert i kjøleskap for lagring. Over natten ble 25g av den faste delen av prøvene plassert i et varmeskap på 105°C. Disse ble tørket over natten, og deretter veid. Med denne vekten kunne jeg regne tørrprosent ved formelen:

Vekt før/Vekt etter\*100

Neste del var å bruke tørrprosenten til å kalkulere hvor mye tørrstoff som var nødvendig for å utføre en standard utlekkingsstest etter norsk standard (NS-EN 12457-2). Her ble det brukt en utregningskalkulator programmert på et excel ark. Denne tar utgangspunkt i L/S10, og gir mengde tørrstoff og mengde ionebyttet vann som skal brukes til innblanding. Mangel på 1L flasker, gjorde at vi måtte stille ned tørrprosenten fra 90g til 40g. Dette gjorde at vi kunne bruke 0,5 L flasker. Ionebyttet vann ble nå blandet sammen med askemassen fra etter filtrering i første fase av eksperimentet (beskrevet i 3.2.2.). Etter norsk standard skal deretter prøvene settes på ristebrett i 24 timer pluss/minus 30 minutter.

### 3.2.4 Utlekkingstest Filtrering

Etter 24 timer med risting, ble flaskene plassert til sedimentering i 20 minutter. Deretter ble sprøytefiltre og filtre med en porestørrelse på 0,45µm brukt. Det ble filtrert ut 50 mL prøve, og disse ble konserverte med salpetersyre, før de ble sendt videre til analyse ved ICP-MS og ICP-OES. pH og ledningsevne ble målt i eluatet etter filtrering for hver av prøvene. Resultatene skaffet fra dette eluatet blir videre omtalt som utlekkingsvann.

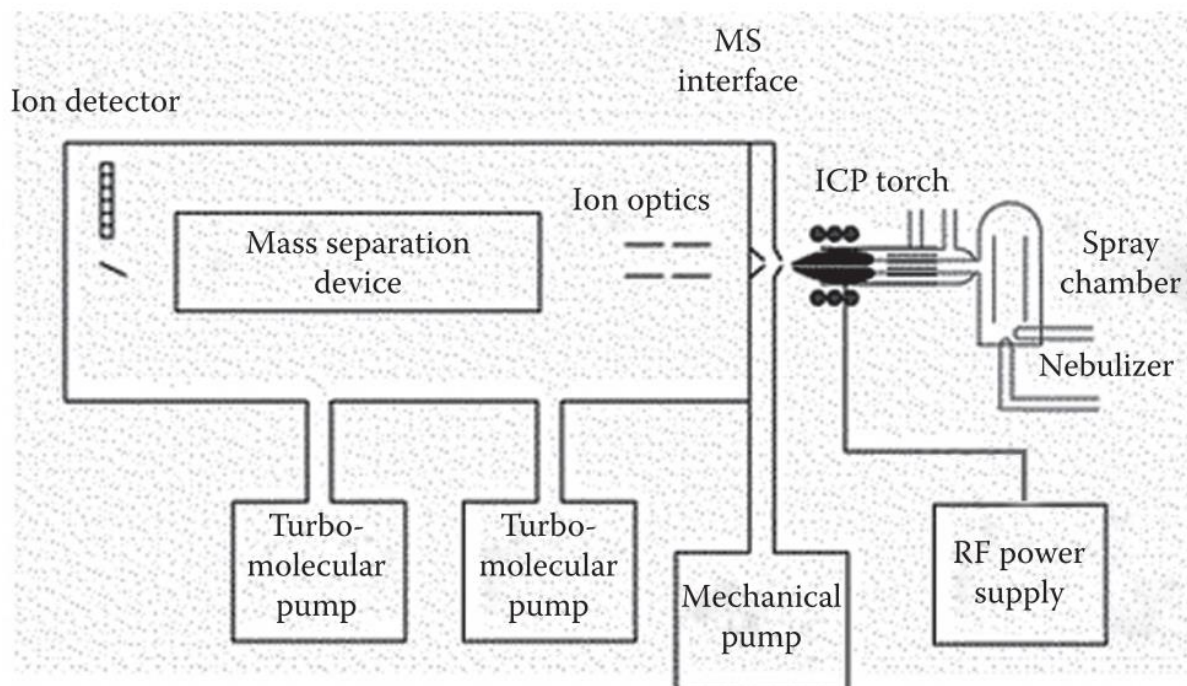
## 3.3 Analyse

### 3.3.1 pH og elektrisk konduktivitet

pH-målinger ble gjort med en PHM210 Standard pH meter. Elektroden ble kalibrert hver dag før forsøkene ble satt i gang, samt sjekket med standard løsning. Elektrisk konduktivitet ble målt med en 712 Conductometer.

### 3.3.2 Prinsippet bak ICP-MS

Inductively Coupled plasma mass spectrometry eller ICP-MS er en analyse teknikk brukt for å finne elementer, og mengdene av disse elementene. Metoden er brukt innenfor de fleste forsknings felt. Teknikken gjør det mulig å bruke ekstremt lave deteksjonsgrenser (ppt), men gir også muligheten til å kvantifisere på et litt høyere nivå (ppm). ICP-MS innehar en kombinasjon av en høy-temperatur ICP (Inductively coupled plasma) kilde med et masse spektrometer. Prøven, vanligvis i væske form, blir pumpet med 1 mL/min. Prøven blir pumpet inn i en forstøvingsrør hvor den blir omgjort til en fin aerosol. Prøvematerialet ioniseres i argon plasma, med temperaturer mellom 8000-10000°C, og her blir molekylene og atomene atomisert og ionisert. Videre blir de akselerert av et elektrisk felt til en fokusert ionestråle. Denne ionestrålen passerer et magnetfelt og et elektrostatisk felt. Dette gjør at ionene blir separert etter masse og elektrisk ladning. Ionene blir igjen fokusert før de blir sendt inn i massedetektoren. Prosessen illustreres i figur 12 nedenfor (Thomas, 2013).



**Figur 12:** Vanlige komponenter i en ICP-MS (Thomas, 2013).

### 3.3.4 Analyse med ICP-MS

Alle filtrerte prøver ble analysert med ICP-MS teknikken. Prøvene ble analysert for Al, Ti, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Se, Mo, Cd, Sb, Pb og Bi. Prøvene ble fortynnet 10 og 100 ganger.

Deteksjonsgrensene for de fire viktigste elementene var 0,00077 ug/l for Sb, 0,62 ug/l for Pb, 0,0061 ug/l for Mo og 0,00066 ug/l for Cd. For å lettere kunne sammenligne konsentrasjonene med utlekkingskriteriene fra avfallsforskriften, ble enhetene gjort om fra mg/L til mg/kg ved utregning.

Prøve (mg/L) \* Totalt væskevolum (L) / Totalt vekt tørket prøve (kg) = mg/kg

### 3.3.5 Prinsippet bak ICP-OES

Når plasmaenergi blir tilført en analyseprøve fra utsiden, vil elementene bli eksitert. Når de eksiterte atomene returnerer til lavere energinivåer vil strålingen som slippes ut, samt strålingen som korresponderer til fotonets bølgelengde bli målt. Elementtypen er bestemt basert på posisjonen til fotonet. Innholdet i hvert element blir derfor bestemt ved å se på strålingens intensitet.

For hvert grunnstoff som skal kvantifiseres, måles intensiteten av strålingen ved en eller flere karakteristiske bølgelengder for grunnstoffet. Vanligvis pumpes en løsning av prøven in i plasma. Dette skjer via en forstøver, som igjen danner en fin aerosol av prøven. Prøven transporteres videre gjennom plasmaet, og høy temperatur fører til at prøvekomponentene atomiseres og ioniseres. En mindre del av atomene/ionene eksiteres, og idet når de går tilbake til sine grunntilstander, får man den karakteristiske elektromagnetiske strålingen. Denne strålingen blir deretter målt med et høyoppløselig optisk spektrometer (Hitachi High-Tech GLOBAL, 2020).

### 3.3.6 Analyse med ICP-OES

Prøvene ble utvannet 10 og 100 ganger, og elementene som analysen ble utført på var Ca, K, Mg, Na og S. Disse ble sett på da de kan være viktige komponenter i sorpsjonsprosesser med metallene tidligere analysert. Deteksjonsgrensene var 0,0027 mg/l for Ca, 0,0057 mg/l for K, 0,0015 mg/l for Mg, 0,047 mg/l for Na og 0,042 mg/l for S.

### 3.3.7 Statistikk

For å finne sammenheng mellom pH i eluatet og utlekking av elementene, ble det utført en ANOVA-analyse. En T-test ble utført med et signifikansnivå på  $P < 0,05$  for å finne en signifikant

sammenheng mellom utlekkingskonsentrasjon og pH. All statistikk ble gjennomført med JMP PRO 2019.

### 3.3.8 Geokjemisk modellering i Visual Minteq

Visual Minteq versjon 3.1 (Gustafsson, 2013). ble brukt for å finne ut hvilke tilstandsformer elementene ligger ved innenfor ulike pH-intervaller. Det ble også sett på metning av de ulike tilstandsformene ved de samme pH-intervallene. Input data var de målte konsentrasjonene av elementene, samt pH-verdiene 6,73, 8,25, 9,06, 9,98 og 11,01. Elementene var Ca, Mg, Sb(V), Mo(VI), SO<sub>4</sub>, Cl, Pb, Al, HCO<sub>3</sub>, Cd, Fe. Pb, Mo, Cd, Sb og Al og disse ble omregnet fra ug/L til mg/L. Svovel har blitt omregnet til SO<sub>4</sub>, da vi antar at det er dette man finner i prøven. Det var ikke organisk materiale i disse prøvene. Aktivitetsmodellen brukt var Davies modell, og temperaturen var satt til 25°C. Det var ikke gjort noen forsøk på klorid og bikarbonat nivåene, så dette måtte ekstraheres fra Gudny Okkenhaug (2020). Det blir derfor bare en antatt konsentrasjon for disse elementene. Verdiene brukt for modellering kan finnes i Appendix III.

## 4 Resultater og diskusjon

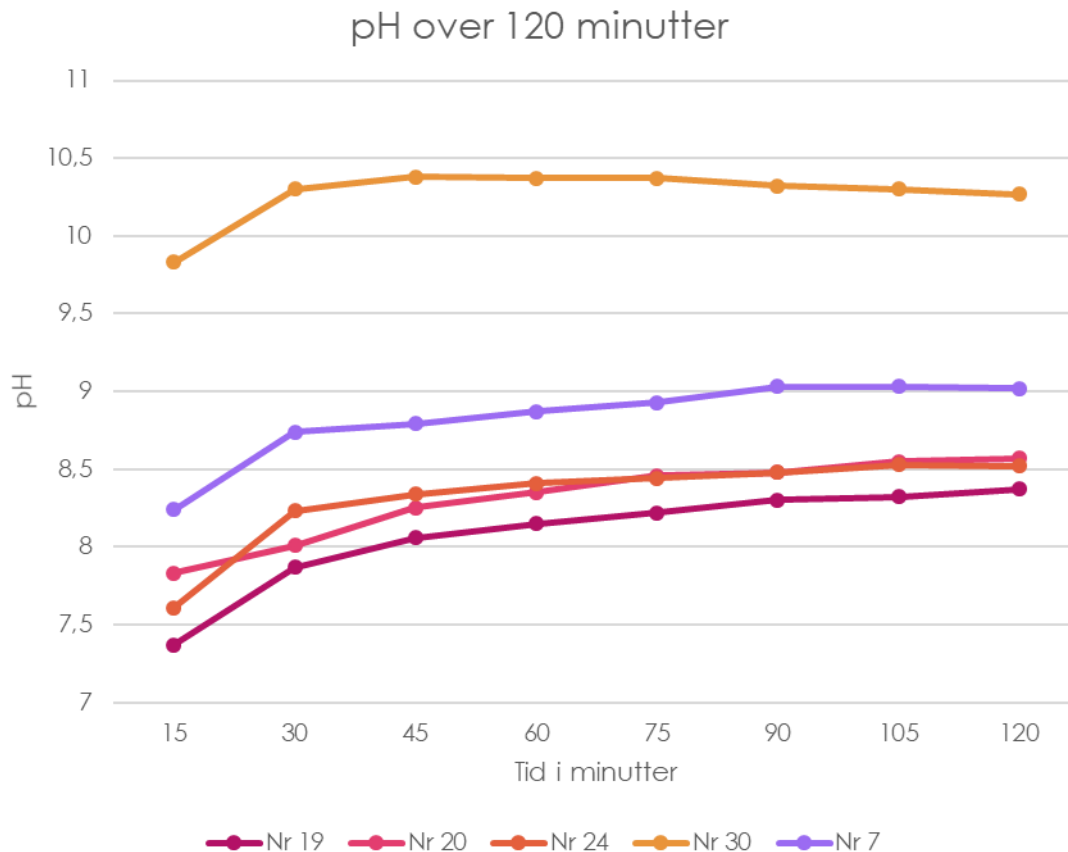
---

I dette studiet har en forkortet versjon av NOAHs prosess, beskrevet tidligere i kapittel 2.5, blitt utført med visse endringer. Forenklingen er gjort for å korte ned tid, og for å gjøre håndtering i laboratoriet enklere. Disse forenklingene kan ha hatt mindre påvirkninger på resultatene, men ikke mer enn at resultatene, med visse justeringer, ventes å være relevant for senere håndtering i stor skala. Innholdet i asken som blir mottatt på Langøya varierer i innhold, da de får avfall fra en rekke forskjellige kunder.

### 4.1 Endringer i pH i prosessen over tid

I anlegget på Langøya er behandlingstiden i de fire reaktorene (beskrevet i kapittel 2.5) 90 minutter etter innblanding av syre, samt korreksjoner til pH. I oppgaven har vi økt behandlingstiden til 120 minutter. Dette ble gjort for å se om noen av de kjemiske parameterne endret seg ved en økt behandlingstid, som strekker seg utover de 90 minuttene som er standard prosedyre ved NOAH.

Figur 13 viser endringer i pH i prosessert avfall over en tidsperiode på 120 min. pH-verdiene økte mye de første 30 minuttene, for deretter å flate ut. De neste 75 minuttene viser en svakere stigning, hvor de siste 15 minuttene i noen tilfeller viser en slak nedgang. I figur 13 ser vi pH-verdiene over tid for utvalgte prøver (nr. 7, 19, 20, 24 og 30). Prøve nr. 30 ligger på en høyere pH-verdi enn resten av prøvene (9,7-10,5). Prøve nr. 30 ser ut til å synke noe utover mot 120 minutter. Prøve nr. 19 starter ved den laveste pH-verdien målt blant disse prøvene, men viser ingen nedgang over tid. Prøvene har ulik pH i starten, men ved samtlige av prøvene ble det vist en økning over tid. Etter 90 minutter så pH ut til å stabilisere seg.



**Figur 13:** Graf som viser pH i prosessert avfall satt opp mot tid.

### 4.3 Konsentrasjoner av metaller og antimon i prosessvann og utlekkingsvann ved ulik pH

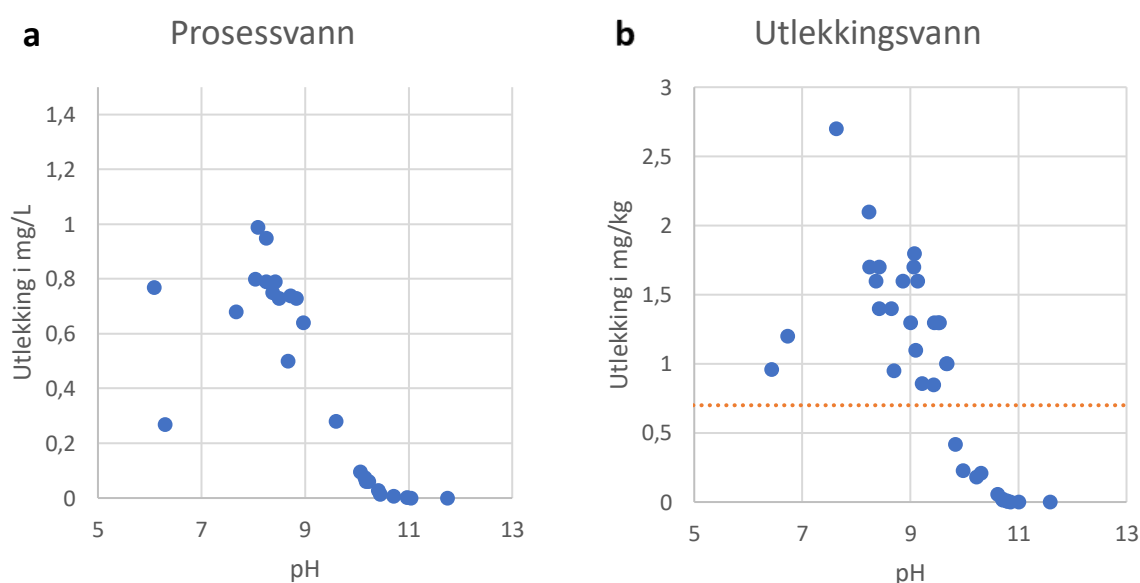
Resultatene i de påfølgende kapitlene omfatter to etterfølgende behandlingsmåter:

1. **Prosessvann fra prosessert avfall** (aske, syre): Vannfasen (eluat) etter filtrering av prosessert avfall (resultater oppgitt i ug/L). Metoden er beskrevet i kapittel 3.2.2.
2. **Utlekkingsvann fra utlekkingsstest på prosessert avfall:** Eluat fra utlekkingsstest med prosessert avfall (faststoff) og vann. Utlekkingsstesten er gjennomført etter standard NS-EN-12457-2. Konsentrasjonene er omregnet fra ug/L til mg/kg for å kunne bli sammenlignet med utlekkingskriterier gitt i avfallsforskriften. Metoden er beskrevet i kapittel 3.2.4.

### 4.3.1 Antimon

I figur 14a ser vi konsentrasjonen av Sb i prosessvannet. Ved pH 10-10,5 ligger konsentrasjonen relativt nær deteksjonsgrensen (0,0008 ug/L). Konsentrasjonen av Sb (mg/L) øker kraftig ved pH 9, og går fra en konsentrasjon på 0,1 mg/L ved pH 10 til 1 mg/L ved pH 8. Ved lavere pH enn 8 er resultatene noe varierende, men det er fortsatt mulig å se en synkende trend. Det høyeste utlekkingspunktet kommer ved pH 8.

I figur 14b ble det ved pH 11,5 målt en marginal økning (ikke synlig i figur 14b). Fra pH < 9,8 har vi en utlekkingskonsentrasjon under utlekkingskriteriene på 0,7 mg/kg. Fra denne pH-verdien er det en økende konsentrasjon frem til pH 8 (2,1 mg/kg). Ved pH 7,6 ser man en høy konsentrasjon på 2,7 mg/kg, men etter dette punktet synker konsentrasjonen igjen, og ved pH 6,5 har man en konsentrasjon på 0,96 mg/kg. Resultater fra utlekkingstest viser at utlekkingskriteriet overskrides ved pH < 9,5. Etter utført ANOVA analyse ble det ikke oppdaget at pH hadde en signifikant effekt på konsentrasjon for utlekkingsvannet, med en  $p > 0,05$

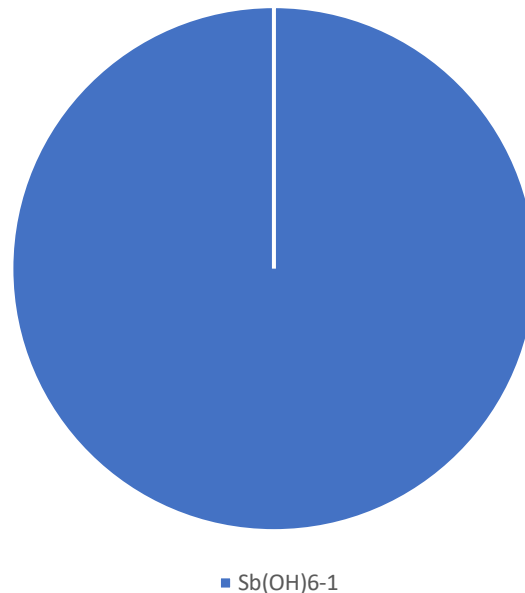


**Figur 14:** a) Sb i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Sb i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930).



Resultatene fra modelleringen (figur 15) med Visual Minteq, viser at antimon i dette forsøket domineres av formen  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  både i prosessvannet og utlekkingsvannet for pH-intervallet 6,73-11,01.

Tilstandsform av Sb for alle de ulike pH-verdiene



**Figur 15:** Tilstandsformen for Sb basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformen er beskrevet under diagrammet, og vist med prosenter. Diagrammet viser tilstandsform ved alle de ulike pH-verdiene.

I en studie gjort av Wilson et al. (Wilson et al., 2010) ble de mest stabile termodynamiske tilstandsformene for Sb i jord diskutert. Dette ble sett på som en funksjon av redokspotensialet og pH. I løpet av forsøket ble det funnet ut at  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  er den termodynamiske foretrukne tilstandsformen til Sb(V), over et vidt spekter av miljø relevante betingelser. Dette er tilstandsformen man ser i figur 15, som står for 100% av tilstandsformene i denne oppgaven.

Tabell 5 viser modelleringsresultater for metning (Saturation index, SI) av Sb mineraler. Vi ser at forekommer overmetning av ettringitt for pH 9,88 og høyere (SI 1,4 – 4,5). Ved lavere pH er ettringitt undermettet. Fra pH 9,88 og lavere har vi overmetning av Ca-antimonat (SI 0,21-0,62).  $\text{Sb}_2\text{O}_5$  viser ikke overmetning i løpet av det valgte pH-intervallet.

**Tabell 5:** Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Sb. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning.

pH	6,73	8,25	9,06	9,88	11,01
<b>Tilstandsformer for antimon</b>					
<b>Sb<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (s)</b>	-12,704	-15,44	-17,061	-20,673	-27,563
<b>Ca-antimonate</b>	0,219	0,628	0,625	-1,041	-6,018
<b>Ettringitt (Ca<sub>6</sub>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>(OH)<sub>12</sub>·26H<sub>2</sub>O)</b>	-13,682	-6,036	-2,094	1,422	4,499

\*Sb foreligger som solid solution i ettringitt strukturen.

Den økende konsentrasjonen i prosessvann og utlekkingsvann i våre forsøk, samsvarer godt med data fra Vitkova et al. (2009), se Figur 2 (kapittel 2.1). De fant også en kraftig økning av Sb i eluatet ved pH 8-9 ved tilsats av syre. Dette er rundt pH-området hvor resultatene fra figur 14 viser en tydelig økning i Sb konsentrasjon. I figur 2 er også lavere pH-verdier dekket, og figuren bekrefter at utlekking øker med synkende pH. Utlekking av Sb fra ubehandlet flyveaske viser en høyere konsentrasjon over hele pH-intervallet (fra pH 3 til 11), og dette stemmer overens med figur 14 fra egne resultater. Dette er også å forvente, da prøven har blitt behandlet. I en lignende studie utført av Wang et al. (Wang et al., 2016) ble utlekkingen av Sb studert ved høyere pH-verdier (10,9-12,08). Det ble også vist en signifikant økning i utlekkingskonsentrasjon for pH-verdier i området 7,8-10,9. Dette samsvarer med resultatene til Vitkova et al. (2009), samt egne resultater.

Fra en studie utført av Okkenhaug et al. (2013) ble det sett på hvor avhengig løseligheten av Sb var ved ulike pH-verdier. Ved pH-verdier på 11,5-12,5 var løselighet av Sb lav, mest sannsynlig som følge av ettringitt (Ca<sub>6</sub>Al<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>(OH)<sub>12</sub>·26H<sub>2</sub>O). Fra pH 10 og lavere ble det målt en signifikant økning av konsentrasjoner for Sb med synkende pH (Okkenhaug et al., 2013). Studiet utført her er også med på å videre bekrefte egne resultater fra figur 14.

Fra figur 14 ser vi at konsentrasjonen av Sb ligger nær deteksjonsgrensen ved pH 10-11. Dette kan skyldes dannelsen av ettringitt. Ettringitt har som vist i tabell 5 overmetning fra en pH-verdi på rundt 9,5, og Sb(OH)<sub>6</sub><sup>-</sup> overtar plassen til SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> i denne ettringitt formasjonen. Før innblandingen av Kronosyre var Sb medfelt med ettringitt. Som følge av behandlingen med syre ble ettringittfelling oppløst, og Sb ble frigjort.

Ved alkalisk pH er løseligheten av Sb i flyveaske kontrollert av ettringitt (Meima & Comans, 1998). Ettringitt blir mer stabil ved høyere pH, og formasjonen kan enkelt brytes ved pH-verdier rundt 7-9.  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  blir tatt inn i krystall strukturen ved en substitusjon av et annet anion. Vanligvis er denne strukturen ettringitt, og den kan bare forekomme ved alkalisk pH. Ettringitt har blitt funnet i både bunn- og flyveaske, hvor det kontrollerer løseligheten av flere elementer. Det har blitt vist at ettringitt er svært fleksibel, og sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) kan byttes ut med en rekke andre forbindelser. Det er også her Sb kan foreligge (Meima & Comans, 1998).

For pH 9,06 og lavere viser våre modellberegninger at antimon er svakt overmettet av Ca-antimonat (SI 0,2 – 0,6). Dette betyr at ettringitt formasjonen er i oppløsning, og at Ca-antimonat (romeitt) styrer løseligheten. Innenfor pH-intervallet (9,06-6,73) har vi en ganske kraftig økning i konsentrasjon. Dette kan betyr at løseligheten til Ca-antimonat er høyere enn ettringitt. Vi ser også en ganske svak overmetning. Konsentrasjonen av Ca i løsning kan muligens være for lav til å produsere en stabil romeitt formasjon.

I en studie utført av Cornelis, G et al (2012) blir det vist at antimon nærmer seg likevekt med Ca-antimonat ( $\text{Ca}[\text{Sb}(\text{OH})_6]_2$ ) ved sur og nøytral pH. Ettringitt er som tidligere beskrevet et viktig mineral for binding av Sb rundt pH 11,5. Når pH synker til under 10,5, løses ettringitt opp. Antimon ender igjen opp i løsning, og nærmer seg likevekt med Ca-antimonat rundt pH 9. Fra resultatene kommer det fram at Ca-antimonat har overmetning ved pH 9,06 og lavere. Dette kan komme av sorpsjon til jern (Cornelis et al., 2012).

Komposisjonen av Ca-antimonat, holder seg ikke konstant som  $\text{Ca}[\text{Sb}(\text{OH})_6]_2$  ved høy pH, men heller som  $\text{Ca}_{1+x}\text{Sb}_2\text{O}_6(\text{OH})_{2x}$ . Ca-antimonat har en variabel struktur som er avhengig av Ca-konsentrasjonen og pH. Som følge av den variable strukturen, gir den forskjeller i løselighet. Dette gjør at Sb konsentrasjonene viste variasjoner over pH-intervallet brukt i studiet. Sb nærmet seg likevekt med  $\text{Ca}_{1+x}\text{Sb}_2\text{O}_6(\text{OH})_{2x}$  rundt pH 11,9-12,08. Videre ble det oppdaget at likevekten gradvis gikk over til  $\text{Ca}[\text{Sb}(\text{OH})_6]_2$  mellom pH 9-7,8 (Verbinnen et al., 2016).

Studiet utført av Wang et al. (2016) viser også til overmetning av Ca-antimonat ved pH-verdier under 9. Under pH 7,2-7,8 falt Sb konsentrasjonen, og det predikeres at dette kan skyldes adsorpsjon av HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . (Wang et al., 2016). Figur 14 fra egne resultater viser en

synkende utlekkingskonsentrasjon fra pH 7 og lavere, som muligens skyldes adsorpsjon til HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Innholdet av HFO i prosessert avfall er ofte høyt.

I en studie utført av Leuz et al. (2006) ble det oppdaget at HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$  kan produsere en stor mengde positive ladninger på overflaten, i tilfeller hvor pH synker under 9. Dette gjør at  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  kan bli absorbert til disse overflatene. Dette kan senke utlekkingsegenskapene til Sb ved lavere pH-verdier (Leuz et al., 2006). Fra resultatene kan vi se at Sb har en synkende utlekkingskonsentrasjon ved pH 6-7. Også forsøket utført av Wang et al. (2016) antar at det kan være et resultat av at HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$  absorberer Sb ved disse pH-verdiene (Wang et al., 2016). I tilfeller hvor vi har Sb(III), i formen  $\text{Sb}(\text{OH})_3$ , mener litteraturen at dette adsorberes sterkt til jernoksider. Sb(III) er den mest toksiske formen for antimon, men finnes ofte ved lave konsentrasjoner. Den lave konsentrasjon er et resultat av nettopp denne adsorpsjonen (Cornelis et al., 2012).

Løseligheten til romeitt er bestemt av pH og innholdet av Ca. Romeitt er et Ca-antimonat mineral. Ved lavere pH-verdier, eller ved lavere konsentrasjoner av Ca vil romeitt ha en økt løselighet. Dette vil igjen føre til økt utlekking av Sb. Derfor kan tilsetning av CaO,  $\text{CaCl}_2$  og  $\text{CaCO}_3$  forsterke formasjonen av Ca-rik romeitt, og gjøre den mindre løselig. Tilsetning vil av disse forbindelsene selvsagt gi en høyere konsentrasjon av Ca, men også øke pH i løsningen. CaO og  $\text{CaCl}_2$  har en høyere løselighet enn  $\text{CaCO}_3$ , men sist nevnte øker ikke pH eller klorid utlekking fra blandingene (Van Caneghem et al., 2016).

$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$  og  $\text{FeCl}_3$  kan forsterke dannelsen av ettringitt, som igjen kan medfelle  $\text{Sb}(\text{OH})_6^-$  på overflaten. Problemet med tilsetning av Fe forbindelser er at adsorpsjon ved pH-verdier relevant brukt under prosessen er for høye, og adsorpsjonen vil mest sannsynlig ikke være effektiv. (Van Caneghem et al., 2016).

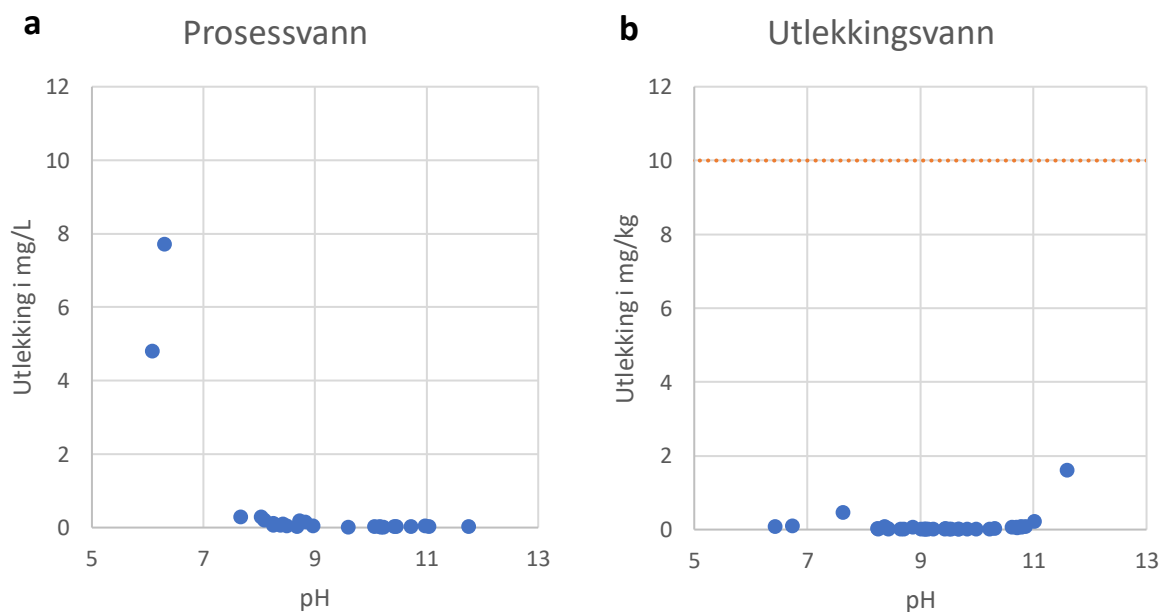
Ved å sammenligne alle resultatene med ulike studier, har forløpet til Sb i flyveaske blitt mulig å forstå. Antimon ligger bundet som ettringitt før tilførsel av syre, hvor det så skjer en oppløsning. Fra pH 9,5 og videre opp skalaen har vi igjen overmetning av ettringitt, og dette kan forklare en synkende utlekking fra og med denne pH-verdien. Fra pH rundt 7 til 9,5 har vi overmetning av Ca-antimonat, og i dette intervallet styrer dette løsningen av Sb. Ved pH-verdier under 7 blir det observert et fall i utlekkingskonsentrasjoner, og dette kan forklares med adsorpsjon til HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Det ble spekulert i at dette kunne være tilfellet i flere ulike

studier. Tilsetning av CaO, CaCl<sub>2</sub> og CaCO<sub>3</sub> kan være med på å minske konsentrasjonene av Sb i løsnig.

#### 4.3.2 Bly

Fra figur 16a kan man tydelig se at konsentrasjonen av Pb fra pH 11,9 til 8 ligger rundt deteksjonsgrensen på 0,0006 mg/L. Under pH 8 begynner man å se høyere konsentrasjoner, og ved pH 6,2 har vi en topp på 7,7 mg/L. Ved pH 6 (4,8 mg/L) faller konsentrasjonene igjen, men det er for få observasjoner til å kunne konkludere med hva som er kritisk pH for når blykonsentrasjonen starter å synke.

I figur 16b ligger Pb langt under utlekkingskriteriet på 1000mg/kg. Ved pH 11 kan det observeres tendenser til en økende konsentrasjon (1,6 mg/kg), men manglende data for pH>12 gjør det ikke mulig å se om denne trenden fortsetter videre. Mellom pH 11 og 8 kan man observere at utlekkingskonsentrasjonen ligger ved deteksjonsgrensen (0,006 mg/kg), med en liten økning ved pH 7,6 (0,45 mg/kg). Til motsetning av figur 16a, kan vi se at Pb ikke har den samme stigningen i konsentrasjon ved pH 6-7. Resultatene ble testet i JMP PRO. Etter utført ANOVA analyse ble det oppdaget at pH hadde en signifikant effekt på konsentrasjon for utlekkingsvannet, med en  $p > 0,05$ .

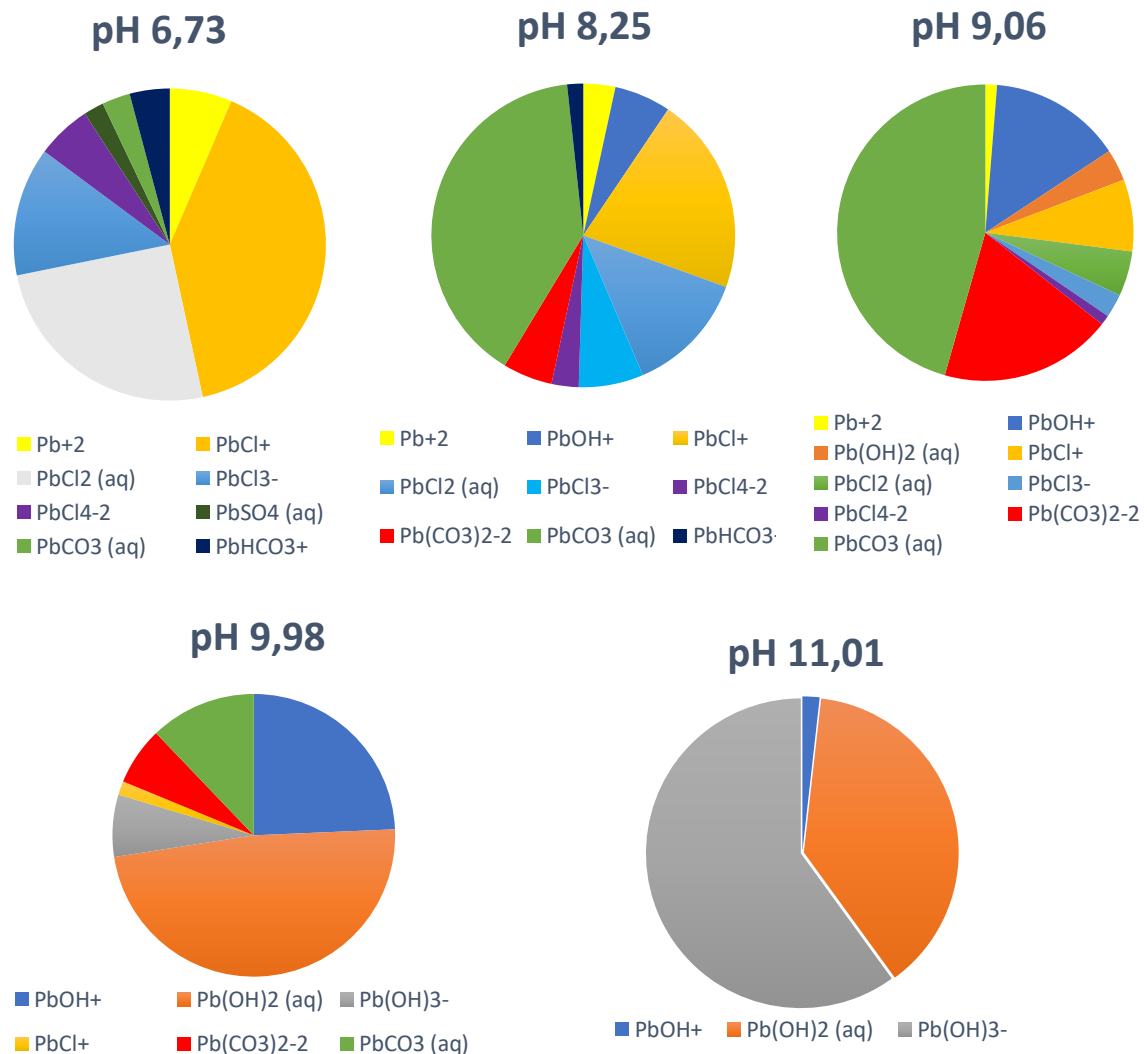


**Figur 16:** a) Pb i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Pb i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og

*farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930).*

Figur 17 viser det at Pb ved pH 6,73 finnes i mange forskjellige tilstandsformer, og at den mest dominerende formen er  $\text{PbCl}^+$  (40%). Deretter har vi  $\text{PbCl}_2$  som utgjør 25% av totalen, mens  $\text{PbCl}_3^-$  utgjør 13%. Ved pH 8,3 er tilstandsformen til Pb dominert av  $\text{PbCO}_3$ , med 40%. Deretter har vi  $\text{PbCl}^+$  og  $\text{PbCl}_2$  som utgjør henholdsvis 21% og 13%. Fra figur 17 ser vi flere forbindelser mellom Cl og Pb. Dette kan være et resultat av at forbrenningsanlegg vanligvis opererer innenfor temperaturintervallet på 800-1000°C. Innenfor dette intervallet vil  $\text{PbCl}_2$  være flyktig. Dette kommer av at smelte og kokepunktet til  $\text{PbCl}_2$  ligger mellom 510-950°C (Shiota et al., 2013)

Tilstandsformene til Pb ved pH 9,1 domineres av blykarbonat ( $\text{PbCO}_3$ ). Videre utgjør  $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^-$  en andel på 19%, og  $\text{PbOH}^+$  en andel på 14%. Ved pH nær 10 observeres det at  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  utgjør den overlegent største andelen med 48%. Videre utgjør  $\text{PbOH}^+$  en andel på 24%.  $\text{PbCO}_3$  har ved pH ~ 10 sunket til 12%, sammenlignet med da pH ~ 9. Til slutt ser vi at tilstandsformene av Pb ved pH 11, domineres av  $\text{Pb}(\text{OH})_3^-$  som utgjør 60% av totalen. Det er likevel rikelig  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  i prøvene (38%), mens svært lite  $\text{PbOH}^+$  (ca 2%) gjenstår.



**Figur 17:** Tilstandsformer for Pb basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosent.

Fra tabell 6 kan vi lese av hvilke tilstandsformer av Pb som viser over- og undermetning. Fra pH 6,73 til 9,06 viser PbMoO<sub>4</sub> overmetning (1,968-0,455 SI) og undermetning ved høyere pH-verdier. Pb<sub>2</sub>(OH)<sub>3</sub>Cl viser overmetning (1,295 SI) ved pH 11,01, med undermetning ved pH < 11,01. Videre viser Pb(OH)<sub>2</sub> overmetning mellom pH 9,98 og 11,01 (0,845-2,579 SI), og undermetning ved lavere pH.

**Tabell 6:** Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Pb. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning.

pH	6,73	8,25	9,06	9,98	11,01
<b>Tilstandsformer for bly</b>					
<b>PbMoO<sub>4</sub> (s)</b>	1,968	0,601	0,455	-0,405	-0,669
<b>Pb<sub>2</sub>(OH)<sub>3</sub>Cl (s)</b>	-5,065	-4,084	-2,508	-1,15	1,295
<b>Pb(OH)<sub>2</sub> (s)</b>	-2,271	-1,489	-0,296	0,845	2,579

I studiene der Vitkova et al. (2009) testet utlekking av Pb, Sb og Cd (Vitkova et al. 2009), viser konsentrasjonen av Pb i prøvene med vasket flyveaske en synkende utlekkingskonsentrasjon med økende pH frem til 10 (Figur 4, del 2.2). Vasket flyveaske ble produsert over seks trinn, hvor en kumulativ L/S ratio på 60L/kg ble oppnådd. Over pH 10 viste tallene en tydelig økning av utlekket Pb. Samme tendens kan også observeres fra egne resultater (figur 16). Der blir det sett at løst Pb øker når pH stiger fra 10 til 11. Dette kan skyldes dannelsen av det løselige komplekset; Pb(OH)<sub>3</sub><sup>-</sup> som vist i figur 17.

I et forsøk utført av Johnson et al. (1996) ble løseligheten av Pb og Cd i flyveaske studert som en funksjon av pH. Resultatene viste at løseligheten av Pb var høyest ved pH 4. Dette stemmer med funnene fra egne resultater, som viser at Pb-konsentrasjonene er høyest ved laveste målte pH i prosessvann (pH 6) (Johnson et al., 1996).

Som tidligere sett i resultatene, kan det observeres at bly ligger et godt stykke under utlekkingskriteriene beskrevet i avfallsforskriften. Det har blitt vist at det forekommer overmetning av Pb-mineraler. Forekomst av HFO i fast fase kan resultere i at Pb adsorberes, men løseligheten vil sannsynligvis være styrt av mineralene. Løseligheten til bly er vist å være på sitt minste mellom pH 9 og 10 (Shim et al., 2005)

Fra figur 7 (del 2.6) kan vi se at løseligheten av Pb styres av HFO. Ved 1 g/L HFO ser vi at 100% Pb blir adsorbent allerede ved pH 5. I figur 7 er det kun HFO i systemet. Fra egne resultater har vi en høy Pb-konsentrasjon og en rekke andre elementer (Mo, Cl, karbonat). Dette skaper litt ulikheter mellom egne resultater og studiet, men det viser likevel hvordan HFO virker inn på løseligheten av Pb. Videre i studiet ble det sett på mindre mengder HFO. Lavere konsentrasjon av HFO vil selvsagt ikke produsere en like sterk adsorpsjon, og vi ser at den synker ved pH 7. Dette kan komme av konkurranse med hydroksider og tilstandsformer av karbonat.

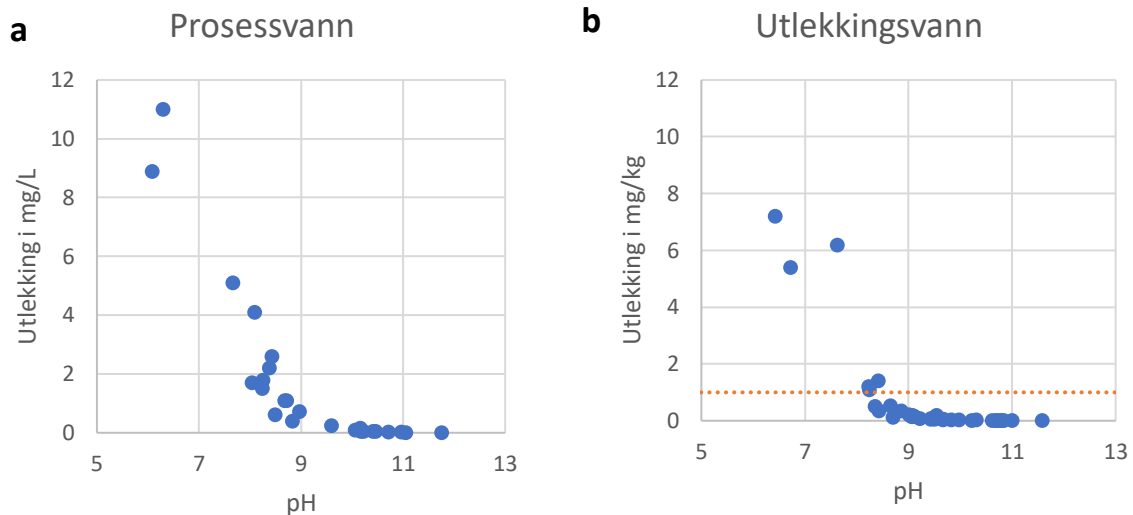


Ved pH 11 ble det sett en økning i konsentrasjon noe som mulig kan forklares av studiet utført av Fedje et al. (2010). I dette studiet ble det sett på om oppløsning av  $\text{Pb(OH)}_2$  kan være kilden til hydroksidkomplekser i løsning. I studiets kalkulasjoner var  $\text{Pb(OH)}_2$  antatt å være kontrollerende for løselighet, og denne tendensen viste seg å synke med økende pH. Dette kommer av at formasjonen av  $\text{Pb(OH)}_3^-$  er foretrukket framfor  $\text{Pb(OH)}_2$  ved  $\text{pH} > 11$ . Sammenlignet med egne resultater vist på figur 17, kan det virke som at dette stemmer. Ved pH 10 ligger  $\text{Pb(OH)}_3^-$  ved en svært lav prosentandel, mens  $\text{Pb(OH)}_2$  står for 48%. Ved pH 11 snur det, og resultatene viser en større prosentandel av  $\text{Pb(OH)}_3^-$ . I det utførte studiet ser de på pH-verdien 12,4, hvor fordelingen mellom de to forbindelsene er enda større (Fedje et al., 2010). Økningen i konsentrasjon vist i figur 16b kan være et resultat av en høyere prosentandel  $\text{Pb(OH)}_3^-$ , som igjen er svært løselig.

#### 4.3.3 Kadmium

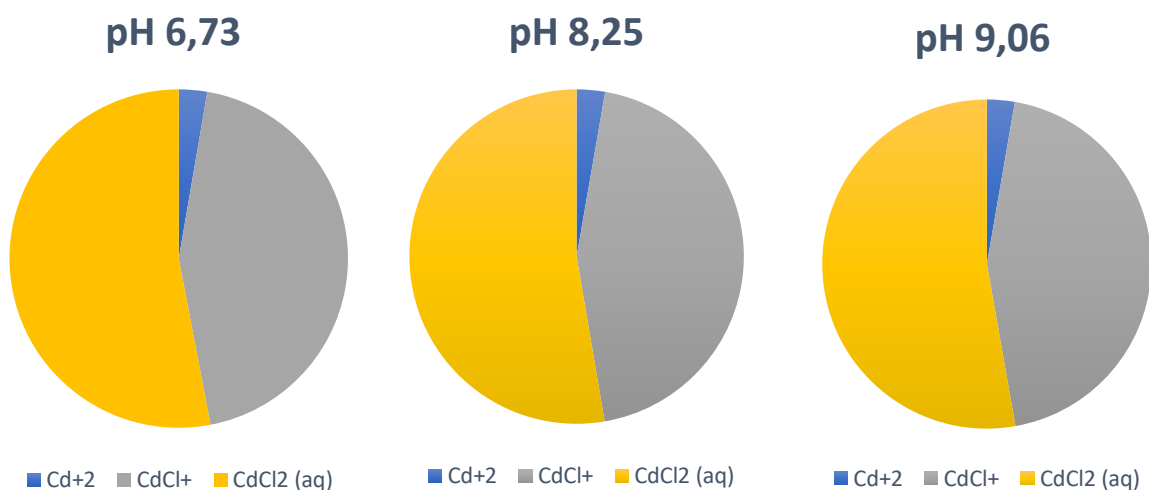
I figur 18a ser man at konsentrasjonen av Cd ved  $\text{pH} > 11$  har en verdi på nivå med deteksjonsgrensen (0,00066  $\mu\text{g/L}$ ). Fra pH 9 og lavere kan vi se en økende konsentrasjon av Cd (0,73  $\text{mg/L}$ ), og vi ser en topp på pH 6,3 (11  $\text{mg/L}$ ). Ved pH 6 kan vi se en lavere konsentrasjon av Cd, og denne trenden kan fortsette videre. Manglende data ved pH-verdier under 5 gjør at dette ikke kan bekreftes.

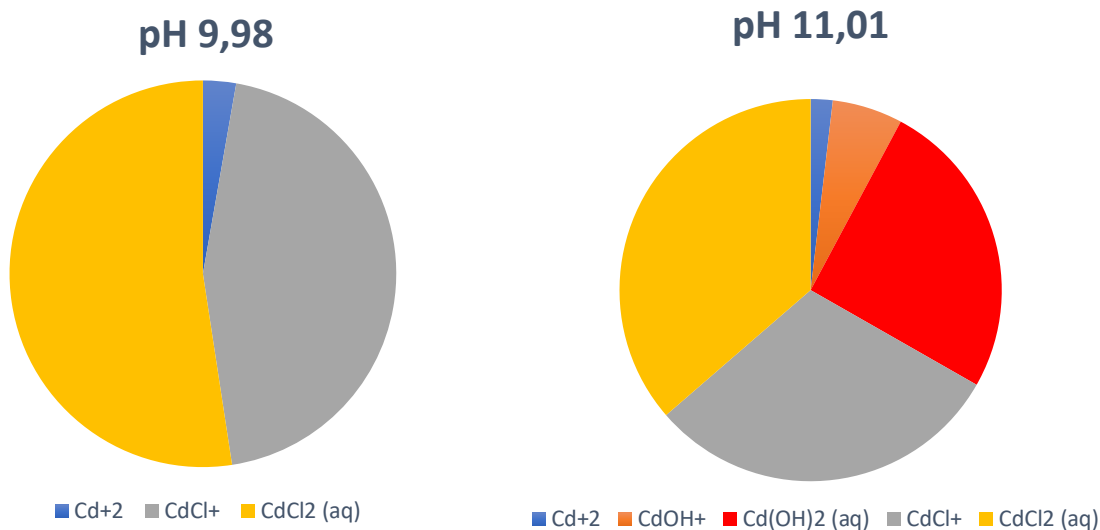
I figur 18b ser man at utlekkingskonsentrasjonen av Cd ligger under utlekkingskriteriene mellom pH-verdiene 11,5 til 8,7. I intervallet mellom pH 9-8 ser man at noen konsentrasjoner ligger rundt deteksjonsgrensen, samt at andre konsentrasjoner ligger over utlekkingskriteriene. Innenfor dette intervallet er det store endringer i konsentrasjoner, noe som er av stor relevans for denne metoden å behandle flyveaske. Videre har man en konsentrasjon på 6,2  $\text{mg/kg}$  allerede ved pH 7,62. Dette er langt over utlekkingskriteriet på 1  $\text{mg/kg}$ , noe som viser at det ikke skal store endringer i pH til, før man ligger enten over eller under utlekkingskriteriene. Generelt viser figur 18 at løseligheten av Cd synker med økende pH. Etter ANOVA-analyse ble det oppdaget at pH hadde en signifikant effekt på konsentrasjon for utlekkingsvannet, med en  $p > 0,05$



**Figur 18:** a) Cd i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Cd i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930).

Resultater fra den geokjemiske modelleringen av spesiefordelingen er vist i figur 19. Modelleringen viser at Cd ved pH 6,73 er relativt jevnt fordelt mellom  $\text{CdCl}^+$  (44%) og  $\text{CdCl}_2$  (53%). En prosentandel på 3% ligger som fritt  $\text{Cd}^{+2}$ . Inndelingen er nærmest helt lik fram til pH 9,98, med bare et par prosent avvik. Ved neste pH-verdi på 11,01 forekommer det flere tilstandsformer for kadmium.  $\text{CdCl}_2$  har fortsatt den høyeste fraksjonen, mens  $\text{CdCl}^+$  har den nest høyeste.  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  har ikke blitt observert tidligere, men har en fraksjon på 25% av tilstandsformene ved pH 11,01.





**Figur 19:** Tilstandsformer for Cd basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter.

Tabell 7 viser verdiene for metning av tilstandsformene Cd foreligger som under de ulike pH-verdiene. For Cd er det kun CdMoO<sub>4</sub> som gir overmetning. Fra pH 11,01 og nedover, har vi overmetning (SI 0,36-2,1).

**Tabell 7:** Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Cd. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning.

pH	6,73	8,25	9,06	9,98	11,01
Tilstandsformer for kadmium					
CdMoO <sub>4</sub> (s)	2,118	1,813	1,235	0,363	-0,534

I forsøket utført av Johnson et al. (1996), som tidligere nevnt i underkapittelet for Pb (4.3.2), ble også Cd testet for sine høyeste konsentrasjoner. Det ble funnet ut at pH-intervallet med den høyeste konsentrasjonen lå rundt 5-6. Dette illustreres i egne resultater fra figur 18, hvor man tydelig ser høye konsentrasjoner mellom 6-7, samt en stigende konsentrasjon ned mot pH 5. Dette ser man i resultatene for både prosessvann og utlekkingsvann.

Fra figur 6 i kapittel 2.4 fra Vitkova et al. (2009) ser man en tydelig likhet i trend sammenlignet med figur 18. Høyere Cd konsentrasjoner fra pH<9 blir observert fra egne resultater. Ubehandlet flyveaske viser en generelt høyere utlekking, men følger den samme trenden. I

figur 6 viser resultatene langt høyere konsentrasjoner sammenlignet med egne resultater. Innholdet i flyveasken kan også være svært varierende. Dette kan bety at det er andre faktorer som styrer løseligheten til Cd, men ved sammenligning av trend, forekommer det en tydelig likhet.

Resultatene fra figur 18 viser relativt store forskjeller i utlekkingskonsentrasjoner ved pH 9 og 6. Ved pH 9 foreligger Cd ved en svært lav konsentrasjon (0,36 mg/kg), men ved pH 6 har konsentrasjon blitt betraktelig høyere. I en studie utført av Du et al. (2018) ble det sett at det ved pH 6 var voldsomt høye utlekkingskonsentrasjoner av Cd i flyveaske. Det ble også sett at konsentrasjonen ved pH 8 var relativt lav. Videre i studiet ble det oppdaget at utlekkingen av Cd var styrt av løseligheten, og at konsentrasjonen i væskefase var påvirket av en rekke forskjellige mineraler. Ved  $\text{pH} < 11$  var det otovitt ( $\text{CdCO}_3$ ) som kontrollerte den solide fasens morfologi. Videre var det ved  $\text{pH} > 12$ ,  $\text{Cd}(\text{OH})_2$  som kontrollerte løseligheten av Cd. Ved  $11 < \text{pH} < 12$  ble Cd kontrollert av  $\text{CdSiO}_3$ . Når  $\text{pH} > 8$  var det adsorpsjon til HFO som kontrollerte løseligheten av Cd (Du et al., 2018). Dette er i kontrast til egne resultater. Den geokjemiske modelleringen fra tabell 7 viser kun overmetning av  $\text{CdMoO}_4$ , selv med et høyt innhold av karbonat i løsning.

Høy utlekking fra pH-verdier under 9 kan være et resultat av formasjonene med Cl. I studiet utført av Vitkova et al. (2009) ble det antatt at den høye utlekkingskonsentrasjonen under pH 9, skyldes den høyt løselige  $\text{CdCl}_2$ . Fra figur 19 kan man tydelig se at komplekser med Cl forekommer i egne resultater. Disse kompleksene er til stede fra laveste målte pH til høyeste. I et annet studie utført av Lim et al. (2004) ble det sett at det løste  $\text{Cl}^-$  ionet dannet komplekser med tungmetaller, og da spesielt Cd. Dette resulterte i svært løselige forbindelser, som ga høy utlekking ved nøytral pH (Lim et al., 2004). Figur 18 fra egne resultater viser tydelig at det forekommer høye Cd konsentrasjoner ved pH-verdier under 9. Fra figur 19 ser vi også at alle tilstandsformene av Cd under pH 11 er forbindelser med Cl. Den høye løseligheten som oppstår i formasjon med Cl kan være forklaringen på de høye konsentrasjonene vi får ved pH 9.

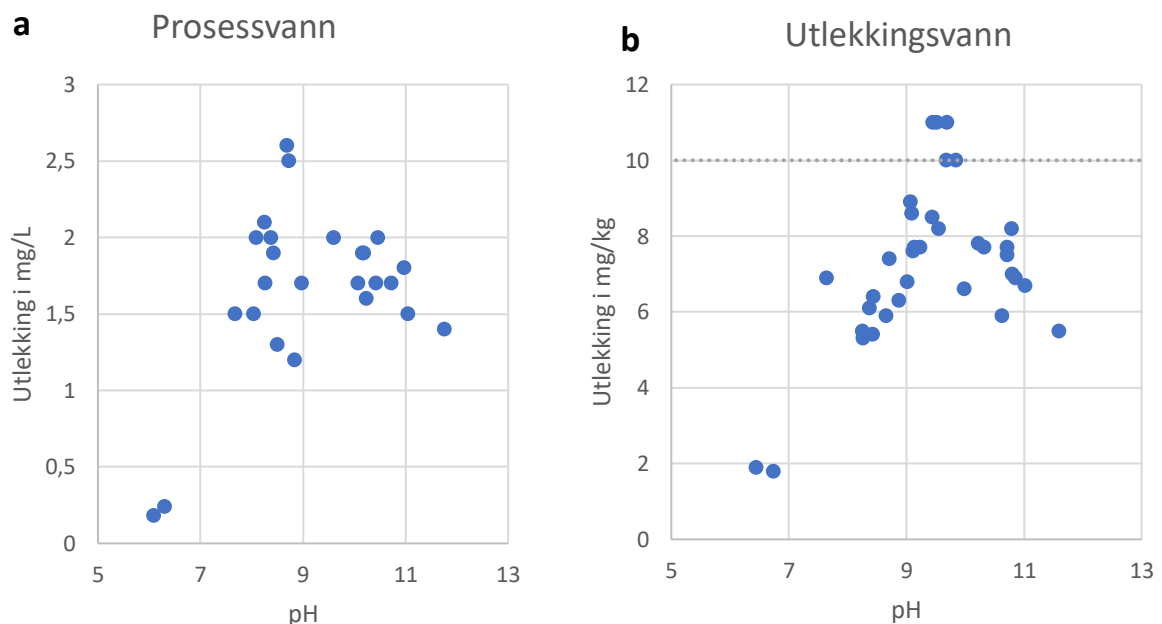
I Tabell 7 blir det vist overmetning av  $\text{CdMoO}_4$  ved pH under 9,98. Dette betyr at  $\text{CdMoO}_4$  styrer løseligheten til Cd ved disse pH-intervallene. Fra figur 8, hentet fra en studie utført av Smith et al. (1999), beskrives sorpsjonen av metaller til HFO ved to ulike sorpsjonskonsentrasjoner. For Cd ser man at sorpsjonen ved lav pH er nær deteksjonsgrensen.

Ved pH 5 observerer man en økning i sorpsjon, og en topp kommer nærmere pH 8. Videre mangler det resultater for høyere pH-verdier, men sorpsjon til HFO kan være en forklaring på hva som styrer løseligheten til Cd når vi ikke har overmetning av  $\text{CdMoO}_4$ .

#### 4.3.4 Molybden

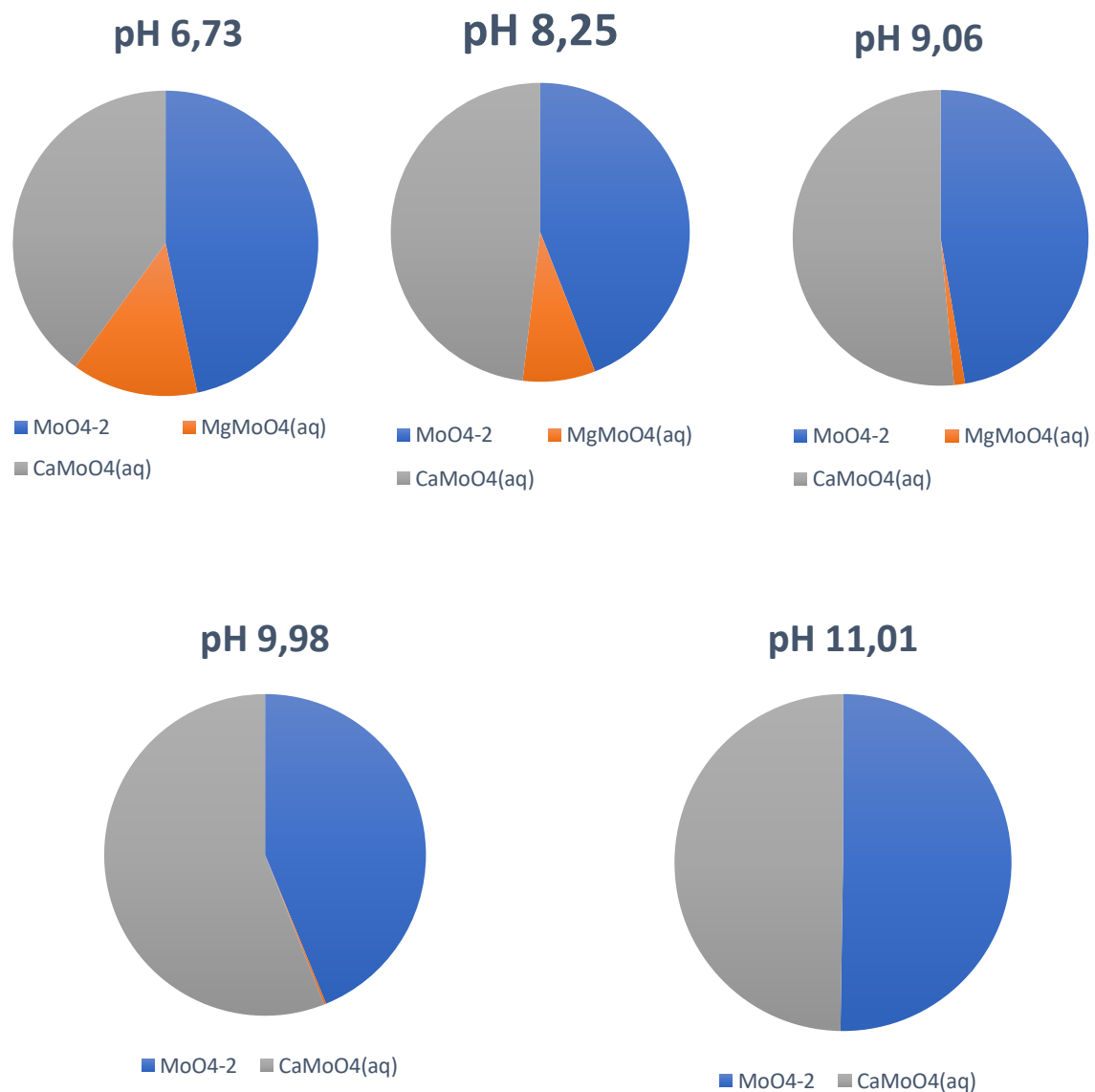
Figur 20a viser at konsentrasjonen av molybden (Mo) ved pH 11,5 til 7,7 ligger på rundt på 2 mg/L. Ved pH 6 forekommer de laveste konsentrasjonene, med et nivå nær deteksjonsgrensen (0,006  $\mu\text{g/L}$ ).

I figur 20b kan man se en utlekkingskonsentrasjon under utlekkingskriteriene fra pH 11,5 til 9,7, hvor økning i konsentrasjon skjer fra høy til lav pH. Fra pH 9,7 til 9,5 ligger konsentrasjonen over kriteriene for utlekking (10 mg/kg). Fra pH 9,5 synker konsentrasjonene igjen, og fortsetter ned til den laveste målte konsentrasjonen (1,8 mg/kg) ved pH 6,73. Etter ANOVA-analyse ble det ikke oppdaget at pH hadde en signifikant effekt på konsentrasjon for utlekkingsvannet ( $p > 0,05$ ).



**Figur 20:** a) Mo i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Mo i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingstest (NS-EN-12457-2). Den røde linjen representerer utlekkingskriteriene for ordinært og farlig avfall deponert på et deponi for ordinært avfall (Avfallsforskriften: Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Klima og miljødepartementet. FOR-2004-06-01-930).

Fra pH 6,73 til 9,06 ser man en ganske lik fordeling av tilstandsformer.  $\text{CaMoO}_4$  (aq) starter ved pH 6,73 med en andel på 40%, som ved pH 9,06 økte til 51%.  $\text{MoO}_4^{2-}$  står for 44% ved pH 6,73, og ved pH 9,06 var andelen på 47%.  $\text{MgMoO}_4$  representerer Mo ved en relativt liten andel på 8% ved pH 6,73. Denne andelen blir bare mindre, og ved pH 9,98 er den nærmest på 0%. Ved pH 9,98 foreligger Mo bare som  $\text{CaMoO}_4$  og  $\text{MoO}_4^{2-}$ , hvor førstnevnte står for den største andelen (56%). Dette jevnet seg ut, og ved pH 11,01 er det nærmest helt lik fordeling mellom de to tilstandsformene.



**Figur 21:** Tilstandsformer for Mo basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter.

I tabell 8 ser vi verdiene for metning ved ulike tilstandsformer av Mo.  $\text{CaMoO}_4$  viser overmetning (SI 0,30-0,96) over hele pH-intervallet, og det samme viser powellitt (SI 0,27-0,93).  $\text{CdMoO}_4$  viser overmetning (SI 2,11-0,36) mellom pH-verdiene 6,73 og 9,98.  $\text{FeMoO}_4$  observeres bare med overmetning (SI 0,52) ved pH 6,73. Videre viser  $\text{PbMoO}_4$  overmetning (SI 1,96-0,45) mellom pH-verdiene 6,73 og 9,06.

**Tabell 8:** Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Mo. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning.

pH	6,73	8,25	9,06	9,98	11,01
<b>Tilstandsformer for molybden</b>					
$\text{CaMoO}_4$ (s)	0,302	0,828	1,107	1,017	0,968
$\text{CdMoO}_4$ (s)	2,118	1,813	1,235	0,363	-0,534
$\text{FeMoO}_4$ (s)	0,523	-11,737	-2,551	-2,533	-3,318
$\text{PbMoO}_4$ (s)	1,968	0,601	0,455	-0,405	-0,669
<b>Powellitt</b>	0,272	0,798	1,077	0,987	0,938

Ved pH 6,73 viser resultatene at løseligheten til Mo styres av flere ulike forbindelser. Metningsverdien for disse synker ved høyere pH, og ved pH 11,01 ser vi at  $\text{CaMoO}_4$  fortsatt har utfelling. Ved høyere pH kan også HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$  være mulige forbindelser som styrer løseligheten til Mo i flyveaske (Hyks et al., 2009).

I figur 20 ser vi at utlekkingskriteriene overskrides ved pH 9-10. Utlekkingen er under kriteriene utenfor dette intervallet. Fra kakediagrammene som illustrer tilstandsformene, kan vi se at Mo foreligger hovedsakelig som  $\text{MoO}_4^{2-}$  og  $\text{CaMoO}_4$ . Fra en undersøkelse gjort av Johnson et al. (1996) på flyveaske, ble det sett at konsentrasjonen av Mo muligens bli kontrollert ved utfelling av  $\text{CaMoO}_4$  eller  $\text{PbMoO}_4$  (Johnson et al., 1996). Dette stemmer bra med våre egne resultater som viser overmetning av  $\text{PbMoO}_4$  ved  $\text{pH} < 9,06$  på tabell 8, og en overmetning av  $\text{CdMoO}_4$  hele pH-intervallet.

Fra en studie utført av Izquierdo et al. (2012) ble det sett at det var en jevn utlekking i pH-området mellom 7-12 i flyveaske. Innenfor dette intervallet ser vi også den høyeste utlekkingskonsentrasjonen i våre resultater (figur 20). I studiet ble det sett på korrelasjonen mellom Mo og Ca. Funnene i studiet viste at Mo lekkes ut uavhengig av konsentrasjonen av

Ca (Izquierdo & Querol, 2012). I tabell 8 vises det overmetning av  $\text{CaMoO}_4$  ved alle de ulike pH-verdiene. Det virker derfor ikke som at Ca har særlig innvirkning på utlekkingen av Mo, da det fortsatt vises en relativt høy konsentrasjon innenfor pH-intervallet. Derfor kan det antas at andre mekanismer holder Mo i løsnings.

Powelitt, et kalsium molybdat ( $\text{CaMoO}_4$ ), viser overmetning over hele pH-intervallet fra egne resultater i tabell 8. I en studie utført av Meima et al. (2002) ble det antatt at powelitt styrer løseligheten av Mo i alkalisk avfallsmateriale (Meima et al., 2002). Det samme ble sett i et forsøk gjennomført av Barna-Tiruta et al. (2006) hvor løseligheten av Mo i flyveaske ble studert (Tiruta-Barna et al., 2006).

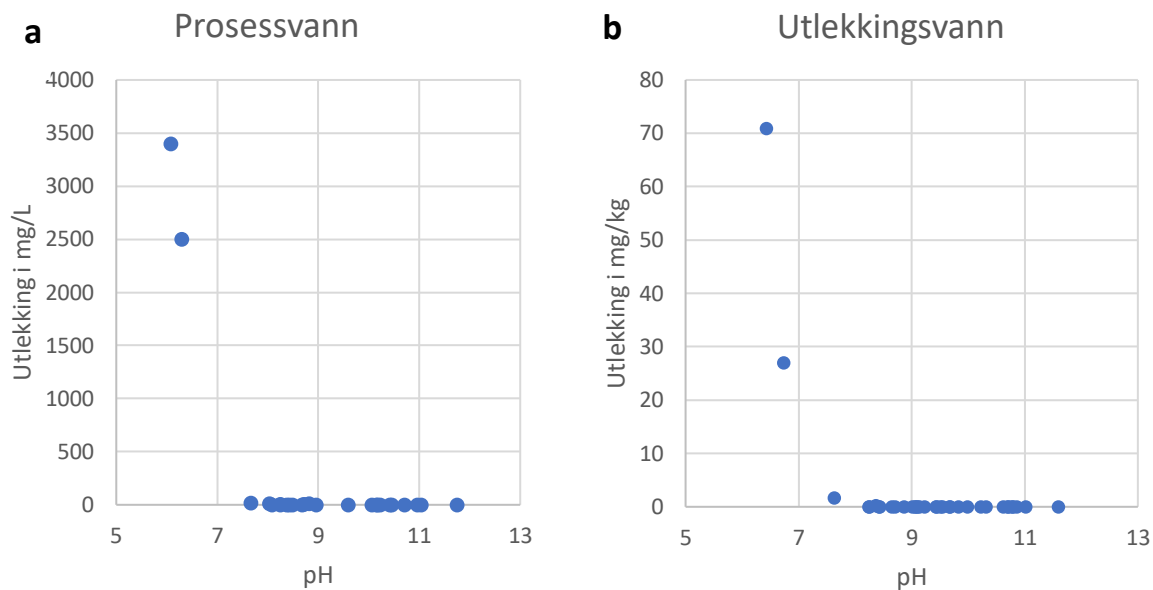
Molybden har en utfordrende utlekking, og de høye konsentrasjonene innenfor pH-intervallet 7-12 kan gi problemer i forbindelse med behandlingsprosess med syre. Ved pH-verdier under 5 vil Mo bli adsorbent til HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$ , noe som gjør Mo til et mindre problem i svært sure flyveasker. Innenfor pH-intervallet 7-12 blir ikke utlekking hindret, men rundt pH 11 vil en mindre del av tilgjengelig Mo bindes i formasjonen av ettringitt. Molybden kan også adsorberes av HFO og  $\text{Al}(\text{OH})_3$  ved høyere pH-verdier. Dette kan gi mindre utlekkingskonsentrasjoner ved høye pH-verdier (Izquierdo & Querol, 2012).

#### 4.3.5 Jern

I figur 22a blir det sett at Fe ligger nær deteksjonsgrensen (0,0014 mg/L), fra pH 11,8 til 7,6. Etter dette har vi to høye konsentrasjoner ved pH 6,3 (2500 mg/L) og 6,1 (3400 mg/L).

Jern har ingen utlekkingskriterier for utlekking i avfallsforskriften, men lave utslipp er uansett ønskelig grunnet fare for komplikasjoner med utfellinger i ledningsnett mm. Fast fase for Fe er også et svært viktig sorpsjonsmiddel. Jern viser i utlekkingsvannet (figur 22b) en konsentrasjon ved deteksjonsgrensen fra pH 11,5 til 7,5. Fra  $\text{pH} < 7$  ser vi en kraftig økning i konsentrasjon, og vi har en topp på 71 mg/kg ved pH 6,43. Etter ANOVA-analyse ble det oppdaget at pH hadde en signifikant effekt på konsentrasjonen i utlekkingsvannet ( $p < 0,05$ ).





**Figur 22:** a) Fe i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Fe i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2).

I tabell 9 ser man hvilke tilstandsformer for Fe som er over- og undermettet.  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  viser bare overmetning ved pH 11,01.  $\text{FeMoO}_4$  viser overmetning (0,523) ved pH 6,73. Hercynitt ( $\text{FeAl}_2\text{O}_4$ ) viser overmetning (SI 9,43) ved pH 6,73, men ikke ved pH 8,25. Vi ser derimot overmetning (SI 7,57-5,85) mellom pH 9,06 og 11,01.

**Tabell 9:** Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Fe. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning.

	pH	pH	pH	pH	pH
Tilstandsformer for Fe	6,73	8,25	9,06	9,98	11,01
$\text{Fe}(\text{OH})_2$ (am)	-3,997	-13,638	-3,114	-1,094	0,119
$\text{Fe}(\text{OH})_2$ (c)	-3,397	-13,038	-2,514	-0,494	0,719
$\text{FeMoO}_4$ (s)	0,523	-11,737	-2,551	-2,533	-3,318
Hercynitt ( $\text{FeAl}_2\text{O}_4$ )	9,433	-2,078	7,574	7,274	5,854

Ved  $\text{pH} > 9,06$  viste Fe en dominant andel av komplekser med  $\text{OH}^-$ . Deretter blir det sett at Fe foreligger hovedsakelig som  $\text{Fe}^{2+}$  ved  $\text{pH} < 9,06$ . Hele den geokjemiske modelleringen for tilstandsformene av Fe er vist i Appendix IV (figur 25).

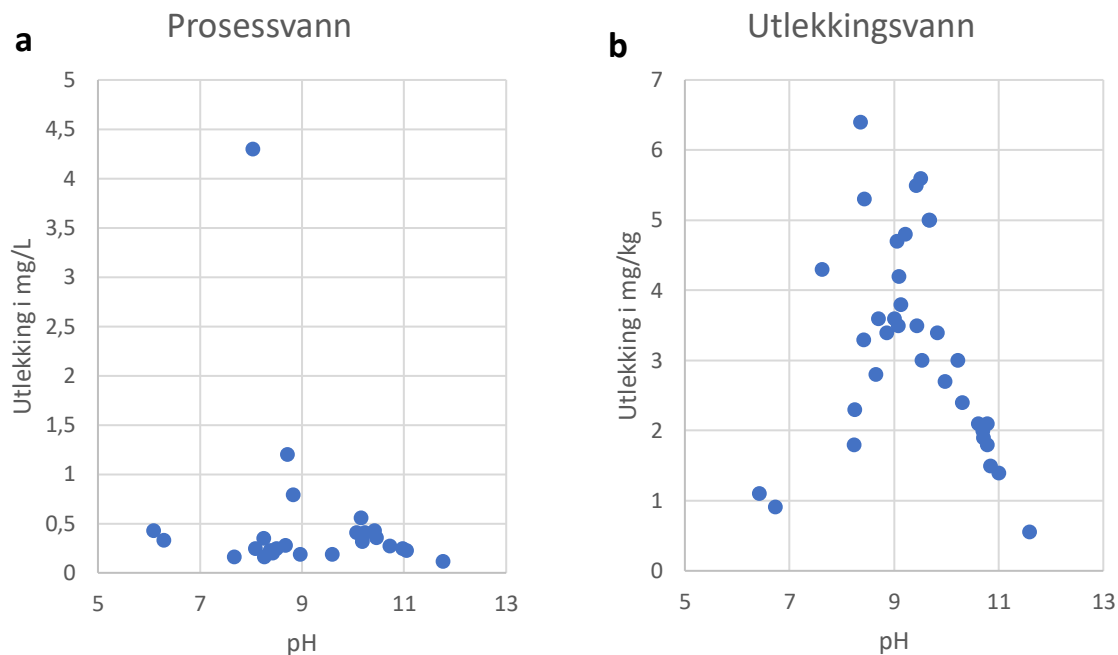
Jern blir i dette forsøket tilsatt i store mengder både fra asken og syren.  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  dannes når løsning blir tilsatt en base. Som sett i tabell 9 blir det observert overmetning av nettopp

$\text{Fe}(\text{OH})_2$  ved høy pH. Fra tabell 9 ser man at det også forekommer overmetning av tre-verdig jernhydroksid  $\text{Fe}(\text{OH})_3^-$  (HFO) ved pH 11. I en studie utført av Okkenhaug et al. (2013) blir det antatt at Fe felles ut som grønn rust under nøytraliseringsprosessen med flyveaske og avfallssvovelsyre. Grønn rust består av flere lag med  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ . Denne formasjonen kan bytte til seg andre forbindelser ved isomorf substitusjon. Grønn rust har en høy spesifikk overflate, og er en ypperlig sorbent for metaller. Formasjonen av krystallinsk magnetitt ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ) og  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  skjer under sure forhold. (Okkenhaug et al., 2013). Fra egne resultater (tabell 9) ser man mye undermettet  $\text{Fe}(\text{OH})_2$ . Dette kan være et resultat av at det heller er en formasjon av grønn rust i løsningen. Grønn rust foreligger ikke i databasene som benyttes av Visual Minteq programmet.

#### 4.3.6 Aluminium

Aluminium i figur 23a viser en litt varierende konsentrasjon, men den er forholdsvis lav. Ved pH 8 har vi en høy konsentrasjon på rundt 4,4 mg/L. Dette kan være en feilkilde. Det er vanskelig å bestemme noen trend fra resultatene, men de høyeste konsentrasjonene forekommer innenfor pH-intervallet 8-9.

Aluminium viser noe av den samme trenden som Mo og Sb i figur 243. Ved pH 12 ser vi en relativt lav konsentrasjon, men denne stiger fram til pH 9. Her har vi en ansamling av høye konsentrasjoner, som etter dette synker fram til pH 7. Aluminium har ingen utlekkingskriterier i avfallsforskriften, men lave konsentrasjoner er uansett å foretrekke på grunn av elementets giftighet. Sammenlignet med figur 23a, som viser Al-konsentrasjon etter prosess, kan vi se en ganske ulik trend. Etter ANOVA-analyse ble det ikke oppdaget at pH hadde en signifikant effekt på konsentrasjon for utlekkingsvannet ( $p > 0,05$ ).



**Figur 23:** a) Al i mg/L som en funksjon av pH i prosessvann. b) Al i mg/kg som en funksjon av pH etter utlekkingsstest (NS-EN-12457-2).

Fra pH 11,01 til 8,25 foreligger Al som  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  (100%). Med en pH på 6,73 blir det sett flere tilstandsformer.  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  forekommer fortsatt ved en stor andel (57%). De andre andelenene er  $\text{Al}(\text{OH})_2$  (10%),  $\text{Al}_2(\text{OH})_2\text{CO}_3^+$  (18%) og  $\text{Al}(\text{OH})_3$ . Figuren er vist i Appendix IV (figur 26).

I tabell 10 vises resultatene for metning.  $\text{Al}(\text{OH})_3$  viser overmetning (SI 0,59-3,12) fra pH 9,98 til 6,73. Ved pH 11,01 vises det undermetning. For ettringitt har vi overmetning (SI 4,49-1,42) fra pH 11,01 til 9,98.  $\text{Al}(\text{OH})_2$  viser overmetning (SI 0,43-3,18) mellom pH 9,06 og 6,73, mens gibbsitt har overmetning (SI 1,14-3,67) fra pH 9,98 til 6,73. Sist viser  $\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4^+$  overmetning (0,05-6,91) mellom pH 8,25 til 6,73.

**Tabell 10:** Verdier for metning (Saturation index) for ulike tilstandsformer av Al. Positiv verdi betyr overmetning, negativ verdi betyr undermetning.

pH	pH	pH	pH	pH	pH
<b>Tilstandsformer for Al</b>	6,73	8,25	9,06	9,98	11,01
<b><math>\text{Al}(\text{OH})_3</math> (Soil)</b>	3,126	2,191	1,755	0,596	-0,721
<b>Ettringitt (<math>\text{Ca}_6\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3(\text{OH})_{12}\cdot 26\text{H}_2\text{O}</math>)</b>	-13,682	-6,036	-2,094	1,422	4,499
<b><math>\text{Al}_2\text{O}_3(\text{s})</math></b>	3,18	1,311	0,438	-1,881	-4,514
<b>Gibbsitt (C) (<math>\text{Al}(\text{OH})_3</math>)</b>	3,676	2,741	2,305	1,146	-0,171
<b><math>\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4(\text{s})</math></b>	6,918	0,059	-3,317	-9,83	-17,091

Aluminium viser fra figur 23 en lignende trend til både Mo og Sb ved høyere pH. Dette skjer sannsynligvis som følge av ettringitt. Oppløsningen av ettringitt frigjør Al til løsningen, noe som gir en stigende konsentrasjon fra pH 11 til 9. Vi ser fra tabell 10 at vi har undermetning av ettringitt ved  $\text{pH} < 9,98$ . Dette er med på å styrke teorien om at vi har ettringitt i resultatene, og at det er dette som forårsaker lave konsentrasjoner av både Sb og Mo ved høy pH.

Tabell 10 viser at ettringitt styrer løseligheten av Al ved pH-verdier over 9,98. Dette er studert tidligere i forsøket. Fra  $\text{pH } 9,98 > \text{pH}$  forekommer det overmetning av gibbsitt (en mineralform av  $\text{Al}(\text{OH})_3$ ). Fra en studie utført av Gitari et al. (2008) ble overmettet gibbsitt funnet innenfor det samme pH-intervallet. Det ble også antatt at denne formasjonen styrte løseligheten av Al ved nøytral pH. Videre ser vi en høy SI verdi (6,918) for  $\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4^+$ . I forsøket gjort av Gitari et al. (2008) ble det funnet oppdaget at gibbsitt ikke var stabil i sure løsninger med sulfat. Innenfor pH-intervallet på 5,28-6,95 ble det sett økt overmetning av Al-mineraler med sulfat. Det ble derfor antatt at disse forbindelsene styrte løseligheten av Al ved pH-verdier under 7, om man har et høyt innhold av sulfat (Gitari et al., 2008). Fra egne resultater har vi som tidligere sagt en høy overmetningsverdi for  $\text{Al}_4(\text{OH})_{10}\text{SO}_4^+$ . Derfor antas det at dette vil styre løseligheten ved pH-verdier under 7.

I en studie utført av Meima et al. (2002) ble mekanismene som kontrollerte løseligheten av Al sett på. Ettringitt ble oppløst ved lavere pH-verdier, og frigjorde ulike elementer til løsningen. Det ble også antatt at konsentrasjonen av Al hadde en nedgang som følge av løseligheten til den amorfe  $\text{Al}(\text{OH})_3$  tilstandsformen. Styrken på forbindelsene i forbindelsen gjør at  $\text{Al}(\text{OH})_3$  har en svært lav løselighet (Meima et al., 2002). Dette kan besvare den synkende konsentrasjonen fra pH 9 til 6 fra egne resultater i figur 24b.

## 6 Konklusjon

---

I denne oppgaven har påvirkningen av pH på utlekking av Sb, Pb, Cd og Mo fra stabilisert flyveaske blitt studert. Det ble også utførte en geokjemisk modellering for å forstå hvilke tilstandsformer av disse elementene som forekommer i gipsen. Dette ble gjort for å finne en optimalisert pH, som kan gi en stabil flyveaske med utlekking som i minst mulig grad overskrider utlekkingskriteriene gitt i avfallsforskriften.

Fra pH-målingene gjort i forsøkene (120 min) ble det sett at pH i noen av prøvene viste endringer den siste halve timen. Dette kan bety at prosesstiden ved Langøya kan være for kort, og at pH-verdien etter 90 minutter ikke er stabil. Den siste endringen som skjer (30 minutter) kan ha innvirkninger på om man har en overskridelse av utlekkingskriteriene, eller om man holder seg innenfor kriteriene gitt i avfallsforskriften.

Antimon ligger bundet i formasjon med ettringitt ved høy pH. Denne formasjonen går i oppløsning med tilsetning av syre, og Sb frigjøres til løsningen. Antimon er relativt løselig, og i behandlet flyveaske styres dette av Ca, medfelling eller adsorpsjon til Fe(hydr)oksider. Resultatene viser en stigende utlekking når ettringitt brytes opp ved synkende pH-verdier. Dette stemmer overens med predikasjonene fra innledningen, da det ble antatt at pH-verdier rundt 9-11 ville minke utlekking som følge av formasjonen av ettringitt. Bly ligger godt under utlekkingskriteriene, og vil ikke utgjøre en stor risiko før ved pH-verdier på 5-6. Bly styres sterkt av  $\text{Pb}(\text{OH})_2$  ved høy pH, samt at Pb bindes til Fe(hydr)oksider. Kadmium viser fra resultatene verdier langt under utlekkingskriteriene. Resultatene indikerer at løseligheten til Cd hovedsakelig styres av adsorpsjon til Fe(hydr)oksider ved høye pH-verdier, mens  $\text{CdMoO}_4$  styrer løseligheten ved pH-verdier under 10. Løseligheten til Mo styres av flere ulike forbindelser. Ved pH-verdier over 10, indikerer den geokjemiske modelleringen at  $\text{CaMoO}_4$  og powellit styrer løseligheten.

Generelt viser resultatene at elementene ligger godt under utlekkingskriteriene ved pH 10. Pb og Cd holdt seg under utlekkingskriteriene innenfor det relevante pH-intervallet. Videre var Sb og Mo utfordrende innenfor pH-intervallet på 8-10. Anlegget på Langøya har en pH på rundt 8-9, og dette kan resulterer i utlekking av Sb og Mo. Økt pH kan gi en mer sterkere stabilisering av Sb, men kan skape problemer med Mo. Molybden viser utlekking i området

mellom overgangen fra pH 9 til 10. Resultatene indikerer at man for dagens behandlingsprosess må ha pH-verdi rundt 10,5-11 for å muligens kunne stabilisere utlekkingen, og at utlekkingskriteriene sjeldent overskrides. Løseligheten tiltar ved relativt små endringer i pH. Det er derfor usikkert om kun pH justering kan gi varig reduksjon av Sb og Mo konsentrasjonen.

## 6.1 Videre arbeid

Fra resultatene og diskusjonen ble det sett at Pb og Cd viste utlekkingskonsentrasjoner godt under utlekkingskriteriene innenfor pH-intervallet på 8-11, som tilsvarer pH-intervallet som benyttes i produksjonen av gipsslurry på Langøya. Videre ble det sett at Sb og Mo var betydelig mer utfordrende når det gjelder pH. En mulig løsning på dette, og noe man kan jobbe med videre, er eksperimentering med pH og tilsetning av Ca. Som tidligere diskutert vil høye konsentrasjoner av Ca og høy pH, kunne resultere i formasjonen av ettringitt. Dette vil binde opp både Sb, Mo og Al. Alternativt kan konsentrasjonen av reaktive Fe(hydr)oksider økes for å øke sorpsjonskapasiteten og en mer robust stabilisering. For både Sb og Mo vil det da være en fordel med en lavere pH. Muligens kan dette gi bedre og mer stabile utlekkingskonsentrasjoner, som holder seg under utlekkingskriteriene gitt i avfallsforskriften.

## 7 Kildeliste

---

- Blay, K. (2000). *Sorption wässriger Antimon-Spezies an bodenbildende Festphasen und Remobilisierung durch natürliche Komplexbildner*: na.
- Britannica, T. e. o. E. (2020). *Lead*. Encyclopædia Britannica: Encyclopædia Britannica, inc. Tilgjengelig fra: <https://www.britannica.com/science/lead-chemical-element> (lest 01.06).
- Cornelis, G., Van Gerven, T. & Vandecasteele, C. (2012). Antimony leaching from MSWI bottom ash: modelling of the effect of pH and carbonation. *Waste Manag*, 32 (2): 278-86. doi: 10.1016/j.wasman.2011.09.018.
- Du, B., Li, J., Fang, W., Liu, Y., Yu, S., Li, Y. & Liu, J. (2018). Characterization of naturally aged cement-solidified MSWI fly ash. *Waste management*, 80: 101-111.
- Elinder, C. G. (1992). Cadmium as an environmental hazard. *IARC scientific publications* (118): 123-132.
- Fedje, K. K., Ekberg, C., Skarnemark, G. & Steenari, B.-M. (2010). Removal of hazardous metals from MSW fly ash—an evaluation of ash leaching methods. *Journal of Hazardous Materials*, 173 (1-3): 310-317.
- Filella, M., Hennebert, P., Okkenhaug, G. & Turner, A. (2019). Occurrence and fate of antimony in plastics. *Journal of Hazardous Materials*: 121764.
- Gitari, W., Petrik, L., Etchebers, O., Key, D. & Okujeni, C. (2008). Utilization of fly ash for treatment of coal mines wastewater: Solubility controls on major inorganic contaminants. *Fuel*, 87 (12): 2450-2462.
- Gupta, C. K. (2017). *Extractive metallurgy of molybdenum*: Routledge.
- Gustafsson, J. P. (2013). *Visual MINTEQ ver. 3.1*. Tilgjengelig fra: <https://vminteq.lwr.kth.se/>.
- He, M., Wang, N., Long, X., Zhang, C., Ma, C., Zhong, Q., Wang, A., Wang, Y., Pervaiz, A. & Shan, J. (2019). Antimony speciation in the environment: Recent advances in understanding the biogeochemical processes and ecological effects. *J Environ Sci (China)*, 75: 14-39. doi: 10.1016/j.jes.2018.05.023.
- Herath, I., Vithanage, M. & Bundschuh, J. (2017). Antimony as a global dilemma: Geochemistry, mobility, fate and transport. *Environ Pollut*, 223: 545-559. doi: 10.1016/j.envpol.2017.01.057.
- Hyks, J., Astrup, T. & Christensen, T. H. (2009). Long-term leaching from MSWI air-pollution-control residues: leaching characterization and modeling. *J Hazard Mater*, 162 (1): 80-91. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.05.011.
- Isaure, M.-P., Fayard, B., Sarret, G., Pairis, S. & Bourguignon, J. (2006). Localization and chemical forms of cadmium in plant samples by combining analytical electron microscopy and X-ray spectromicroscopy. *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, 61 (12): 1242-1252.
- Izquierdo, M. & Querol, X. (2012). Leaching behaviour of elements from coal combustion fly ash: an overview. *International Journal of Coal Geology*, 94: 54-66.
- Johnson, C. A., Kersten, M., Ziegler, F. & Moor, H. C. (1996). Leaching behaviour and solubility - Controlling solid phases of heavy metals in municipal solid waste incinerator ash. *Waste Management*, 16 (1-3): 129-134. doi: Doi 10.1016/S0956-053x(96)00036-0.
- Johnson, C. A., Moench, H., Wersin, P., Kugler, P. & Wenger, C. (2005). Solubility of antimony and other elements in samples taken from shooting ranges. *Journal of Environmental Quality*, 34 (1): 248-254. doi: DOI 10.2134/jeq2005.0248.
- Knechtenhofer, L. A., Xifra, I. O., Scheinost, A. C., Fluhler, H. & Kretzschmar, R. (2003). Fate of heavy metals in a strongly acidic shooting-range soil: small-scale metal distribution and its relation to preferential water flow. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166 (1): 84-92. doi: DOI 10.1002/jpln.200390017.
- Leuz, A.-K., Hug, S. J., Wehrli, B. & Johnson, C. A. (2006). Iron-mediated oxidation of antimony (III) by oxygen and hydrogen peroxide compared to arsenic (III) oxidation. *Environmental science & technology*, 40 (8): 2565-2571.

- Lim, T., Tay, J., Tan, L., Choa, V. & Teh, C. (2004). Changes in mobility and speciation of heavy metals in clay-amended incinerator fly ash. *Environmental Geology*, 47 (1): 1-10.
- Lima, A. T., Ottosen, L. M., Pedersen, A. J. & Ribeiro, A. B. (2008). Characterization of fly ash from bio and municipal waste. *Biomass and bioenergy*, 32 (3): 277-282.
- Lorange, I. R. (2019). Sluttrapport: Ekspertutvalget for reduksjon og behandling av farlig avfall presenterer i dette dokumentet sine vurderinger og anbefalinger.
- Mason, S. E., Trainor, T. P. & Goffinet, C. J. (2012). DFT study of Sb (III) and Sb (V) adsorption and heterogeneous oxidation on hydrated oxide surfaces. *Computational and Theoretical Chemistry*, 987: 103-114.
- Meima, J. & Comans, R. (1998). Reducing Sb-leaching from municipal solid waste incinerator bottom ash by addition of sorbent minerals. *Journal of Geochemical Exploration*, 62 (1-3): 299-304.
- Meima, J. A., van der Weijden, R. D., Eighmy, T. T. & Comans, R. N. (2002). Carbonation processes in municipal solid waste incinerator bottom ash and their effect on the leaching of copper and molybdenum. *Applied Geochemistry*, 17 (12): 1503-1513.
- miljødepartementet, K.-o. (2019). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften)*. Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: [https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/\\*#\\*](https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-930/*#*).
- Nath, R., Prasad, R., Palinal, V. K. & Chopra, R. K. (1984). Molecular basis of cadmium toxicity. *Progress in food & nutrition science*, 8 (1-2): 109-163.
- Ni, P., Li, H., Zhao, Y., Zhang, J. & Zheng, C. (2017). Relation between leaching characteristics of heavy metals and physical properties of fly ashes from typical municipal solid waste incinerators. *Environ Technol*, 38 (17): 2105-2118. doi: 10.1080/09593330.2016.1246612.
- NOAH. *NOAHs historie*: NOAH AS. Tilgjengelig fra: <https://www.noah.no/for-kunder/mottaks-og-behandlingssteder/langoya/noahs-historie/>.
- Nordmark, D. & Lagerkvist, A. (2018). Controlling the mobility of chromium and molybdenum in MSWI fly ash in a washing process. *Waste Management*, 76: 727-733.
- Okkenhaug, G., Zhu, Y.-G., He, J., Li, X., Luo, L. & Mulder, J. (2012). Antimony (Sb) and arsenic (As) in Sb mining impacted paddy soil from Xikuangshan, China: differences in mechanisms controlling soil sequestration and uptake in rice. *Environmental science & technology*, 46 (6): 3155-3162.
- Okkenhaug, G., Breedveld, G. D., Kirkeng, T., Laegreid, M., Maehlum, T. & Mulder, J. (2013). Treatment of air pollution control residues with iron rich waste sulfuric acid: does it work for antimony (Sb)? *J Hazard Mater*, 248-249: 159-66. doi: 10.1016/j.jhazmat.2012.12.041.
- Pinzani, M. C. C., Somogyi, A., Simionovici, A. S., Ansell, S., Steenari, B.-M. & Lindqvist, O. (2002). Direct determination of cadmium speciation in municipal solid waste fly ashes by synchrotron radiation induced  $\mu$ -X-ray fluorescence and  $\mu$ -X-ray absorption spectroscopy. *Environmental science & technology*, 36 (14): 3165-3169.
- Sánchez-Rodas, D., Alsioufi, L., de la Campa, A. M. S. & González-Castanedo, Y. (2017). Antimony speciation as geochemical tracer for anthropogenic emissions of atmospheric particulate matter. *Journal of hazardous materials*, 324: 213-220.
- Shim, Y.-S., Rhee, S.-W. & Lee, W.-K. (2005). Comparison of leaching characteristics of heavy metals from bottom and fly ashes in Korea and Japan. *Waste Management*, 25 (5): 473-480.
- Shiota, K., Imai, G., Oshita, K. & Takaoka, M. (2013). *Characterization of lead, chromium, and cadmium in dust emitted from municipal solid waste incineration plants*. Journal of Physics: Conference Series: IOP Publishing.
- Simeonidis, K., Papadopoulou, V., Tresintsi, S., Kokkinos, E., Katsoyiannis, I. A., Zouboulis, A. I. & Mitrakas, M. (2017). Efficiency of Iron-Based Oxy-Hydroxides in Removing Antimony from Groundwater to Levels below the Drinking Water Regulation Limits. *Sustainability*, 9 (2): 238.
- Smith, K. S. (1999). METAL SORPTION ON MINERAL SURFACES: AN OVERVIEW WITH EXAMPLES RELATING TO MINERAL DEPOSITS. *Reviews in economic geology, volumes 6A and 6B*.



- Streat, M., Hellgardt, K. & Newton, N. (2008). Hydrous ferric oxide as an adsorbent in water treatment: Part 1. Preparation and physical characterization. *Process Safety and Environmental Protection*, 86 (1): 1-9.
- Sundar, S. & Chakravarty, J. (2010). Antimony toxicity. *International journal of environmental research and public health*, 7 (12): 4267-4277.
- Tang, P. (2017). Municipal solid waste incineration (MSWI) bottom ash-from waste to value: characterization, treatments and application.
- Thomas, R. (2013). *Practical guide to ICP-MS: a tutorial for beginners*: CRC press.
- Thornton, I. (1986). Geochemistry of cadmium. I: *Cadmium in the Environment*, s. 7-12: Springer.
- Tian, S., Zhu, Y., Meng, B., Guan, J., Nie, Z., Die, Q., Xu, W., Yu, M. & Huang, Q. (2018). Chemical speciation of lead in secondary fly ash using X-ray absorption spectroscopy. *Chemosphere*, 197: 362-366.
- Tiruta-Barna, L., Rakotoarisoa, Z. & Mehu, J. (2006). Assessment of the multi-scale leaching behaviour of compacted coal fly ash. *Journal of hazardous materials*, 137 (3): 1466-1478.
- Van Caneghem, J., Verbinnen, B., Cornelis, G., de Wijs, J., Mulder, R., Billen, P. & Vandecasteele, C. (2016). Immobilization of antimony in waste-to-energy bottom ash by addition of calcium and iron containing additives. *Waste management*, 54: 162-168.
- Verbinnen, B., Van Caneghem, J., Billen, P. & Vandecasteele, C. (2016). Long Term Leaching Behavior of Antimony from MSWI Bottom Ash: Influence of Mineral Additives and of Organic Acids. *Waste and Biomass Valorization*, 8 (7): 2545-2552. doi: 10.1007/s12649-016-9796-6.
- Vitkova, M., Ettler, V., Sebek, O., Mihaljevic, M., Grygar, T. & Rohovec, J. (2009). The pH-dependent leaching of inorganic contaminants from secondary lead smelter fly ash. *J Hazard Mater*, 167 (1-3): 427-33. doi: 10.1016/j.jhazmat.2008.12.136.
- Vyskočil, A. & Viau, C. (1999). Assessment of molybdenum toxicity in humans. *Journal of applied toxicology*, 19 (3): 185-192.
- Wang, J., Ban, H., Teng, X., Wang, H. & Ladwig, K. (2006). Impacts of pH and ammonia on the leaching of Cu (II) and Cd (II) from coal fly ash. *Chemosphere*, 64 (11): 1892-1898.
- Wang, L., Chen, Q., Jamro, I. A., Li, R., Li, Y., Li, S. & Luan, J. (2016). Geochemical modeling and assessment of leaching from carbonated municipal solid waste incinerator (MSWI) fly ash. *Environ Sci Pollut Res Int*, 23 (12): 12107-19. doi: 10.1007/s11356-016-6320-2.
- Wilson, S. C., Lockwood, P. V., Ashley, P. M. & Tighe, M. (2010). The chemistry and behaviour of antimony in the soil environment with comparisons to arsenic: a critical review. *Environ Pollut*, 158 (5): 1169-81. doi: 10.1016/j.envpol.2009.10.045.
- Zhang, H. & Davison, W. (2000). Direct in situ measurements of labile inorganic and organically bound metal species in synthetic solutions and natural waters using diffusive gradients in thin films. *Analytical chemistry*, 72 (18): 4447-4457.

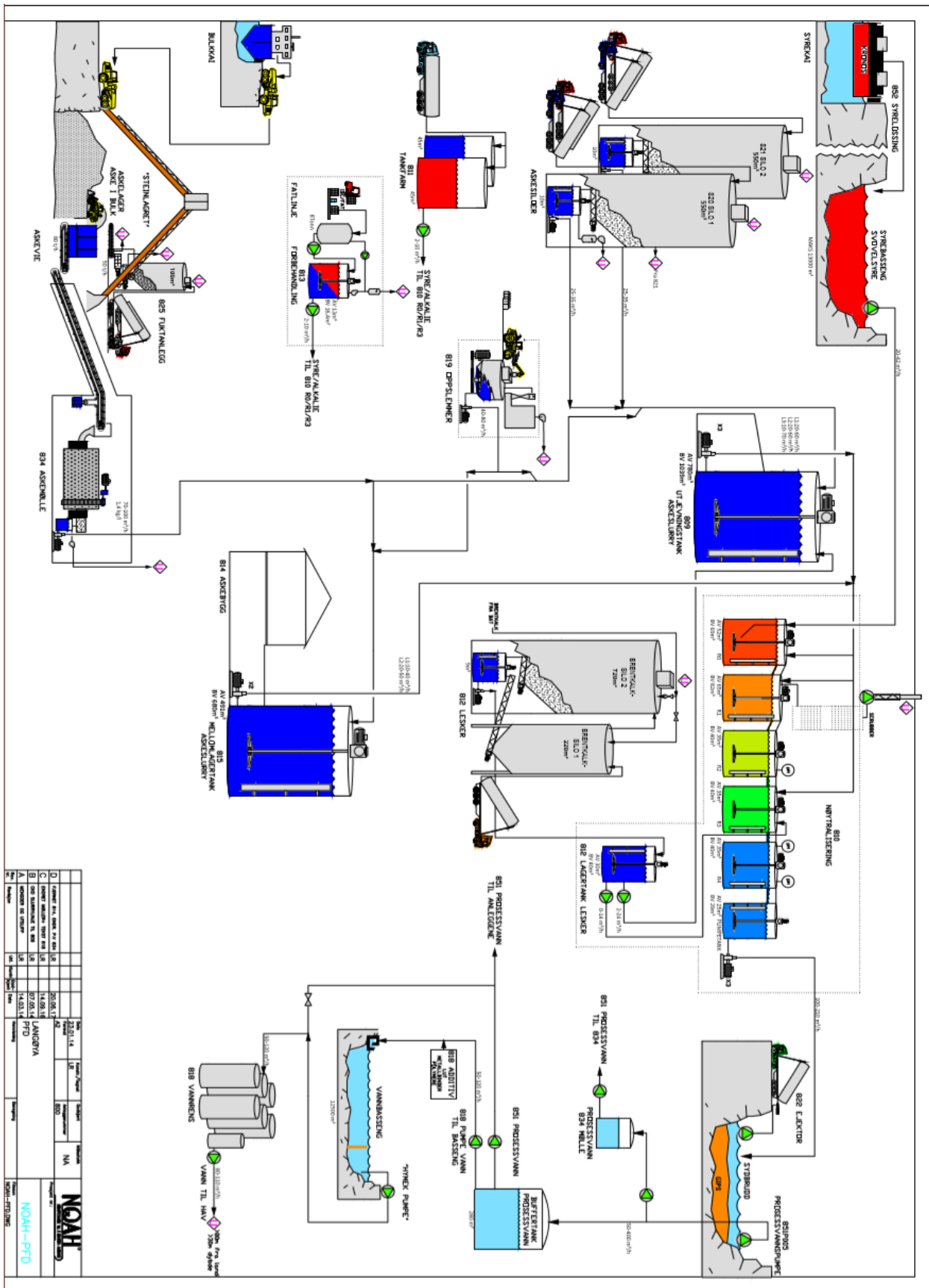
## Appendix I

---

**Tabell 11:** Kriteriene for ordinært avfall og farlig avfall som deponeres på et deponi for ordinært farlig avfall.

<b>Parameter</b>	<b><i>L/S = 10 l/kg ved ristetest med partikkelstørrelse &lt; 4 mm mg/kg tørrstoff</i></b>
Arsen (As)	2
Barium (Ba)	100
Kadmium (Cd)	1
Krom (Cr) totalt	10
Kobber (Cu)	50
Kvikksølv (Hg)	0,2
Molybden (Mo)	10
Nikkel (Ni)	10
Bly (Pb)	10
Antimon (Sb)	0,7
Selen (Se)	0,5
Sink (Zn)	50
Klorid	15000
Fluorid	150
Sulfat	20000
Løst organisk karbon (DOC)*	800
Totalt suspendert stoff (TSS)**	60000

# Appendix II



Figur 24: Oversikt over de ulike trinnene som blir utført ved NOAH, Langøya.

**Tabell 12:** De ulike mengdene tilsatt av askeslurry, kronos syre og vann til de forskjellige prøvene.

Mengder			
Prøve nr	Aske	Syre	Vann
nr1 (Nullprøve)			
nr2	400	100	200
nr3	380	87	160
nr4	395	75	200
nr5	500	300	400
nr6	500	245	450
nr7	300	150	300
nr8	500	250	400
nr9	500	285	450
nr10	325	175	300
nr11	665	130	420
nr12	550	120	350
nr13	470	150	500
nr14	600	175	400
nr 15	-	-	-
nr16	500	100	500
nr17	500	160	650
nr18	550	197	575
nr19	400	125	400
nr20	400	110	400
nr21	600	180	500
nr22	550	170	550
nr23	550	170	500
nr24	525	170	500
nr25	580	150	500
nr26	400	95	400
nr27	400	100	400
nr28	500	150	500
nr29	550	150	500
nr30	540	150	500
nr31	390	105	650
nr32	400	125	550
nr33	410	105	550
nr34	420	105	560
nr35	430	120	630
nr36	440	125	530

## Appendix III

---

**Tabell 13:** som viser inputverdiene brukt i Visual Minteq for prøve nummer 13. Verdiene er oppgitt i mg/l.

pH	Pb	Mo	Cd	Sb	Al	Fe	Ca	K	Mg	Na	S	Cl	CO <sub>3</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
6,73	0,1	1,8	5,4	1,2	0,91	27	2000	2300	160	2500	530	22500	200

**Tabell 14:** som viser inputverdiene brukt i Visual Minteq for prøve nummer 11. Verdiene er oppgitt i mg/l.

pH	Pb	Mo	Cd	Sb	Al	Fe	Ca	K	Mg	Na	S	Cl	CO <sub>3</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
8,25	0,0031	5,3	1,1	1,7	2,3	0,084	2500	2800	98	2900	480	22500	200

**Tabell 15:** som viser inputverdiene brukt i Visual Minteq for prøve nummer 10. Verdiene er oppgitt i mg/l.

pH	Pb	Mo	Cd	Sb	Al	Fe	Ca	K	Mg	Na	S	Cl	CO <sub>3</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
9,06	0,0031	8,9	0,14	1,70	4,70	0.005	2500	2600	14	2900	460	22500	200

**Tabell 16:** som viser inputverdiene brukt i Visual Minteq for prøve nummer 25. Verdiene er oppgitt i mg/l.

pH	Pb	Mo	Cd	Sb	Al	Fe	Ca	K	Mg	Na	S	Cl	CO <sub>3</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
9,98	0,0031	6,6	0,027	0,23	2,7	0,015	2900	3300	2,6	3400	460	22500	200

**Tabell 17:** som viser inputverdiene brukt i Visual Minteq for prøve nummer 35. Verdiene er oppgitt i mg/l.

pH	Pb	Mo	Cd	Sb	Al	Fe	Ca	K	Mg	Na	S	Cl	CO <sub>3</sub>
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
11,01	0,21	6,7	0,0044	0,00085	1,4	0,052	2300	2400	0,43	2600	470	22500	200

## Appendix IV

**Tabell 18:** Tabell som beskriver innholdet av Ca, K, Mg, Na og S i eluatet fra utlekkingsstest. Analyse gjort ved ICP-OES og enhet mg/L.

545-2019		ICP-OES			
43859					
LD	0,00272727	0,00572822	0,00154647	0,04731641	0,04256759
LQ	0,00909091	0,01909407	0,00515491	0,15772138	0,14189198
sample name	Ca	K	Mg	Na	S
	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
Lab Blank	<0,0091	<LD	<LD	<0,16	<LD
Lab Blank	<0,0091	<LD	<LD	<0,16	<LD
Lab Blank	0,01	<LD	<LD	<0,16	<LD
sekv 3 1	3400	2800	0,052	2800	320
sekv 3 2	3000	3300	170	3500	490
sekv 3 3	3100	3400	7	3500	460
sekv 3 4	2900	3000	8	3300	460
sekv 3 5	2500	2800	17	3000	460
sekv 3 6	2600	2800	2,7	3000	450
sekv 3 7	2500	2600	5,6	2900	460
sekv 3 8	2700	2900	20	3200	460
sekv 3 9	2700	3000	6,4	3200	470
sekv 3 10	2500	2600	14	2900	460
sekv 3 11	2500	2800	98	2900	480
sekv 3 12	2400	2400	54	2600	470
sekv 3 13	2000	2300	160	2500	530
sekv 3 14	2200	2400	190	2500	550
sekv 3 15	2800	3300	59	3500	440
sekv 3 16	2500	2500	8,5	2800	470
sekv 3 17	2500	2600	12	2900	480
sekv 3 18	2500	2800	53	3000	490
sekv 3 19	2600	2900	20	3100	490
sekv 3 20	2500	2800	15	3000	470
sekv 3 21	2500	2800	53	3000	470
sekv 3 22	2500	2800	130	3000	490
sekv 3 23	2500	2800	26	2900	470
sekv 3 24	2700	3000	38	3200	480
sekv 3 25	2900	3300	2,6	3400	460
sekv 3 26	2900	3300	0,81	3600	460
sekv 3 27	2800	3000	0,78	3300	460
sekv 3 28	3100	3500	17	3800	470
sekv 3 29	3100	3500	2,1	3800	460

sekv 3 30	3000	3400	1,6	3600	480
sekv 3 31	2600	2900	0,7	3100	470
sekv 3 32	2400	2500	0,74	2800	480
sekv 3 33	2600	2900	0,63	3200	480
sekv 3 34	2500	2600	0,15	2800	470
sekv 3 35	2300	2400	0,43	2600	470
sekv 3 36	2200	2300	0,59	2500	460
1643 h	32	2,3	8,1	20	2,5
1640 a	5,6	0,54	1,1	3,2	1,6

**Tabell 19:** pH målt i de nummererte prøvene etter 120 minutter med røring.

Prøve Nr	pH
nr2	7,53
nr3	9
nr4	9,44
nr5	8,97
nr6	9,47
nr7	9,02
nr8	8,82
nr9	8,84
nr10	8,92
nr11	8,07
nr12	8,25
nr13	5,96
nr14	6,02
nr15	
nr16	8,14
nr17	8,9
nr18	8,14
nr 19	8,37
nr 20	8,57
nr21	8,52
nr22	7,94
nr23	8,23
nr24	8,53
nr25	9,68
nr26	10,44
nr27	10,98
nr28	9,03
nr29	10,26
nr30	10,27
nr31	11,04
nr32	10,29

nr33	10,75
nr34	11,61
nr35	10,39
nr36	10,63

**Tabell 20:** Tabellen viser verdiene for ledningsevne i ms/S for prøvene i utlekkingsvannet. Enheten er i ms/S.

Prøve Nr. ▼	Ledningsevne i ms/S ▼	pH ▼
nr 2	21,04	7,63
nr 3	19,99	9,68
nr 4	18,01	9,51
nr 5	16,91	9,13
nr 6	18,15	9,83
nr 7	16,84	9,67
nr 8	18,1	9,08
nr 9	21,32	9,44
nr 10	18,55	9,06
nr 11	16,82	8,25
nr 12	19	8,36
nr 13	16,55	6,73
nr 14	17,09	6,43
nr 15	26	8,42
nr 16	13,9	9,43
nr 17	18,29	9,22
nr 18	18,8	8,43
nr 19	19,61	9,1
nr 20	20,99	8,7
nr 21	18,51	8,65
nr 22	17,51	8,24
nr 23	16,03	9,01
nr 24	17,45	8,86
nr 25	22,98	9,98
nr 26	19,6	10,71
nr 27	16,93	10,78
nr 28	17,93	9,54
nr 29	17,15	10,31
nr 30	16,73	10,22
nr 31	15,48	10,7
nr 32	12,58	10,62
nr 33	13,02	10,85
nr 34	15,5	11,59
nr 35	12,61	11,01
nr 36	11,5	10,79



**Tabell 21: Resultatene fra prosessvann for de ulike elementene. Enhet oppgitt i ug/L.**

Limit of detection, LD	0.63310146	0.026306524	0.01735125	1.5061E-05	0.00148875	0.00495593	0.04811185	0.5683674	0.00033202	0.00250307	0.00614688	0.00066839	0.00077038	0.62813513	0.00243972
Limit of quantification, LQ	2.1103382	0.08768415	0.05783752	5.0203E-05	0.00496625	0.01651978	0.16037285	1.89455799	0.00110674	0.00834358	0.02048959	0.00222798	0.00256794	2.09378378	0.00813241
Element	Al	Ti	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Se	Mo	Cd	Sb	Pb	Bi
Enheter	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [mg/l]	Conc. [mg/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [mg/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]
Nr 1	270	9.3	16	0.012	0.13	5.3	7.4	58	12	27	1500	5.5	1.7	2900	2.4
Nr 2	580	6.9	4.8	58	210	51	160	40	22	14	850	4100	990	1500	0.6
Nr 3	190	6.2	2.5	0.51	0.21	4.4	4.2	22	0.23	3.4	1100	310	650	21	0.53
Nr 4	280	30	3.3	0.19	0.41	4.5	4.2	36	0.25	4.9	1100	59	620	27	0.56
Nr 5	710	130	20	1.7	2.6	4.7	9.6	110	0.69	9.3	1100	57	590	60	1.7
Nr 6	190	3.2	1.8	0.0036	0.013	4	3.9	13	0.017	4.1	1200	21	550	2.4	0.24
Nr 7	200	6.6	1.2	1.1	0.24	4.4	4.3	56	0.17	10	1300	97	620	14	0.33
Nr 8	570	100	11	3	2.5	5.3	13	69	0.57	13	1100	38	580	51	1.2
Nr 9	200	7.3	2	1.8	0.66	5.5	11	50	0.2	3.4	930	97	690	17	0.26
Nr 10	230	15	3.6	1.7	0.53	4.4	5.9	54	0.21	11	1100	68	580	23	0.48
Nr 11	250	6	3.6	7.4	0.74	6	4.7	97	1.1	15	2000	4100	990	200	0.38
Nr 12	350	6.6	2.6	1.6	0.15	5.5	4.7	97	0.32	17	2100	1500	790	100	0.26
Nr 13	430	87	13	82	3400	1000	3200	330	320	15	180	8900	770	4800	4.8
Nr 14	330	20	2.8	99	2500	930	2000	380	380	16	240	11000	270	7700	1.5
Nr 15															
Nr 16	790	100	21	10	9.5	6.2	13	100	1.8	20	1200	400	730	140	2.6
Nr 17	280	16	2.4	0.31	0.23	3.9	3.4	180	0.11	5.9	2600	1100	500	18	0.73
Nr 18	1200	250	35	0.45	4	5.2	15	210	1.2	10	2500	1100	740	170	4.7
Nr 19	160	4.7	2.5	4.8	2.7	4.2	5.2	27	0.87	10	1700	1800	950	56	0.76
Nr 20	250	30	4.5	2.3	1.9	4.5	5.3	29	0.85	8.5	1300	610	730	42	0.91
Nr 21	4300	340	46	8	10	8.8	25	210	2.7	15	1500	1700	800	280	5.3
Nr 22	160	17	9.3	19	15	8.5	25	160	3	25	1500	5100	680	280	0.68
Nr 23	230	20	6.2	3.5	0.88	5.7	9.8	190	0.59	14	2000	2200	750	50	0.68
Nr 24	200	13	2.3	3.6	0.77	4.5	8.3	44	0.78	14	1900	2600	790	92	0.55
Nr 25	190	6.8	2.5	0.058	0.14	4.7	3.7	53	0.13	12	2000	240	280	11	0.51
Nr 26	430	5.5	2.3	0.01	0.055	4.8	3.6	12	0.19	3.1	1700	53	28	19	0.39
Nr 27	250	5.7	1.9	0.0039	0.049	4.1	0.33	17	0.23	4	1800	20	2.2	37	0.43
Nr 28	190	12	6.6	0.93	0.32	4.2	5.5	43	0.34	12	1700	730	640	40	0.47
Nr 29	410	9.9	2.8	0.012	0.1	4	5.2	65	0.12	6.3	1700	87	97	14	0.44
Nr 30	560	9.5	6.1	0.015	0.2	4.5	2.7	83	0.15	6	1900	160	160	75	0.48
Nr 31	410	2.7	2	0.0085	0.032	3.6	2	16	0.13	4.4	1600	41	62	13	0.23
Nr 32	320	4.6	3.9	0.0084	0.057	4	1.7	13	0.16	5.9	1900	59	62	9.2	0.23
Nr 33	270	6.9	3.6	0.0043	0.087	3.9	4.7	12	0.19	3.2	1700	18	8	18	0.25
Nr 34	120	5.3	2.9	0.0018	0.08	3.8	<LD	6.9	1.4	2.8	1400	1.1	<LD	23	0.18
Nr 35	230	6.1	2.6	0.0029	0.069	3.6	<LD	8.2	0.27	3.5	1500	4.8	0.66	23	0.19
Nr 36	360	5.3	3.4	0.0092	0.3	2.8	1.2	33	0.18	5.7	2000	54	14	14	1
Nr 37 (Prosessvann)	190	3.1	2.8	0.92	0.045	1.4	100	70	0.12	9.6	1700	130	120	12	0.44
Nr 38 (Nullprøve slurry)	220	9.1	13	0.013	0.089	6.4	2.1	72	13	25	1400	5.1	<LD	2800	1.7

**Tabell 22: Resultatene for utlekkingsvann for de ulike elementene. Enhet oppgitt i ug/L.**

Element	Al	Ti	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Se	Mo	Cd	Sb	Pb	Bi
Limit of dete	0,63310146	0,02630524	0,01735125	1,5061E-05	0,00148875	0,00495593	0,04811185	0,5683674	0,00033202	0,00250307	0,00614688	0,00066839	0,00077038	0,62813513	0,00243972
Limit of quar	2,1103382	0,08768415	0,05783752	5,0203E-05	0,00496625	0,01651978	0,16037285	1,89455799	0,00110674	0,00834358	0,02048959	0,00222798	0,00256794	2,09378378	0,00813241
Element	Al	Ti	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Se	Mo	Cd	Sb	Pb	Bi
Enheter	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	conc. [mg/l]	Conc. [mg/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [mg/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]	Conc. [ug/l]
Nr 1	92	0,73	11	0,0024	0,072	1,1	2,5	780	4,3	5,5	610	0,32	<LD	27000	3,6
Nr 2	430	76	8,7	3,9	1,7	3	11	4200	0,51	0,84	690	620	270	45	0,99
Nr 3	500	0,73	0,29	0,013	0,021	0,85	19	43	<LD	4	1100	6	100	<2,1	0,11
Nr 4	560	0,9	2,2	0,016	0,084	0,67	<LD	35	0,0034	3,9	1100	6,5	130	<2,1	0,09
Nr 5	380	1,6	2	0,041	0,039	0,42	3,4	45	0,005	0,67	770	14	160	<2,1	0,066
Nr 6	340	0,62	<0,058	0,0036	0,032	1,1	2,6	10	0,0018	1,5	1000	2,7	42	<2,1	0,066
Nr 7	500	0,39	0,079	0,0079	0,0071	0,72	0,76	24	<LD	2,5	1000	4,3	100	<2,1	0,037
Nr 8	350	1,1	1,7	0,051	0,051	0,76	2,4	20	0,0027	0,93	860	19	180	<2,1	0,044
Nr 9	350	0,85	0,79	0,0096	0,02	0,92	<LD	18	<LD	1,1	1100	7,8	130	<2,1	0,092
Nr 10	470	1,3	1,5	0,036	<0,005	0,7	<LD	21	<LD	1,4	890	14	170	<2,1	<0,0081
Nr 11	230	1,1	4,1	1,2	0,084	5,9	<LD	230	0,026	2,8	530	110	170	<2,1	<LD
Nr 12	640	25	3,2	0,35	0,3	1,4	4,5	71	0,055	3,4	610	51	160	7,9	0,68
Nr 13	91	0,73	0,97	11	27	99	420	960	13	3,8	180	540	120	10	0,2
Nr 14	110	3	0,34	14	71	130	340	40	15	4,1	190	720	96	6,6	0,21
Nr 15	330	1,9	0,9	0,42	0,082	0,79	<LD	130	0,017	0,94	540	140	140	2,9	0,07
Nr 16	550	1,3	<LD	0,012	0,019	0,66	<LD	45	<LD	3,2	850	5,4	85	<2,1	0,063
Nr 17	480	0,11	1,6	0,019	0,015	0,9	0,93	35	<LD	3,2	770	7,7	86	<2,1	0,071
Nr 18	530	2,8	1,2	0,33	0,03	0,64	6,6	1200	0,0071	6,8	640	35	170	<2,1	0,051
Nr 19	420	0,79	1,8	0,052	0,018	0,68	0,51	29	<LD	1,6	760	16	110	<2,1	<0,0081
Nr 20	360	0,68	0,21	0,031	0,017	0,72	<LD	31	<LD	1,5	740	13	95	<2,1	0,027
Nr 21	280	1,1	<LD	0,23	0,041	0,53	13	26	0,0033	2,5	590	53	140	<2,1	0,054
Nr 22	180	0,23	0,8	1,2	0,031	0,88	<LD	210	0,04	3,1	550	120	210	2,4	<LD
Nr 23	360	0,34	1,2	0,08	0,015	0,42	<LD	32	<LD	3,4	680	21	130	<2,1	<LD
Nr 24	340	1,1	1,2	0,14	0,04	0,68	<LD	51	0,012	4,1	630	34	160	5,5	0,072
Nr 25	270	<LD	0,77	0,0034	0,015	0,72	<LD	19	0,0026	3,6	660	2,7	23	<2,1	<LD
Nr 26	190	0,51	1,2	0,0012	0,023	0,99	<LD	21	0,0071	1,1	750	1,2	1,6	4,7	0,1
Nr 27	180	0,45	0,44	0,0013	0,022	1,2	<LD	11	0,0095	1	820	0,83	1,2	7,6	0,13
Nr 28	300	0,28	0,69	0,034	0,019	0,92	<LD	27	<LD	1,5	820	19	130	<2,1	<LD
Nr 29	240	<LD	<LD	0,0023	0,019	0,72	<LD	13	0,0036	2,2	770	3,1	21	2,2	0,032
Nr 30	300	0,64	2	0,0023	0,034	1,4	<LD	11	0,0022	1,7	780	1,6	18	<2,1	0,014
Nr 31	200	1,3	1,2	0,0013	0,031	0,76	<LD	11	0,014	1,2	770	1,1	2,4	5,8	0,18
Nr 32	210	<LD	<LD	0,0041	0,047	0,69	<LD	14	0,0087	1,2	590	0,88	5,6	5,2	0,69
Nr 33	150	<0,088	1,2	0,0022	0,031	0,92	<LD	12	0,01	0,94	690	0,54	<LD	7,8	0,34
Nr 34	56	<LD	<LD	0,0016	0,02	0,92	<LD	19	0,17	0,34	550	0,59	<LD	160	2
Nr 35	140	<LD	0,71	0,002	0,052	0,88	<LD	20	0,025	0,26	670	0,44	0,085	21	0,39
Nr 36	210	0,79	1,1	0,0021	0,035	0,65	<LD	9,9	0,011	0,85	700	0,63	0,76	5,4	0,24
Nr 37 (Proses)	160	<LD	1,1	0,015	0,022	1	<LD	<1,9	0,87	9,1	350	8,8	60	<2,1	0,094
Nr 38 (Nullpr)	200	<LD	<LD	0,0065	0,025	0,63	<LD	<1,9	<LD	6,6	370	5	42	<2,1	0,12

**Tabell 23:** pH og ledningsevne for prosessvann prøvene. Prøve nr. 2-10 er ikke brukt i resultatene.

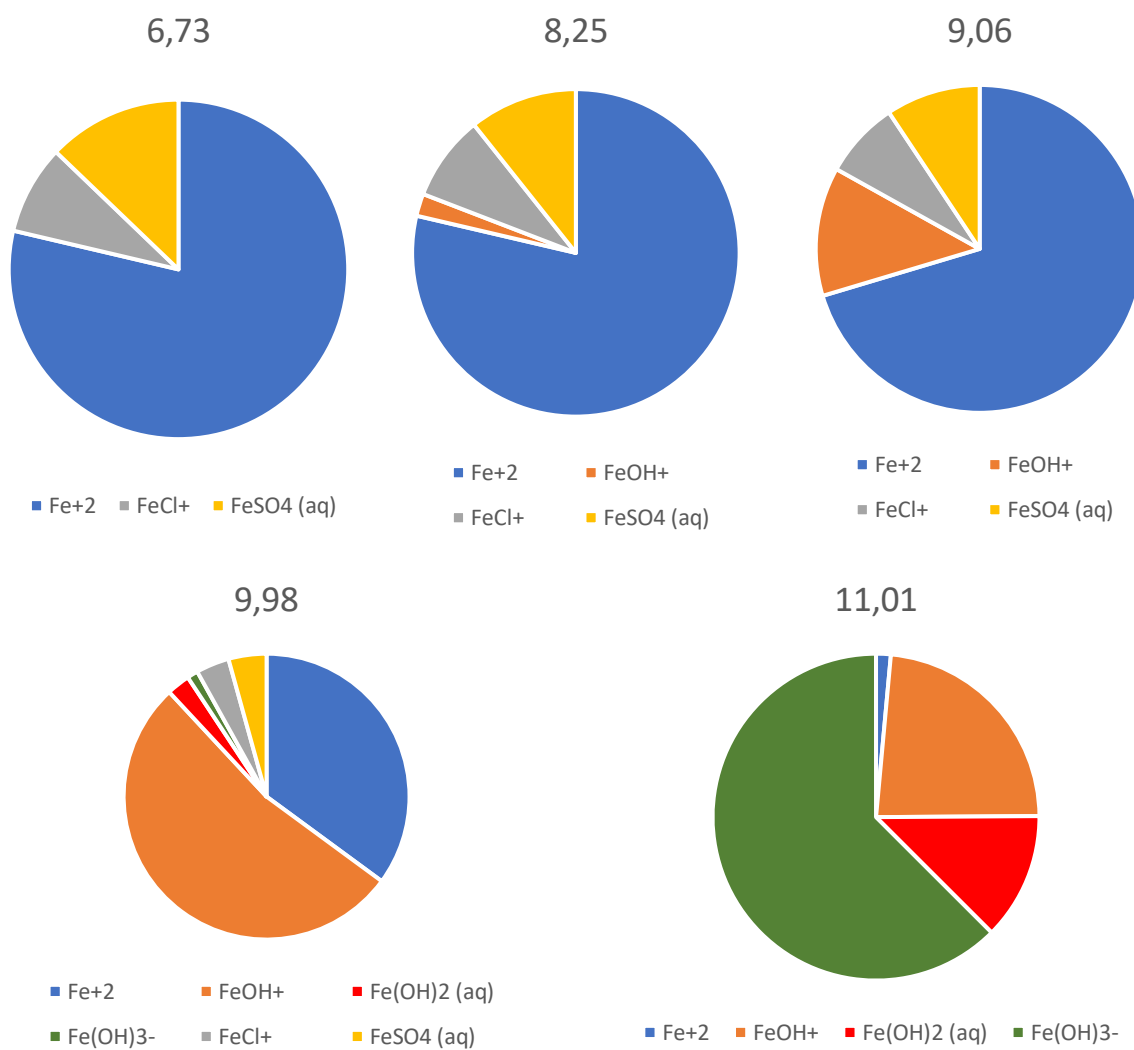
eluat nr	pH	ledningsevne	
Nr 1	11,5	217	mS/cm
Nr 2	0,98	190,1	mS/cm
Nr 3	0,77	179,9	mS/cm
Nr 4	0,8	171	mS/cm
Nr 5	1,35	135,7	mS/cm
Nr 6	9,35	147,2	mS/cm
Nr 7	1,24	149	mS/cm
Nr 8	1,15	150,8	mS/cm
Nr 9	1,25	145,8	mS/cm
Nr 10	1,05	135,3	mS/cm
Nr 11	8,09	102,9	mS/cm
Nr 12	8,25	107,2	mS/cm
Nr 13	6,09	91,8	mS/cm
Nr 14	6,3	96,5	mS/cm
Nr 15			mS/cm
Nr 16	8,83	87,4	mS/cm
Nr 17	8,68	84	mS/cm
Nr 18	8,72	88,48	mS/cm
Nr 19	8,26	121,6	mS/cm
Nr 20	8,5	97,09	mS/cm
Nr 21	8,04	97,14	mS/cm
Nr 22	7,67	98,94	mS/cm
Nr 23	8,38	100,7	mS/cm
Nr 24	8,43	95,54	mS/cm
Nr 25	9,6	51,09	mS/cm
Nr 26	10,42	54,03	mS/cm
nr 27	10,97	55,88	mS/cm
nr 28	8,97	48,44	mS/cm
nr 29	10,07	52,15	mS/cm
nr 30	10,16	64,29	mS/cm
nr 31	10,23	78,47	mS/cm
nr 32	10,18	55,47	mS/cm
nr 33	10,72	61,8	mS/cm
nr 34	11,76	69,67	mS/cm
nr 35	11,05	71,19	mS/cm
nr 36	10,46	53,79	mS/cm

**Tabell 24:** Resultatene etter utført XRF. Totalinnholdet av en rekke metaller.

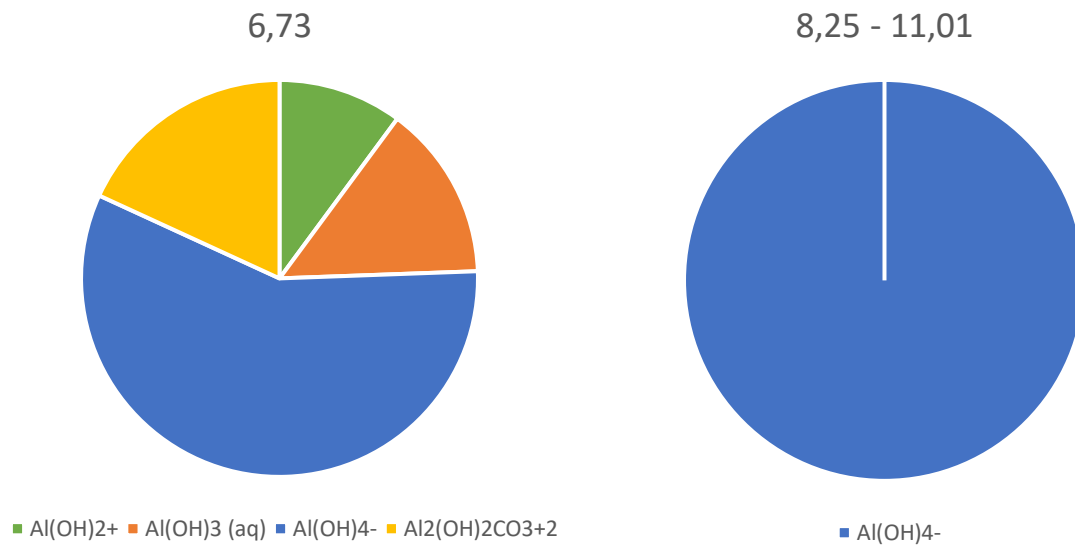
Element	Method	LOI	Ag	Al	As	Ba	Bi	Br	Ca	Cd	Ce	Cl	Co
Dimension		%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
DUFAS-2214	TQpellets spinn	29.4188	43878.00	32920.00	263.0	1527.00	37.5	2434.00	223100.00	83.2	44050.00	153300.00	44.5
O-6518	TQpellets spinn	35.3127	43845.00	25380.00	34.6	2272.00	107.5	428.0	334700.00	189.6	<7.7	31430.00	52.3
O-6519	TQpellets spinn	32.7624	59.6	6820.00	33.3	1271.00	44002.00	1940.00	42560.00	97.0	<7.5	91190.00	43944.00
O-6520	TQpellets spinn	40.5569	43896.00	7765.00	32.5	3176.00	40.6	1668.00	40460.00	74.7	<7.8	107500.00	19.0
F-541	TQpellets spinn	22.0807	44082.00	8265.00	<0.1	175.3	43893.00	43935.00	156200.00	<0.9	<0.1	5696.00	<0.1
F-542	TQpellets spinn	48.9458	<0.4	149100.00	<0.1	44078.00	<0.1	0.4	77420.00	<0.2	<7.3	274.2	<0.1
F-543	TQpellets spinn	24.0024	43866.00	60060.00	<14	1738.00	43888.00	<0.1	71430.00	44080.00	55.0	1372.00	<0.1
HAKON	TQpellets spinn	33.6364	43969.00	24580.00	141.5	1308.00	68.4	1495.00	288800.00	116.80	<7.5	93180.00	47.4

Cr	Cu	Fe	Hg	K	La	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
331.5	2781.00	12580.00	<0.5	35160.00	43878.00	9165.00	743.9	43946.00	36210.00	82.0	2859.00	2281.00
164.8	1226.00	10650.00	<0.5	2893.00	43993.00	23910.00	326.7	53.60	5587.00	54.1	3856.00	3447.00
105.8	1368.00	3764.00	<0.3	20030.00	<0.1	3775.00	108.3	35.60	404900.00	40.2	1796.00	3976.00
155.1	630.9	3682.00	<0.3	21200.00	43869.00	8384.00	278.4	28.00	264700.00	44002.00	2597.00	3469.00
	3773.00	1146.00	260400.00	<1.0	998.9	<5.2	4479.00	113.40	8109.00	2647.00	18360.00	85.00
	43838.00	43839.00	468.40	<0.2	39.8	2586.00	43900.00	44050.00	8623.00	43929.00	169.1	43931.00
369.0	23000.00	80980.00	76.1	6689.00	36.3	13660.00	951.4	44086.00	2595.00	140.3	1197.00	14830.00
294.3	2414.00	10210.00	<0.5	21260.00	43837.00	12860.00	499.8	37.90	19670.00	99.1	3811.00	3243.00

Rb	S	Sb	Se	Si	Sn	Sr	Ti	Tl	U	V	W	Zn	Sum of Conc.
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%
92.7	53110.00	686.30	<0.1	38100.00	516.6	394.5	7399.00	44048.00	43834.00	60.4	47.6	10230.00	62.6617
43898.00	45760.00	583.40	43892.00	41970.00	724.1	400.7	12540.00	<3.5	<0.9	99.2	39.8	11520.00	56.0437
32.1	32480.00	331.80	<0.1	16930.00	460.2	146.8	3442.00	44079.00	<1.1	43858.00	33.1	6464.00	64.4268
35.3	46610.00	238.60	43891.00	26480.00	441.6	121.8	5377.00	44015.00	<1.1	47.8	33.2	6418.00	55.1703
44045.00	37910.00	44053.00	<0.1	9691.00	1451.00	798.1	383.7	<2.5	<2.5	60.7	162.00	42170.00	57.4344
<0.1	208400.00	43922.00	0.3	2594.00	43924.00	44049.00	43844.00	<0.1	<0.3	43891.00	44016.00	119.7	37.3248
84.9	5710.00	283.00	43986.00	162900.00	1358.00	398.9	6682.00	<7.6	<1.8	101.2	159.6	8296.00	46.5200
54.9	58290.00	776.50	<0.1	32580.00	639.1	343.1	6821.00	43865.00	44076.00	71.3	74.6	12040.00	59.5849



**Figur 25:** Tilstandsformer for Fe basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter.



**Figur 26:** Tilstandsformer for Al basert på geokjemisk modellering med Visual Minteq. Tilstandsformene er beskrevet under hver av diagrammene, og vist ved prosenter.





**Norges miljø- og biovitenskapelige universitet**  
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet  
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003  
NO-1432 Ås  
Norway