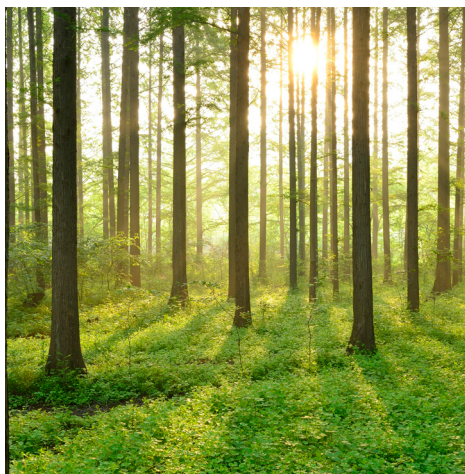


# KRITISK UTVÄRDERING AV METODER FÖR FAROKLASSIFICERING AV AVFALLS EKOTOXISKA EGENSKAPER

RAPPORT 2015:178



MILJÖRIKTIG ANVÄNDNING  
AV ASKOR





# **Kritisk utvärdering av metoder för faroklassificering av avfalls ekotoxiska egenskaper HP14**

SARA STIERNSTRÖM, OLA WIK OCH DAVID BENDZ

ISBN 978-91-7673-178-9 | © 2015 ENERGIFORSK

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: [kontakt@energiforsk.se](mailto:kontakt@energiforsk.se) | [www.energiforsk.se](http://www.energiforsk.se)



## Förord

Denna rapport är slutrapportering av projekt Q14-220 Kritisk utvärdering av metoder för faroklassificering av avfalls ekotoxiska egenskaper (Energimyndighetens projektnummer 39989-1) inom programmet Miljöriktig användning av askor som bedrivs av Energiforsk. Programmet startade inom ramen för Värmeforsks forskningsprogram och ingår liksom all övrig forskningsverksamhet inom Värmeforsk numera i Energiforsk. En viktig målsättning för Askprogrammet är att ta fram relevanta fakta kunna stödja Sveriges deltagare i EU:s rådgivande och beslutande grupper vid beslut om användning av askor. Det här arbetet är ett typiskt exempel på sådan faktaframtagning.

Projektet har resulterat i en vetenskaplig artikel som förväntas bli publicerad i en vetenskaplig tidskrift. När artikeln är publicerad kommer information om var den finns att läsa att finnas på Energiforsks webbplats.

Projektet har följts av en referensgrupp bestående av:

Rolf Sjöblom, Tekedo

Raul Grönholm, SYSAV

Anette Hälldahl, Vattenfall

Johan Fagerqvist, Avfall Sverige

Kristian Peders, NOAH.

Projektet har finansierats av Energiforsks Askprogram, Avfall Sverige, Svenska Energiaskor samt Energimyndigheten.

Stockholm december 2015

Helena Sellerholm

Områdesansvarig

Bränslebaserad el- och värmeproduktion, Energiforsk AB

## Sammanfattning

Sedan den 1 juni 2015 gäller en ny EU-förordning som harmoniserar de egenskaper och kriterier som skall tillämpas vid klassificering av avfall som farligt. Förordningen innebär att kriterier och därmed testmetoder för att klassificera avfalls farlighet i huvudsak harmoniseras med kemikalielagstiftningen (CLP förordningen).

Harmoniserade kriterier och vägledning för bedömning av egenskapen miljöfarlighet (HP14, ekotoxicitet) saknas dock fortfarande och är under fortsatt utredning inom EU. Detta projekt syftar till att ge en bättre kunskap om av två alternativa metodiker för HP14 klassificering: (i) summering av koncentrationen av identifierade klassificerade farliga ämnen (summeringsmetoden), (ii) tester av ekotoxiska egenskaper i lakvatten från avfallet.

Dessa två alternativ utvärderades genom geokemisk modellering av hur förekomsten av Kalcium (Ca), Kalium (K), Koppar (Cu) och Zink (Zn) påverkar den bedömda farligheten för bottenaska från avfallsförbränning. Våra resultat visar att klassificeringen med summeringsmetoden fungerar mindre bra för komplexa blandningar som askor och andra avfall eftersom osäkerheten är stor, vilket leder till att man ofta överskattar den inneboende faran. Viktiga parametrar som styr tillgängligheten av farliga ämnen t.ex. omvandling från en förekomstform till en annan och komplexbindning till organiska eller oorganiska sorbenter, tas inte hänsyn till i summeringsmetoden. Summeringsmetoden är också mycket känslig för identifiering och klassificering av ingående ämnen vilket gör utfallet av metoden mycket osäkert. Förhållandet mellan mängd material och vätska (L/S-kvot) samt pH-värdet vid lakning visar sig vara avgörande för klassificeringen med testmetoder. En teststrategi som bygger på standardiserade laktest för avfall vid L/S 10 och utan pH-justering underskattar farligheten av Cu och Zn. Samma teststrategi riskerar samtidigt att icke farliga ämnen som pH, Ca och K orsakar en klassificering av materialet som farligt. Vid en L/S-kvot av 1000 och med pH-justering kommer farligheten av Cu och Zn att överskattas medan icke farliga ämnen inte längre orsakar en felaktig klassificering. En korrekt klassificering erhålls för laktester som baseras på de testkriterier och metoder som föreskrivs i CLP (L/S-kvot 100 000- 1 000 000 och pH mellan 5,5-8,5). Osäkerheten och känsligheten i klassificering baserat på tester är betydligt lägre än osäkerheten baserat på summeringsmetoden. Slutsatsen är att testmetoder kommer vara viktiga verktyg för att säkerställa rätt klassificering av avfall. Studien visar även att geokemisk modellering är ett kraftfullt verktyg för utvärdering av olika strategier för att testa ett avfalls farlighet. De typer av tester som föreskrivs i CLP är oprövade för avfall och ytterligare studier behövs för att definiera en praktisk och funktionell teststrategi för avfallsklassificering med avseende på HP14. Hela studien är sammanställd som en vetenskaplig artikel som ska publiceras i en vetenskaplig tidskrift.

## Summary

A new regulation for waste classification, harmonizing the waste and chemicals legislation, applies from 1<sup>st</sup> of June 2015. Assessment of ecotoxic hazard (HP14), however, still lacks criteria and guidance for waste classification. This paper provides an improved understanding of two alternative HP14 classification frameworks: (i) summation methods for mixtures, (ii) leaching tests. The two frameworks were evaluated by geochemical speciation modeling of an ash from incinerated waste. Our results indicate that classification based on summation methods overestimate the hazard. Important parameters that are governing the availability of toxic elements e.g. transformation from one species to another and complexation on organic or inorganic sorbents, are not accounted for in the summation method. This study demonstrates that a mechanistically modelling approach is a powerful tool for the evaluation of different leaching test strategies. The Liquid/Solid-ratio (L/S) and pH are shown to be critical for classification. A testing strategy based on standardized waste leaching tests at L/S 10 and the own pH of the waste will underestimate the hazard associated with the presence of toxic compounds (Cu and Zn) while simultaneously falsely overestimate the hazard of non-toxic compounds (Ca and K). The results suggests that classification should be based on leaching tests at L/S higher than 1000 and at a fixed range of pH 5.5-8.5 to avoid erroneous results. Further studies are needed to define a practical and functional testing strategy for hazardous waste classification.

## Innehåll

|          |                           |           |
|----------|---------------------------|-----------|
| <b>1</b> | <b>Inledning</b>          | <b>7</b>  |
| <b>2</b> | <b>Material och metod</b> | <b>13</b> |
| <b>3</b> | <b>Huvudresultat</b>      | <b>17</b> |
|          | 3.1 Måluppfyllelse        | 20        |
|          | 3.2 Effekter i samhället  | 20        |
| <b>4</b> | <b>Genomförande</b>       | <b>21</b> |
| <b>5</b> | <b>Referenser</b>         | <b>22</b> |

# 1 Inledning

Sedan den 1 juni 2015 gäller nya regler för klassificering av avfall. Reglerna har getts ut som en reviderad version av avfallsförordningens Bilaga III<sup>1</sup> och bygger på att kriterier och metoder för klassificering av avfalls farliga egenskaper som huvudprincip harmoniseras mot kemikalielagstiftningens CLP-förordning (1272/2008)<sup>2</sup>. Reglerna föreskriver också att en klassificering som baseras på test av de farliga egenskaperna har större relevans än andra metoder att klassificera avfall. Reglerna innebär att kriterier och testmetoder för klassificering av farliga egenskaper i huvudsak är gemensamma under regelverk för kemikalier, avfall och transport av farligt gods<sup>3</sup>. För en av egenskaperna har man dock ännu inte nått konsensus - nämligen frågan om klassificering av avfalls miljöfarlighet (HP14, ekotoxicitet). HP14 är den farlighetsegenskap som förmodligen har störst betydelse för klassificering av avfalls farlighet<sup>4</sup>. Olika kriterier och testmetoder har föreslagits eller tillämpats i olika medlemsländer. EU-kommissionen har gett en konsult uppdrag att ta fram ett underlag som ska leda till harmoniserade kriterier för klassificering på Europainivå<sup>5</sup>.

Det finns två alternativa principer för HP14 klassificering:

- (i) summering av koncentrationen av identifierade klassificerade farliga ämnen (summeringsmetoden).
- (ii) tester av ekotoxiska egenskaper i lakvatten från avfallet.

Summeringsmetoden bygger på CLP:s regler för blandningar av kemiska ämnen och utgår i allmänhet från analyserade totalhalter och en skattning av den förekomstform de analyserade ämnena har i avfallet. Metoden ger i allmänhet en mycket konservativ skattning som överskattar avfallets farlighet med avseende på HP14. Lagstiftningen anger dessutom att man genom att stabilisera ett farligt avfall och ändra de ingående ämnenas förekomstform (utan att påverka den analyserade halten) kan ändra klassificeringen så att avfallet uppfyller kriterier för icke farligt. Behovet av korrekta metoder för klassificering som baseras på andra tekniker än analys av totalhalter är alltså stort. Tillgång till metoder som ger en korrekt beskrivning av förekomstformer i avfallet eller kan skatta dess farlighet med ett test är därför mycket värdefullt.

Om ett avfall klassificeras som farligt avfall uppstår både formella hinder i form av lagstiftning och informella hinder i form av negativa attityder som försvårar nyttiggörande och materialåtervinning av avfallet i produkter eller konstruktioner.

---

<sup>1</sup> COMMISSION REGULATION (EU) No 1357/2014 of 18 December 2014 replacing Annex III to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council on waste and repealing certain Directives

<sup>2</sup> För klassificering med avseende på akuta toxiska egenskaper för människor (HP 6) föreslås något förenklade summeringsregler för beräkning av farlighet.

<sup>3</sup> För svenska förhållanden innebär detta även att kriterierna i huvudsak är harmoniserade med BASTA-kriterierna för byggprodukter och att avfall som inte klassificeras som farligt avfall uppfyller BASTA-kriterierna. För avfall saknas dock regler för klassificering med avseende hormonstörande egenskaper och "utfasningsegenskaper".

<sup>4</sup> Hennebert, P. et al., 2014. Hazard property classification of waste according to the recent propositions of the EC using different methods. Waste Manag. 2014 Oct; 34.

<sup>5</sup> BiPro; Guidance document on the definition and classification of hazardous waste: DRAFT VERSION from 08 June 2015

**Problembeskrivning**

I tabell 1 redovisas de faroangivelser och kriterier enligt CLP som medför en klassificering m. a. p. ekotoxicitet baserat på toxicitetstest (dvs. HP14). Tabellen återger kriterier för det fall där egenskaper i form bioackumulerbarhet och nedbrytbarhet inte kan bestämmas vilket är fallet för blandningar av ämnen (avfall)<sup>6,7</sup>.

**Tabell 1 CLP klassificeringskriterier för riskklassificering av blandningar med okända egenskaper m. a. p. nedbrytbarhet eller bioackumulering. E(C)50, motsvarar att 50 % av testorganismerna påverkas. NOEC motsvarar att ingen signifikant påverkan registreras på testorganismerna.**

| Faroklass                                | Farokod | Kriterier i akuta biotest | Kriterier i kroniska biotest  |
|------------------------------------------|---------|---------------------------|-------------------------------|
| <i>Akut fara</i>                         |         | <i>E(C)<sub>50</sub></i>  |                               |
| Akut                                     | H400    | < 1 mg/L                  | -                             |
| <i>Fara för skadlig långtidseffekter</i> |         | <i>EC<sub>50</sub></i>    | <i>NOEC or EC<sub>x</sub></i> |
| Kronisk 1                                | H410    | 1 mg/L                    | 0,1 mg/L                      |
| Kronisk 2                                | H411    | 10 mg/L                   | 1 mg/L                        |
| Kronisk 3                                | H412    | 100 mg/L                  | -                             |
| Kronisk 4                                | H413    | -                         | < 1mg/L*                      |

\* Kronisk kategori 4 är en "safety net" klassificering för ämnen där ingen akut toxicitet registrerats vid nivåer upp till vattenlöslighet men som inte är snabbt nedbrytbara eller indikerar en potential att bioackumuleras. När det finns adekvata kroniska toxicitetsdata tillgängliga för blandningen som helhet som visar på NOEC (er) för den testade blandningen > 1 mg/L för alla trofinivåer är H413 klassificering obefogad.

Om en blandnings sammansättning är känd i detalj kan dess klassificering beräknas baserat på de olika ingående ämnernas klassificering med hjälp av summeringsmetoden enligt tabell 2. Om en blandning innehåller ett ekotoxiskt ämne med en viss farokod och ämnet utgör 25% av blandningens massa klassificeras hela blandningen som miljöfarligt med samma farokod. Tillvägagångssättet för blandningar som innehåller flera olika ekotoxiska ämnen bygger på tillämpningen av principen om koncentrationsaddition för att skatta blandningars miljöfarlighet<sup>8</sup>. Den samlade toxiska effekten av ämnen med olika toxicitet, beräknas med hjälp av ett viktningssystem för att sammanvägningen skall följa principen om koncentrationsaddition. Om koncentrationen av ett enskilt farligt ämne är mycket låg behöver man inte ta hänsyn till den vid summeringen (brytgränser).

<sup>6</sup> CLP artikel 6.4,

<sup>7</sup> ECHA 2013 CLP Guidance document. Guidance on the Application of the CLP Criteria. Version 4.0 – November 2013 p 551

<sup>8</sup> Scientific Committee on Health and Environmental Risks, Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks, Scientific Committee on Consumer Safety; Toxicity and Assessment of Chemical Mixtures; European Commission 2012

**Tabell 2** Faroangivelser och summeringsregler för beräkning av en blandnings farlighet enligt CLP1). Brytgräns anger den koncentration eller lägre vid vilken ämnet skall exkluderas från summeringsformlen.

| Klassificering    | Summeringsregler för blandningar                                                                                                                |
|-------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| H400<br>Brytgräns | $\sum_i (C_i^{H400} * 10 * M_i) / 25\%$<br>$C_{\bullet} / M_i < 0,1\%$                                                                          |
| H410<br>Brytgräns | $\sum_{i,n} (C_i^{H410} * M_i) / 25\%$<br>$C_{\bullet} / M_i < 0,1\%$                                                                           |
| H411<br>Brytgräns | $\sum_{i,n} (C_i^{H410} * 10 * M_i + C_n^{H411}) / 25\%$<br>$C_i^{H410} / M_i < 0,1\%, C_n^{H411} < 1\%$                                        |
| H412<br>Brytgräns | $\sum_{i,n,m} (C_i^{H410} * 100 * M_i + C_n^{H411} * 10 + C_m^{H412}) / 25\%$<br>$C_i^{H410} / M_i < 0,1\%, C_n^{H411} < 1\%, C_m^{H412} < 1\%$ |
| H413<br>Brytgräns | $\sum_{i,n,m,l} (C_i^{H410} + C_n^{H411} + C_m^{H412} + C_l^{H413}) / 25\%$<br>$C_{i,n,m,l} < 1\%$                                              |

<sup>1)</sup> M-faktor anger ett ämnes ökande toxicitetpotential i steg om 10 (dvs 10, 100, 1000 etc) när toxiciteten är större än det grundläggande klassificeringskriteriet för akut eller kronisk 1 (se tabell 2).

Om det finns toxicitetsdata (EC<sub>50</sub> eller NOEC/EC<sub>x</sub>) för ämnen som ingår i blandningen är en alternativ metod att beräkna en additiv viktat ekvivalent toxicitet ((L(E)C<sub>50m</sub> eller EqNOEC<sub>m</sub>). Beräkningen görs för hela eller de delar av blandningen för vilka man har toxicitetsdata. Den beräknade additiva ekvivalenta toxiciteten jämförs sedan med klassificeringskriterierna (tabell 1) för att tilldela blandningen rätt klassificering/farokod. Vid beräkning av en additiv viktat kronisk toxicitet tas hänsyn till om ämnet är nedbrytbart genom att ett sådant ämne ges 10 ggr lägre vikt vid beräkning av EqNOEC<sub>m</sub>.

Summeringsmetoden är den metod som föredras i CLP och den metod som föreslagits gälla även för avfall. I det pågående utredningsarbetet har dock EU-kommissionen föreslagit 4 olika summeringsformler som i flera fall skiljer sig från summeringsmetoderna i CLP, se Tabell 3. Metod 3 och 4 i Kommissionens förslag uppfyller inte de grundläggande principerna och förutsättningarna för koncentrationsaddition och är därför direkt olämpliga för att beräkna miljöfarlighet för blandningar och avfall. Metod 1 liknar den metod som Naturvårdsverket idag anger bör tillämpas för att klassificera avfalls miljöfarlighet<sup>9</sup> men genom att den inte tillämpar M-faktorer är den inte fullt ut anpassad till den senaste tekniska och vetenskapliga utvecklingen som implementerats i CLP. Den uppfyller därmed heller inte de grundläggande principerna och förutsättningarna för koncentrationsaddition för mycket toxiska ämnen. Metod 2 är den enda metod som helt överensstämmer med CLP:s beräkningsmetoder för klassificering på en nivå motsvarande Akut H400 respektive Kroniskt H411.

<sup>9</sup> Naturvårdsverket 2013-02-13. Klassning av farligt avfall – detta är farligt avfall.  
<https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Vagledningar/Avfall/Farligt-avfall/Klassificering-av-farligt-avfall/>

**Tabell 3** Faroangivelser och summeringsregler för beräkning av ett avfalls farlighet som föreslagits av EU-kommissionen<sup>1)</sup>.

|                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                           |                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                                |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <p><b>Method 1</b></p> <p>IF:<br/> <math>c(H420) \geq 0.1 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma c(H400) \geq 25 \%</math><br/> OR<br/> <math>(100 \times \Sigma c(H410) + (10 \times \Sigma c(H411) + (\Sigma c(H412) \geq 25 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma c(H410) + \Sigma c(H411) + \Sigma c(H412) + \Sigma c(H413) \geq 25 \%</math></p> <p>→ Waste hazardous</p> | <p><b>Method 2</b></p> <p>IF:<br/> <math>c(H420) \geq 0.1 \%</math><br/> OR<br/> If <math>c(H400) \geq 0.1/M \%</math> and <math>\Sigma (c(H400 \times M) \geq 25 \%</math><br/> OR<br/> If <math>c(H410) \geq 0.1/M \%</math> and <math>c(H411) &gt; 1 \%</math> and <math>\Sigma (M \times 10 \times c(H410) + \Sigma c(H411) \geq 25 \%</math></p> <p>→ Waste hazardous</p> |
| <p><b>Method 3</b></p> <p>IF:<br/> <math>\Sigma (c(H420) \geq 0.1 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma (c(H410) \geq 0.1 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma (c(H411) \geq 2.5 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma (c(H412) \geq 25 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma (c(H413) \geq 25 \%</math></p> <p>→ Waste hazardous</p>                                            | <p><b>Method 4</b></p> <p>IF:<br/> <math>c(H420) \geq 0.1 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma (M \times c(H410) \geq 2.5 \%</math><br/> OR<br/> <math>\Sigma (c(H411) \geq 25 \%</math></p> <p>→ Waste hazardous</p>                                                                                                                                                           |

<sup>1)</sup> M-faktor anger ett ämnes ökande toxicitetpotential i steg om 10 (dvs 10, 100, 1000 etc) när toxiciteten är större än det grundläggande klassificeringskriteriet för akut eller kronisk 1 (se tabell 2).

Förekomsten av metaller<sup>10</sup> i avfall är ofta kritiskt för klassificering med avseende på HP14<sup>11</sup> och de kriterier och beräkningsregler som anges i tabell 2 används ofta för att klassificera avfall baserat på en kemisk analys av metallhalten och ett konservativt antagande om i vilken form metallerna föreligger. Baserat på tidigare studier<sup>12</sup> samt andra utvärderingar av kritiska ämnen för klassificering av farlig avfall bedöms Cu och Zn vara de ämnen som är mest kritiska med avseende på klassificering av askors ekotoxicitet (HP14). Oklarheter i kommissionens förslag till regelverket innebär att analyserade halter av Cu och Zn från allt mellan 250 mg/kg till 25 000 mg/kg kan utlösa farlighetsklassificering beroende vilka kriterier som skall tillämpas och vilken förekomstform som är tillämplig.

Klassning baserat på analyserade totalhalter av metaller ger i allmänhet en mycket konservativ skattning som överskattar avfallets farlighet med avseende på HP14. Klassningen kan förbättras genom att metallens olika förekomstformer identifieras. I avfall finns ofta flera olika förekomstformer för samma metall vilket visats bland annat för förbränningsaskor<sup>13, 14</sup>. De avancerade spektroskopiska analystekniker som används för att bestämma förekomstform av en metall lämpar sig dock inte för

<sup>10</sup> Med beteckningen "metaller" avses i denna rapport metalliska grundämnen i samtliga olika förekomstformer.

<sup>11</sup> Särskilt Cu och Zn är ofta styrande för klassificering enligt Hennebert, P. et al., 2014. Hazard property classification of waste according to the recent propositions of the EC using different methods. Waste Manag. 2014 Oct; 34.

<sup>12</sup> Stiernström, S., 2013. Ecotoxicological classification of ash materials. Thesis in applied environmental science.

<sup>13</sup> Copper speciation of combustion ashes, H. Lassesson and B-M. Steenari

<sup>14</sup> Zinks förekomstformer i aska studerade med en röntgenabsorptionsspektrometrisk metod Britt-Marie Steenari och Katarina Norén, Värmeforsk Rapport 1063

rutinmässiga undersökningar och har ofta otillfredsställande känslighet vid låga halter som kan utlösa klassificering.

En alternativ metod är att undersöka materialet med en testmetod. Faroklassificeringar är kopplad till toxicitet av ett ämne eller en blandning i en akvatiskt (i vatten) biotest, se tabell 1. Toxicitetsdata för ett testbatteri representerande tre olika trofinivåer (fisk, kräftdjur, alger/vattenväxter) behövs för att tilldela en klassificering. Den mest känsliga trofinivån styr klassificering av materialet. Inga kriterier för utvärdering av terrestrer (i jord) biotest ges av CLP-förordningen. Testmetoder som beskrivs under CLP för komplexa blandningar bygger på att materialet som skall klassificeras blandas ut med vatten till en så kallad "water accommodated fraction" (WAF), se metod C i tabell 4. En variant av Metod C "Transformation and Dilution test" (T/D) stöder att lakvätskan inte utvärderas med ett biotest utan att den utlakade halten av lösta metalljoner jämförs med ett ekotoxikologiskt referensvärde (ERV) som tagits fram baserat på kända akvatiska biotestdata. CLP:s testmetoder är till sin omfattning och utformning svåra att tillämpa för rutinmässiga undersökningar av avfall<sup>15</sup>. Det finns därför behov av förenklade testmetoder som fortfarande ger resultat relevanta i förhållande till CLP. Inom ramen för EU-kommissionens utredning har en testmetod för HP14 klassificering baserat på standard lakttest vid L/S10 föreslagits<sup>16</sup>, se metod A i tabell 4. Denna metod har tidigare visat sig orsaka felaktig klassificering för förbränningsaskor<sup>17</sup> beroende på förekomst av icke farliga ämnen i lakvattnet (Ca, K, pH, salinitet). En alternativ metod har föreslagits utformad för att inte ge samma felaktigheter som metod A och bättre överensstämmelse med de testmetoder som föreskrivs under CLP<sup>18</sup>, se metod B i tabell 4. Det har fram till nu saknats en neutral utvärdering och jämförelse av hur olika föreslagna testmetoder för avfall klarar av att skatta klassificeringen av ett avfall och om den skattning överensstämmer med principerna i CLPs regelverk och därmed kriterierna i den reviderade bilaga III (till avfallsförordningen).

**Tabell 4 Testmetoder som föreslagits för att klassificera avfall.**

| Method                   | A                  | B                                               | C                                               |
|--------------------------|--------------------|-------------------------------------------------|-------------------------------------------------|
| WAF                      | 0.1 kg/L           | 1 g/L                                           | 1-100 mg/L                                      |
| L/S (l/kg)               | 10                 | 1 000                                           | 1 000 000-10 000                                |
| pH                       | Avfallsets eget pH | 5.5-8.5 pHstat                                  | 5.5-8.5 (H <sub>2</sub> CO <sub>3</sub> buffer) |
| Partikelstorlek          | < 4 mm             | < 0.125 mm                                      | < 1 mm                                          |
| Lakvätska                | Avjoniserat vatten | Avjoniserat vatten<br>0.001 M CaCl <sub>2</sub> | ISO 6341 sötvatten<br>eller biotest media       |
| Avskiljning av fastfas   | Filtrering         | Filtrering eller<br>centrifugering              | Filtrering eller<br>centrifugering              |
| Utspädning innan biotest | 10                 | 2                                               | -                                               |
| Tid för lakning          | 24 timmar          | 24 timmar                                       | 48 timmar - 28 dagar                            |

<sup>15</sup> Stiernström, S., Enell A, Wik O, Hemström K, Breitholtz M., 2014. Influence of leaching conditions for ecotoxicological classification of ash. Waste Management 34(2), 421-429.

<sup>16</sup> Bio Deloitte, 2015. Study to assess the impacts of different classification approaches for hazard property "H 14" on selected waste streams.

<sup>17</sup> Stiernström, S. 2013. Ecotoxicological classification of ash materials. Thesis in applied environmental science.

<sup>18</sup> Stiernström, S., Enell A, Wik O, Hemström K, Breitholtz M., 2014. Influence of leaching conditions for ecotoxicological classification of ash. Waste Management 34(2), 421-429.

|                           |                         |                                                                                                |                                       |
|---------------------------|-------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| Vägledning och referenser | EN 14735,<br>EN 12457-2 | Baserad på CEN/TS<br>14735 and NT<br>ENVIR 003<br>Nordtest, 1995<br>Stiernström et al,<br>2014 | CLP Guidance, OECD<br>2001, OECD 2002 |
|---------------------------|-------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|

### *Syfte*

Syftet med denna studie är att påverka det pågående arbetet på EU nivå och motverka att metoder, som ger missvisande resultat och riskerar ge felaktig klassificering, får status som standardiserade metoder för klassificering av avfalls farliga egenskaper. Projektet genererar kunskap om testmetoder och klassificering som är av generell karaktär för klassificering av avfall.

Projektet startades i januari 2015 och avslutas i slutet av september 2015. Finansiärer har varit Avfall Sverige, Svenska Energiaskor och Värmeforsk, med en totalbudget på 350 000:-. Projektet har resulterat i en konferensartikel som presenterats på Sardinia Waste Management 2015 och accepterats för att skickas in för publikation i Waste Management (kommer granskas av andra forskare innan den kan accepteras för publicering). Utvalda delar ur artikeln publiceras i denna rapport.

## 2 Material och metod

Summeringsmetoderna som anges i CLP-förordningen och laktesterna som summerats i Tabell 4, utvärderades för avfallsklassificering av en bottenaska från avfallsförbränning. Utvärderingen inriktades för att motsvara de laktestförhållanden som anges i tabell 4 och en klassificering som motsvarade farokod H411 (metod 2 i tabell 3). Detta utfördes med hjälp av geokemisk speciering på Cu, Zn, K och Ca som sedan jämfördes mot ekotoxikologiska kriterier. Dessa metaller och makroämnen valdes eftersom tidigare studier visat att de var viktiga för HP14 klassificeringen av avfall<sup>19</sup> och i biotester på askor från avfallsförbränning<sup>20</sup>. Askor användes i denna studie som modellavfall eftersom omfattande data finns tillgängligt och askor utgör en stor och viktig avfallsström i Europa<sup>21</sup>. Information om identifierade mineraler, geokemisk och ekotoxikologisk data samlades in från litteraturen.

### Ekotoxikologisk data

#### *Ekotoxikologiskt Referens Värde*

Ekotoxikologiskt L(E)C<sub>50</sub>-värde (akut data) och NOEC-värde (kronisk data) insamlades från litteraturen för den lösta jonen av de utvalda ämnena (Ca<sup>2+</sup>, K<sup>+</sup>, Cu<sup>2+</sup> och Zn<sup>2+</sup>). Data på Cu och Zn samlades in från vetenskapliga artiklar och rapporter från ECHA (Committee for Risk Assessments, RAC). Eftersom det endast finns ett fåtal vetenskapliga artiklar med ekotoxikologiska data på Ca och K, användes data från REACH-registreringar (från ECHAs hemsida). Endast tillförlitlig data, klass 1 (utan restriktioner) och klass 2 (tillförlitlig med restriktioner) där pH hade registrerats användes.

#### *Ekotoxikologisk klassificering*

Klassificering (farokoder och M-faktorer) för de utvalda ämnena samlades in för att möjliggöra en klassificering av askorna med summeringsmetoderna i CLP. Data samlades in i en stegvis process för att generera ett dataset som motsvarar den variation i klassificering som följer av olika tolkningar av regelverket. Insamlingen baserades i huvudsak på data som hämtats från databaser som upprättshålls av ECHA för REACH registreringar eller klassificeringar "Classification and Labelling Inventory data base" (C&L databasen). Insamlade data rangordnades enligt följande;

1. Harmoniserad klassificering – CLP Bilaga VI  
Ekotoxikologisk klassificering som är föreslagen eller upptagen i bilaga VI till CLP. M-faktorer (akut och kroniska) tillgängliga i underlag till harmoniserad klassificering.
2. Egenklassificering – REACH registreringar  
Substanser som är registrerade i REACH. Gemensamma klassificeringar med höga volymer användes i första hand.
3. Egenklassificering – C&L databasen  
Alternativa klassificeringar valdes jämför med 1 och 2.

<sup>19</sup> Hennebert m. fl., 2014, se referens nr 4

<sup>20</sup> Stiernström m. fl., 2011. An ecotoxicological approach for hazard identification of energy ash. Waste Management. 31, 342-352. Stiernström m. fl., 2013, se referens nr 16

<sup>21</sup> CEWEP, 2009. Environmentally sound use of bottom ash. Confederation of European Waste-to-Energy Plants. [www.cewep.eu](http://www.cewep.eu)

### Geokemisk specierings modellering

Mjukvaran Visual Minteq (version 3.0) användes för den kemiska jämviktsmodelleringen av en aska i kontakt med vatten under testförhållanden som anges i tabell 2. Genom en litteratursökning sammanställdes en förteckning av relevanta mineraler som identifierats i förbränningsaskor (se referenser i Tabell 5 och 7<sup>22</sup>). Förteckningen utgjorde underlag för att beskriva sammansättningen av de fasta faserna (primära mineralerna) i en typisk bottenaska som uppstår vid förbränning av avfall (tabell 5, 6 och 7). Vid jämviktsmodelleringen tilläts mineralsammansättning för modellaskan att förändras genom sorptionsprocesser, att primära mineraler löses upp och sekundära mineral fälls ut till jämvikt uppnått med vattenfasen. Inga kinetiska begränsningar sätts på upplösning eller omvandlingshastigheter och modellen bör ge en konservativ skattning av lösta koncentrationer jämfört med resultaten från verkliga laktest.

Modellen är en kraftigt förenklad beskrivning av den komplexa specieringen i en verklig aska som består av ett stort antal både kristallina och amorfa faser. Ändå antas modellaskan kunna fånga den allmänna påverkan av olika föreslagna testsystem på de resulterande koncentrationerna av Ca, K, Cu och Zn vid ett neutralt pH-intervall. Metodiken har tidigare visat sig kunna ge en god prediktion av de processer sker i lakförsök (Dijkstra m.fl., 2006).

---

<sup>22</sup> Stiernström S, Wik O, Bendz D. Critical evaluation of methods for hazard classification of waste ecotoxic properties. Accepterad för publikation i Waste Management.

**Tabell 5 Mineralsammansättning av modellaskan.**

|                                                                                  |               | <i>Mängd<br/>(mol/kg)</i> | <i>Mängd<br/>(mg/kg TS)</i> | <i>Fraktion av totalen,<br/>massa (%)</i> |
|----------------------------------------------------------------------------------|---------------|---------------------------|-----------------------------|-------------------------------------------|
| CaCO <sub>3</sub>                                                                | Kalcite       | 0.50                      | 50000                       | 5.0                                       |
| CaO                                                                              | Kalk          | 0.50                      | 28000                       | 2.8                                       |
| CaCl <sub>2</sub>                                                                | Hydrophilit   | 0.50                      | 56000                       | 5.6                                       |
| Ca(OH) <sub>2</sub>                                                              | Portlandit    | 0.50                      | 37000                       | 3.7                                       |
| CaSO <sub>4</sub>                                                                | Anhydrit      | 0.10                      | 14000                       | 1.4                                       |
| KCl                                                                              | Sylvit        | 0.02                      | 1500                        | 0.15                                      |
| KAl <sub>3</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> (OH) <sub>6</sub>               | Alunit        | 0.02                      | 8300                        | 0.83                                      |
| KFe <sup>3+</sup> <sub>3</sub> (OH) <sub>6</sub> (SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> | Jarosite      | 0.02                      | 10000                       | 1                                         |
| Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub>                                                   | Hematit       | 0.50                      | 80000                       | 8                                         |
| Al(OH) <sub>3</sub> (am)                                                         |               | 1.50                      | 120000                      | 12                                        |
| SiO <sub>2</sub>                                                                 | Kvartz        | 1.9                       | 110000                      | 11                                        |
| KAlSi <sub>3</sub> O <sub>8</sub>                                                | Feldspar      | 0.10                      | 28000                       | 2.3                                       |
| CaSiO <sub>3</sub>                                                               | Wollastonit   | 0.10                      | 12000                       | 1.2                                       |
| MgO                                                                              | Periclase     | 0.5                       | 20155                       | 2.0                                       |
| Zn <sub>2</sub> SiO <sub>4</sub>                                                 | Willemit      | 0.006                     | 1300                        | 0.13                                      |
| Zn <sub>5</sub> (OH) <sub>6</sub> (CO <sub>3</sub> ) <sub>2</sub>                | Hydrozincit   | 0.006                     | 3300                        | 0.33                                      |
| ZnS                                                                              | Sphalerit     | 0.006                     | 580                         | 0.058                                     |
| ZnCl <sub>2</sub>                                                                |               | 0.006                     | 820                         | 0.082                                     |
| ZnO                                                                              | Zincit        | 0.006                     | 510                         | 0.051                                     |
| Zn(OH) <sub>2</sub> (am)                                                         |               | 0.006                     | 600                         | 0.06                                      |
| ZnFe <sub>2</sub> O <sub>4</sub>                                                 | Franklinite   | 0.006                     | 1400                        | 0.14                                      |
| CuO                                                                              | Tenorite      | 0.010                     | 800                         | 0.08                                      |
| Cu <sub>2</sub> O                                                                | Cuprite       | 0.010                     | 1400                        | 0.14                                      |
| Cu(OH) <sub>2</sub>                                                              |               | 0.010                     | 980                         | 0.98                                      |
| CuSO <sub>4</sub>                                                                | Chalcocyanite | 0.010                     | 1600                        | 0.16                                      |

Den kemiska sammansättningen av modellaska i Tabell 5 sammanställdes baserat på den genomsnittliga totala halten av element i europeiska bottenaskor från avfallsförbränning<sup>23</sup>.

<sup>23</sup> Hjelmar, O., van der Sloot, H.A., Van Zomeren A., 2013. Hazard property classification of high temperature waste materials, Proceedings Sardinia 2013, 14th Int. Waste management Landfill Symp. Cagliari, Italy

**Tabell 6** Kemisk sammansättning i modellaskan jämfört med genomsnitts europeiska bottenaskor från avfallsförbränning.

|                                                 | <i>Al</i> | <i>Ca</i> | <i>Cl</i> | <i>Cu</i> | <i>Fe</i> | <i>K</i> | <i>Mg</i> | <i>S</i> | <i>Si</i> | <i>Zn</i> | <i>CO<sub>3</sub></i> |
|-------------------------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|-----------|----------|-----------|-----------|-----------------------|
| Modell<br>Total<br>(mg/kg TS)                   | 43000     | 88000     | 19000     | 3200      | 60000     | 6300     | 12000     | 5000     | 65000     | 4700      | 32000                 |
| Europeiskt<br>medel <sup>1)</sup><br>(mg/kg TS) | 47000     | 130000    | 9200      | 3300      | 59000     | 7700     | 12000     | 3900     | 83000     | 3200      | 61000                 |

1) Hjelmar m.fl. 2013

Följande redoxpar ingick i den geokemiska modellen:  $\text{Cu}^{+1}/\text{Cu}^{+2}$ ,  $\text{Fe}^{+2}/\text{Fe}^{+3}$  and  $\text{HS}^{-1}/\text{SO}_4^{-2}$

<sup>2</sup>. En måttligt oxiderande miljö antogs. Ett urval av sekundära mineraler som kan förväntas falla ut och påverka lakvattensystemet i ett pH-område av pH 5,5-8,5 screenades för övermättnad och eventuell utfällning. Se Tabell 7

**Tabell 7** Geokemiska modell parametrar

| <i>Parametrar</i>                        |     |                   | <i>Reference</i>         |
|------------------------------------------|-----|-------------------|--------------------------|
| hydro Fe/Al oxider (HFAO)                | 29  | g/kg              | Dijkstra et al. (2008)   |
| Specific surface area                    | 600 | m <sup>2</sup> /g | Dzombak och Morel (1990) |
| Dissolved organic carbon (DOC)           | 50  | mg/L              | *                        |
| Solid organic matter (SOM): Humic acids  | 300 | mg/kg             | **                       |
| Solid organic matter (SOM): Fulvic acids | 300 | mg/kg             | **                       |

\* vid L/S 10

\*\* de valda värdena är i storleksordningen av det som hade bestämts experimentellt genom exempelvis; Arickx m.fl., (2010), Dijkstra m.fl., (2006), Zomeren och Comans (2009)<sup>24</sup>.

Inverkan av testbetingelserna med avseende på pH och L/S simulerades vid 25°C i ett sluten batch system. I den geokemiska modellen justerades pH genom titrering med 1 M saltsyra. Inverkan av pH-värdet undersöktes i intervallet från det egna pH:t för bottenaskan (ungefärligt 11) ned till 5,5. Följande WAF:s och motsvarande L/S utvärderades: WAF 0,1 kg/L – L/S 10, WAF 1g/L – L/S 1 000 och 1 mg/L – L/S 1 000 000.

<sup>24</sup> Arickx, S., Van Gerven, T., Boydens, E., L'hoest, P., Blanpain, B., Vadercasteele, C., (2008) Speciation of Cu in MSWI bottom ash and its relation to Cu leaching, Applied Geochemistry, 23, 3642-3650.

Dijkstra, J. J., van der Sloot, H. A., Comans, R. N. J., 2006. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. Applied Geochemistry 21, 335-351

Zomeren, A van, and Comans, R.N.J., 2009. Carbon speciation in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash in relation to facilitated metal leaching. Waste Management 29, 2059-2064.

### 3 Huvudresultat

Resultaten från projektet kommer att publiceras i form av en vetenskaplig artikel i Waste management med rubriken "critical evaluation of methods for hazard classification of waste ecotoxic properties". I denna rapport presenteras därför bara en kortare sammanfattning av delar av resultatet.

Resultaten bekräftar tidigare resultat<sup>25</sup> att en teststrategi som bygger på standardiserade laktest för avfall vid L/S 10 och utan pH-justering riskerar att icke farliga ämnen som Ca och K samt pH orsakar en klassificering av materialet som farligt om testerna kombineras med biotest.

I tabell 8 visas resultatet av inventering av klassificering av de identifierade former av koppar i aska som använts som underlag för den geokemisk modelleringen. Variationen i klassificering är mycket stor beroende på vilken eller vilka ämnen samt vilken klassificering som anses som representativa för askor. Resultat från den geokemiska modelleringen pekar på att CuO är det ämne som bäst representerar bottenaskans farliga egenskaper.

**Tabell 8 Sammanfattning av ekotoxikologiska klassificeringen av de valda formerna av Cu. Förkortningar enligt följande: - =ej relevant eller ingen information (substansen är inte registrerad).**

|                         |                      | <i>CuO</i> | <i>CuOH<sub>2</sub></i> | <i>Cu<sub>2</sub>O</i> | <i>CuSO<sub>4</sub></i> |
|-------------------------|----------------------|------------|-------------------------|------------------------|-------------------------|
| CLP Annex VI            | CAS no               | 1317-38-0  | 20427-59-2              | 1317-39-1              | 7758-99-8               |
|                         | Hazard code(s) HP14  | H400, H410 | H400, H410              | H400, H410             | H400, H410              |
|                         | M-factor (acute) *   | 100        | 10                      | 100                    | 10                      |
|                         | M-factor (chronic) * | 100        | 10                      | 100                    | 10                      |
| REACH Registrations     | Hazard code(s) HP14  | H400, H412 | H400, H411              | H400, H411             | H400, H410              |
|                         | M-factor (acute)     | 1          | 10                      | 10                     | 10                      |
|                         | M-factor (chronic)   | -          | 1                       | -                      | 1                       |
| C&L Inventory data base | Hazard code(s) HP14  | H400, H410 | H400, H410              | H400, H410             | H400, H413              |
|                         | M-factor (acute)     | 1          | 10                      | 10                     | 10                      |
|                         | M-factor (chronic)   | -          | 1                       | 1                      | 1                       |

\* Proposals by RAC on future entry in Annex VI, CLP-regulation<sup>26</sup>.

Beräkningar med summeringsmetoden av klassificering av en aska som motsvarar farokod H411 (metod 2 i tabell 3) genererar resultat där den kritiska koncentrationen för att askan skall klassificeras som farlig varierar mellan 0,025% (250 mg/kg TS) till 100% (askan klassificeras inte som farlig oberoende hur hög halten är). Osäkerheten i val av referenssubstans och klassificering medför alltså att den kritiska koncentrationen i askan varierar med en faktor ca 10 000. Resultat från den geokemiska modelleringen visar också att en betydande andel av koppar inte är biologiskt tillgängligt utan bundet till sorbenter i matrisen och att en klassificering baserat på en analys av totalhalten därmed överskattar askors farlighet och klassificering.

<sup>25</sup> Stiernström, S. 2013. Ecotoxicological classification of ash materials. Thesis in applied environmental science.

<sup>26</sup> ECHA, 2015. Minutes of the 31st Meeting of the Committee for Risk Assessment (RAC-31) 25-27 November 2-4 December 2014

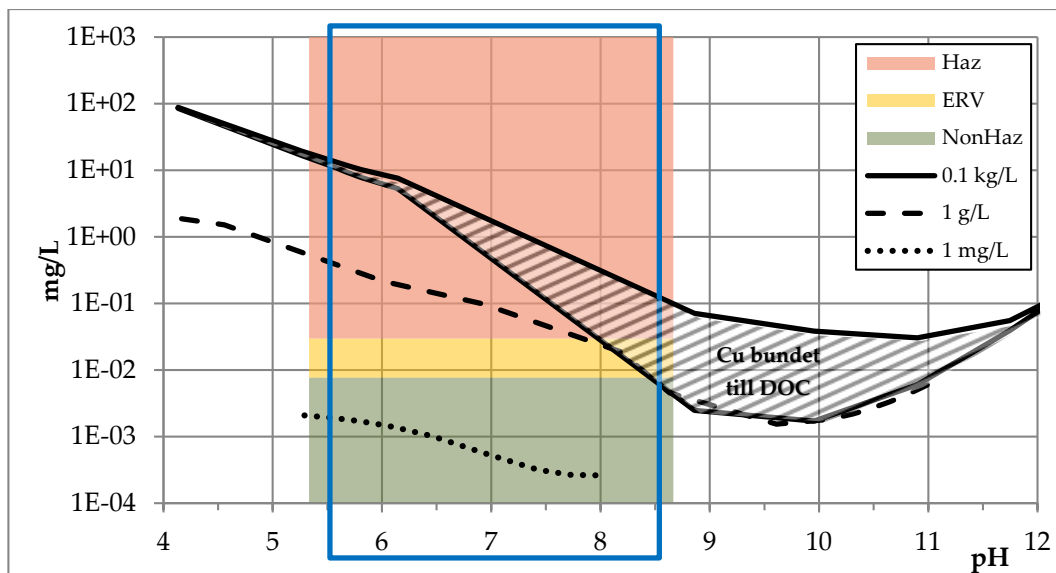
**Tabell 9** Ekotoxikologiska referensvärden (ERV) för Cu.

| Akut toxicitet (mg/l)    |                                |                          | Kronisk toxicitet (mg/l) |                    |              |        |
|--------------------------|--------------------------------|--------------------------|--------------------------|--------------------|--------------|--------|
| IC <sub>50</sub><br>Alga | EC <sub>50</sub><br>Crustacean | LC <sub>50</sub><br>Fish | NOEC<br>Alga             | NOEC<br>Crustacean | NOEC<br>Fish | PNEC*  |
| 0.110                    | 0.025                          | 0.029                    | 0.022                    | 0.0074             | 0.0077       | 0.0078 |

\* Beräknad koncentration i miljön som inte förväntas ge ecotoxikologiska effekter. Värdet är framtaget utan justeringsfaktorer. PNEC=Predicted No Effect Concentration.

I tabell 9 visas resultatet av inventering av ekotoxikologiska referensvärden (ERV) för koppar. Osäkerheten i ERV är begränsad (variationen är ca en faktor 4 mellan olika trofisk nivåer) och ca 1000 gånger mindre än osäkerheten i klassificering baserat på summeringsmetoder enligt ovan.

Figur 1. Modellerad Cu koncentration i lakvatten som funktion av pH. Ostreckad linje WAF 0,1 kg/L (L/S 10), streckad linje 1 g/L (L/S 1 000) och prickad linje 1 mg/L (L/S 1 000 000). Den streckade ytan i WAF 0,1 g/L kurvan representerar den beräknade mängden Cu<sup>2+</sup> komplexbunden till DOC och icke biotillgängligt. Den blå ramen representerar det pH-intervall som är relevant för klassificering med avseende på CLP (Transformation/Dissolution (T/D)-protokollet<sup>27</sup>). Koncentrationsintervallen "ERV", "Haz", "NonHaz" representerar det koncentrationsintervall där kritiska toxiska effekter kan uppstå (kronisk toxicitet, se tabell 9) samt klassificering som farligt avfall respektive icke farligt avfall.



**Figur 3-1** geokemiska modelleringen av olika testförhållanden för koppar

I figur 3-1 redovisas den geokemiska modelleringen av olika testförhållanden för koppar. En teststrategi som bygger på standardiserade laktest för avfall vid WAF 0,1 kg/L (L/S 10), och utan pH-justering (metod A i tabell 4) underskattar farligheten av Cu eftersom lakvattnets pH kommer vara basiskt (pH > 8,5) och den fria toxiska

<sup>27</sup> OECD, 2001. OECD series on testing and assessment, number 29. ANNEX 10. Guidance on transformation/dissolution of metals and metal compounds in aqueous media. S 525-537.

jonkoncentrationen begränsas av utfällning som CuO och inbindning till löst organisk material. En teststrategi som bygger på standardiserade laktest för avfall vid WAF 1 g/L (L/S 1 000) och med pH-justering (metod B i tabell 4) överskattar farligheten av Cu och Zn jämfört med WAF 1 mg/L (L/S 1 000 000) som skall motsvara en klassificering H411 enligt CLP.

Den geokemiska modelleringen tyder på att Cu halten i bottenaskor från avfallsförbränning inte bör ge upphov till en klassificering av askan som farlig. Modelleringar för zink gav liknande resultat. Modellen bygger på en parameterisering och data som representerar ett generellt medelvärde för askor och enskilda askor kan ha egenskaper som kraftigt avviker från dessa förutsättningar. Det finns dessutom mycket få experimentella data som stöder modellerade resultat vid höga L/S (1000 l/kg) och saknas helt experimentella data för mycket höga L/S (1000 000 l/kg). Resultat får därför betraktas som mycket osäkra som underlag för klassning av askor. Den sammanvägda risken för alla ämnen har heller inte bedömts vilket är en förutsättning för att askor skall kunna klassificeras med avseende på miljöfarliga egenskaper.

### Slutsatser och rekommendationer

Förhållandet mellan mängd material och vätska (L/S-kvot) samt pH-värdet vid lakning visar sig vara avgörande för klassificering av avfall baserat på testmetoder. En korrekt klassificering av avfall baserat på laktester kräver testförhållanden som efterliknar de testkriterier och metoder som föreskrivs i CLP (L/S-kvot 100 000- 1 000 000 och pH mellan 5,5-8,5). En klassificering baserat på summeringsmetoden är mycket känslig för identifiering och klassificering av ingående ämnen i komplext sammansatta avfall vilket gör utfallet av metoden mycket osäkert. Osäkerheten och känsligheten i klassificering baserat på korrekt utförda tester är betydligt lägre än osäkerheten baserat på summeringsmetoden. Viktiga parametrar som styr tillgängligheten av farliga ämnen t.ex. omvandling från en förekomstform till en annan och sorbtion till organiska eller oorganiska sorbenter, tas inte hänsyn till i summeringsmetoden.

Slutsatsen är att testmetoder kommer att vara viktiga verktyg för att säkerställa rätt klassificering av avfall eftersom tester tar hänsyn till de parametrar som är viktigast för klassificeringen av ekotoxicitet. De typer av tester som föreskrivs i CLP är idag fortfarande relativt oprövade för komplext sammansatta material som avfall och inte lämpliga för rutinmässiga undersökningar av avfall. För avfall som ofta faller i mindre poster och med större variationer mellan posterna behövs ytterligare studier för att definiera en praktisk och funktionell teststrategi med avseende på HP14. Denna studie visar även att geokemisk modellering är ett kraftfullt verktyg för utvärdering av olika strategier för att testa ett avfalls farlighet.

### 3.1 MÅLUPPFYLLELSE

Projektet har resulterat i en vetenskaplig artikel som har målsättningen att accepteras för publicering i en vetenskaplig tidskrift. Resultaten har presenterats på konferensen *Waste Management and landfill symposium* Sardinia, september 2015. Resultat från projektet har även använts för att stödja det pågående arbetet i ett samnordiskt projekt NordHaz<sup>28</sup> under Nordiska ministerrådet. Projektet har dessutom samarbetat med ett finskt projekt (FinHaz) kring klassificering av askor där förutom HP14 även askors potentiellt irriterande/frätande egenskaper (HP8 och HP4) utretts. Detta är ytterligare egenskaper som är kritiska för klassificering av askor. Projektet genomförde en gemensam workshop för de nordiska projekteten i Finland, Espoo den 12/5 2015. För att informera och påverka arbetet i EU-kommissionen med de nya kriterierna för HP14 deltog även författarna Ola Wik och Sara Stiernström i en workshop i Bryssel den 20 april.

Kunskap och data som genererats i projektet har utgjort underlag till yttranden och skrivelser från Svenska Energiaskor, Avfall Sverige samt SGI som riktats till EU-Kommissionen med anledning av Kommissionens arbete med att ta fram underlagsrapporter och vägledningar rörande HP-14 och klassificering av farligt avfall.

### 3.2 EFFEKTER I SAMHÄLLET

Om avfall klassificeras som farligt avfall på felaktig grund, där inneboende farligheten överskattas, kommer nyttiggörande och materialåtervinning försvåras kraftigt. Detta skulle innebära sämre resursutnyttjande och ökande kostnader på grund av att avfallet måste deponeras som farligt avfall. Projektet har bidragit med en ökad förståelse kring effekter av olika klassificerings metoder. Föreslagna tester i projektet visar på en vetenskapligt och praktiskt metod för att uppskatta inneboende egenskaperna i avfallet utan att överdriva farligheten.

---

<sup>28</sup> Amendments to the European Waste Catalogue – classification of waste as hazardous – consequences for landfilling and recycling

## 4 Genomförande

Projektet utfördes som ett samarbete mellan Ragn-Sells, SGI och Stockholms universitet. SGI arbetade med underlag till och modellering med den geokemiska modellen samt, insamling och värdering av toxikologiska kriterier samt utvärdering av resultatet. Ragn-Sells tillsammans med Stockholms universitet samlade in ekotoxikologiska data och Sara Stiernström fungerade som projektledare. Projektet har dessutom utförts med kunskapsutbyte med flera andra olika expertmyndigheter som KemI och Naturvårdsverket. Projektet har även fört en dialog med den konsult som tar fram underlag åt EU-Kommissionen.

I dagsläget har inte det Nordiska projektet och Kommissionens utredning avseende HP14 publicerats och det är därför oklart vilket inflytande projektet haft på den slutliga utformningen av kriterier och testmetoder för att klassificeras avfall med avseende på ekotoxiska egenskaper HP14. En erfarenhet som erhållits är dock att publicering i form av en svensk rapport eller en vetenskaplig artikel inte är tillräckligt för att säkerställa att resultaten skall få genomslag när det gäller att påverka utformning av regelverk på europeisk nivå. För detta krävs att information förs fram genom många officiella och inofficiella kanaler för vilket projektet saknat erforderliga resurser.

## 5 Referenser

- Arickx, S., Van Gerven, T., Boydens, E., L'hoest, P., Blanpain, B., VADERCASTEELE, C., (2008) Speciation of Cu in MSWI bottom ash and its relation to Cu leaching, *Applied Geochemistry*, 23, 3642-3650.
- Astrup, T., Dijkstra, J. J., Comans, R. N. J., Van Der Sloot, H. A., Christensen, T. H., 2006. Geochemical modeling of leaching from MSWI air-pollution-control residues. *Env. Science Technol.*, 40(11), 3551–3557.
- Backhaus, T., Faust, M., 2012. Predictive Environmental Risk Assessment of Chemical Mixtures: A Conceptual Framework. *Environmental Science & Technology*. 46(5), 2564-2573.
- Bendz, D., Suer, P., Van der Sloot, H.A., Kosson, D., Flyhammar P., (2009) Modelling of leaching and geochemical processes in an aged MSWIBA subbase layer, Swedish Thermal Engineering Research Institute, Report Q6-648
- CEWEP, 2009. Environmentally sound use of bottom ash. Confederation of European Waste-to-Energy Plants. [www.cewep.eu](http://www.cewep.eu)
- CLP Guidance document, 2013. Guidance on the Application of the CLP Criteria. Version 4.0 – November 2013.
- Christiansen, K. S., Holm, P. E., Borggaard, O. K., & Hauschild, M. Z., 2011. Addressing speciation in the effect factor for characterisation of freshwater ecotoxicity-the case of copper. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(8), 761–773.
- Deloitte, 2015. Study to assess the impact of different classifications approaches for hazard property “H 14” on selected waste streams, background document, March 2015.
- Dijkstra, J. J., van der Sloot, H. A., Comans, R. N. J., 2006. The leaching of major and trace elements from MSWI bottom ash as a function of pH and time. *Applied Geochemistry* 21, 335-351
- Dijkstra, J. J., Meeussen, J. C. L., Van der Sloot, H. A., och Comans, R. N. J., 2008. A consistent geochemical modelling approach for the leaching and reactive transport of major and trace elements in MSWI bottom ash, *Applied Geochemistry*, vol 23, pp 1544-1562
- Douglas, W.S., Horne, M.T., 1997. The interactive effects of essential ions and salinity on the survival of *Mysidopsis bahia* in 96-h acute tests of effluents discharge to marine and estuarine receiving waters. *Environ. Toxicol. and Chem.* 16, 1996-2001.
- ECHA, 2015. Minutes of the 31st Meeting of the Committee for Risk Assessment (RAC-31) 25-27 November 2-4 December 2014
- European Commission, 2008. Regulation (EC) No 1272/2008 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2008 on the classification, labeling and packaging of substances and mixtures, amending and repealing Directives 67/548/EEC and 1999/45/EC, and amending Regulation (EC) No 1907/2006.

- European Commission, 2014. Regulation (EC) No 1357/2014 of 18 December 2014 replacing Annex III to Directive 2008/98/EC of the European Parliament and the Council on waste and repealing certain Directives.
- European Commission, 2015. Study to assess the impacts of different classification approaches for hazard property "H 14" on selected waste streams (2015). <http://ec.europa.eu/environment/waste/studies/> European commission home page, entered 2015-10-15.
- EU, 2010. European Union Risk Assessment Report, Zinc metal. CAS: 7440-66-6, EINECS No: 231-175-3. EUR 24587 EN – 2010.
- Hennebert, P., van der Sloot, H.A., Rebischung, F., Weltens, R., Geerts, L., Hjelmar, O., 2014. Hazard property classification of waste according to the recent propositions of the EC using different methods. *Waste Management*. 34(10), 1739-1751.
- Hjelmar, O., van der Sloot, H.A., Van Zomeren A., 2013. Hazard property classification of high temperature waste materials, *Proceedings Sardinia 2013, 14th Int. Waste management Landfill Symp.* Cagliari, Italy
- Lassesson, H., Steenari B., 2013. Speciation of copper in ash from a fluidized-bed boiler fired with municipal solid waste, *Energy & Fuels*, vol 27(7), 3891-3897.
- Moser, H., Römbke, J., (Eds.) 2009. *Ecotoxicological Characterization of Waste. Results and Experiences of an International Ring Test.* Environ. Toxicol. Springer. ISBN: 978-0-387-88958-0.
- Moser, H., Römbke, J., Donnevert, G., Becker, R., 2011. Evaluation of biological methods for a future methodological implementation of the hazard criterion H14 "ecotoxic" in the European waste list (2000/532/EC). *Waste Management and Research*. 29(2) 180-187.
- Nordstrom, D.K., 2009. Pitfalls and limitations of mineral equilibrium assumptions for geochemical modeling of water-rock interactions at mine sites, *Secure the future and the 8th ICARD Conference*, June 23-26, Skellefteå, Sweden
- Nordtest 1995, Solid waste, granular inorganic material: Availability test ISSN 1238-4445 available at <http://www.nordtest.info/index.php/methods/item/solid-waste-granular-inorganic-material-availability-test-nt-envir-003.html>
- OECD, 2001. OECD series on testing and assessment, number 29. ANNEX 10. Guidance on transformation/dissolution of metals and metal compounds in aqueous media. S 525-537.
- OECD, 2002. Guidance Document on Aquatic Toxicity Testing of Difficult Substances and Mixtures, OECD Series on Testing and Assessment, No. 23, OECD Publishing. doi: 10.1787/9789264078406-en
- Olsson, S., Van Schaik, J.W.J., Gustafsson, J.P., Kleja, D.B., Van Hees P., 2007. Copper(II) binding to dissolved organic matter fractions in municipal solid waste incinerator bottom ash leachate, *Env. Science Technol.*, 41:12, 4286-4291.
- Pandard, P., Devillers, J., Charissou, A-M., Poulsen, V., Jourdain, M.J., Ferard, J.F., Grand, C., Bispo, A. 2006. Selecting a battery of bioassays for ecotoxicological characterization of wastes. *Science of the total environment*. 363(1-3), 114-125.

- Pandard, P., Römbke, J., 2013. Proposal for a "Harmonized" Strategy for the Assessment of the HP 14 Property. Integrated Environmental Assessment and Management. 9(4), 665-672.
- Piantone, P., Bodenan, F., Chatelet-Snidaro, L., 2004. Mineralogical study of secondary mineral phases from weathered MSWI bottom ash: implications for the modelling and trapping of heavy metals", Applied Geochemistry, 19, 1891-1904.
- Steenari, B., Norén, K., 2008. Speciation of zinc in ash investigated by X-ray absorption spectroscopy (In Swedish), Swedish Thermal Engineering Research Institute, Report Q6-641.
- Stiernström, S., Hemström, K., Wik, O., Carlsson, G., Bengtsson, B-E., Breitholtz, M., 2011. An ecotoxicological approach for hazard identification of energy ash. Waste Management. 31(2). 342-352.
- Stiernström, S., Lindé, M., Hemström, K., Wik, O., Ytreberg, E., Bengtsson, B-E., Breitholtz, M., 2013. Improved understanding of key elements governing the toxicity of energy ash eluates. Waste Management 33, 842-849.
- Stiernström, S., Enell A, Wik O, Hemström K, Breitholtz M., 2014a. Influence of leaching conditions for ecotoxicological classification of ash. Waste Management 34(2), 421-429.
- Stiernström, S., Enell, A., Wik, O., Borg, H., Breitholtz, B., 2014b. An ecotoxicological evaluation of aged bottom ash for use in constructions. Waste Management, 34(1), 86-92.
- Struis, R.P.W.J., Ludwig, C., Lutz, H., Scheidegger A.M., 2004. Speciation of zinc in municipal solid waste incineration fly ash after heat treatment: An X-ray absorption spectroscopy study, Environ. Sci. Technol., 38, 3760-3767.
- Takaota, M., Yamamoto, T., Tanaka, T., Takeda, N., Oshita, K., Uruga T., 2005. Direct speciation of lead, zinc, and antimony in fly ash from waste treatment facilities by XAFS spectroscopy, Physica Scripta, T115, 943-945.
- Tsiridis, V., Petala, M., Samares, P., Kungolos, A., Sakellaropoulos, G.P., 2012. Environmental hazard assessment of coal fly ashes using leaching and ecotoxicity tests. Ecotoxicity and Environmental Safety. 84, 212-220.
- Van Sprang, P., Delbeke, K., Acute and chronic ecotoxicity of soluble copper species in view of hazard classification of copper and copper compounds. Update of EU RA Appendix K1. European Copper Insitute, Copper Alliance. Accessed: 2015-04-01 [http://echa.europa.eu/documents/10162/13626/attachment\\_4\\_copper\\_flakes\\_en.pdf](http://echa.europa.eu/documents/10162/13626/attachment_4_copper_flakes_en.pdf) f.regulation (1357/2014)
- Van Zomeren, A., Comans R.N.J., 2009. Carbon speciation in municipal solid waste incinerator (MSWI) bottom ash in relation to facilitated metal leaching, Waste Management, 29, 2059-2064.
- Wei, Y., Shimaoka, T., Saffarzadeh, A., Takahashi F., 2011. Mineralogical characterization of municipal solid waste incineration bottom ash with an emphasis on heavy metal-bearing phases, J of Hazardous Materials, 187, 534-543.
- Wilke, B-M., Riepert, F., Koch, C., Kühne, T., 2008. Ecotoxicological characterization of hazardous wastes. Ecotoxicology and Environmental Safety 70. 283-293.

Yu M., Tian, S., Chu, W., Chen, D., Wang, Q., Wu Z., 2009. Speciation of zinc in secondary fly ashes of municipal solid waste at high temperatures, *Journal of Synchrotron Radiation*, 16, 528-532.

# KRITISK UTVÄRDERING AV METODER FÖR FAROKLASSIFICERING AV AVFALLS EKOTOXISKA EGENSKAPER

Det här projektet visar att testmetoder är viktiga verktyg för att säkerställa rätt klassificering av ett avfalls farlighet. Studien visar även att geokemisk modellering är ett kraftfullt verktyg för utvärdering av olika strategier för att testa ett avfalls farlighet.

Sedan den 1 juni 2015 gäller en ny EU-förordning som harmoniserar de egenskaper och kriterier som ska tillämpas vid klassificering av avfall som farligt. Kriterier och vägledning för bedömning av egenskapen miljöfarlighet, så kallad HP 14, saknas dock fortfarande och är under fortsatt utredning inom EU.

Detta projekt syftar till att ge en bättre kunskap om av två alternativa metoder för klassificering. Den ena är summeringsmetoden där man summerar koncentrationen av identifierade klassificerade farliga ämnen, den andra är tester av ekotoxiska egenskaper i lakvatten från avfallet.

Våra resultat visar att klassificeringen med summeringsmetoden inte fungerar bra för komplexa blandningar som askor och att denna metod överskattar den inneboende faran. Metoden är mycket känslig för identifiering och klassificering av ingående ämnen vilket gör utfallet mycket osäkert.

För tester av ekotoxikologiska egenskaper i lakvatten visar resultaten att förhållandet mellan mängd material och vätska, så kallad L/S-kvot, samt pH-värdet är avgörande för klassificeringen med testmetoder. Osäkerheten och känsligheten i klassificering baserat på tester är betydligt lägre än osäkerheten baserat på summeringsmetoden. Slutsatsen är att testmetoder kommer vara viktiga verktyg för att säkerställa rätt klassificering av avfall. Studien visar även att geokemisk modellering är ett kraftfullt verktyg för utvärdering av olika strategier för att testa ett avfalls farlighet.

## Ett nytt steg i energiforskningen

Energiforsk är en forsknings- och kunskapsorganisation som samlar stora delar av svensk forskning och utveckling om energi. Målet är att öka effektivitet och nyttiggörande av resultat inför framtida utmaningar inom energiområdet. Vi verkar inom ett antal forskningsområden, och tar fram kunskap om resurseffektiv energi i ett helhetsperspektiv – från källan, via omvandling och överföring till användning av energin. [www.energiforsk.se](http://www.energiforsk.se)