

Miljöbedömning av askor

– Kursutveckling av SGI och SLU i samarbete

Charlotta Tiberg, Susanna Olsson, Gunnar Thelin, Gustav Egnell och Björn Hånell

Miljöriskvärdering av askor
- Kursutveckling av SGI och SLU i samarbete

Environmental assessment of ashes
- Course development by SGI and SLU in cooperation

Charlotta Tiberg, Susanna Olsson, Gunnar Thelin,
Gustav Egnell och Björn Hånell

Q6-651

Abstract

Inom projektet har ett Studiematerial om miljöbedömning/miljöriskvärdering av energiaskor i olika tillämpningar tagits fram. Anslaget är brett och askor av olika ursprung med olika egenskaper, lämpliga i olika tillämpningar, tas upp. Materialet omfattar ett sammanfattande läromedel och ett antal projektuppgifter avsedda att lösas i grupp. Texterna i det sammanfattande läromedlet ger introduktion till ämnet. I den omfattande referenslista som följer med som bilaga ges tips för vidare läsning och fördjupning.

Förord

Texterna i det sammanfattande läromedlet bygger på ett stort antal rapporter och artiklar; forskningsrapporter, vägledningar, handböcker, rekommendationer med mera. Mycket forskning pågår inom området och för vissa typer av askor/tillämpningar finns ännu ingen nationell praxis för hur miljöbedömningar/miljöriskvärderingar ska utföras. Detta gör det särskilt viktigt med goda ämneskunskaper och en öppen diskussion – något som denna sammanställning av kunskap och regler av idag kan bidra till. Samtidigt är det viktigt att hålla sig ajour med den senaste utvecklingen på området och texten kommer att behöva uppdateras inom ett par år.

Ett antal experter har medverkat med texter inom sina respektive områden:

Susanna Olsson, KTH, har skrivit om Livscykelanalys av askor, Gustav Egnell, SLU, och Gunnar Thelin, LTH, om återföring av aska till fastmarksskogar och Björn Hånell, SLU, om aska till torvmarksskogar. Ghita Sjösteen, Vattenfall Värme Norden, har medverkat i avsnittet om tillämpbar lagstiftning för användning av askor i anläggningsbyggande.

Till projektet har en referensgrupp bestående av Anna Lundborg, Energimyndigheten, Anja Lomander, Skogsstyrelsen, Ghita Sjösteen, Vattenfall Värme Norden, Maria Wennström, Lst Västerbotten, Stig-Olov Taberman, Tekniska Verken Linköping och Roger Petterson-Åhman, Sundsvall Energi, varit knuten. På referensgruppsmötena har också Värmeforsks kontaktperson, Claes Ribbing, deltagit. Referensgruppen ska ha stort tack för visat engagemang och många intressanta diskussioner.

Tack också till alla som svarat på frågor under projektets gång och/eller lämnat bidrag till referenslistan: Maria Arm och Yvonne Rogbeck, SGI, Cecilia Akselsson, IVL, Emma Johansson och Karin von Arnold, Skogsstyrelsen, Eva Ring och Lars Rytter, Skogforsk, Henrik Bjurström, ÅF Consult, Gustav Tham, Telge Energi, med flera.

I projektgruppen har Charlotta Tiberg, SGI, (projektledare), Torbjörn Lestander och Michael Finell, SLU, ingått. Åsa Lindstöm, Johanna Lindeberg och Jenny Vestin, SGI har alla varit behjälpliga i olika delar av projektet. Delar av rapporten har granskats av David Bendz, SGI som också bidragit med värdefulla synpunkter.

Sammanfattning

Under senare år har det utförts mycket forskning kring energiaskor och möjligheterna att nyttiggöra dem. Nya vägledningar, rekommendationer och kriterier har getts ut och fler är på väg. Det är svårt att orientera sig i denna informationsmassa, även för branschfolk och myndighetspersoner som ska bedöma möjligheter och riskerna med att använda askor i olika sammanhang. Inom detta projekt har tillgängliga vägledningar, handböcker, lagstiftning, forskningsrön etcetera sammanställts i ett kursmaterial (sammanfattande läromedel, referenslista och projektuppgifter) som kan användas för självstudier, i seminarier, kurser med mera. Målsättningen är att kursmaterialet skall bli:

- Upplysa om möjligheterna att återanvända askor i olika applikationer.
- Ge kunskap om olika energiaskors miljöegenskaper och geotekniska egenskaper.
- Informera om vägledningar, handböcker, rapporter, mm på området.

Materialet är tänkt att utgöra en del av kurslitteraturen i en universitetskurs som syftar till att höja kunskapsnivån angående askor och därmed i förlängningen öka en miljömässigt hållbar användning av energiaskor. Materialet vänder sig till alla som är intresserade av miljöriskvärdering, restprodukter och/eller askanvändning, t ex handläggare på kommuner och länsstyrelser, studenter, producenter, användare/framtida användare av restprodukter m fl.

Nyckelord: aska, kursmaterial, miljö, risk, bedömning

Summary

Recently many research projects in the field of ashes from energy production and the possibilities to reuse them have been carried out in Sweden. A lot of material including new guidelines, recommendations etcetera has been published. It is difficult to navigate in this vast amount of information, also for professionals and persons in authority that shall assess the benefit and risks with using ashes in different applications. In this project current knowledge and material that is available in guidelines, handbooks, research, legislation and more have been compiled and is presented in this text book (also including list of references and project assignments.). The course material is intended to:

- Show possibilities to reuse ashes from energy production in different applications.
- Inform about ashes environmental and geotechnical properties
- Inform about available guidelines, reports etcetera

The intention is to use this text book as part of course literature at a university course that aims at raising the level of knowledge about ashes from energy production and support an environmentally friendly use of ashes. The text book can be used for self-studies, in seminars, courses and so on.

This text book is intended for anyone that is interested in environmental assessment, residual products and/or reuse of ashes, for example professionals and persons in authority at municipalities, students, producers of ash, persons that use or want to use residual products etcetera.

Keywords: ash, course material, environmental, risk, assessment

Innehållsförteckning

FÖRORD	III
1 INLEDNING	3
1.1 BAKGRUND	3
1.2 UPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSOMRÅDET	3
1.3 MÅL OCH MÅLGRUPP	4
1.4 LÄSANVISNING	4
2 ENERGIASKOR I SVERIGE	5
2.1 INLEDNING	5
2.2 OLIKA TYPER AV ASKOR	5
2.3 MÄNGDER.....	7
2.3.1 <i>Inventering av mängder för återföring till skog</i>	8
2.3.2 <i>Inventering av restprodukter för anläggningsbyggande 2003</i>	8
2.3.3 <i>Inventering av restprodukter för anläggningsbyggande 2004</i>	9
2.3.4 <i>Inventering av askmängder 2006 Värmeforsk</i>	9
3 MATERIALEGENSKAPER	10
3.1 INLEDNING	10
3.2 KEMISK SAMMANSÄTTNING	10
3.3 FYSIKALISKA EGENSKAPER	12
3.4 FLYGASKOR OCH BOTTENASKOR	13
3.5 KARAKTÄRISERING.....	14
3.6 FÖRBEHANDLING	14
3.6.1 <i>Härdning och karbonatisering</i>	15
3.6.2 <i>Lagring</i>	15
3.7 ASKOR FRÅN BIOBRÄNSLEN	16
3.8 ASKOR FRÅN FÖRBRÄNNING AV AVFALL	18
4 MILJÖMÅL	19
4.1 INLEDNING	19
4.2 MILJÖMÅL SOM BERÖR ANVÄNDNING AV ENERGIASKOR	19
4.3 GIFTFRI MILJÖ	20
5 TILLÄMPBAR LAGSTIFTNING OCH FÖRESKRIFTER	21
5.1 INLEDNING	21
5.2 MILJÖBALKEN	21
5.3 PRODUKT ELLER AVFALL.....	22
5.4 AVFALLSLAGSTIFTNING	23
5.5 DEPONERING.....	23
5.6 STRÅLNING	24
5.7 ARBETSMILJÖ.....	26
5.8 KOMMANDE LAGSTIFTNING.....	26
5.9 LAGAR - SPRIDNING AV ASKA PÅ MARK	27
5.9.1 <i>Lagar – Spridning i skogsmark</i>	27
5.9.2 <i>Spridning på åkermark</i>	27
5.10 LAGAR - ASKA I ANLÄGGNINGSBYGGANDE.....	28
6 VÄGLEDNINGAR, REKOMMENDATIONER, KRITERIER ETCETERA	29
6.1 INLEDNING	29
6.2 HANDBOK OCH SKOGSSTYRELSENS REKOMMENDATIONER.....	30
6.3 KRITERIER FÖR ÅTERVINNING AV AVFALL I ANLÄGGNINGSARBETEN	31
6.4 VÄGLEDNING FÖR ALTERNATIVA MATERIAL I VÄG- OCH JÄRNVÄGSBYGGANDE.....	31

6.5	VÄGLEDNINGAR FÖR ANVÄNDNING PÅ DEPONIER	31
6.6	VÄGLEDNINGSMATERIAL FÖR KLASSNING AV AVFALL	32
6.7	REKOMMENDATION OM VÄTGASUTVECKLING I ASKA	32
6.8	NATURVÅRDSVERKETS GENERELLA RIKTVÄRDEN FÖR FÖRORENAD MARK	32
7	MILJÖBEDÖMNING	33
7.1	INLEDNING	33
7.2	BEDÖMNINGSNIVÅER	33
7.3	RISKBEDÖMNING.....	34
7.3.1	<i>Exempel på riskbedömning vid anläggningsbyggande med askor.....</i>	<i>37</i>
7.4	MILJÖSYSTEMANALYS	38
7.4.1	<i>Livscykelanalys, LCA.....</i>	<i>38</i>
7.4.2	<i>MKB.....</i>	<i>40</i>
7.5	LIVSCYKELPERSPEKTIV PÅ HANTERING AV ASKA	42
7.5.1	<i>Exempel på LCA – hantering av bottenaska från avfallsförbränning.....</i>	<i>43</i>
7.5.2	<i>Exempel på LCA – hantering av skogsbränsleaska.....</i>	<i>45</i>
8	ASKTILLFÖRSEL TILL OLIKA MARKER	48
8.1	INLEDNING	48
8.2	ASKTILLFÖRSEL FÖR ATT VITALISERA, KOMPENSERA ELLER GÖDSLÄ	48
8.3	ASKÅTERFÖRING TILL FASTMARKSSKOGAR	50
8.3.1	<i>Biologisk mångfald</i>	<i>51</i>
8.3.2	<i>Näringsbalanser</i>	<i>55</i>
8.3.3	<i>Effekter på mark och vatten.....</i>	<i>57</i>
8.3.4	<i>Tillväxt.....</i>	<i>60</i>
8.4	ASKA TILL TORVMARKSSKOGAR	63
8.4.1	<i>Askstillförsel i kompensationssyfte.....</i>	<i>63</i>
8.4.2	<i>Askgödsling - Effekter på skogsproduktionen.....</i>	<i>64</i>
8.4.3	<i>Effekter på miljön.....</i>	<i>65</i>
8.4.4	<i>Förutsättningar för askgödsling av torvmarksskogar i Sverige – tillgängliga mängder aska, lämpliga skogar, gällande lagregler och meddelade rekommendationer.....</i>	<i>67</i>
8.4.5	<i>Slutsatser.....</i>	<i>68</i>
9	GEOTEKNISKA TILLÄMPNINGAR	69
9.1	INLEDNING	69
9.2	VÄGAR, GATOR, JÄRNVÄGAR, TRAFIKERADE YTOR	69
9.3	SLUTTÄCKNING AV DEPONIER	71
9.4	ANDRA GEOTEKNISKA TILLÄMPNINGAR	73
10	ANDRA ALTERNATIV	73
10.1	INLEDNING	73
10.2	ASKA I CEMENT/BETONG	73
10.3	DEPONERING.....	74
11	LITTERATURREFERENSER	76

BILAGOR

A - Projektuppgifter

1 Inledning

1.1 Bakgrund

I dagens konsumtionssamhälle bildas stora mängder material som biprodukter/restprodukter i olika produktionsprocesser. Vissa av dessa material skulle kunna betraktas som produkter men i nuläget är det en samling avfallsklassificerade material. Vi måste ta ställning till vad vi ska göra med dessa material. Enligt EU:s avfallshierarki skall återvinning premieras och deponering undvikas i möjligaste mån. Här kan dock olika principer och intressen komma i konflikt. Redan i miljöbalkens allmänna hänsynsregler står två viktiga principer mot varandra i detta fall: hushållningsprincipen och försiktighetsprincipen. Vikten av att hushålla med naturresurser måste vägas mot risken innehållit i ersättningsmaterialet kan skada människa och/eller miljö. Detta kan göras i en miljöriskvärdering.

Innan ett avfallsklassificerat material kan bli aktuellt för användning måste en miljöbedömning/miljöriskvärdering göras. (En riskbedömning bedömer om något utgör en risk för hälsa och miljö medan en riskvärdering väger miljömässiga, ekonomiska, tekniska med flera aspekter mot varandra för att hitta det bästa alternativet (NV 2006)). Bedömningarna bör göras ur ett material- och platsperspektiv, d v s hur ett material påverkar en specifik miljö. Egenskaper och miljöpåverkan hos materialet jämförs med det material som skulle ha använts istället och en bedömning av den platsspecifika användningen görs. Ett mycket aktuellt exempel på ett avfallsklassificerat material som i många fall har potential att användas utan att människor eller miljö kommer till skada är askor från förbränning av biobränslen eller avfall, så kallade "energiaskor". Energiaskor produceras över hela Sverige och de producerade mängderna ökar till följd av att samhället vill minska användningen av fossila bränslen. De fossila bränslena ersätts med biobränslen och avfall som ger större mängder askor. Önskan att minska deponeringen av avfall och därmed följande höga deponiskatter och förbud mot deponering av organiskt material (oförbränt material) gör att intresset för återvinning av avfall ökar.

Energiaskor är en samling material med delvis samma, delvis olika egenskaper. Askor från biobränslen och avfall är betydligt mer varierade och komplexa än askor från fossila bränslen. Att det finns stora skillnader mellan olika askor blir uppenbart när man tänker på hur stor skillnad det kan vara mellan olika bränslen. Dessa skillnader ger askorna olika egenskaper och gör att de kan användas/inte bör användas i olika sammanhang.

Det finns mycket kunskap om energiaskor, men kunskapen är inte samlad. Därför behövs en sammanställning. Detta kursmaterial inklusive referenslista sammanställer stora delar, om än inte allt, material som finns.

1.2 Uppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Kursmaterialet och en kommande kurs syftar till att höja kunskapsnivån angående energiaskor och föra en öppen diskussion om miljöbedömningar och miljörisk-

värderingar där olika alternativ ställs mot varandra. I förlängningen kan en ökad kunskapsnivå och en öppen diskussion öka den *miljömässigt hållbara* användningen av energiaskor och andra restprodukter.

Kursmaterialet är en hjälp att orientera sig i den massa av information, forskningsrapporter, lagstiftning, handledningar, vägledningar, råd, rekommendationer etcetera som finns inom området. I texten och referenslistan ges referenser för att gå vidare och fördjupa sig på egen hand.

Materialet ska bland annat:

- Upplysa om möjligheterna att återanvända askor i olika applikationer.
- Ge kunskap om olika energiaskors miljöegenskaper och geotekniska egenskaper.
- Informera om vägledningar, handböcker, rapporter, mm på området.
- Väcka diskussion om hur miljöeffekter miljörisiker bör bedömas och värderas.

1.3 Mål och målgrupp

Alla som är intresserade av miljörisikvärdering, restprodukter och/eller askanvändning, till exempel handläggare på kommuner och länsstyrelser, studenter, producenter, användare/framtida användare av restprodukter m fl.

1.4 Läsanvisning

Varje kapitel inleds med en mycket kort sammanfattning av kapitlets innehåll/centrala frågeställningar. Dessa utvecklas sedan under övriga rubriker i kapitlet. För den som vill fördjupa sig i olika frågor har en referenslista/litteraturlista sammanställts. Referenslistan omfattar betydligt fler referenser än vad som hänvisas till i texten men gör inget anspråk på att vara fullständig. Referenserna har delats upp kapitelvis. Kapitelindelningen innebär att en och samma referens kan förekomma på flera ställen. Under kapitel 1 i referenslistan, ”Inledning” återfinns mer allmänna referenser.

Till kursmaterialet har sex projektuppgifter, tänkta att genomföras av grupper av kurskursdeltagare, tagits fram. Dessa bifogas som bilaga 3.

2 Energiaskor i Sverige

2.1 Inledning

I detta kapitel:

- introduktion till olika typer av förbränningspannor och deras inverkan på askan
- introduktion till olika typer av askor utifrån ett processtekniskt perspektiv
- genomgång av inventeringar av askmängder och användning av askor som gjorts i Sverige sedan 2002

2.2 Olika typer av askor

Aska är den minerala obrännbara återstoden efter ett bränsle. Det finns många olika typer av askor med delvis varierande materialtekniska och miljömässiga egenskaper. En enskild askas egenskaper beror på vilket bränsleslag som använts och vilken förbränningspanna förbränningen skett i. Flygaskor (se Tabell 2-3) påverkas också av vilken typ av rökgasrening som finns installerad i förbränningsanläggningen. I Tabell 2-1 finns olika pann typer parade med de bränslen som används. De två vanligaste pann typerna i Sverige, rosterpanna och panna med fluidiserad bädd beskrivs närmare i Tabell 2-2. I stora förbränningsanläggningar används ofta flera olika typer av bränslen. Sammantaget gör detta att egenskaperna för producerade askor till viss del är anläggningsspecifika. Askor kan behandlas på olika sätt för att förbättra de egenskaper som eftersträvas för en viss användning. Lagring påverkar askans egenskaper och kan vara en form av behandling. Hur lagring påverkar askans egenskaper kan delvis styras beroende på lagringsform.

Tabell 2-1. Bränsle och typ av pannor.

Typ av panna	Roster	Pulvereldad panna	Fluidiserande bädd
Bränsle	Träflis Pellets Torv Hushållsavfall Industriavfall Byggmaterial (avfall) Klippta däck Slam fr. massaindustrin	Kol Torv Pellets, t ex från sågspån Träflis	Flexibla – bränner alla typer av bränslen. Bättre än andra för fuktiga bränslen.
Andel ”Oförbränt bränsle”^{1, 2}	3-30 %	2-50 %	0,5-5 %
Temperatur	ca 1100 °C	ca 1200 °C	ca 850 °C

¹ Siffran gäller moderna pannor. Äldre rosterpannor kan ha betydligt större andel oförbränt bränsle i askorna. Den höga andelen oförbränt i pulvereldade pannor påverkas av de höga skatterna på kväveoxidutsläpp som gör att syretillgången hålls på minimum under förbränningen.

² Termen ”oförbränt” saknar egentligen exakt definition, se kap 3.2.

Tabell 2-2. Beskrivning förbränningspannor (från vägledning till terminologi i databasen Allaska, www.energiaskor.se).

Rosterpanna	I en rosterpanna skjuts bränslet in på ett sluttande plan eller galler (rostret) och förbränningsluft tillförs underifrån, genom rostret. Rostret kan vara utformat som trapprost, återskjutningsrost, vipprost etc. Den närmare utformningen varierar från tillverkare till tillverkare. Bränslet torkas, förkolnas och brinner ut på rostret. Det som är kvar av bränslet, askan, faller över kanten på rostret, släcks i regel i ett vattenbad, och förs bort som bottenaska. Gaserna slutförbränns i gasutrymmet ovanför rostret. Ett roster ställer högre krav på rökgasrening än en panna med fluidiserande bädd.
Fluidiserad bädd	Bädden i en fluidbäddpanna består av bränslet och sand (obrännbart material som tillsätts för att kunna hålla bädden svävande). Lufthastigheten genom bädden är hög och bränslet svävar i luftströmmen. Hela processen (torkning, förkolning och utbränning) sker homogent i bädden. En panna med fluidiserad bädd kan bränna våtare bränslen men ställer betydligt större krav på förbehandling av bränslet än rosterpannor då bränslet måste vara likartat i storlek och sammansättning för att förbränningen skall vara effektiv. En fluidbädd-panna ger, pga den lägre förbränningstemperaturen, lägre kväveoxidutsläpp än roster- och pulvereldade pannor. För att effektivt rena rökgaserna från svavel kan kalksten eller dolomit blandas direkt in i bädden så att svaveldioxiden binds i det gips som bildas.
- BFB - bubblande fluidiserad bädd	Gashastigheten är jämförelsevis låg och bädden stannar på plats.
- CFB - cirkulerande fluidiserad bädd	Gashastigheten är så pass hög att hela bädden rycks med. Sanden avskiljs i en cyklon i rökgasströmmen och förs tillbaka till eldstaden.
Pulverpanna	Pulverpannor ställer stora krav på bränslet. De kan bara elda förädlade biobränslen som träpellets eller bricketter. De är vanligt med små pulverpannor för biobränsle. Dessa är ofta ombyggda kol- eller oljepannor.
Vertikal panna	Praxis för avfallseldade pannor är att rökgasgången placerats horisontellt. Pannor där andra bränslen eldas är oftast byggda på höjden, med en vertikal rökgasgång genom värmeupptagande utrustningen (panndelen, ångkretsen), se även vändschaktaska i tabell. 3.3.

Askor kan delas in utifrån var de bildats under förbränningen, se Tabell 2-3. Ofta delas askor som kommer ut från förbränningsanläggningar endast in i bottenaska och flygaska. Egentligen faller aska ut på fler ställen i pannorna men i praktiken slås olika fraktioner ihop till och en bottenaska och en flygaska/rökgasreningsslag. För rökgasrening finns olika tekniker - avsvavling, cyklon, elfilter, spärr-/slangfilter och skrubbrar (våt rening) är vanliga, se Tabell 2-3. Ofta används flera rökgasreningstekniker i samma anläggning. Det förekommer att slam från våta reningsslag blandas med aska. Vid Sysavs anläggning i Malmö stabiliserar flygaska/slam på detta sätt till så kallade Bambergkakor som deponeras.

Tabell 2-3. Olika askor (ur vägledning till terminologi i databasen Allaska, www.energiaskor.se).

Bottenaska	Bottenaskan är den fraktion som faller till botten och blir kvar i en förbränningspanna. Bottenaska från en rosterpanna består enbart av bränslets aska medan bottenaskan från en fluidbäddpanna består dels av bränslets aska, dels av bäddmaterialet som oftast är sand.
Flygaska	Flygaska består av askämnen som följer med rökgaserna och fångas i olika typer av rökgasreningsutrustning. De största partiklarna faller ut först och de finare fraktionerna sist.
Rökgasreningsrest/ Avsvavlingsrest	Ibland sprutas tillsatser i rökgasreningsgången för att minska mängden svaveldioxid. Oftast används kalk. Samtidigt kan aktivt kol sprutas in för att fånga kvicksilver och organiska ämnen som dioxiner. Rökgasreningsrest/ avsvavlingsrest är en blandning av flygaska och denna/dessa tillsatser.
Cyklonaska	Cyklonaska faller i cyklonen. Cyklon är en typ av rökgasreningsutrustning som avskiljer partiklar ner till ca 10 µm.
Spärr- el. Slangfilter	Slang/spärrfilteraska faller i slangfilter eller textila spärrfilter där stoft skiljs av i ett filter bestående av en duk eller keramiska tillsatser.
Elfilteraska	Elfilteraska faller i elfilter - en rökgasreningsutrustning som laddar stoftet i ett elektrostatiskt fält och avskiljer partiklar ner till ca 0,1 µm.
Vändschaktaska (fallkammarsaska, "boiler ash")	I en vertikal panna (se tabell 3.2) vänder rökgasgången under pannan: den aska som faller ut där kallas vändschaktaska, fallkammarsaska eller, på engelska, "boiler ash".
Bäddaska (pannsand)	Bottenaska från förbränning i panna med fluidiserande bädd. Består av stora partiklar som inte kan hålla sig svävande i bädden och en del av bädden. Kallas ofta panssand om den har sandlik kornstorleksfördelning.
Slaggrus	Bottenaska från förbränning av hushålls- och industriavfall som behandlats genom sortering och mognad/lagring.

Mer om askor från hushållsavfallsförbränning finns i boken "Municipal solid waste incinerator residues" (Chandler et al 1997). Mer (mycket mer) om förbränningsanläggningar finns i två dokument hos "European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau" på <http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>. Det ena dokumentet behandlar LCP, Large Combustion Plants (för kraft- och värmeproduktion) och det andra, WI, Waste Incineration, (avfallsförbränning).

2.3 Mängder

Det finns ingen kontinuerlig statistik över producerade och använda mängder askor i Sverige. Ett antal inventeringar har gjorts men det har inte skapats någon plattform för att följa upp och uppdatera dem. Mängderna restprodukter, däribland askor, som skulle kunna användas i anläggningsbyggande inventerades åren 2003 och 2006 (avsnitt 2.3.2 och 2.3.3). Samtidigt inventerades använda mängder i olika typer av anläggningsarbeten. Mängderna askor från biobränsle som skulle kunna återföras till skog inventerades 2002-2003 (avsnitt 2.3.1). Under 2007 har Svenska EnergiAskor sammanställt producerade och använda mängder askor (avsnitt 2.3.4).

Mängderna askor från både avfallsförbränning och biobränslepannor har ökat de senaste åren i och med att befintliga anläggningar byggts om och nya tagits i drift. Förbränningen av förnybara bränslen kommer sannolikt att fortsätta öka i och med att samhället ställer om till mer långsiktigt hållbar energiproduktion, särskilt som koldioxidutsläpp och global uppvärmning har fått stor uppmärksamhet på sistone.

2.3.1 Inventering av mängder för återföring till skog

Energimyndigheten och Å-forsk inventerade år 2003 hur stora mängder aska från bibränsle som producerades, hur stora mängder som återfördes till skogen och hur stora mängder som uppfyllde kraven för att få återföras till skog (STEM 2003). Projektet var en del i att identifiera varför GROT togs ut på 30 000 ha men aska bara återfördes till 2000-4000 ha trots att skogsstyrelsen rekommenderar återföring. En hypotes var att halterna tungmetaller i askan överskred skogsstyrelsens rekommendationer på grund av att man blandar olika bränslen. Inventeringen genomfördes genom att en enkät besvarades av företag inom energibranschen, massa-/pappersindustrin och träbaserad industri. Resultatet sammanfattas i Tabell 2-4.

Tabell 2-4. Mängder askor från bibränsle och mängder askor som bör kunna återföras till skog utifrån jämförelse med skogsstyrelsens rekommendationer (innehåll av tungmetaller och näringsämnen). Uppgifter från STEM rapport 10-2003 (STEM 2003).

Bransch	Uppskattad producerad mängd bioaskor	Uppskattad mängd som kan återföras	Kommentarer
Energibranschen	200-340 000 ton	ca 80 000 ton	Det finns mer data från flygaskor. Flygaskor innehåller ofta högre metallhalter än bottenaskor.
Massa-/pappersindustri	ca 275 000 ton	100-130 000 ton	Inte så mycket data och mycket varierande innehåll gör det svårt att dra generella slutsatser. Askor från olika processer skiljer sig åt.
Träbaserad industri	ca 100 000 ton	?	Askorna oftast OK avseende tungmetaller och näringsämnen utom fosfor (P) och magnesium (Mg).

Askor från rena träbränslen i allmänhet godkända med avseende på tungmetall- och näringsinnehåll med undantag för att halterna fosfor och magnesium kan vara låga. Askor från blandade bränslen hade också oftast tillräckligt låga halter tungmetaller och tillräckligt höga halter näringsämnen (med undantag av fosfor och magnesium) om de blandats med t ex torv eller salix. Däremot konstateras att blandningar med returträaska är olämpliga att sprida då de kan innehålla högre halter av t ex metaller (från färg, impregnering med mera). Det verkar vara vanligare att större askproducenter återför aska till skog då det är mindre kostsamt för dem.

Tungmetallhalterna i askor från massaindustrin verkar också så låga att de inte utgör något problem för spridning i skog och näringsvärdet är tillräckligt högt med undantag för fosfor i flera fall. Det finns dock inte så mycket data från denna bransch.

2.3.2 Inventering av restprodukter för anläggningsbyggande 2003

I rapporten ”Inventering av restprodukter som kan utgöra ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross i anläggningsbyggande” (SGI 2003) har mängderna askor och

andra restprodukter som kan användas i anläggningsbyggande uppskattats genom att en enkätundersökning skickats till förbränningsanläggningar. De anläggningar som inkluderades i undersökningen valdes utifrån länsstyrelserna emissionsregister (EMIR) och SGU:s grusproduktionsdatabas (Gpro). Anläggningar där den sammanlagda mängden understeg 1000 årston exkluderades.

Mängden askor uppskattades till 628 000 ton/år vid sammanställning av tidigare inventeringar (uppgifter från RVF 2000 och Bjurström 2002:2). Drygt 2/3 från avfallsförbränning och 1/3 från energiproduktion.

Vid inventeringen baserad på enkätsvar uppnåddes liknande resultat. Producerad mängd aska uppskattas till ca 754 000 ton/år. Här delas askorna upp efter asktyper och inte bränsle. Över hälften av askan är bottenaska, ca ¼ kommer från rökgasrening och resten anges som avsvavlingsprodukt, sand från fluidiserad bädd eller enbart ”aska”. Det konstateras att cirka 60 % av bottenaskan återvinns i olika sammanhang t.ex. vid anläggningsbyggnad på deponier.

I rapporten (SGI 2003) konstateras att avstånd mellan produktionsplats och användning är en avgörande ekonomisk faktor och man föreslår att en databas skapas som länk mellan producent och användare. Databasen skulle regelbundet (eller kontinuerligt) uppdateras med beskrivning och kvantifiering av lämpliga industriella restprodukter. Där skulle även finnas regler, materialkrav mm.

2.3.3 Inventering av restprodukter för anläggningsbyggande 2004

I arbetet med att ta fram kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten ingår som ett delmoment en uppskattning av vilka mängder av askor och andra potentiellt användbara restprodukter som finns, vilka avfall som används vid anläggningsarbeten i Sverige (till vad och hur mycket) samt vilka användningsområden som är aktuella (SGI 2007).

Informationen har samlats in via tidigare inventeringar och enkäter till industrier, branschföreningar, länsstyrelser och ett par kommuner. Enligt sammanställningen genererades det år 2004 ca 76 miljoner ton potentiellt användbart avfall i Sverige. Mängden avfall från förbränning uppskattades till 910 000 ton varav ca en tredjedel från bibränsle och två tredjedelar från avfallsförbränning. Detta är en ökning jämfört med inventeringen från 2003 (avsnitt 2.3.2).

Enligt inventeringen var användningen under 2004 mer än dubbelt så stor som den produktionen. Det är motsägelsefullt men skulle kunna bero på att man lägger på hög och sedan använder mycket på en gång, t ex vid deponitäckning.

2.3.4 Inventering av askmängder 2006 Värmeforsk

Branschföreningen Svenska EnergiAskor har sammanställt producerade och använda mängder askor under 2006 (Svenska EnergiAskor 2007). Sammanställningen är den senaste som gjorts och kan hämtas från Värmeforsks hemsida, www.varmeforsk.se. Uppgifterna samlades genom enkäter till Svensk Fjärrvärmes medlemsföretag, Avfalls

Sveriges medlemsföretag, Svenska Energiaskors delägare samt Skogsindustriernas medlemsföretag. Enligt sammanställningen producerades 2006 1,3 miljoner ton aska i Sverige varav den största delen från avfallsförbränning. Askanvändningen uppgick till ca 1 miljon ton varav den största delen, 700 000 ton, användes som konstruktionsmaterial på deponi. 27 000 ton återfördes till skog och mark och ca 77 000 användes som vägbyggnadsmaterial.

3 Materialegenskaper

3.1 Inledning

I detta kapitel diskuteras först vad olika egenskaper innebär, vad man bör tänka på då de undersöks och hur de kan påverkas. Sedan tas egenskaper hos askor från bibränsle och askor från avfallsförbränning upp under egna rubriker (3.7 och 3.8).

Vilka egenskaper (tekniska/ fysikaliska/ kemiska) som är viktiga för olika användning av askor och vilka analysmetoder som skall användas för att analysera dessa anges i gällande handböcker, regelverk, kriterier etcetera, se kapitel 5 och 6. Här definieras mer allmänt ett antal begrepp som har med egenskaper att göra.

Ett materials kemiska och fysikaliska egenskaper ändras då det åldras. Materialet påverkas också av de yttre förhållandena och hur de förändras (till exempel ändrat pH). I vissa sammanhang, till exempel när aska används som konstruktionsmaterial på deponin eller i en väg är detta en viktig aspekt men att förutsäga förändringarna är svårt och det finns ännu inga vedertagna metoder för hur det skall göras. En metod för att förutsäga långtidsegenskaper hos askor och andra restprodukter som kommer att bygga på laboratorieförsök där materialet "åldras" accelererat är under utveckling (Arm et al, pågående).

Data om askors egenskaper som tagits fram inom Värmeforsks forskningsprogram "Miljöriktig användning av askor" har samlats i en sökbar databas. Databasen, "Allaska", innehåller data om olika askors kemiska sammansättning, lakegenskaper, kornstorlek och geotekniska egenskaper och finns fritt tillgänglig på: www.askprogrammet.com. I mars 2005 innehöll Allaska uppgifter om ca 170 material.

3.2 Kemisk sammansättning

Bränslets kemiska sammansättning avgör vilka grundämnen man återfinner i askan. De grundämnen som finns i det bränsle man matar in i pannan återfinns antingen i den aska som blir kvar efter förbränningen, i den rest som uppstår vid rökgasreningen eller i de rökgaser som avgår till atmosfären. Eftersom askans volym är betydligt mindre än volymen av bränslet koncentreras många ämnen, både näringsämnen och miljöstörande ämnen, i askan.

Det tre största komponenterna i askor är kalcium-, kisel- och aluminiumoxider. Sådana föreningar är även huvudbeståndsdelar i andra naturliga och konstgjorda material som grus, glas, porslin, tegel m fl.

Till **huvudelement** räknas de ämnen som förekommer i större halter (> ca 1 000 mg/kg). Vanligen kan följande ämnen räknas som huvudelement i aska: aluminium (Al), fosfor (P), järn (Fe), kalcium (Ca), kalium (K), kisel (Si), magnesium (Mg), natrium (Na) och titan (Ti).

Spårelement kallas de ämnen som endast förekommer i mindre halter (< ca 1 000 mg/kg). Som spårelement brukar följande ämnen räknas: arsenik (As), barium (Ba), beryllium (Be), bly (Pb), bor (B), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), mangan (Mn), molybden (Mo), nickel (Ni), selen (Se), strontium (Sr), tenn (Sn), vanadin (V), zink (Zn) och zirkonium (Zr). Biobränsleaskor från områden som drabbades av nedfall från Tjernobykatakastrofen innehåller också Cesium-137.

En grupp av spårelement som ofta nämns är så kallade tungmetaller. **Tungmetall** är egentligen ett diffust begrepp. Enligt Nationalencyklopedin definieras det som ”en metall eller legering med densitet högre än 4 500–5 000 kg/m³”. Detta sätts i motsats till lättmetall, som har en densitet lägre än detta intervall. Med denna definition räknas de flesta metalliska grundämnena, bland annat järn, som tungmetaller. Andra definitioner av tungmetall kontrasterar tung mot lätt genom att utgå från metallens atommassa och atomnummer. Nationalencyklopedin noterar också att ”tungmetall” när man talar om miljöskadliga ämnen ofta används i betydelsen ”särskilt miljöfarliga metaller” och det är snarast i den betydelsen ordet brukar användas i ask/materialsammanhang men det finns ingen allmän definition på exakt vilka metaller som tillhör denna grupp. Det finns begränsningar för innehåll av miljöfarliga metaller i askor för användning både i skog, anläggningsbyggande och vid deponering (se kapitel 5 och 6).

Eftersom förbränningen aldrig är helt fullständig så har även väl förbrända askor ett organiskt innehåll. Askans organiska innehåll brukar undersökas genom att analysera TOC (Total organic carbon) och vissa enskilda organiska ämnen (till exempel de som det finns gränsvärden för i mottagningskriterierna för mottagning av avfall på deponi).

Kunskapsläget angående innehåll av enskilda organiska ämnen i askor har sammanställts i en rapport (Bjurström 2006). Där konstateras bland annat att det saknas experimentellt underlag för att bedöma betydelsen av identifierade utfasnings- och riskminskningsämnen. För dioxiner finns ett visst underlag för askor från avfallsförbränning men mindre för biobränsleaskor. Totalhalterna av PAH:er (polyaromatiska kolväten) varierar mycket i de analyser som gjorts.

För TOC finns olika analysmetoder. Frågan om hur TOC kan/bör analyseras har aktualiserats i och med nya regler för deponering där det finns begränsningar för innehåll av TOC vid deponering (se avsnitt 5.5). Ofta beräknas TOC utifrån resultat av LOI (Loss of ignition) med en allmän omräkningsfaktor. I en lagrad aska omfattar LOI organiska föreningar, karbonater, elementärt kol, vatten som kristallvatten eller hydroxid och lättflyktiga salter. LOI anges ofta som ett mått på det man kallar ”oförbränt” vilket egentligen inte är rättvisande om ovan nämnda delar ingår. Det finns även andra metoder att analysera TOC. Mer om olika metoder att analysera oförbränt och TOC finns i rapporterna ”Oförbränt material i aska” (NV rapport 5334, 2003) och ”Vad är oförbränt?” (Bjurström och Suèr 2006).

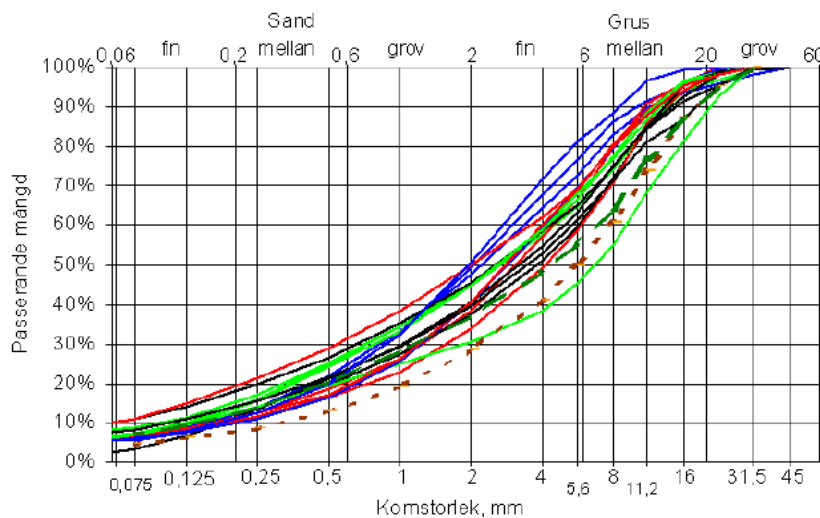
Ett begrepp som ofta används när man pratar om återföring av aska till mark är **kalkverkan**. Begreppet är inte helt entydigt definierat. I Skogsstyrelsens *Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning* definieras det som ”den kalkverkan som motsvaras av den sammanlagda mängden baskatjoner (kalcium, magnesium och kalium)”. Emilsson (2006) definierar enligt följande: ”Ämnen som kan förbruka syror har kalkverkan.” Eftersom även natrium påverkar markens syraneutraliserande förmåga bör den i så fall också räknas med. Kalkverkan anges ofta som att det motsvarar kalkverkan av en viss mängd CaO.

3.3 Fysikaliska egenskaper

De fysikaliska egenskaper som tas upp här är framför att intressanta för askor som är aktuella att använda i geotekniska tillämpningar. De flesta förklaringar är hämtade från ”Jords egenskaper” (SGI-information, Larsson 1982) där många begrepp som används i geotekniska sammanhang förklaras lättfattligt.

När det gäller granulära material kan man stöta på en mängd olika densitetsbegrepp (Larsson 1982) som kommer till användning i olika (geotekniska) sammanhang. **Bulkdensiteten (skrymdensiteten)** betecknar hela massan/ hela volymen och används ofta när man talar om bränslen eller geotekniska material. Bulk-/skrymdensiteten varierar med packningsgrad och vattenmättnad.

Ett materials **kornstorleksfördelning** (partikelstorlek) brukar illustreras med en siktkurva, kornstorleksfördelningskurva (Figur 3-1). Kornstorleksfördelningen avgör bland annat vilken total specifik yta materialet har. Den specifika ytan har stor betydelse för ett materials reaktivitet och med vilken hastighet vissa kemiska reaktioner kommer att ske. Kornstorleksfördelningen och korngeometrin har också betydelse för hur materialet beter sig vid packning, dess damningsbenägenhet, **kapillära egenskaper** (se nedan) och dess **permeabilitet**. Permeabiliteten är ett mått på hur pass genomsläppligt materialet är för vätskor och gaser. Permeabiliteten påverkas också av hur porerna är fördelade i materialet. De kapillära egenskaperna avgör hur högt ovan en vattenyta (till exempel grundvattenytan) vatten kan stiga eller hållas kvar i ett material.



Figur 5:
Exempel på kornstorleksfördelningskurvor för slaggrus utan bortsortering av delfraktioner. Prover från fem svenska anläggningar.

Figur 3-1. Kornstorleksfördelning, siktkurva. Ur handboken "Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten" (Arm et al, 2006).

Figure 3-1. Particle size distribution. From the handbook "Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten" (Arm et al, 2006).

Materialiets **vattenkvot** är kvoten mellan det ingående vattnets vikt och den vattenfria massans vikt i procent.

3.4 Flygaskor och bottenaskor

Som nämndes i kapitel 2 delas askan från en förbränningsanläggning huvudsakligen upp i två typer, bottenaska och flygaska/rökgasreningssrest, även om aska egentligen faller ut på fler ställen i processen (se Tabell 2-3). I Tabell 3-1. jämförs egenskaper hos bottenaska och flygaska generellt. Egenskaperna varierar även inom grupperna flygaskor/bottenaskor beroende på vilket bränsle, vilken förbränningsteknik och rökgasreningsteknik som används (se avsnitt 2.2). Vid rökgasreningen tillsätts ibland kemikalier.

Tabell 3-1. Skillnader i egenskaper hos flygaskor och bottenaskor (generaliserat).

Egenskap	Bottenaska	Flygaska
Kornstorlek	Grovkornig; sand-grus	Finkornig; silt
pH	10-11	12-13
Kalkverkan	Sämre	Bättre (upp till 70% kalk)
Makrokomponenter	Högre halter kisel, Si, och aluminium, Al (sandinnehåll).	Högre innehåll av kalium, K, och svavel, S (lättflyktigt).
Tungmetaller	Lägre halter	Högre halter
Härdning	Sämre	Bättre

3.5 Karaktärisering

Vilka parametrar som är intressanta att undersöka hos en aska beror självklart på vad den (eventuellt) skall användas till och vad den härstammar från. Frekvens av provtagning och vad som analyseras måste avgöras från fall till fall. Det är också viktigt att känna till i hur hög grad kvaliteten på den aska man vill använda varierar över tiden.

Då askor analyseras och provtas är det, som vid all provtagning och analys, viktigt att analyser och provtagning utförs enligt de standarder som anges i de riktvärden eller liknande man avser att använda som jämförelse. Om angivna standarder inte följs kan data inte jämföras med riktvärden, gränsvärden, andra data etcetera. Ett certifieringsprogram för certifierad provtagning och certifiering av provtagare har nyligen tagits fram. Däri ingår även provtagning av avfall. Certifierad provtagning måste utföras av en certifierad provtagare men en certifierad provtagare utför även icke certifierad provtagning. Certifierad provtagning är ofta ganska omfattande. Bland andra SGF (Sveriges Geotekniska Förening, www.sgf.net) ger kurser i certifierad provtagning av avfall, jord med mera.

De gränsvärden, riktvärden, etcetera för olika ämnen som skall användas vid miljömässiga bedömningar baseras oftast på *totalinnehåll* men ibland på lakbart innehåll. Vilken analys som är mest relevant beror på vilka exponeringsvägar eller spridningsvägar som är aktuella. Tillgänglig för transport med vatten till exempel är framför allt den lakbara fraktionen.

På senare tid har man inom områdena förorenad mark och restprodukter även börjat uppmärksamma direkta toxikologiska/ ekotoxikologiska effekter, biotillgänglighet med mera för att bättre uppskatta den egentliga miljö- och hälsopåverkan. Dessa typer av analyser är betydligt mer svårtolkade, men en totalhaltsanalys säger å andra sidan ofta inte så mycket om hur skadligt ett ämne eller en kombination av ämnen är. Ett ämnes toxicitet och biotillgänglighet beror på i vilken förekomstform det föreligger. Vid en totalhaltsanalys löses provet upp helt och analyseras med avseende på enskilda grundämnen. Resultatet ger därför ingen information om olika ämnens förekomstformer (som även styr hur lätt de lakas ut).

När det gäller analys av askor är det viktigt att tänka på att askor härdar. Det kan vara mycket stor skillnad på utlakningen av metaller från en färsk aska och en aska som fått härda några veckor. Man måste alltså fråga sig om man vill titta på utlakningen från en färsk eller en härdad aska. Vid undersökning av hållfasthet brukar man mäta efter 28 dagars härdning även om hållfastheten i till exempel många flygaskor från biobränsle fortsätter att öka även efter 28 dagar (Munde et al 2006). Att vänta 28 dagar innan analys har använts som tumregel även då man undersöker utlakning ur härdade askor men det har inte utretts närmare hur härdningstiden påverkar utlakningen.

3.6 Förbehandling

Lagring, härdning, pelletering, tvättning (lättlakade ämnen som klorider kan tvättas ut), utsortering av metaller (magnetiska och omagnetiska), inblandning av bindemedel (till

exempel cement) är exempel på metoder att behandla askan för att förbättra dess egenskaper innan den används eller deponeras. För att minska dioxinmängderna i flygaska och rökgasreningar har högtemperaturförbränning provats (Lundin 2007). Förbränning vid hög temperatur har visat sig kunna bryta ner dioxiner.

Ibland kan det finnas möjlighet att sortera bort vissa fraktioner för att minska halterna av vissa metaller. Halter av flyktiga metaller som kvicksilver och kadmium är ofta högre i flygaska och finkorniga fraktioner.

3.6.1 Härdning och karbonatisering

Många askor *härddar*, det vill säga binds ihop till en hård, sammanhängande massa om vatten tillsätts. Vid härdningen blir askan mer stabil ur både kemiska och fysikalisk synpunkt. Askor som skall återföras till skog skall alltid härddas (Skogsstyrelsen 2001, Emilsson 2006). Motivet till detta är att färsk aska är så reaktiv att den kan orsaka direkta skador på skogen. Beroende på askans sammansättning sker olika reaktioner då vatten sätts till. Bland annat sker så kallade *pozzolana reaktioner* då CaO och Ca₂SiO₄ hydratiseras på samma sätt som när cement härddar. En gel av kalcium-silikat-hydrat (C-S-H) bildas och stelnar. Denna gel har stor betydelse för att fastlägga föroreningar eftersom de ämnen som bundits till C-S-H i matrisen fastläggs och normalt bara lakar ut i ett mycket långt tidsperspektiv. Lakbarheten för ett specifikt ämne beror på hur ämnet blir bundet i den nya fasen. Pozzolana reaktioner förstärks av järn och aluminium medan organiskt innehåll i askan och vissa tungmetaller (ex Zn och Pb) retarderar reaktionerna. Allmänt så innehåller flygaskor tillräckligt med CaO och SiO₂ för att ge pozzolana reaktioner. Ettringit som är mindre stabilt än C-S-H kan också bildas.

Vid *karbonatisering* bildas svårslösligt CaCO₃, kalciumkarbonat. Då askans CaO kommer i kontakt med vatten bildas Ca(OH)₂ (lättlakat) som sedan i kontakt med luftens CO₂ (koldioxid) omvandlas till CaCO₃. Karbonatisering sänker pH i askan. En välkarbonatiserad aska har ett pH på c:a 8.

Vissa askor är, på grund av sina kemiska egenskaper, svåra att få att härda. Organiskt material kan retardera härdningen medan oorganiska salter kan verka antingen accelererande eller retarderande på härdningen. Olika bindemedel, exempelvis cement, kan tillsättas för att uppnå en snabbare härdning och stabilisera askor med dåliga bindningsegenskaper. Askor kan "aktiveras" för att bli mer reaktiva och härda bättre.

3.6.2 Lagring

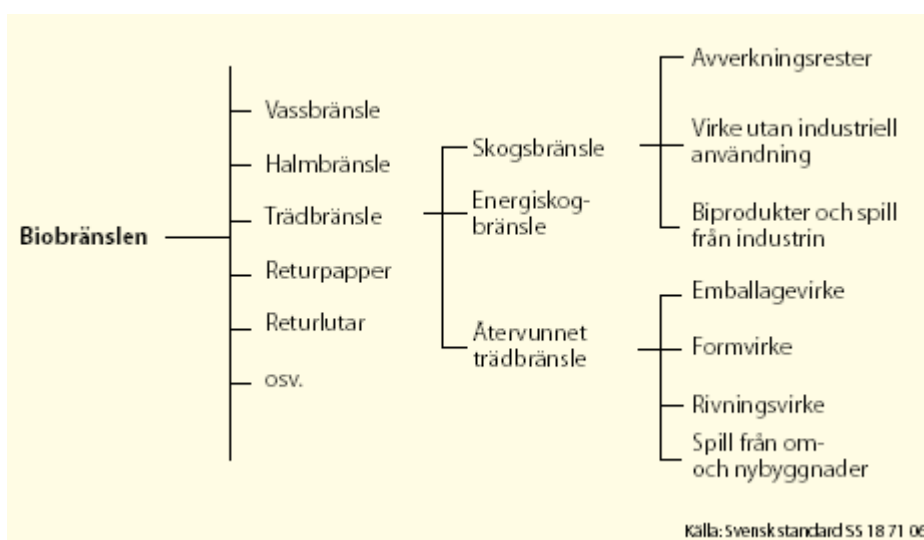
Många gånger kan en aska av praktiska/ logistiska skäl inte användas direkt efter att den producerats utan måste lagras. Det kan också finnas skäl att lagra askor som del av en förbehandling innan de används. Bland annat Sydsåkånes Avfallsaktiebolag (SYSAV) lagrar regelmässigt bottenaska innan användning. Det är viktigt att lagringen sker under kontrollerade förhållanden för att undvika oönskad utlakning etc.

Många askor härddar vid lagring och blir mer stabila om vatten tillsätts (se 3.6.1). Askans påverkas också av att utsättas för koldioxid från luften och kan karbonatiseras (se 3.6.1).

Om fukthalten är hög kan ämnen lakas ut. I en fuktig aska med organiskt innehåll kan mikrobiella reaktioner ske. Om restprodukten har en hög fukthalt och lagras i minusgrader finns risk för frostsprängningar som kan påverka kornstorleken mm.

3.7 Askor från bibränslen

Det finns en mängd olika bibränslen - förnybara bränslen. Detta exemplifieras i Figur 3-2 (med fokus på trädbränslen). När det gäller återföring av aska till mark kan en uppdelning i bränslen som odlas på skogsmark och åkermark vara funktionell då olika regler gäller för dessa marktyper (denna uppdelning finns inte i Figur 3-2). Som åkerbränslen räknas då bland annat energiskog, halm, vass och rörflen (en typ av gräs, saknas i Figur 3-2).



Figur 3-2. Biobränslen, ur Handbok - "Från skogsuttag till askåterföring" (Emilsson 2006). Vissa åkerbränslen, t ex rörflen, saknas.

Figure 3-2. Biomass fuel, from Handbook - "Från skogsuttag till askåterföring" (From harvest of wood to reuse of ashes) (Emilsson 2006). Some field-grown biomass fuels are missing.

Torv finns inte med i figuren och det beror på att det är tveksamt om det skall räknas som biobränsle. Torv förnyas mycket långsamt. Energigrödor och skogsbränsle förnyas inom 1-100 år medan det tar ett par tusen år för ny torv att bildas. Den svenska torvutredningen ("Uthållig användning av torv", SOU 2002:100,) klassade torven varken som fossil/icke-förnybar eller icke-fossil/förnybar utan bara som just torv. Torvbranschen anser att torv bör betraktas som biobränsle så länge den mängd torv som bryts varje år inte är större än den årliga tillväxten. EU har en delvis annan syn och torv ingår i EU:s handel med utsläppsrättigheter.

Aska från biobränsle innehåller de näringsämnen och spårämnen som växterna tagit upp under sin livstid. Undantaget är kväve som avgår till luften vid förbränningen. Askan

kan även innehålla oförbränt organiskt material och grus och sand. Eftersom träden/växterna tar upp tungmetaller och i vissa fall radionukleider (antropogent cesium-137 och naturligt kalium-40) från mark och luft innehåller askan även detta. Återvunnet trädbränsle, impregnerat trä, returpapper etcetera kan även innehålla andra ämnen som tillsatts för den tidigare användningen. Sådan aska kan till exempel innehålla höga halter av tungmetallerna arsenik, kadmium, krom eller koppar (impregnerat eller målat trä etcetera). Jämfört med svenska mineraler innehåller biobränsleaskor mer kalciumoxid och mindre kiseloxider och aluminiumoxider. I Tabell 3-2 sammanfattas innehåll i olika biobränslen.

Tabell 3-2. Sammanfattning av olika biobränsleaskors egenskaper. Ur Fjärrvärmeföreningens "Handbok för restprodukter från förbränning" (Hjalmarsson et al 1999) och Emilsson et al (2006) för skogsbränslen och ur Hushållningssällskapet och JTI (2006) för spannmåls- och halmaskor.

Bränsle	Huvudelement	Spårämnen	pH	Kommentar
Torv	Oxider av aluminium, järn, kalcium, kisel. Mindre fosfor, kalium, magnesium, natrium, svavel, titan	Tungmetallinnehållet varierar mycket. Kan innehålla höga molybdenhalter. Utlakningen av kadmium kan vara kritisk för användning.	7-12	Likheter med kolaska. Generellt högre halter järn och lägre halter mangan och kalium är trädbränsleaska. Har kalkverkan ¹ .
Skogsbränsle	Kalcium ca 10-30 %, några % kalium och magnesium, ca 1 % fosfor.	Arsenik, barium, bor, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, vanadin och zink. Generellt låga halter PAH.	9-13	Innehåll varierar, bla beroende på trädslag och del av trädet. Högre pH i flygaskor än bottenaskor. Färsk trädaska innehåller osläckt kalk. God kalkverkan ¹ .
Energi-skog (Salix)	Ung samma som skogsbränsle	Ofta förhöjda halter kadmium (fr gödsel, nedfall och marken) och zink.		Vissa salixkloner verkar kunna ta upp mycket kadmium även om halten i jorden inte är så hög (Dimitrou och Aronsson 2005).
Halm	Aluminium, fosfor, kalcium, kalium, kisel, magnesium och zink	Bly, kadmium, koppar, krom, kvicksilver, molybden, nickel, vanadin. Inga halter tungmet. eller PAH i halter så de är ett hinder för återföring till odlingsmark ¹ .	10-11	
Spannmål	Mycket högt växt-näringsinnehåll, 10 % fosfor, 10 % kalium (liknande mineralgödsel).	Mycket låga halter av tungmetaller och PAH-er. Inga hinder för återföring till odlingsmark ² .		Flygaskorna kan blandas med bottenaska utan kvalitetsförsämring. Fosfors tillgänglighet är rätt god (andel citrat-löslig P ca 70 %). Kalkeffekt oftast mkt låg.

¹ Kalkverkan definieras i *Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och askåterföring* (Skogsstyrelsen 2001) som "den kalkverkan som motsvaras av den sammanlagda mängden baskatjoner (kalcium, magnesium och kalium)", se vidare avsnitt 3.2).

² För spridning av aska från förbränning av halm eller åkerbränslen finns inga regler eller rekommendationer. Gränsvärden för gödsel och avloppsslam har istället använts som utgångspunkt (Hushållningssällskapet och JTI 2006).

Alla askor innehåller mer eller mindre radioaktiva ämnen men halterna är sällan så stora att de orsakar problem (se kapitel 5.6). Det är vanligt att flera olika bränslen eldas i

samma panna vilket ger upphov till blandaskor. Blandningar av botten- och flygaskor brukar också kallas blandaskor.

Kalkverkan (se avsnitt 3.2) och näringsinnehåll i skogsbränsleaskor gör att de, enligt skogsstyrelsens rekommendationer, i många fall bör återföras till skog för att kompensera uttag av näring och kalkverkan (se kapitel 8). I geotekniska sammanhang askor från bibränslen använts som täckning och markförbättring på deponi, i bärlager på torvtäkt, i vägar, planer, tätskikt och skyddsskikt (på deponi) mm (inventering från 2006, se avsnitt 2.3.3). För användning av flygaska från bibränsle i grusvägar finns en handbok (se kapitel 9).

3.8 Askor från förbränning av avfall

Innehållet i en avfallsförbränningsaska varierar beroende på vilket avfall som använts vid förbränningen. Innehållet kan variera mycket – särskilt om avfallet inte är sorterat. Om konsumtionsvanorna och/ eller avfallshanteringen i samhället ändras påverkar det askornas sammansättning. Förbränningsprocessen påverkar fördelningen av ämnen mellan botten- och flygaskan. En högre förbränningstemperatur till exempel påverkar förångningen av olika element och kan medföra en ökad förgasning av ämnen som Kobolt (Co), Zink (Zn), Koppar (Cu), Antimon (Sb), Mangan (Mn), Nickel (Ni), Kadmium (Cd) och Bly (Pb).

Från avfallsförbränning är det bara bottenaskan som blir aktuell för nyttiggörande. Flygaskan betraktas som farligt avfall (se kapitel 5.4). Den innehåller för höga halter av oönskade ämnen och deponeras. Bottenaskor från avfallsförbränning används idag framför allt vid olika typer av anläggningsbyggande på deponier.

Bottenaska

Bottenaskan, särskilt från en rosterpanna, är en heterogen blandning av slagg, magnetiska och icke magnetiska metaller, keramer, glasmineral och andra icke brännbara ämnen. Bottenaskan är porös och har en stor specifik yta. Densiteten kan variera men ligger vanligtvis inom intervallet 700 till 1300 kg/m³. Färsk bottenaska är alkalisk med pH 9,5-11,5.

Huvudbeståndsdelarna, oxider av kisel, järn, kalcium och aluminium, förekommer i samma halter som i jordskorpan. Klor, zink, koppar, bly och krom förekommer ofta i högre halter eftersom de finns i höga halter i de produkter som utgör bränslet (Arm 2006). Vilka ämnen som anses kritiska för återvinning av bottenaska i anläggningsbyggande kommer att klargöras i Naturvårdsverkets kriterier. Hårdast krav kommer att ställas för de så kallade utfasningsämnena (se avsnitt 4.3).

I sammanställningen av organiska ämnen i askor från 2006 förekommer dioxinhalter upp till något fåtal ng/kg I-TEQ i bottenaska från avfallsförbränning. För PAH-halterna var dataunderlaget litet och varierade men upp till några tiotal mg/kg TS har uppmätts i bottenaska från avfallsförbränning (Bjurström 2006).

Slaggrus

Slaggrus är en behandlad bottenaska från förbränning av hushålls- eller industriavfall i rosterpanna. I behandlingen sorteras magnetiska metallpartiklar bort och askan lagras en viss tid utomhus. Slaggrus ser ut som gråsvart sandigt grus. Det är porösare än grus och därmed lättare och mer isolerande men också mindre beständigt mot nötning (Arm 2006).

Flygaska

Flygaska från avfallsförbränning består huvudsakligen av svårslösliga kisel-, aluminium-, kalcium- och järnoxider. Vattenlösliga oxider av kalium, natrium, magnesium och klorider förekommer också. Kloridhalten är betydligt högre än i flygaskor från andra bränslen. Flygaskan innehåller ofta höga halter av dioxiner och tungmetaller, t ex kadmium, bly, zink och kvicksilver och betraktas som farligt avfall.

4 Miljömål**4.1 Inledning**

Riksdagen har antagit miljö kvalitetsmål inom 16 områden (15 av dem i april 1999 och ett i november 2005). Miljömålen skall styra Sveriges miljöarbete och har därför i förlängningen stor påverkan på miljöbedömningar/miljöriskvärderingar. I detta kapitel tas framför allt miljö mål som berör användningen av energiaskor i olika tillämpningar upp.

4.2 Miljömål som berör användning av energiaskor

I miljö kvalitetsmålen ingår övergripande ”generationsmål” som skall uppnås inom en generation (till 2020, 2050 för klimatmålet) och mer konkreta delmål. Generationsmålen skall beskriva den kvalitet och det tillstånd för Sveriges miljö, natur- och kulturresurser som är ekologiskt hållbara på lång sikt. Strävan är att de stora miljöproblemen ska vara lösta till nästa generation. De mer konkreta, mätbara, nationella delmål som hör till varje miljö mål har egna tidplaner. Det finns ingen direkt koppling mellan målsättningarna i miljö målen och de krav som ställs i miljölagstiftningen.

Vissa åtgärder kan leda till att mer än ett miljö mål nås. Arbetet med miljö målen koncentreras därför till tre strategier där framför allt strategi nummer två har bäring på restprodukter, nämligen;

En strategi för giftfria och resurssnåla kretslopp för att minska användningen av naturresurser, minska de diffusa utsläppen av miljögifter och för att skapa energi- och materialsnåla kretslopp (Miljömålsportalen 2007).

Mer om miljö målen, måluppfyllelse, bakgrund etcetera finns bland annat på miljö målsportalen: www.miljomal.nu.

Nyttiggörande av askor påverkas av ett antal miljö mål. Dessa har sammanställts i Tabell 4-1. Några av delmålen inom miljö målet giftfri miljö diskuteras närmare i avsnitt 4.3. När flera olika miljö mål skall beaktas gäller det att hitta en balans mellan de olika målen.

Tabell 4-1. Miljömål med direkt anknytning till nyttiggörande av askor.

Miljömål/Delmål	Aspekter / Exempel
Giftfri miljö <ul style="list-style-type: none"> - Miljö- och hälsoinformation om varor - Utfasning av farliga ämnen - Minskning av hälso- och miljörisker med kemikalier - Riktvärden för miljö kvalitet 	Innehåll och utlakning av utfasnings- och riskminskningsämnen i askor (se avsnitt 4.3).
Säker strålmiljö <ul style="list-style-type: none"> - Utsläpp av radioaktiva ämnen 	Biobränsleaskor från vissa områden kan ha höga cesiumhalter.
God bebyggd miljö <ul style="list-style-type: none"> - Uttag av naturgrus - Minskning av avfallsmängder 	Minska deponerad mängd <i>Anläggningsbyggande:</i> Minska uttag av naturgrus
Grundvatten av god kvalitet	Undvika att utlakning av ämnen ur askor påverkar grundvattenkvalitén.
Bara naturlig försurning <ul style="list-style-type: none"> - Trendbrott för markförsurning 	<i>Återförsel till mark:</i> Askåterföring kan motverka försurning av skogsmark (skörd av biomassa är i princip en markförsurande process).
Levande skogar	<i>Återförsel till mark:</i> Askåterföring kan bidra till att skörden är i långsiktig balans med tillskottet av näringsämnen så att inte produktionsförmågan minskar.
Ingen övergödning <ul style="list-style-type: none"> - Minskade utsläpp av fosfor- och kväveföreningar 	<i>Återförsel till mark:</i> Bränsleuttag med askåterföring ger ett nettouttag av kväve. Denna kväveavlastning är en miljövinst för skogsmark i södra Sverige. Askåterföring kan å andra sidan också stimulera omvandling och utlakning av kväve ur vissa kväverika marker.
Begränsad klimatpåverkan <ul style="list-style-type: none"> - Minska utsläppen av växthusgaser 	Förbränning av biobränslen och avfall är koldioxid neutralt men ökar mängden askor. <i>Återförsel till mark:</i> Bränsleuttag med askåterföring är i princip koldioxid neutralt. Aska kan dock stimulera kväveomsättning med teoretisk risk för lustgasbildning. På torvmark finns risk för ökad produktion av CO ₂ och metan.

I de generationsmålen för ”God bebyggd miljö” finns också mer allmänna skrivningar som direkt berör användningen av restprodukter som askor. Där står att naturresurser ska användas på ett effektivt och resursbesparande sätt, till exempel ska naturgrus bara användas när ersättningsmaterial inte finns och avfall och restprodukter ska ”sorteras så att de kan behandlas efter sina egenskaper och återföras i kretsloppet i ett balanserat samspel mellan bebyggelsen och dess omgivning”. Andelen förnybar energi skall öka och bli den huvudsakliga energitillförseln.

4.3 Giftfri miljö

Miljömålet Giftfri miljö är centralt för miljöbedömningar vid nyttiggörande av askor. Giftfri miljö innebär i ett generationsperspektiv bl.a. följande:

- Halterna av ämnen som förekommer naturligt i miljön är nära bakgrunds nivåerna.
- Halterna av naturfrämmande ämnen i miljön är nära noll och deras påverkan på ekosystemen är försumbar.

Delmål tre omfattar utfasning av särskilt farliga ämnen från varor. Dessa ämnen kategoriseras som utfasningsämnen. Delmål fyra omfattar minskning av hälso- och miljöriskerna vid användning av andra kemiska ämnen. Dessa ämnen kategoriseras som riskminskningsämnen. Båda delmålen är i första hand utformade med tanke på produkter men måste beaktas även vid återvinning/återanvändning av avfall. Detta gör att innehåll och mobilitet av riskminsknings- och utfasningsämnen är avgörande faktorer vid miljöbedömningar av askor. Ett antal ämnen och grupper av ämnen som kategoriseras som utfasningsämnen har identifierats, nämligen:

- Nya organiska ämnen som är långlivade (persistenta) och bioackumulerande, nya ämnen som är cancerframkallande, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande samt kvicksilver.
- Övriga cancerframkallande, arvsmassepåverkande och fortplantningsstörande ämnen, samt sådana ämnen som är hormonstörande eller kraftigt allergiframkallande.
- Övriga organiska ämnen som är långlivade och bioackumulerande, samt kadmium och bly, senast år 2010 (miljömålsportalen 2007:2)

5 Tillämpbar lagstiftning och föreskrifter

5.1 Inledning

I detta kapitel tas i första hand lagstiftning som gäller miljöaspekter upp. Tekniska funktionskrav på vägmateriell etcetera diskuteras under respektive tillämpning. Askor klassas i allmänhet som avfall och följer därmed avfallslagstiftningen. För produkter gäller andra lagar. Under avsnitt 5.2 till 5.8 tas lagar som är relevanta för askor i allmänhet upp. Under 5.9 och 5.10 sammanfattas bestämmelser som berör spridning av aska på mark respektive användning av aska i anläggningsbyggande.

Svensk författningssamling, SFS, hittar du på <http://www.lagrummet.se/>. Miljöbalken, förklaringar till miljöbalken, Naturvårdsverkets föreskrifter, allmänna råd och handböcker, EG-direktiv om deponering med mera finns på Naturvårdsverkets hemsida: www.naturvardsverket.se under ”Lagar och andra styrmedel”.

5.2 Miljöbalken

Miljöbalken är allmänt hållen och preciseras i ett stort antal förordningar. Vissa delar tas även upp under avsnitt 5.3 till 5.5. Första paragrafen i miljöbalken lyder:

1 § Bestämmelserna i denna balk syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. En sådan utveckling bygger på insikten att naturen har ett skyddsvärde

och att människans rätt att förändra och bruka naturen är förenad med ett ansvar för att förvalta naturen väl.

Miljöbalken gäller för samtliga miljöfarliga verksamheter. Generella krav på avvägningar som rör miljön är alltså desamma oavsett om askor eller andra produkter/material används och oavsett om askan betraktas som produkt eller avfall. I miljöbalkens andra kapitel finns allmänna hänsynsregler varav ”Hushållnings- och kretsloppsprincipen” och ”Försiktighetsprincipen” är särskilt viktiga vid nyttiggörande av askor. Dessa två principer kan komma i konflikt då den förstnämnda lyfter fram värdet av nyttiggörandet medan den andra visar på vikten av att användningen inte får orsaka olägenheter, varken nu eller på lång sikt.

Enligt hushållnings- och kretsloppsprincipen skall alla som bedriver en verksamhet eller vidtar en åtgärd hushålla med råvaror och energi samt nyttja möjligheter till återanvändning och återvinning. Försiktighetsprincipen innebär att alla som bedriver verksamhet eller vidtar en åtgärd skall iakttä de begränsningar och vidta de skyddsåtgärder och försiktighetsmått som behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppkommer för människors hälsa eller miljön. Tillsynsmyndigheten har möjlighet att ingripa med stöd av miljöbalkens 26 kapitel ”Tillsyn”.

5.3 Produkt eller avfall

Vilken lagstiftning i övrigt som tillämpas och kraven på förprovning hos myndigheterna skiljer sig åt beroende på hur askan betraktas. Det har stor betydelse om materialet klassas som produkt eller avfall eftersom olika regelverk blir tillämpliga. Definitionen på avfall i svensk miljölagstiftning återfinns i 15 kap 1 § i Miljöbalken:

”Med avfall avses varje föremål, ämne eller substans som ingår i en avfallskategori och som innehavaren gör sig av med eller avser att göra sig av med.”

För begreppet produkt finns ingen entydig avgränsning. Det är också otydligt vilken behandling/förädling av ett material som krävs för att det skall räknas som en ny produkt. Kända exempel på återvinning där nya produkter skapas är nedsmältning av metallskrot och returpapper som blir nytt papper. Arbete pågår på EU-nivå för att tydliggöra var gränserna går.

Askor klassas normalt som avfall både i svensk och europeisk lagstiftning. Ett särskilt ansvar för avfallsinnehavare anges i miljöbalkens 15 kap, 5 a §. En produkt omfattas av miljöbalkens regler om kemiska produkter, kapitel 14.

5.4 Avfallslagstiftning

Av: Charlotta Tiberg, SGI och Ghita Sjösteen, Vattenfall

Förbränningsaskor som nyttiggörs i egenskap av avfall berörs av regelverk för klassificering av avfall, om transport av avfall, prövning av miljöfarlig verksamhet och dokumentation och hantering av avfall.

- Aska skall klassificeras enligt Avfallsförordningen (SFS 2001:1063). I Avfallsförordningen delas askorna upp i avfall från termiska processer, kap 10, och avfall från avfallsförbränningsanläggningar, kap 19. I bilaga 3 till förordningen ges vägledning för vid vilka förutsättningar ett avfall ska klassificeras som farligt avfall. Det är avgörande för hantering av avfall (t ex vid transport eller deponering) om det klassas som farligt avfall eller inte.
- Yrkesmässig transport av avfall är tillståndspliktig enligt 26 § avfallsförordningen. Tillståndsplikt för transport för återanvändning av avfall som inte är farligt avfall ersätts med anmälningsplikt enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om transport av avfall (NFS 2005:3), se nedanstående faktaruta.
- Regler om miljöfarlig verksamhet finns i kapitel 9 i Miljöbalken. Inom ramen för kapitel 9 kan särskilda krav på förprovning (tillståndsprövning eller anmälan) föreskrivas för olika verksamheter, exempelvis behandling eller mellanlagring av aska.
- I avfallsförordningens 42 § finns föreskrifter om dokumentation av avfall. Den som bedriver verksamhet där avfall återvinns skall föra anteckningar bland annat om mängder, typ av avfall och varifrån avfallet kommer. Skyldigheten gäller även när användningen i sig inte kräver tillstånd eller anmälan.

Faktaruta:

Undantag från tillstånds- och anmälningsplikt för annat avfall än farligt avfall:

2 § För annat avfall än farligt avfall ersätts den tillståndsplikt som avses i 26 § avfallsförordningen av anmälningsplikt i de fall transport endast sker av:

1. en eller flera separata avfallsfraktioner till återvinning då var och en av dem består av ett material eller av
2. avfall som uppkommit i egen verksamhet.

Anmälan enligt första stycket skall göras till länsstyrelsen.

Om avfallet uppkommit i egen verksamhet och den årliga mängden som transporteras understiger 50 ton eller 250 m³ per år är transporten undantagen från såväl tillstånds- som anmälningsplikt.

5.5 Deponering

Förbränningsaskor som inte nyttiggörs deponeras i allmänhet. För att minska miljöeffekterna från deponier antogs 1999 ett nytt direktiv om deponering av avfall på EU-nivå (99/31/EG). Ett par år senare kom nya regler om kriterier och förfaranden vid mottagning av avfall vid deponier (2003/33/EG).

Sverige införlivade EG-direktivet i svensk lagstiftning 2001 genom ”förordningen om deponering av avfall” (SFS 2001:512). Enligt denna förordning delas deponier in i följande kategorier:

- Deponier för Farligt avfall
- Deponier för Icke-farligt avfall
- Deponier för Inert avfall

Under förutsättning att det bedöms som stabilt och icke-reaktivt kan vissa avfall som klassats som farligt avfall enligt avfallsförordningen få deponeras på en deponi för icke-farligt avfall.

För de olika deponiklasserna gäller olika krav på skyddsåtgärder. Det ställs också krav på det avfall som tas emot vid de olika deponityperna. Avfallen måste karaktäriseras enligt Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarandet för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (NSF 2004:10 med ändring i 2005:9). Där finns bland annat gränsvärden för maximalt tillåten utlakning av vissa ämnen, främst metaller, vid L/S (liquid/solid-kvot) 10 och 0,1 och krav på totalinnehåll för några parametrar (TOC mm). Förbud mot deponering av organiskt avfall finns i 9 och 10 § i förordningen om deponering av avfall (2001:512). Vål förbränd aska (mindre än 18 vikt-% totalt organiskt kol) har undantagits från förbudet. Reglerna har förtydligats i Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2004:4) och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall.

För sluttäckning av deponier gäller att funktionskrav måste uppfyllas. Det innebär att sluttäckningen kan konstrueras på olika sätt så länge funktionskraven uppnås. För olika deponityper ställs olika krav på hur stor mängd lakvatten som får passera genom täckningen per yta och år. Det finns också rekommendationer angående lutningen på sluttäckningens tätskikt. Ett viktigt funktionskrav är att deponins stabilitet är säkerställd i ett långt tidsperspektiv (”tusenårsperspektiv”).

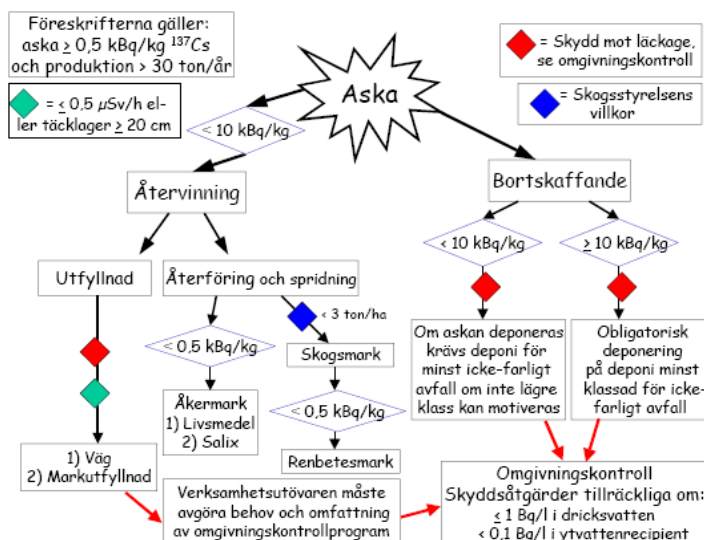
För att ge vägledning i frågor som uppkommer vid tillämpning av deponeringsförordningen har Naturvårdsverket givit ut en handbok om deponering av avfall, Naturvårdsverkets allmänna råd 2004:2. Där förklaras termer och begrepp och hur en deponi kan vara uppbyggd, avslutas etcetera.

5.6 Strålning

Skogsbränsle från områden som drabbades hårt av radioaktivt nedfall från kärnkraftsolyckan i Tjernobyl innehåller cesium-137 (^{137}Cs). Statens strålskyddsinstitut (SSI) har därför utfärdat föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137 (SSI FS 2005:1). En schematisk bild över föreskrifterna (hämtad ur de allmänna råden) finns i Figur 5-1. Målet med föreskrifterna är att begränsa stråldoserna till allmänheten från kontaminerad aska och att begränsa spridning av radioaktivitet till lägre kontaminerade områden. ”Kontaminerad aska” är aska som innehåller mer än 0,5 kilobecquerel per kilogram (kBq/kg) ^{137}Cs TS. Värdet har bestämts utifrån den exponeringsväg som bedöms ge högst dos till en individ i den mest utsatta gruppen ur allmänheten.

Föreskrifterna omfattar aspekter på återföring av aska till skogsmark liksom användning av aska som väg- och fyllnadsmaterial. SSI har också publicerat en vägledning till föreskrifterna, ”Kommentarer och vägledning till föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137” (SSI rapport 2005:7).

Schematisk översiktsbild av föreskrifterna



Figur 5-1. Schematisk bild över Strålskyddsinstitutets SIFS 2005:1, hämtad från vägledningen till föreskrifterna.

Figure 5-1. Schematic illustration from the guidance to the regulation SIFS 2005:1, from the Swedish radiation protection authority.

Askåterföring till skogsmark kan alltså utföras enligt Skogsstyrelsens rekommendationer för kompensationsgödsling om askan innehåller mindre än 10 (kBq/kg) ^{137}Cs men askåterföringen bör inte resultera i ett tillskott av ^{137}Cs överstigande $1,5 \text{ kBq/m}^2$.

Aska innehållande $10 \text{ kBq/kg } ^{137}\text{Cs}$ eller mer skall deponeras på deponier som är särskilt iordningställda för detta ändamål.

För användning som utfyllnadsmaterial i till exempel vägar får dessutom inte dosraten (dosekvivalent per år, Sv/år) överstiga $0,5 \mu\text{Sv/h}$ vilket kan anses vara uppfyllt om askan övertäcks med ett täcklager som är minst 20 centimeter tjockt, bestående av minerogena jordar som sand, lera eller liknande. ($0,5 \mu\text{Sv/h}$ kan anses vara uppfyllt om askan övertäcks med ett täcklager som är minst 20 centimeter tjockt, bestående av minerogena jordar t.ex. sand, lera eller liknande.)

Strålskyddskonsekvenser av ^{137}Cs vid användning av biobränsle i stora anläggningar har undersökts i SSI-rapport 98:15. SSI planerar att genomföra ett långsiktigt program för att följa upp miljökonsekvenser och doser till allmänheten och kritiska grupper.

I övrigt har SSI slagit fast att askåterföring inte bör ske på renlav inom renbetesområden.

Askhantering och arbete på askdeponier utgör en planerad verksamhet med joniserande strålning, och regleras enligt strålskyddslagen (SFS 1988:220).

Föreskrifter, vägledning, övriga SSI-rapporter (se litteraturlista) och policy finns att hämta på SSI:s hemsida: www.ssi.se.

5.7 Arbetsmiljö

Vid direkt arbete med askor skall givetvis arbetsmiljölagstiftning beaktas. Arbetsmiljölagen (SFS 1977:1160) ger de grundläggande kraven i arbetsmiljöarbetet. Arbetsmiljöverkets föreskrifter (AFS) anger de krav och skyldigheter som ställs på arbetsmiljön mer i detalj. I arbetsmiljölagstiftningen tas ingen hänsyn till materialets ursprung. Den gäller alltså lika för kemiska produkter, varor, avfall och produkter.

Exempel på arbetsmiljöfrågor som måste hanteras är damning vid arbete med flygaskor och strålning vid arbete med askor som innehåller cesium.

5.8 Kommande lagstiftning

På EU-nivå pågår arbete med nya förordningar som kommer att påverka bland annat svensk avfalls- och produktlagstiftning. Det är därför viktigt att hålla sig uppdaterad angående förändringar i svenska lagar, förordningar och så vidare. Viktiga exempel:

- Kriterier för när avfall upphör att vara avfall och blir en produkt utreds nu på EU-nivå. En materialgrupp som valts som fallstudie för ”End of waste”-kriterier är ”Sekundära eller återvunna aggregat som ersätter naturgrus”. Slutrapport beräknas till 2008.
- Det pågår ett intensivt arbete med att utforma en ny förordning för klassificering och märkning av kemikalier i enlighet med GHS, Globally Harmonized System (ett system utvecklat inom FN för att få ett gemensamt världsomspännande system för märkning av kemiska produkter). Detta kommer att innebära förändringar i reglerna för klassificeringen av kemiska produkter inom EU och kan också få återverkningar på klassificeringen av farligt avfall.
- Inom det kommande byggproduktdirektivet kommer innehåll av farliga ämnen i byggprodukter att regleras. Det kommer att ställas krav på att undersöka innehållet av farliga ämnen enligt standardmetoder inför en CE-märkning av sitt material (CE-märkningen är genomsam inom EU och visar att produkten uppfyller vissa definierade krav). I direktivet utgår man från vilka materialegenskaper som krävs för en viss användning, inte från materialets ursprung d v s naturmaterial och avfallsklassificerade material testas på samma sätt.

5.9 Lagar - Spridning av aska på mark

5.9.1 Lagar – Spridning i skogsmark

Spridning av aska i skog är inte tillståndspliktig men skall anmälas för samråd enligt miljöbalken 12 kap 6 §. Skogsstyrelsen är samrådsmyndighet. Hur samrådet skall gå till regleras i SFS 1998:904 8 §. Om skogsstyrelsen har något att invända mot spridningen skall synpunkter från Länsstyrelsen inhämtas före beslut. Skogsstyrelsen tar beslut om det är lämpligt att sprida askan i skogen men berörd kommun och Länsstyrelse vill ofta bli informerade om var spridning tillåts/skall ske. I vissa fall skall anmälan innehålla en MKB, miljökonsekvensbeskrivning. Det finns en generell MKB om skogsbränslen och näringskompensation (Egnell et al 1998, se även Egnell 2007). I skogsstyrelsens ”Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling” (Skogsstyrelsens meddelande 2-2001, snart Arnoldsson 200X) anges vilka tungmetallhalter askan inte bör överstiga.

För transport av *spridningbar* skogsbränsleaska gäller bara anmälningsplikt.

Det föreligger tillstånds- eller anmälningsplikt (miljöbalken 9 kap, 6 §) vid behandling, mellanlagring eller uppläggning av skogsbränsleaska. Tillstånd söks hos Länsstyrelsen för mängder över 10 000 ton aska. För mängder under 10 000 ton görs en anmälan hos kommunen. Tillfällig lagring (1-2 dagar) i väntan på spridning är inte tillstånds/anmälningspliktig utan hanteras inom samrådet (Emilsson 2006).

Skogsvårdslagen är i delar tillämplig för spridning av aska på skogsmark. I föreskrifterna till 30 § står ”När träddelar utöver stamvirke tas ut ur skogen skall när så erfodras åtgärder vidtas före, i samband med eller efter uttaget så att skador inte uppkommer på skogsmarkens långsiktiga näringsbalans”. I ett meddelande till paragrafen finns anvisningar om hur askan skall vara beskaffad och hur askspridning bör gå till. Bland annat står att askan bör ha sitt ursprung i biobränsle och vara långsamupplöslig samt att den totala tillförseln av tungmetaller under beståndets omloppstid inte bör överstiga den bortförsel av ämnen som sker genom det totala uttaget av biomassa. Det står också att spridningen skall ske så att skador på miljön ”undviks eller begränsas”. Mer om vad detta innebär i praktiken står i Handboken ”Från skogsbränsleuttag till askåterföring” (Emilsson 2006).

Innan nya metoder för skogens skötsel eller nya skogsodlingsmaterial införs får skogsstyrelsen föreskriva att en så kallad ”miljöanalys”, MA, skall genomföras för att bedöma metodens/materialets inverkan på miljö (Skogsvårdsförordningen 1993:1096). Miljöanalyser ska utgöra ett beslutsunderlag för Skogsstyrelsen och innehåll och omfattning kan variera. En miljöanalys utförs, till skillnad från en MKB, bara inför användning av nya metoder eller material och behöver därmed inte ha anknytning till ett specifikt objekt. Det finns ännu få domar kring detta och allt är därför inte riktigt klarlagt runt hur MA ska/kommer att fungera.

5.9.2 Spridning på åkermark

Det finns inget regelverk specifikt för spridning av aska från bioenergi odlad på åkermark. Däremot gäller som alltid de allmänna hänsynsreglerna i Miljöbalkens 2 kap

och det är verksamhetsutövaren som är ansvarig för att askan inte innehåller farliga ämnen. Eftersom aska betecknas som ett avfall skall spridning av aska anmälas till kommunen (Avfallsförordningen 2001:1063).

Spridning av gödsel och slam på åkermark är dock reglerat och i avsaknad av särskilda rekommendationer för återföring av aska från bioenergigrödor odlade på åkermark kan gränsvärden som finns för gödsel och avloppsslam användas för jämförelse (Gruvaeus och Marmolin 2007). Regelverk för spridning av gödsel finns i Statens jordbruksverks föreskrifter, SJVFS 2004:62 med tillhörande allmänna råd 2005:1. Föreskrift om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket, finns i Naturvårdsverkets författningssamling, SNFS 1994:2.

5.10 Lagar - Aska i anläggningsbyggande

Av: Charlotta Tiberg, SGI och Ghita Sjösteen, Vattenfall Värme Norden

Miljöbalkens 9 kapitel behandlar användning av mark, byggnader och anläggningar som på ett eller annat sätt innebär utsläpp till mark, luft eller vatten eller annan risk för olägenhet för människors hälsa eller miljön.

För verksamheter som syftar till att använda avfallsklassificerat material för anläggningsändamål krävs från och med 1 januari 2008 förprovning enligt bilaga till förordningen om miljöfarlig verksamhet (SFS 1998:899). Provningsnivån styrs av huruvida föroreningsrisken bedöms vara ringa eller inte endast ringa, se Tabell 5-1.

I praktiken är det således föroreningsrisken som skall bedömas. Dock framgår det inte i Miljöbalken med dess tillhörande förordningar *hur* risken skall bedömas. Ett sätt att beräkna risker vid användning av askor i anläggningsarbeten har tagits fram inom projektet; "Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande, etapp II" (Bendz et al 2006), se avsnitt 7.3.1.

Tabell 5-1. Förprovning för avfallsklassificerade material som används för anläggningsändamål enligt förordningen om miljöfarlig verksamhet (efter Håkansson et al 2004, uppdaterad 2007 då förordningen ändrades).

Verksamhet	Indelning	Prövning	Kommentar
Avfall			
- användning för anläggningsändamål av avfall på ett sätt som kan förorena mark, vattenområde eller grundvatten	Föroreningsrisken är inte endast ringa	Tillståndsansökan till Länsstyrelse	MKB ¹ krävs. Omfattas inte av generellt krav på miljökonsekvensbedömning ²
	Föroreningsrisken är ringa	Anmälan till kommunal nämnd	Förenklad MKB rekommenderas
Naturmaterial			
	Farlighet bedöms ej	Ingen förprovning krävs	Regleras ej i förordningen

¹ MKB = miljökonsekvensbeskrivning, se kap 7.4.2.

² För verksamheter som efter beslut från Länsstyrelsen bedöms medföra betydande miljöpåverkan skall en miljökonsekvensbedömning utföras. Det innebär bl a att alternativa utformningar skall beskrivas. Verksamheter som generellt anses medföra betydande miljöpåverkan finns förtecknade i SFS 1998:905.

Som framgår av tabellen bedöms och regleras inte innehållet i det naturmaterial man ersätter. Som också framgår är det centralt om materialet anses utgöra ”ringa risk” eller ”inte endast ringa risk”. Vilka avfallsklassificerade material som anses kunna användas utan risk utreds av Naturvårdsverket. En handbok med kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten är ute på remiss fram till mars 2008. (Handboken innehåller rekommendationer vilka inte kommer att vara direkt rättsligt bindande.)

När askor används som konstruktionsmaterial på deponier gäller deponilagstiftningens krav på funktion. Föroreningshalter i aska som används som konstruktionsmaterial på deponi tas upp i 31 § i förordningen om deponering av avfall. Avfallet ska vara väl undersökt med avseende på föroreningsinnehåll och lakbarhet. Inom deponins tätningar ställs samma krav som på det avfall som deponeras (här kan gränsen mellan deponering och användning som konstruktionsmaterial diskuteras). För användning utanför tätningarna anges inga specifika kriterier. I praktiken används här istället ofta jämförelser med riktvärden för förorenad mark (NV rapport 4638, 1997) och att materialet skall betraktas som inert avfall.

I Vägverkets vägledning för alternativa material i väg- och järnvägsbyggande (Vägverket 2007) finns mer att läsa om hela tillståndsprocessen för användning av askor och andra alternativa material i allmänna vägar, järnvägar och skogsbilvägar (för kommunala vägar gäller även plan- och bygglagen som inte tas upp i vägledningen). Den kan hämtas på vägverkets hemsida: www.vv.se.

6 Vägledningar, rekommendationer, kriterier etcetera

6.1 Inledning

Det finns ett antal vägledningar, riktlinjer, rekommendationer etcetera gällande användning av askor i olika sammanhang. Vissa är utgivna av myndigheter medan

andra författats av till exempel branschorganisationer. Flera av skrifterna är nyligen publicerade eller uppdaterade och ytterligare är (i februari 2008) på väg att publiceras. I detta kapitel beskrivs kort innehållet i ett antal vägledningar/rekommendationer/riktlinjer som kan användas vid återföring av aska till skog, användning av aska i anläggningsarbeten och klassning av aska som avfall.

Dessa kan vara till stor hjälp vid bedömning av askor men det är viktigt att komma ihåg att använda dem för de material, användningar och så vidare de är ämnade för. Det kan låta självklart men det finns många exempel på motsatsen. Till exempel har Naturvårdsverkets ”Generella riktvärden för förorenad mark” (NV 1997) i många fall har använts snarare som gränsvärden än som riktvärden och Avfall Sveriges (tidigare Renhållningsverksföreningen) ”Bedömningsgrunder för förorenade massor” (RVF 2007) (uppdaterad 2007) har använts för annat än den typ av förorenade massor den är avsedd för. Detta görs ibland i brist på annat, ibland på grund av okunskap. Just ”i brist på annat” kan det vara befogat att använda till exempel riktvärden utanför deras egentliga användningsområde. De är i sådana fall viktigt att vara medveten om detta och reda ut vad det innebär för bedömningen.

6.2 Handbok och skogsstyrelsens rekommendationer

Sedan 1998 rekommenderar skogsstyrelsen återföring av aska efter uttag av skogsbränsle (avser s.k. *primärt skogsbränsle*, d.v.s. den del av skogsbränslet som kommer direkt från skogen såsom GROT (grenar och toppar som blir kvar efter uttag av stamved) och andra bränslesortiment från slutavverkning, gallring, röjning och övrig avverkning). Trots detta återförs skogsbränsleaska idag endast till delar av den mark där GROT tas ut.

Skogsstyrelsen har publicerat rekommendationer för kompensationsgödsling som även gäller asktillförsel: ”Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling” (Skogsstyrelsens meddelande 2-2001). Dessa revideras nu under arbetsnamn ”Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring” (von Arnold 200X) och kommer att publiceras i ny upplaga. (Enligt planen 2007, men har inte publicerats 22/1 2008.) Nuvarande rekommendationer kan hämtas från Skogsstyrelsens hemsida www.skogsstyrelsen.se. Där anges bland annat minimihalter av näringsämnen och maximihalter av tungmetaller i aska avsedd för spridning i på skogsmark. (Mindre överskridelser på max 5-10 % av maximihalt för något av ämnena kan dock accepteras om det kan visas att askan härstammar från rena skogsbränslen.)

Rekommendationerna från 2001 ligger till grund för en handbok som tagits fram inom EU-projektet ”RecAsh” som syftar till att för att förenkla återföringen av skogsbränsleaska till skogen. Handboken, ”Från skogsuttag till askåterföring” (Emilsson 2006), beskriver hur återföring av skogsbränsleaska bör gå till. Handboken publiceras av Skogsstyrelsen. Där behandlas allt från regelverk till provtagning, stabilisering, mängder, tillsatser med mera till uppföljning.

6.3 Kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten

I regleringsbrevet för år 2006 fick Naturvårdsverket i uppdrag att ta fram kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Dessa kommer att bli avgörande för framtida miljöbedömningar av askor i sådana tillämpningar. Målet för regeringsuppdraget lyder: ”Senast 2007 finns rättsligt bindande kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten i syfte att öka andelen avfall som återvinns utan risk för skadliga miljö- och hälsoeffekter”. I ett senare skede har bestämts att kriterierna inte blir rättsligt bindande men de kommer ändå att få mycket stor betydelse vid miljöbedömningar.

Projektet omfattar avfallsslag med geotekniska egenskaper som gör att de kan ersätta traditionellt naturligt material i anläggningsarbeten. Kriterierna kommer att omfatta både kvalificerade avfallsmaterial som kan ersätta naturligt ballastmaterial och mer okvalificerat avfallsmaterial som kan ersätta naturligt material i utfyllnader.

Just nu (januari 2008) är ett förslag till kriterier ute på remiss. Styrande för de föreslagna kriterierna är särskilt delmål 3 och 4 om utfasnings-, och riskminskningsämnen inom miljömålet ”Giftfri miljö” (se avsnitt 4.3). Det innebär att möjligheterna att använda avfall för anläggningsändamål styrs av innehållet av utfasningsämnen och av mobiliteten hos riskminskningsämnen. I remissen anges kriterier för avfall som skall kunna användas i anläggningsarbeten utan risk (se även avsnitt 5.10 om ringa risk/inte ringa risk och avfallsförordningen). I de föreslagna kriterierna finns förslag på tillåtna halter av utfasningsämnen baserat på naturliga bakgrundshalter av dessa ämnen.

Branschföreträdare är oroliga att de föreslagna kriterierna ska bli alltför begränsande i praktiken. Vad gäller energiaskor är det tveksamt om någon aska över huvudtaget (inkluderat rena träaskor och liknande) klarar de föreslagna tillåtna halterna av utfasningsämnen. På projektets hemsida (www.naturvardsverket.se, under Produkter och avfall) finns protokoll från ett från ett referensgruppsmöte i juni 2007 där branschens oro framgår.

6.4 Vägledning för alternativa material i väg- och järnvägsbyggande

I Vägverkets vägledning för alternativa material i väg- och järnvägsbyggande (Vägverket 2007) finns mer att läsa om hela tillståndsprocessen för användning av askor och andra alternativa material i väg/järnväg. Den kan hämtas på vägverkets hemsida: www.vv.se. Till vägledningen skall åtta ”materialhandböcker” publiceras. En av dessa behandlar användning av flygaskor från biobränsle i skogsbilvägar och en användning av slaggrus i väg- och anläggningsarbeten, se vidare kapitel 9.2.

6.5 Vägledningar för användning på deponier

Flygaskastabiliserat avloppsslam har visat sig fungera bra som tätskikt på deponi. En Vägledning har nyligen givits ut angående detta: Vägledning för användning av Flygaskastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt (Carling 2007).

I ett långtidsperspektiv är deponins stabilitet mycket viktig. Det finns en vägledning för att göra sådana beräkningar: Deponiers stabilitet - Vägledning för beräkning (Rogbeck et al 2007).

En mer allmän vägledning för användning av alternativa konstruktionsmaterial på deponier är på väg att tas fram. Enligt planen skall den publiceras under första halvåret 2008 (Rihm 2008).

6.6 Vägledningsmaterial för klassning av avfall

Vägledning för klassificering av förbränningsrester enligt avfallsförordningen har tagits fram av Värmeforsk (Miljöriktig användning av askor rapport 866). Samma vägledning finns även utgiven av Avfall Sverige, före detta RVF - Svenska renhållningsverksföreningen, (RVF utveckling 2005:1). Denna vägledning är speciellt utarbetad för askor. Avfall Sverige har även tagit fram två rapporter för klassificering av farligt avfall (RVF utveckling 2004:6 och 2004:7) och bedömningsgrunder för förorenade massor (Avfall Sverige utveckling 2007:01). Den sistnämnda avser schaktmassor, förorenade jordar och muddermassor och inkluderar inte askor. Dessa rapporter har tagits fram av branschen och ersätter inte svensk lagstiftning. De används flitigt men bedömningar gjorda utifrån dem de har ifrågasatts vid ett par tillfällen.

6.7 Rekommendation om vätgasutveckling i aska

Under senare år har det inträffat explosioner i samband med askhantering på några svenska förbränningsanläggningar. Skadeundersökningarna har visat att vätgas kan ha funnits med i samtliga fall. Vätgasen utvecklas troligen vid kemiska reaktioner när aluminium och andra metaller i askan kommer i kontakt med vatten (Arm et al, 2006).

Värmeforsk har 2007 gett ut rekommendationer (ett informationsblad, finns på Värmeforsk hemsida www.varmeforsk.se) för att minska gasbildning och undvika explosioner.

6.8 Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark

Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark (NV 1997) som innehåller ett antal riktvärden för ämnen vid olika typer av markanvändning är egentligen inte alls utformade för att användas för askor. De kommer ändå ofta upp i sammanhanget, ibland som jämförelse ”i brist på annat” när det gäller askanvändning, ibland med argumentet att vi inte ska skapa förorenad mark. En skillnad som gör att de egentligen inte är gå att jämföra de generella riktvärdena för mark med halter i askor är att de styrande kemiska processerna i aska och jord skiljer sig åt. Ett annat är användningsområdet. Förorenad mark ligger redan där och den exponeras för sol och regn medan aska i till exempel en konstruktion med hårdgjord yta tillförs men inte exponeras på samma sätt. Den principiella beräkningsmodellen bakom generella riktvärden för förorenad mark kan dock användas och ligger till grund för beräkningar i ”Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande – etapp 2”. Där har den modifierats till att passa askor med tillämpning i anläggningsbyggande.

De generella riktvärdena håller på att uppdateras. Ett förslag till nya riktvärden är nu ute på remiss. Nuvarande version kan laddas ned via Naturvårdsverkets bokhandel. Beräkningsmodellen finns i ”Development of generic guidelines”, också den tillgänglig via NV bokhandel (NV 1997:2)

7 Miljöbedömning

7.1 Inledning

En bedömning och värdering av *miljörisker* kan omfatta allt från analys av innehållet i askan till eventuella resurshållningsvinster och regionala/nationella perspektiv. Det kan vara svårt att bedöma enskilda aspekters betydelse och det är ännu svårare att värdera dem i förhållande till varandra. I detta kapitel diskuteras dessa frågor utifrån olika nivåer av miljöbedömning. Några exempel på vanliga verktyg som kan användas för miljöbedömning beskrivs i kapitlet: En generell struktur för riskbedömning och två verktyg för miljösystemanalys (inklusive tillämpningsexempel), Livscykelanalys (LCA) och Miljökonsekvensbeskrivning (MKB).

7.2 Bedömningsnivåer

En miljöbedömning kan göras på olika nivåer. Roth och Eklund (2003) definierar fyra olika nivåer: materialnivå, lokal miljöskyddsnivå, begränsad LCA-nivå och industriell systemnivå, se Tabell 7-1.

Tabell 7-1. Bedömningsnivåer vid miljöbedömning (efter Roth och Eklund, 2003).

	1. Materialnivå	2. Lokal miljöbedömningsnivå	3. Begränsad LCA-nivå	4. Industriell systemnivå
Exempel på miljöaspekter	Totalhalt, laknings-egenskaper	Bidrag till lokal föroreningsnivå	Förbrukning av energi och råvaror	Effekter på regional skala (ökade transporter).
Behandlas föroreningsaspekten?	Ja	Ja	Delvis	Delvis
Behandlas resursaspekten?	Nej	Delvis	Ja	Ja
Exempel på verktyg och modeller	Kemisk analys	Materialflödesanalys, riskbedömning	Livscykelanalys, miljökonsekvensbeskrivning	Strategisk miljökonsekvensbedömning, Livscykelanalys

På nivå 1, materialnivå, bedöms egenskaper i själva materialet och ingen egentlig hänsyn tas till hur exponering och spridning ser ut i det enskilda fallet. En bedömning på materialnivå kan vara en farlighetsbedömning där man klassar farlighet enligt ett definierat och reglerat klassificeringssystem. Regelsystem som innehåller farlighetsbedömningar är till exempel REACH, kemikalieförordning inom EU (EG 1907/2006) och POP, Stockholmskonventionen om långlivade organiska föreningar som EU införlivat (EG 850/2004).

I den lagstiftning och de regelverk som tillämpas (se kap 5 och 6) formuleras kraven ofta på materialnivå som totalhalter i (koncentration mg/kg TS) eller lakbara halter (koncentration mg/kg TS) från materialet men vid själva bedömningen kan även nivå 2, lokal miljöbedömningsnivå, komma in. Ett exempel finns i avsnitt 7.3. Där görs en riskbedömning vilket (i förorenings-sammanhang) innebär att göra en bedömning av var gränsen går för acceptabla/oacceptabla halter eller flöden till miljön med hänsyn till exponering och spridning i det enskilda fallet.

Det vidare perspektivet, då även resurshushållningsaspekten beaktas (nivå 3 och 4 i Tabell 7.1), får stöd i lagstiftningen, till exempel i ”Hushållnings- och kretsloppsprincipen” i miljöbalkens allmänna hänsynsregler (2 kap 5 § miljöbalken) men det är svårare att göra konkreta regler av en sådan princip - var ska man till exempel dra systemgränserna? Ett stort system är svårare att analysera och blir svårhanterligt när många aspekter skall vägas mot varandra. Metoder som utarbetats för att kunna bedöma miljöpåverkan i större system är bl a Livscykelanalys, LCA, och miljökonsekvensbeskrivning, MKB. Miljöbedömningar på nivå 3, ”begränsad LCA-nivå”, kan göras med hjälp av LCA eller MKB. Exempel ges i avsnitt 7.4. I dessa bedömningar kan miljöaspekter på nivå 4, ”Industriell systemnivå” ingå.

De riktvärden som används för bedömning av askor har tagits fram på olika sätt beroende på vilken frågeställning man utgått ifrån. Detta kan medföra att de verkar inkonsekventa. Till exempel är maximal totalhalt av zink i aska enligt Skogsstyrelsens rekommendationer (se 6.2), 7000 mg/kg TS, vilket är mycket högre än de generella riktvärdena för känslig markanvändning, 50 mg/kg, och för mindre känslig markanvändning, 700 mg/kg. Detta är en konsekvens av att riktvärden för förorenad mark tagits fram baserat på en riskbedömning medan Skogsstyrelsens rekommendationer bygger på en balansprincip. De generella riktvärdena för förorenad mark är baserade på en bedömning av om t.ex. en viss blyhalt kan utgöra en risk för människor och miljö (man räknar här med att hela jordprofilen är förorenad) medan man i skogsstyrelsens rekommendationer utgår från att man inte skall tillföra mer tungmetaller än man tar bort genom avverkning av skog. Man anger här även ”takvärden”, maximala mängder som får tillföras av vissa metaller/ha och omlöppsperiod.

7.3 Riskbedömning

Riskbedömning är ett verktyg för att utvärdera ett materials miljöegenskaper på lokal nivå. En generell struktur för riskbedömning finns i Figur 7-1 och kommenteras nedan (Fairman et al 1997).



Figur 7-1. En generell struktur för riskbedömning (e. Fairman et al 1997).

Figure 7-1. General framework for environmental risk assessment (after Fairman et al 1997).

Problemformulering och identifiering av fara innebär att vad man vill bedöma och varför identifieras och formuleras. Efter det görs en kvalitativ bedömning av genereringen/närvaron, läckagescenario och potentiell effekt på miljö, människor och djur av en emission av ämnen/ ämnesgrupper.

Emissionsanalysen innefattar beskrivning och kvantifiering av potentialen för att nyckelsubstanserna skall frigöras och spridas. För att en emission skall ske krävs att materialet innehåller ämnet i fråga och att det finns en transportväg mellan materialet och den omgivande miljön.

Emissionsanalysen kan grovt delas upp i två steg:

1. Karakterisering av materialet, med avseende på förekomst och lakbarhet av hälso- och miljöstörande substanser.
2. Beskrivning och kvantifiering av de processer som mobiliserar och transporterar miljöstörande substanser.

Exponeringsanalysen innefattar en beskrivning och kvantifiering av de sätt, transportvägar och under vilka förhållanden människor, djur och miljö kan exponeras för de miljöstörande substanserna. Exponeringsmodellen beskriver även vilken halt av ämnet som kan förväntas i exponeringspunkten (spridningsmodell) och en modell för hur olika de bedömda organismerna exponeras för ämnet i exponeringspunkten.

Dos- responsanalys innebär att relationen mellan en specificerad exponering av ett ämne och en resulterande hälso/miljöeffekt beskrivs och kvantifieras.

I **riskuppskattningen** utvärderas risken för oönskat scenario genom integrering och utvärdering av resultaten från emissions-, exponerings- och dos-responsanalysen.

Efter **riskbedömningen** görs en **riskvärdering**. Där utvärderas betydelsen av den uppskattade risken genom att även beakta krav som ställts upp från naturvetenskapliga, tekniska, politiska, ekonomiska, etiska och sociala aspekter. Detta steg följs av beslutsfattande och förslag till åtgärder. Samhället kan till exempel vara berett att ta en ”miljörisk” därför att man anser att nyttan överväger de negativa konsekvenserna. Ett tydligt sådant exempel är den saltning som vintertid görs på våra vägar för att undvika olyckor. Ett annat exempel på värderingens betydelse är att lokalt förhöjda bakgrundshalter av ett ämne kan tas som intäkt både för att ytterligare tillskott måste begränsas och för att ytterligare tillskott kan accepteras.

Fram till riskvärderingen är målsättningen att riskhanteringsprocessen skall vara objektiv. Det är emellertid oundvikligt att andra hänsynstagande (miljöpolitiska, ekonomiska etcetera) inkluderas redan i **problemformuleringen**.

En strikt tillämpning av en riskbedömningsmodell kan i vissa situationer ge ”orimliga” slutresultat. Exempelvis kan ett beräknat riktvärde vara betydligt lägre än bakgrundshalter för ämnet i naturlig jord. Ofta beror sådana resultat på att modellsystemet och den matematiska beskrivningen är en konservativ förenkling av verkliga förhållanden. Avvikelse mellan kemiska, fysikaliska eller toxikologiska indata – som ofta baseras på labb- eller modellförsök - och de naturliga förhållandena är också en förklaring.

Det första steget i emissionsanalysen bygger på resultat från kemiska analyser av innehåll i materialet. För metaller används både totalhaltsanalyser och lakförsök men för organiska ämnen tittar man nästan alltid på totalhalter då det inte finns någon svensk standard för utlakning av organiska ämnen. (Arbete pågår med att fram en svensk standard för lakning av organiska ämnen.) För vissa askor kan även strålning och potential för vätgasutveckling kan behöva analyseras (se avsnitt 5.6 och 6.7).

Även andra typer av analyser används mer och mer vid riskbedömningar. Utvecklingen går mot att försöka bedöma den ”egentliga” farligheten hos exempelvis ett förorenat område. Till exempel används toxicitetstester för att bedöma påverkan på bottenlevande organismer, biotillgänglighet för människor kan testas i en miljö som efterliknar människans matsmältningssystem, tillgänglighetstest (ett laktest på mer finfördelat material där pH hålls konstant vid pH 7 och vid pH 4) kan användas för att se hur stora mängder metaller som är tillgängliga för utlakning i ett mycket långt tidsperspektiv. En stor svårighet är att det ofta inte finns några direkta värden att jämföra resultaten från sådana analyser med. Det krävs därför större erfarenhet och kunskap att utvärdera dem och att förstå motiveringen till en viss bedömning.

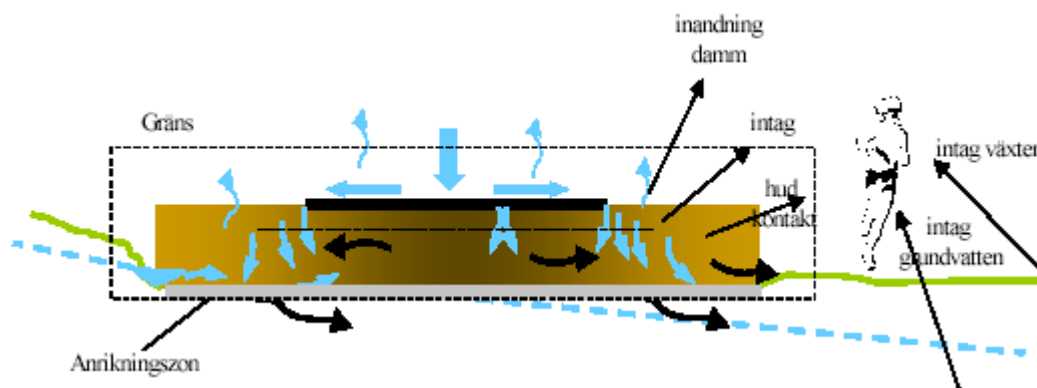
Ett problem vid riskbedömningar är att det är stor skillnad på hur väl olika ämnens egenskaper är kända. Detta gäller särskilt för många organiska ämnen där förekomst, toxicitet, laknings- och transportegenskaper med mera inte är klarlagda men också för

exempelvis för antimon (Sb) och molybden (Mo) saknas en del kunskap. Det kan också tillkomma nya ämnen och andra ämnens egenskaper kan omvärderas.

7.3.1 Exempel på riskbedömning vid anläggningsbyggande med askor

I detta avsnitt ges ett exempel på riskbedömning på lokal nivå av askor i anläggningsbyggande (vägar). Bendz et al (2006) har tagit fram ett förslag till modell för riskbedömning som kan användas för att avgöra om en tänkt användning utgör ”ringa risk” eller ej. (Ringa risk är ett centralt begrepp för avfallsklassificerade material, se avsnitt 5.10.). Beräkningarna är baserade på emissions- och spridningsscenarioer för konstruktioner med eller utan slitlager av asfalt. För att ett material skall anses utgöra högst ringa risk får påverkan i definierade exponeringspunkter inte överskrida de halter, baserade på miljö- och hälsokriterier, som tagits fram. Miljö- och hälsokriterier har utformats så att de harmoniserar med existerande bedömningsgrunder för förorenad mark (se avsnitt 6.8) och acceptanskriterier för olika avfallsdeponier (se avsnitt 5.5).

Vid beräkningarna har exponeringsvägarna inandning av damm, oralt intag, hudkontakt, intag via lokalt odlade eller vildväxande växter och exponering via grund- eller ytvatten tagits med (Figur 7-2). För alla exponeringsvägar utom de två sistnämnda är jämförelsegrunden totalhalt. För exponering via grund- och ytvatten är jämförelsegrunden lakparametrar. I bedömningen beaktas även miljöeffekter i postdriftsfas (d v s att vägen grävs bort då den inte används längre). Utgångspunkten är att avgöra om ringa risk föreligger från miljö- och hälsoskyddssynpunkt under ogynnsamma exponeringsförhållanden.



Figur 7-2. Schematisk bild av modellsystemets omfattning – vägbankar, vägdiken och anrikningszon/fastläggningszon ingår (Bendz et al 2006).

Figure 7-2. Schematic illustration of the scope of the model system – road embankments, road ditches and enrichment zone included (Bendz et al 2006).

Det enskilda fallet kan naturligtvis avvika mycket från den generella modell som sätts upp i rapporten. Om till exempel situationen ger en mindre utspädning eller om konstruktionen medför ett tjockare lager av aska bör en platsspecifik beräkning utföras. Modellen kan justeras och användas även för dessa fall.

I rapporten (Benz et al 2006) klassificeras ett 40-tal askor utifrån riskbedömningsmodellen. Enligt resultaten understiger emissionerna från de bottenaskor som ingår i studien vanligen de halter som inom projektet tagits fram för att bedöma om användningen utgör ringa risk eller ej. Kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink understiger med god marginal beräknade riktvärden för den övervägande delen av askorna. För bly är marginalen till beräknade riktvärden liten. Mycket lösliga salter kan utgöra mer än ringa risk för påverkan på grundvattenkvaliteten (de utgör ingen hälsorisk). Damm från vägen som landar på odlade grönsaker i närheten av vägen kan utgöra ett problem och behöver utredas ytterligare.

I rapporten görs, med utgångspunkt från genomförda beräkningar, en generell indelning av risker med de ämnen som utvärderats, se Tabell 7-2.

Tabell 7-2. Risker med olika ämnen.

Ämnesgrupp	Ämnen
Ämnen där det saknas dataunderlag för att avgöra hur stor risk ämnet utgör.	naftalen, bens(a)pyren, antimon och selen
Ämnen som oftast utgör ringa risk (även om dataunderlaget även för dessa ibland varit bristfälligt).	kadmium, koppar, krom, kvicksilver, nickel och zink
Ämnen som kan utgöra något mer än ringa risk vid hög infiltration av vatten (oskyddad konstruktion) men inte vid lägre infiltration.	klorid och sulfat
Ämnen som kan utgöra mer än risk med avseende på totalhalt men normalt inte ur lakningssynpunkt.	arsenik (pga damning ¹) arsenik och bly (kvarlämnad väg ¹)

¹ Arsenik vid damning från väg i bruk. Bly och arsenik från kvarlämnad väg, inte i bruk.

7.4 Miljösystemanalys

I en miljösystemanalys inkluderas miljöbedömning på nivå 3 (se Tabell 7-1), begränsad LCA-analys, och/ eller 4, industriell systemnivå. Det finns många miljösystemanalytiska verktyg. Aktuella att använda vid miljöbedömning av askor kan till exempel miljökonsekvensbeskrivning, strategisk miljöbedömning, livscykelanalys och materialflödesanalyser vara. Dessa verktyg med flera beskrivs kort i en rapport från Naturvårdsverket (NV 1999). Här tas två metoder, livscykelanalys, LCA, och miljökonsekvensbeskrivning, MKB, upp då de bedöms vara de verktyg som oftast används i sammanhanget.

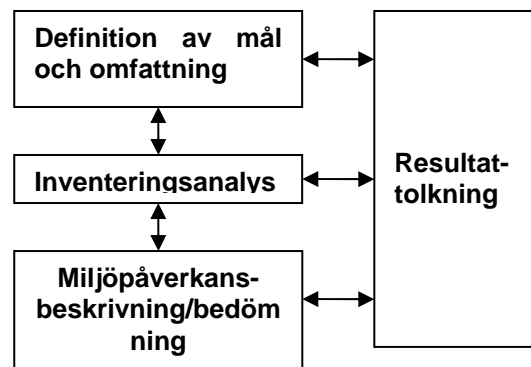
7.4.1 Livscykelanalys, LCA

Av: Susanna Olsson, KTH och Charlotta Tiberg, SGI.

I en livscykelanalys, LCA, sammanställs och utvärderas miljöpåverkan av en produkt, ett material eller en tjänst ”från vaggan till graven”, det vill säga under dess hela livscykel. Arbetet kan utföras på flera olika sätt inom regelverket för LCA och systemgränserna kan variera. De val som görs under processens gång påverkar resultatet av en LCA. Därför är transparensen viktig. Ett standardiserat tillvägagångssätt finns beskrivet i ISO-standard 14040–14043 samt ISO-standard 14047–14049.

En LCA kan bland annat användas till att jämföra olika alternativ för att producera samma funktion eller till att identifiera var i ett system som den huvudsakliga miljöpåverkan sker. Resultaten kan exempelvis användas i marknadsföring, för att identifiera forskningsområden eller för att välja relevanta miljöprestandaindikatorer.

Arbetsprocessen vid en LCA inkluderar fyra steg; definition av mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbeskrivning och resultatuttolkning (se Figur 7-3).



Figur 7-3. Steg i en livscykelanalys (efter NV 1999).

Figure 7-3. Steps in a life cycle assessment (after NV 1999).

I det första steget, definition av mål och omfattning ska studiens syfte, avsedda tillämpning och målgrupp beskrivas. Systemgränser och den funktionella enheten, dvs den nytta systemet skapar och som miljöbelastningen relateras till, ska också definieras. Dessutom ska antaganden och begränsningar samt olika metodval beskrivas. Detta gör det tydligt för läsaren vad studiens resultat kan användas till.

Vid inventeringsanalysen ska alla relevanta in och utflöden till systemet kvantifieras. Det kan vara till exempel råmaterial, produkter, energi och olika typer av emissioner. Ibland kan man behöva fördela ett flöde mellan olika produkter. Om systemet producerar fler funktioner än den man är intresserad av behöver till exempel den energi som systemet använder allokeras mellan dessa. Allokering kan undvikas genom att man delar upp processer i mer detaljerade delprocesser eller genom att man utvidgar produktsystemet till att omfatta fler funktioner. Måste man ändå allokera kan detta göras utifrån fysikaliska samband (som vikt eller kemisk sammansättning) eller andra samband (till exempel ekonomiska).

I det tredje steget, miljöpåverkansbedömningen, ska betydelsen av de potentiella miljöeffekterna utvärderas. Genom klassificering och karaktärisering sorteras de inventerade flödena till olika miljöpåverkanskategorier och överförs till en gemensam enhet för varje miljöpåverkanskategori. Exempelvis kan olika växthusgaser sorteras till kategorin "bidrag till växthuseffekten" och räknas om till koldioxidekvivalenter.

I det sista steget, resultattolkningen, ska slutsatser dras och rekommendationer ges utifrån de föregående stegen. Även osäkerhetsanalyser och känslighetsanalyser bör beaktas och resultat och begränsningar bör förklaras. Det finns olika metoder för att värdera och tolka de data som samlas in vid en LCA-analys. Data aggregeras ofta och olika typer av miljöpåverkan viktas ibland mot varandra. Till exempel kan ekonomiskt värde eller kritisk miljöbelastning utgöra en bas för viktning av olika miljöpåverkanskategorier. Varje flöde kan också normaliseras mot till exempel samma slags flöde på en nationell bas. Detta tydliggör de olika flödenas inbördes betydelse för systemets totala miljöbelastning och man kan visa på vad som är ”stort och smått” i sammanhanget. Denna metodik har använts bland annat i ”Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande” (Kärrman et al 2006). En nackdel med normalisering är att osäkerheten i resultaten ökar eftersom data om samhällets totala utsläpp innehåller osäkerheter. Även viktning innebär dock att information aggregeras, vilket riskerar att minska transparensen och öka osäkerheten för slutsatserna.

En LCA är inte en linjär utan en iterativ process där tidigare steg revideras allt eftersom ny kunskap samlas in. I känslighetsanalyser bedöms systemets känslighet för osäkerheter och antaganden. Det kan vara bra att göra en känslighetsanalys redan efter en första initial LCA för att identifiera de delar av livscykeln som mest påverkar resultatet och utifrån det planera arbetsinsatsen.

Det är viktigt att vara medveten om att en LCA-analys inte alls är helt objektiv. Värderingar och tolkningar ingår som en oundviklig del. En LCA skall därför vara så transparent att läsaren kan följa vilka val som gjorts. Andra problem med metoden är att miljöeffekternas placering i tid och rum kan vara svåra att beskriva och att osäkerheten för enskilda värden ofta är stor. Samtidigt är LCA ett användbart verktyg för att systematiskt beskriva och kvantifiera olika typer av miljöpåverkan från ett system på ett sådant sätt att jämförelser kan göras. I vissa fall, till exempel vid jämförelse av två produkter som påverkar miljön i olika delar av sina livscykler, kan det vara svårt att få fram relevant information på annat sätt än genom LCA.

Två exempel på LCA som genomförts för askor finns i 7.5.

Mer allmän information om LCA finns bland annat i de två ISO-standarderna (14040 och 14044), ”Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework” respektive ”Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirements and Guidelines” eller i ”Life Cycle Assessment: what it is and how to do it” (UNEP, 1996), ”The Hitchhikers guide to LCA” (Baumann 2004) med flera böcker. ISO-standarderna har nyligen översatts till svenska. SIS (Swedish standards Institute) kommer att publicera en handbok för LCA (av Raul Carlson och Ann-Christine Pålson).

7.4.2 MKB

Användningen av MKB, miljökonsekvensbeskrivningar, är lagstadgad - det kan ställas krav på att upprätta en MKB vid användning av askor (5.9 och 5.10) - men MKB som verktyg används även utan myndighetskrav, till exempel för att få underlag för att jämföra miljömässiga förutsättningar för olika alternativ. Syftet med en MKB i lagens mening klargörs i miljöbalken, 6 kap 3 §;

3 § Syftet med en miljökonsekvensbeskrivning för en verksamhet eller åtgärd är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som den planerade verksamheten eller åtgärden kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror och energi. Vidare är syftet att möjliggöra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljön.

Kraven på en svensk MKB avser vad som ska presenteras och förklaras och inte i hur själva utredningen ska gå till (NV 1999). Det finns inte några bestämda riktlinjer för vilka miljökonsekvenser som ska analyseras och värderas inom en MKB eller hur det skall göras. Detta är en skillnad mot exempelvis LCA. Även för en MKB är därför dokumentets transparens av stor betydelse och det är viktigt att MKB:n granskas vid tillståndsansökningar eftersom tillståndssökaren själv står för upprättandet av en MKB.

Kraven på vad en miljökonsekvensbeskrivning skall innehålla beror delvis på vad den skall användas till. I 6 kap 7 § står att en MKB för en verksamhet som antas medföra en betydande miljöpåverkan alltid skall innehålla:

- 1. en beskrivning av verksamheten eller åtgärden med uppgifter om lokalisering, utformning och omfattning,*
- 2. en beskrivning av de åtgärder som planeras för att skadliga verkningar skall undvikas, minskas eller avhjälpas, t.ex. hur det skall undvikas att verksamheten eller åtgärden medverkar till att en miljö kvalitetsnorm enligt 5 kap. överträds,*
- 3. de uppgifter som krävs för att påvisa och bedöma den huvudsakliga inverkan på människors hälsa, miljön och hushållningen med mark och vatten samt andra resurser som verksamheten eller åtgärden kan antas medföra,*
- 4. en redovisning av alternativa platser, om sådana är möjliga, samt alternativa utformningar tillsammans med dels en motivering varför ett visst alternativ har valts, dels en beskrivning av konsekvenserna av att verksamheten eller åtgärden inte kommer till stånd, och*
- 5. en icke-teknisk sammanfattning av de uppgifter som anges i 1-4.*

En MKB av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation utfördes 1998 av Skogsstyrelsen (Egnell et al 1998). Denna MKB är inte platsspecifik utan ger ett underlag för att bedöma miljömässiga förutsättningar för att utnyttja biobränslen från skogen i Sverige och kan laddas ner från skogsstyrelsens hemsida: www.skogsstyrelsen.se. Sedan 1998 har kunskap tillkommit och 2007 publicerades därför en syntesrapport från Energimyndighetens forskningsprogram om skogsbränsle och miljöfrågor som följer strukturen hos den tidigare MKB:n (Egnell et al 2007). (Då nya metoder/material skall användas för skogens skötsel kan Skogsstyrelsen föreskriva att en så kallad Miljöanalys, MA, skall genomföras, se avsnitt 5.9.1). I de fall anmälan om spridning av aska till skog skall innehålla en MKB måste dock en objekt-/lokalspecifik MKB göras för det specifika objektet.

Vattenfall i Uppsala har lämnat in en generell MKB för sina torvaskor till kommunen (Vattenfall 2000). Den som vill använda askan behöver därför bara lämna in en förenklad ansökan som beskriver tillämpningen på det aktuella objektet. I denna MKB jämför man resultat av totalhaltstest och tillgänglighetstest (ett forcerat laktest) med generella riktvärden för förorenad mark och resultat från laktest vid L/S-10 med mottagningskriterier för inert avfall. Vattenfall arbetar på att ta fram generella MKB:er även för andra typer av askor.

När det gäller anläggningsbyggande kan användning av askor med fördel ingå som en liten del i en MKB för ett större projekt. Askans tillskott av till exempel lakbara tungmetaller kan då tydliggöras i förhållande till hela projektets miljöpåverkan.

Mer om MKB finns förutom i kap 6 i miljöbalken bland annat i: Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. (Balfors B., 1998, NV-rapport 4832), Boken om MKB (Boverket, 1996) och Miljökonsekvensbeskrivningar, MKB, i praktiken (RRV, Riksrevisionsverket, 1996).

7.5 Livscykelperspektiv på hantering av aska

Av: Susanna Olsson, KTH

Medan många studier har fokuserat på kemiska egenskaper hos olika askor och de lokala effekterna av materialet i en viss konstruktion finns det relativt få studier som inkluderar även regionala och globala miljöeffekter från hanteringen av askor. Eftersom olika typer av miljöeffekter ofta uppstår i olika faser av en konstruktions livscykel är det dock nödvändigt att använda sig av ett livscykelperspektiv om man vill inkludera fler typer av miljöeffekter än enbart emissioner till vatten.

LCA av askor i anläggningar kan göras med olika utgångspunkt. Ett sätt är att undersöka vad materialvalet till en viss given konstruktion har för potential att påverka miljön. Ett sådant angreppssätt har exempelvis använts i en fallstudie för konstruktion av förstärkningslagret i en väg i Stockholms län (Olsson et al, 2006). I studien jämfördes ett traditionellt bergkrossmaterial med bottenaska från avfallsförbränning ur ett livscykelperspektiv och de båda alternativens potentiella miljöpåverkan kvantifierades och diskuterades. Liknande angreppssätt har använts av Birgisdottir et al (2007) i Danmark och i Finland finns också exempel på LCA av olika restmaterial som vägfyllnadsmaterial (Mroueh et al, 2001).

Man kan dock även utgå från askan i sig och med hjälp av LCA undersöka vad olika möjligheter att omhänderta/nyttiggöra askan får för potentiella miljöeffekter. På så sätt är analysen inte begränsad till en enda typ av konstruktion utan olika användningsområden för askan kan jämföras. I projektet "Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande" analyserades potentiella miljöeffekter av olika möjligheter att omhänderta olika asktyper i två separata fallstudier (Kärroman et al, 2006). Ett miljösystemanalytiskt angreppssätt baserat på LCA användes, eftersom syftet var att inkludera såväl resurshushållning och emissioner till luft som emissioner till vatten i bedömningen. I ett annat projekt användes samma angreppssätt för att

analysera potentiell miljöpåverkan av olika alternativ för att hantera mer ”rena” skogsbränsleaskor (Olsson, pågående projekt). Exempelen nedan baseras på dessa båda studier.

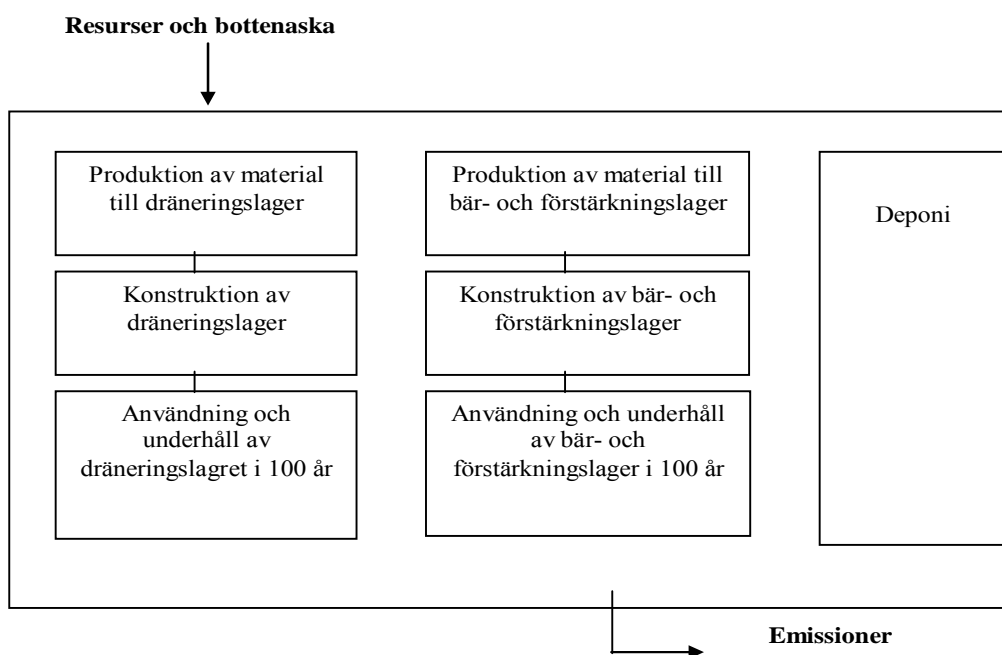
7.5.1 Exempel på LCA – hantering av bottenaska från avfallsförbränning

I en av fallstudierna inom projektet ”Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande” (Kärroman et al, 2006) undersöktes potentiella miljöeffekter av olika alternativ för hantering av bottenaska från avfallsförbränning i Uppsala län. Här beskrivs kortfattat resultaten från fallstudien.

Bakgrund, syfte och avgränsningar

Syftet var att jämföra potentiell miljöpåverkan från tre olika scenarier för hantering av ett ton bottenaska från avfallsförbränning (se även Figur 7-4):

- *Alternativ 1:* Användning av askan som material i förstärkningslager vid vägbyggnation. Askan ersätter krossat berg.
- *Alternativ 2:* Användning av askan som dräneringsmaterial vid sluttäckning av deponi. Askan ersätter sand.
- *Alternativ 3:* Deponering av askan.



Figur 7-4. Tre alternativ för avfallsförbränningsaska.

Figure 7-4. Three alternatives for ash from combustion of waste.

För att kunna göra en rättvis jämförelse krävs att miljöpåverkan relateras till samma funktion eller nytta i varje alternativ. Den nytta som skapas i alla tre alternativ är omhändertagande av aska, men även dräneringsskikt på deponi och förstärkningslager i

väg antogs genomföras oavsett hur askan hanteras. På så sätt belastar utvinning och förädling av naturmaterial de scenarier som inte nyttiggör restmaterialet effektivt. Om man till exempel använder askan i dräneringslager vid sluttäckning av deponi måste istället förstärkningslagret i väg byggas av naturmaterial vilket i sin tur ska utvinnas och förädlas. Om askan deponeras krävs naturmaterial både till dräneringsskikt och vägkonstruktion.

Vidare uteslöts de delar av systemet som var lika för alla tre alternativ för att öka fokus på skillnaderna mellan de olika alternativen. Detta eftersom syftet var att jämföra alternativ för askhantering snarare än att uppskatta total miljöpåverkan från systemet. Till exempel inkluderades inte transporten av askan från förbränningsanläggningen till avfallsanläggningen eftersom det sker oavsett den fortsatta hanteringen av askan. Denna avgränsning innebär dock att resultatet inte visar på någon total potentiell miljöbelastning från systemet, utan enbart på skillnaden mellan de olika alternativen. Produktionen av aska ligger också utanför systemet (den förväntas uppkomma i alla tre alternativen) och därför går det inte att från denna studie dra några slutsatser om eventuella miljöeffekter vid förbränning av avfall.

De livscykelsteg som inkluderades var produktion av material, anläggande av konstruktion och slutligen användning och underhåll av konstruktion. Konstruktionens brukningstid påverkar storleken på den miljöpåverkan som sker under brukningstiden och en känslighetsanalys gjordes därför för olika alternativa antaganden. Ett evighetsperspektiv och ett kortare tidsperspektiv (t ex 100 år) användes eftersom dessa tidsperspektiv tidigare använts för deponier (Finnveden et al, 1995). Eventuell framtida skrotning av konstruktionerna inkluderades inte i systemet eftersom en sådan är svår att definiera både för deponi- och vägkonstruktion.

Metod för inventering och miljöpåverkansbedömning

Inflöden till systemet är aska från avfallsförbränning och andra resurser, som till exempel energi. Utflöden är emissioner till luft och vatten. För att göra en bedömning av systemets potentiella miljöbelastning för de tre alternativen kvantifierades alla inflöden och utflöden. Data inhämtades från tidigare genomförda livscykelanalyser, t ex *Livscykelanalys av väg* (Stripple, 2001), andra publikationer och olika aktörers erfarenheter (t ex byggherrar, konsulter och entreprenörer). Utlakningstester användes som en bas för att approximera ackumulerad utlakning över tid för de olika material som inkluderades i studien.

Det finns ett flertal olika metoder för att tolka resultatet från livscykelanalyser genom att vikta olika typer av miljöpåverkan. I den här studien normaliserades varje enskilt flöde för att tydliggöra de olika flödenas inbördes betydelse för systemets totala miljöbelastning. Varje flöde av material eller energi relaterades till samma slags flöde på en nationell bas. Exempelvis dividerades emissioner av koldioxid från systemet med utsläpp av koldioxid per person och år i Sverige. Normalisering har tidigare använts på liknande sätt för att bedöma storleksordningar på olika typer av miljöpåverkan från avloppssystem (Kärrman och Jönsson, 2001). Känslighetsanalyser genomfördes kontinuerligt för de flöden som visade sig vara signifikanta för resultatet. Genom ytterligare inventering ökades noggrannheten.

Resultat och slutsatser

Skilda typer av potentiell miljöpåverkan visade sig dominera i de tre olika alternativen. Vilket omhändertagande av askan som är att föredra beror därför på hur olika miljömål prioriteras. De normaliserade flödena visade att utlakning av metaller till vatten samt användning av naturmaterial utgjorde systemets viktigaste potentiella miljöpåverkan. Även energianvändningen kan anses vara ett relevant flöde eftersom luftemissioner till stor del är kopplade till energianvändningen.

Användning av askan i vägkonstruktionen visade sig vara det mest fördelaktiga alternativet när det gällde hushållning med naturresurser och energi, men det alternativet skulle samtidigt ge större utlakning av tungmetaller i ett 100-årsperspektiv än deponeringsalternativet. Besparingen av naturresurser i alternativ 1 kommer framför allt av att produktion och transport av bergkross till vägkonstruktionen undviks om aska utnyttjas istället för dessa material. Alternativ 2, där askan används i dräneringsskiktet vid sluttäckning av deponi, skulle inte spara lika mycket naturresurser som alternativ 1. Dessutom skulle alternativ 2 orsaka större utlakning av tungmetaller än båda de andra alternativen eftersom askan i ett dräneringsskikt skulle exponeras mer för vatten. Deponering av askan (alternativ 3) skulle vara det mest fördelaktiga alternativet om man bara såg till utlakning av tungmetaller. Dock leder deponering av askan till större energianvändning och de luftemissioner som härrör från energianvändningen än alternativ 1. Deponering leder också till större användning av naturresurser än både alternativ 1 och 2 eftersom bergkross och sand behöver användas för väg och dräneringsskikt om inte askan kan utnyttjas. Resultaten är dock känsliga för vilka transportavstånd som antas och antaganden som gäller förhållanden för utlakning från materialen. Vid ändrade antaganden kan skillnaden mellan alternativen också förändras.

En slutsats från projektet var att den LCA-baserade miljösystemanalysen kan användas för att komplettera dagens platsspecifika riskbedömningar genom att sätta utlakningen i relation till resurshushållning och luftemissioner. Att naturmaterialanvändning, metallutlakningen och energianvändningen sker i olika faser i konstruktionernas livscykel bekräftade antagandet att ett livscykelperspektiv var nödvändigt för att täcka in dessa typer av miljöpåverkan. Det breda perspektivet gav möjlighet att systematiskt beskriva olika typer av potentiell miljöpåverkan från olika alternativ att hantera askan och kunde på så sätt synliggöra konflikter mellan olika miljömål. En annan viktig slutsats var att ett begränsat antal flöden kan identifieras som står för en stor del av systemets potentiella miljöpåverkan. Detta ökar möjligheten till framtida förenklade miljösystemanalyser av askhantering.

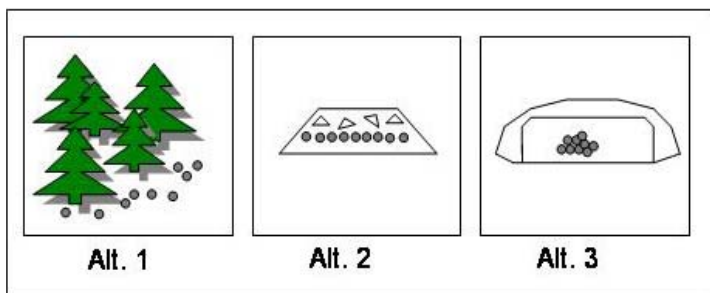
7.5.2 Exempel på LCA – hantering av skogsbränsleaska

I projektet ”Skogsbränsleaska som näringsresurs eller konstruktionsmaterial” (Olsson, Kärrman et al. pågående projekt, september 2007) miljöbedömdes olika alternativ för att hantera flygaska från förbränning av skogsbränsle i Borås. I begreppet skogsbränsle ingår här grenar och toppar (GROT), stamträ och bark. Nedan presenteras preliminära resultat från studien, som är i sitt slutskede.

Bakgrund, syfte och metod

Syftet med projektet var att förbättra beslutsunderlag för användning av skogsbränsleaskor genom att jämföra tre alternativa scenarier för hantering av ett ton av askan (se även Figur 7-5):

- *Alternativ 1:* Nyttjandet av askan som näringsresurs genom spridning på skogsmark efter GROT-uttag. Till vägkonstruktionen används krossat berg. Ingen aska deponeras.
- *Alternativ 2:* Nyttjandet av askan som fyllnadsmaterial i skogsbilväg. Askans ersätter krossat berg. Alternativ näringskompensation sprids istället för askan. Ingen aska deponeras.
- *Alternativ 3:* Deponering av askan på avfallsdeponi. Alternativ näringskompensation sprids istället för askan och till skogsbilvägen används krossat berg.



Figur 7-5. Tre alternativa sätt att omhänderta skogsbränsleaskan; spridning på skogsmark; vägfyllnad eller deponering.

Figure 7-5. Three alternative ways to treat ash from wood fuels; spreading in forest, road aggregate or landfilling.

Samma LCA-baserade metod som i tidigare projekt användes för miljöbedömningen, vilket innebär att miljöpåverkan kvantifierades och relaterades till samma funktion/nytta i varje alternativ. Systemets nytta/funktion omfattade omhändertagande av askan, näringskompensation efter GROT-uttag och skogsbilväg. Det innebär att oavsett hur askan omhändertas antas att skogsbilvägen kommer att byggas och att bortförslin av näringsämnen genom biobränsleuttag ur skogen måste kompenseras på annat sätt om inte askan utnyttjas för detta. Antagandet om att näringsbortförslin behöver kompenseras bygger på Skogsstyrelsens rekommendationer om återföring av aska efter GROT-uttag (Samuelsson 2001). I scenario 3, där askan inte utnyttjas för näringskompensation eller som vägmateriel, omhändertas den genom deponering. Som alternativt material istället för aska i vägkonstruktionen används krossat berg. Som alternativ näringskompensation används en blandning av kaliumsulfat, TSP (trisuperfosfat), Dolomit och Zink som motsvarar innehållet av K, Ca, Mg, P och Zn i ett ton aska.

Liksom i den föregående studien uteslöts de delar av systemet som var lika i alla tre alternativ eftersom syftet var att bedöma skillnaderna snarare än att uppskatta total miljöpåverkan från systemet. Exempelvis uteslöts livscykelsteget ”användning av väg” eftersom funktionen antogs vara densamma oavsett om aska eller krossat berg används. De livscykelsteg som inkluderades var förädling och transport av material (aska, alternativ näringskompensation, krossat berg), spridning av näringskompensation (aska eller alternativ näringskompensation), produktion av väg, samt deponering av aska (inkluderades enbart i alternativ 3).

För inventering och miljöpåverkansbedömning användes samma metod som i det ovan beskrivna projektet om bottenaskor från avfallsförbränning. Normaliseringen gjordes dock utifrån totala flöden (inte per person) och för den totala askproduktionen eftersom detta bedömdes som mer relevant. På så sätt kan de normaliserade värdena visa hur stora skillnaderna i miljöpåverkan skulle bli i förhållande till miljöpåverkan från andra källor om all askanvändning skedde enligt något av de analyserade alternativen.

Resultat och slutsatser

Enligt normaliseringen föll ett par flöden ut som viktigare än de andra för systemets miljöpåverkan. Framför allt utgör användningen av dolomit i den alternativa näringskompensationen en stor post. Även användningen av andra naturresurser (krossat berg och zink) och utsläpp till luft av framför allt svaveldioxid (SO_2), men även koldioxid (CO_2) och kväveoxider (NO_x) visade sig vara relativt viktiga flöden.

När det gäller alla dessa flöden, utom för användningen av krossat berg, var alternativ 1, där askan används som näringskompensation, det scenario som hade lägst potentiell miljöpåverkan. När det gäller krossat berg var däremot alternativ 2, där askan används som vägmateriäl, det mest fördelaktiga. Detta eftersom krossat berg inte behöver utvinnas i lika stor utsträckning om en del av materialet byts ut mot aska. Alternativ 2 och 3 visade sig vara relativt likvärdiga när det gäller dessa utsläpp till luft. Användning av dolomit och zink sker enbart vid framställningen av alternativ näringskompensation i alternativ 1.

Det är framför allt vid framställningen av den alternativa näringskompensationen som energi används och utsläpp av SO_2 , CO_2 och NO_x sker och dessa flöden är så stora i detta livscykelsteg att det överskuggar alla de andra stegen. Även om askan skulle transporteras 20 mil till skogsspridning (alla andra parametrar oförändrade) skulle alternativ 2 och 3 ändå ge mycket större energianvändning samt utsläpp av SO_2 , CO_2 och NO_x än scenario 1. Vid framställningen av den alternativa näringskompensationen är det produktionen av kaliumsulfat som orsakar störst utsläpp av SO_2 . Det beror framför allt på att stora utsläpp av SO_2 sker vid framställningsprocessen. En mindre del av utsläppen härrör från energianvändningen. Även när det gäller CO_2 och NO_x sker störst utsläpp vid produktionen av kaliumsulfat, men skillnaden till övriga ingående substanser är inte lika stor och nästan lika mycket släpps ut vid dolomitproduktionen. Utsläppen av CO_2 och NO_x är framför allt kopplade till energianvändningen.

En viktig slutsats från projektet var att användning av askan som näringskompensation är det överlägset mest miljövänliga omhändertagandet, förutsatt att näringskompensering anses vara nödvändig. Studier av komplexa system är dock alltid förknippade med en viss grad av osäkerhet. Därför bör resultaten och slutsatserna tolkas mot bakgrund av de systemgränser och antaganden som använts. Något som kan vara intressant i detta fall att diskutera är antagandet att näringskompensation till skogsmarken är nödvändig och ska ske även om askan används till annat. Om man skulle acceptera en bortförsl av näringsämnen från skogsmarken utan att behöva återföra näringskompensation i någon form och anta att det inte ger någon miljöpåverkan skulle användningen av aska som vägmateriel bli det allra mest fördelaktiga alternativet när det gäller energianvändning och utsläpp av SO₂, CO₂ och NO_x. Detta resultat skulle dock bli känsligt för antaganden som gäller transporter och produktion av bergkross. Livscykelstegen ”transport av vägmateriel till skogsväg” och ”produktion av vägmateriel” skulle nämligen få ökad betydelse om produktionen av alternativ kompensation försvann.

8 Asktillförsel till olika marker

8.1 Inledning

Detta kapitel koncentreras framför allt på asktillförsel till skogsmark men under rubriken 8.2 nämns även några exempel på tillförsel av aska till åkermark. I kapitlet diskuteras frågor som:

- Varför/ när ska man återföra aska till mark eller gödsla med aska?
- Till vilka marker är det lämpligt att återföra aska?
- På vilka marker är lämpliga att gödsla med aska?

Först tas olika typer av asktillförsel upp. Sedan kommer två längre avsnitt, ett inriktat på fastmarksskogar, 8.3 och ett inriktat på torvmarksskogar, 8.4.

8.2 Asktillförsel för att vitalisera, kompensera eller gödsla

Man kan få olika svar på nyttan med att tillföra aska till skogsmark/åkermark. Det finns olika anledningar att tillföra askor till olika marker. I Tabell 8-1 definieras vanliga begrepp som används i sammanhanget och i Tabell 8-2 ges exempel på marker som kan vara aktuella för asktillförsel.

Tabell 8-1. Vanliga begrepp angående tillförsel av aska till olika marker.

Begrepp	Förklaring
Asktillförsel	Att tillföra aska.
Askåterföring ¹	Används i första hand motsvarande ”kompensationsgödsling” (se nedan).
Askgödsling	Asktillförsel i syfte att öka trädens tillväxt. Tillväxtbegränsande ämnen tillförs.
Kompensationsgödsling ¹	Tillförsel av ämnen för att kompensera bortförsel av ämnen och/eller kalkverkan vid uttag av biomassa. Med samma betydelse används ofta begreppet ”näringkompensation”.
Vitaliseringsgödsling ¹	Tillförsel av medel med allsidig sammansättning i syfte att förbättra markens utbud av ämnen och/eller motverka markförsurning.

¹ Emilsson 2006 (användningen av dessa begrepp flyter ofta ihop ”till vardags”)

Tabell 8-2. Olika typer av asktillförsel.

Mark	Varför?
Alla marker med grotuttag	Kompensationsgödsling (kompensera bortförsel av näring och/eller kalkverkan) på lång sikt. Detta rekommenderar skogsstyrelsen.
Skog på dikad torvmark	Gödsling. Tillför ämnen som begränsar trädens tillväxt, främst fosfor och kalium, då det råder brist på dem i torven. Har gett goda resultat vad gäller tillväxt.
Skog aktuell för vitalisering	Vitaliseringsgödsling (tillförsel av näring/kalkverkan för att förbättra markens utbud (på kortare sikt än kompensationsgödsling).
Bränslen på åkermark	Gödsling. Hittills mest forskning på Salix men även andra bränslen som halm och spannmål har uppmärksamats.

För att en aska ska kunna spridas, vara *spridningsbar*, ska den innehålla näringsämnen i tillräcklig mängd och får inte innehålla för höga halter tungmetaller eller andra giftiga ämnen. Den ska gå att stabilisera, dvs gör mindre löslig (färsk aska är så reaktiv att den kan orsaka direkta skador på skogen).

Skogsstyrelsens rekommendationer gäller kompensationsgödsling på marker med uttag av GROT för förbränning. (Vid avverkning då endast stamved tas ut anses vittringen i marken kompensera den bortförda mineralnäringen i de flesta fall). Skogsstyrelsen rekommenderar askåterföring på hela arealen för GROT-uttag och betonar återföringens betydelse för att upprätthålla ett gott tillstånd i mark och avrinnande vatten - oavsett nyttan för trädproduktionen. Askan sluter här ett kretslopp. Ansvaret för återföringen ligger på energi/askproducenterna. Ett problem är att de (långsiktiga) miljövinsterna inte ger något direkt ekonomiskt värde till skogsbruket. I de flesta fall får man ingen ökad tillväxt i ett kort perspektiv och därmed finns inget ekonomiskt incitament för skogsägarna och askproducenterna att återföra askan. Åsikterna om behov av

vitaliseringsgödsling går isär mellan olika forskare. Skogsstyrelsens åsikt är att det inte finns något storskaligt behov av vitaliseringsgödsling.

Generellt ligger kunskapsläget inom askåterföring på en högre nivå när det gäller återföring till skog än till åkrar (Berg et al 2007). Forskning om tillförsel av aska till åkermark pågår bland annat inom forskningsprogrammet ”Grödor från åker till energiproduktion” initierat av Värmeforsk och Stiftelsen Lantbruksforskning (www.varmeforsk.se).

Flygaskor från biobränslen kan innehålla för höga halter kadmium (jämfört med skogsstyrelsens rekommendationer för askåterföring) men bottenaskor kan uppfylla även krav för användning inom jordbruk (se avsnitt 5.9.2). Bottenaskor från fluidbedpannor är utspädda och kan innehålla för låga halter näringsämnen.

8.3 Askåterföring till fastmarksskogar

Av: Gunnar Thelin, LTH och Gustav Egnell, SLU

Uthålligt nyttjande av biomassa från våra skogar kan kräva återföring av näringsämnen och buffertförmåga för att kompensera för skördeuttag. På en stor andel av skogsmarken, särskilt i södra Sverige, indikerar modellstudier att skogsbruket idag bedrivs med ett långsiktigt underskott på pH-buffrande ämnen och näringsämnen vid enbart stamuttag (Sverdrup och Stjernquist 2002). Det innebär ett ännu större underskott vid uttag av grenar och toppar (GROT) samt vid eventuellt utnyttjande av avverkningstubbar, vilket diskuteras idag. Det främsta argumentet för askåterföring är för att motverka markförsurning som i sig leder till surt avrinningsvatten med höga halter av bland annat aluminium, vilket framförallt negativt påverkar vattenkvalitén och den biologiska mångfalden i våra sjöar och vattendrag. Kontinuerliga underskott och därmed en försämrad näringstillgång kan också leda till lägre stressresistens och framtida tillväxtsänkningar hos träden. Förhoppningen är att askåterföring till stor del kan motverka sådana negativa effekter. Samtidigt kan askåterföringen i sig, om den görs på felaktigt sätt, leda till skador på miljön, den biologiska mångfalden eller försämrade näringsituationen för träden.

Under de senaste 20 åren har flera forskningsprogram tillfört mycket ny kunskap om vilka effekter askåterföring ger på mark, vatten, bestånd och biologisk mångfald, samt vilka risker som finns och hur de kan undvikas. Mycket av forskningen har bedrivits i ”Ramprogram askåterföring” (NUTEK, dåvarande Sydkraft och Vattenfall) och sedan 1997 inom Energimyndighetens program ”Uthållig produktion av biobränslen från skogsmark” och ”Biobränslen och miljön”.

Forskningen har fokuserat på att utreda frågor som: Räcker askan till för att kompensera för näringsförluster vid skörd, med eller utan uttag av GROT? Hur påverkas flora och fauna? Kan askåterföring motverka försurning av mark och vatten? Hur påverkas kväveomsättningen i marken? Ökar eller minskar läckaget av kväve? Ökar eller minskar skogens tillväxt och varför?

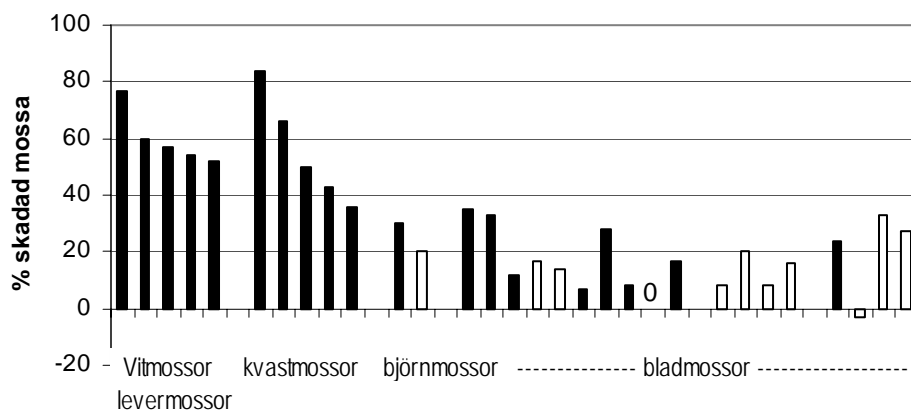
En hel del information om askors tänkbara effekter kan hämtas från kalkningsförsök som pågått längre och i större omfattning än askförsöken. Viktigt att komma ihåg när man inhämtar information från kalkningsförsök är att kalk inte, likt askan, innehåller alla näringsämnen (utom kväve), utan består av kalciumkarbonat och, om det är dolomitkalk, kalcium-magnesiumkarbonat, att kalk ofta sprids i lös och reaktiv form, och att doserna många gånger legat högre än de som idag rekommenderas för askor som dessutom ska vara stabiliserade och långsamlösliga. En bra sammanställning av kunskap som i huvudsak bygger på kalkningsförsök finns i Skogsstyrelsens rapportserie som också kan laddas ner från deras hemsida. Där finns också en miljökonsekvensbeskrivning rörande skogsbränsleuttag och askåterföring (Egnell et al. 1998).

8.3.1 Biologisk mångfald

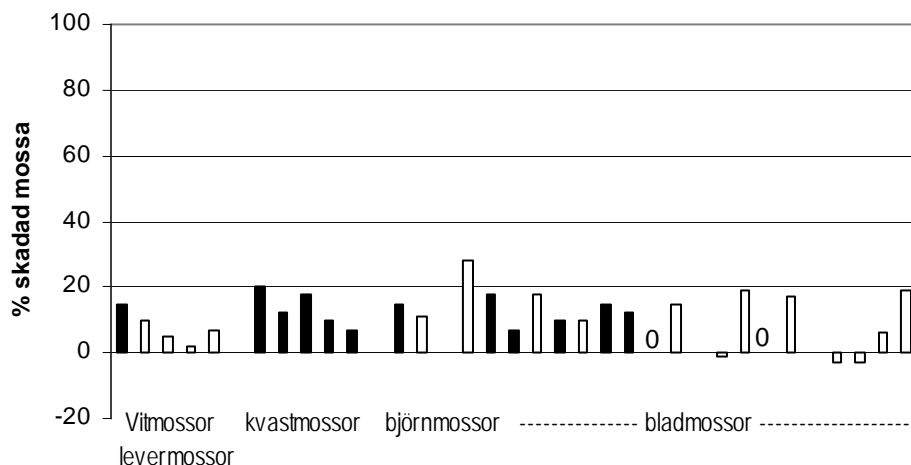
Det finns mycket starka belägg för att den biologiska mångfalden i akvatisk miljö har påverkats negativt av markförsurning och markförsurningens inverkan på rörligheten av vissa skadliga ämnen såsom aluminium som via markvattnet når våra sjöar och vattendrag. Detta har främst orsakats av tidigare hög deposition av svavel och kväve, där svaveldepositionen idag ligger på en avsevärt lägre nivå. Efter minskningen av svavelutsläppen har viss återhämtning registrerats i våra skogsmarker. Hög skogstillväxt och stora skördeuttag i våra skogar har också bidragit och bidrar fortfarande till försurningen, vilket förlänger detta återhämtningsförlopp. Det främsta argumentet för askåterföring är därför att bidra till återhämtningen och höja skogsmarkens pH-buffrande förmåga och därmed förbättra kvalitén på det vatten som rör sig genom skogsmarken och vidare ut i våra sjöar, och vattendrag. Samma markvatten påverkar också kvalitén på det livsviktiga grundvattnet.

Försurningens effekter i övrigt på den landbaserade mångfalden är mer svårtolkad även om vissa arter kan ha minskat på grund försurningen för att de inte klarar pH-värden under en viss nivå, ett så kallat tröskelvärde. Sådana arter kan komma att gynnas av askåterföring, medan arter anpassade till sura miljöer kan komma att missgynnas. En tänkbart gynnad artgrupp som nämnts är landlevande mollusker.

Effekter av osiktad krossaska



Effekter av siktade pellets



Figur 8-1. Olika mossarter reagerar olika på askåterföring. En studie i Ångermanland undersökte skillnaden i hur osiktad krossaska och siktade pellets (valspelleterade) påverkar 30 olika arter mossor. Dosen var 2 ton krossaska eller pellets per ha. Diagrammen visar andelen skadad mossa efter två månader. Svarta staplar visar statistiskt säkerställda skador på mossarten i fråga. Mossorna är sorterade efter grupp tillhörighet. (Efter Dynesius 2005).

Figure 8-1. Different species of moss react different to ash. A study in Ångermanland, Sweden, investigated the difference in influence on 30 species of moss caused by different pretreatment of ash from biofuels. First chart shows crushed, not sieved ash, second chart sieved pellets ash. The dose was 2 ton ash per ha. The charts show the percentage damaged moss after 2 months. Black piles show statistically ensured damages. (After Dynesius 2005).

Aska som inte förbehandlats på rätt sätt (härdat och siktats) före spridning kan vara mycket reaktiv och orsaka direkta frätskador på markvegetation och markorganismer

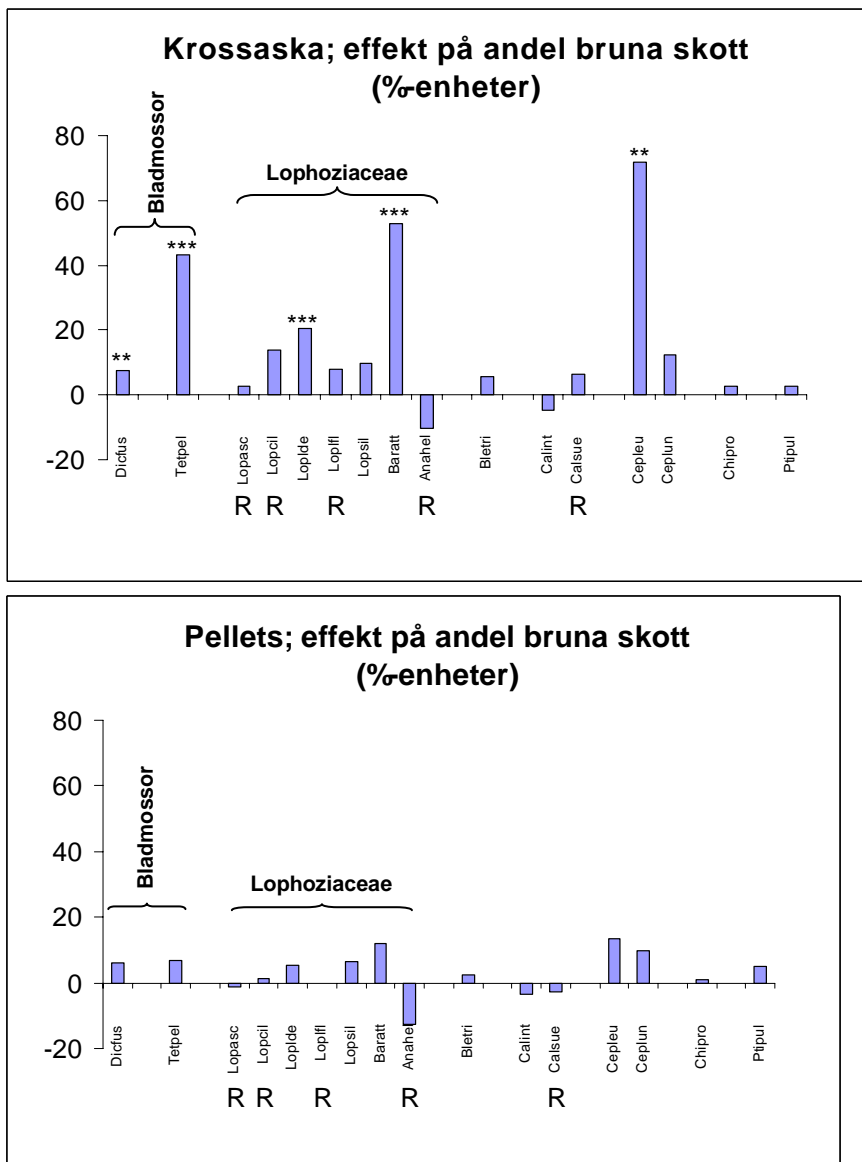
eller orsaka pH-höjningar som vissa organismer inte klarar av. En annan viktig faktor som påverkar effekten är dosen. För närvarande rekommenderar Skogsstyrelsen inte högre dos än motsvarande 3 ton torr, utbränd aska per hektar och omloppstid (Skogsstyrelsen 2001).

Det främsta bekymret för den biologiska mångfalden vid askåterföring till skogsmark uppstår därför direkt efter spridning om dåligt härdade eller osiktade, reaktiva askor sprids eller om dosen är för hög. Vid spridning av lös aska (helt ohärdad) uppstår skador på mossor redan vid låga doser och effekter på artsammansättningen har registrerats, bland annat har kvävegynnade arter ökat (Gyllin & Kruuse 1996, Rühling 1996). Det senare förmodligen som en effekt av att pH-höjningen stimulerat mineralisering och därmed frigjort mer kväve.

Figur 8-1 visar att vissa mossor såsom vitmossor, levermossor och kvastmossor reagerar negativt även då stabiliserade askor sprids i rekommenderade doser då askan inte siktas före spridning. I detta försök var krossaskan, som orsakade mycket skador, osiktad och den valspeletterade askan siktad. Försöket visar på vikten av att undvika finfraktion i de askor som sprids. Denna typ av ”frätskador” uppstår direkt i samband med spridningen och ”såren” läks normalt relativt snabbt de kommande åren. Det kan emellertid vara klokt att vara återhållsam med askåterföring i områden med en rik mossflora som t ex i fuktiga och våta skogsmarker samt generellt i områden som hyser en för mångfalden värdefull flora.

Andra effekter som registrerats då lös eller dåligt härdade askor spridits eller då doserna varit höga är att mykorrhizasvamparnas mycelietillväxt, fruktkroppsbildning och kolonisation av plantor har minskat; svampbiomassan har minskat samtidigt som bakteriebiomassan ökat; minskade populationer av enchytraeider (småringmaskar) och kvalster; ökad mängd daggmaskar.

Det är viktigt att ha klart för sig att storskalig askåterföring, liksom andra storskaliga åtgärder i skog, kommer att leda till att vissa arter eller artgrupper gynnas medan andra missgynnas. Men dessa förändringar är sannolikt små om enbart härdade och siktade askor i rekommenderade doser kommer i fråga. Ett exempel på detta illustreras i Figur 8-2 där samma askor och doser som i exemplet ovan testades på vedlevande mossor, varav en del sparsamt förekommande och rödlistade arter är markerade med ett R i figuren. Även här har den osiktade krossaskan resulterat i tydligt mer skador. Om än inte statistiskt säkerställt, så förefaller en av de rödlistade levermossorna vara stimulerad av såväl den osiktade krossaskan som den siktade pelleterade askan. Kom därför ihåg att vid storskalig askåterföring kommer det att finnas *både* vinnare och förlorare. Samma resonemang gäller också om man avstår från att återföra askan – här finns också vinnare och förlorare.



Figur 8-2. Skillnader i andelen av varje vedmosskolonis yta som upptas av skadade, bruna skott mellan askbehandlingar och obehandlad referens. Överst visas skillnaden mellan osiktad krossaska och referens och nederst mellan siktad pellets och referens. Positiva värden indikerar ökade skador, negativa minskade skador eller tillväxtstimulans vid askbehandling. Längst till vänster två arter bladmossor, därefter 14 arter levermossor. Rödlistade arter är markerade med "R". Signifikanta skillnader erhöles för fem arter (markerat med *) och endast för krossaskebehandlingen. (Efter Dynesius, 2005).

Figure 8-2. Differences in percentage of damaged areas off moss after ash treatment and untreated reference. First chart shows the difference between crushed, nonsieved ash and reference. Second chart shows the difference between sieved pellet ash and reference. Positive values indicate increasing damages, negative values decreasing damages at ashtreatment. Significant differences skillnader was obtained for five species (*) and only for crushed ash. (After Dynesius, 2005).

8.3.2 Näringsbalanser

Det huvudsakliga syftet med askåterföring är att kompensera för förlust av alkalinitet och näring vid skörd och således säkerställa dels markens förmåga att buffra mot försurning och dels markens långsiktiga produktionsförmåga. Skogsstyrelsen (2001) rekommenderar att kompensation bör ske efter GROT-uttag, och det kan även ske för stamvedsuttag. Kompensationsbehovet kan beräknas på olika sätt, t ex för:

- uttag av GROT i slutavverkning
- uttag av GROT + stam i slutavverkning
- samtliga uttag av GROT + stam under en omloppstid

Målen med askåterföring kan vara att:

1. motverka onaturlig markförsurning
2. öka skogsmarkens förråd av näringsämnen och basmättnad
3. förbättra alkaliniteten i avrinnande vatten för att motverka försurning av ytvatten
4. förbättra trädens näringsstatus och tillväxt

Av all näring i trädets ovanjordiska del återfinns 50-60 % av kalcium (Ca), 60-75 % av kalium (K) och magnesium (Mg) och 70-85 % av kväve (N) och fosfor (P) i barr, grenar och topp (GROT). Det innebär att förlusterna vid GROT-uttag jämfört med enbart stamuttag fördubblas för Ca, tredubblas för K och Mg och fyr- till femdubblas för N och P. Det är lätt att inse att det tär på ekosystemets tillgång på näringsämnen.

Ju mer biomassa som tas ut med skörd desto större blir kompensationsbehovet. I Tabell 8-2 anges näringsförluster och askbehov vid slutavverkning av granskog med stigande volym. Grovt kan man säga att den lägsta volymen gäller för avverkningar i Norrland och den högsta för goda boniteter i Götaland. Näringsinnehållet i GROT kan variera en del och därför ska siffrorna ses som typvärden. I askor kan variationen i näringsinnehåll vara ännu större, bl a på grund av skilda förbränningsförhållanden i olika pannor. Det innebär att det är viktigt att känna till näringsinnehållet i den aska som man ska kompensera med, när kompensationsbehovet i ton aska per ha ska beräknas. Med ledning av Tabell 8-2 kan man se att en kompensation med tre ton aska per omloppstid (Skogsstyrelsen 2001) överkompenserar för Ca och Mg, men underkompenserar ofta för K och i samtliga fall för P. Det stämmer också med beräkningar gjorda i Olsson och Westling (2005). Det finns alltså stor risk för att askåterföringen inte får önskvärd effekt om man följer Skogsstyrelsens rekommendation.

Tabell 8-3. GROT-mängd, näringsförluster med GROT och askbehov för kompensation av GROT-uttag vid stigande stamvolym i slutavverkning.

Stamvolym m ³ sk	GROT ¹ (ton ts)	Förluster ² (kg/ha) av					Askbehov ³ (ton/ha) beräknat för			
		Ca	K	Mg	N	P	Ca	K	Mg	P
200	33.1	178	101	25	249	33	0.9	2.5	0.8	3.3
250	39.6	213	121	30	298	40	1.1	3.0	1.0	4.0
300	45.5	245	139	34	342	46	1.2	3.5	1.1	4.6
350	51.1	275	156	38	384	51	1.4	3.9	1.3	5.1
400	56.3	304	172	42	424	56	1.5	4.3	1.4	5.6

¹80 % av all GROT tas ut och i uttagen GROT medföljer 75 % av barren

²Koncentrationer av näringsämnen i GROT från Olsson och Westling (2005)

³Beräknat för en aska med 20 % Ca, 4 % K, 3 % Mg och 1 % P.

Betydelsen av de olika näringsämnena varierar. Svenska skogsträd har i princip alltid en mycket god Ca-status och därför är risken för Ca-brist mycket liten även vid stora underskott på Ca. Detsamma gäller för det mesta också för Mg. Närheten till havet innebär kontinuerliga Mg-tillskott med havssalt för det mesta av skogsmarken. Ca och Mg är istället viktiga för att upprätthålla markens basmättnad och alkaliniteten i avrinnande vatten, alltså mål 1-3 ovan (se stycket om vatten). Enligt Tabell 8-2 ser det ut som att återföring med tre ton per ha och rotation väl uppfyller dessa mål. K och P är viktiga för trädets vitalitet och tillväxt (se stycket om tillväxt). Studier under senare år har visat på risk för brist på såväl K som P i södra Sverige (Aronsson 1985, Thelin m fl 1998, Thelin 2006). För att mål 4 ovan ska uppnås krävs enligt Tabell 8-2 askåterföring med mer än tre ton per ha för att säkerställa trädens tillgång på K och P.

Kväveförlusterna med GROT är stora (Tabell 8-2) och eftersom askan inte innehåller kväve kan GROT-uttag+askåterföring leda till förstärkt kvävebrist. I Norrland är kvävenedfallet ofta mindre än 2 kg per ha och år. Det innebär att GROT-uttaget motsvarar upp till 150 års nedfall vilket är mer än en omloppstid. I verkligheten tillkommer också biologisk fixering av kväve på 1-2 kg per ha och år vilket ungefärligen motsvarar stamuttagen under en omloppstid. För att motverka förstärkt kvävebrist kan det vara nödvändigt att utöver aska också kompensera med kvävegödsling i Norrland. I södra Sverige innebär det höga kvävenedfallet en kontinuerlig upplagring av kväve i marken (Akselsson och Westling 2005). Här kan GROT-uttag rekommenderas på kväverika marker för att motverka risken för framtida kväveläckage.

Beräkningar av näringsflöden vid skörd och kompensation med aska ger inte en fullständig bild av näringsdynamiken på lång sikt i ett skogsbestånd. För att åstadkomma det måste andra förluster och tillskott vägas in. Huruvida skötseln av ett

bestånd är långsiktigt uthållig eller inte, oberoende om det gäller trädens näringsförsörjning eller kvaliteten på avrinnande vatten, kan beräknas med:

$$\Delta = W + D + F - U - L$$

där W är vittring, D är deposition, F är tillförsel, t ex genom askåterföring, U är upptag som går vidare till skörd och L är läckageförluster. Det innebär att för att skötseln ska vara uthållig får inte förlusterna med skörd överskrida $W + D + F - L$. Om Δ blir negativt innebär det en minskning av näringsinnehållet i mark-växsystemet. I Tabell 8-3 visas det beräknade nettot Δ för Ca, K, Mg och P i granskog sydvästra Sverige. Helträdesskörd innebär stora förluster och om denna kalkyl stämmer är askbehovet för att täcka förluster av K och P ca 1-2 ton större än i Tabell 8-2. Även för att kompensera för förluster av Ca krävs enligt kalkylen mer än tre ton per ha och rotation. Om målet är att förbättra alkaliniteten i avrinnande vatten kan alltså tre ton vara för lite. Notera att kalkylerna gäller under förutsättning att gjorda antaganden bakom vittringsmodell och balansberäkningar är korrekta.

Tabell 8-4. Tillgängliga mängder, uttag med skörd och netto för Ca, K, Mg och P vid stam- och helträd-skörd och askbehov vid GROT-uttag i granskog sydvästra Sverige (modifierad efter Thelin 2006).

ämne	Tillgängligt ¹ (kg/ha)	Skörd ² (kg/ha)		Netto (kg/ha)		Askbehov ³ (ton)
	W+D-L	Stam	Helträd	Stam	Helträd	Helträd
Ca	240	555	860	-315	-620	3.2
K	200	210	455	-10	-255	6.4
Mg	40	43	93	-3	-53	1.8
P	40	45	103	-5	-63	6.3

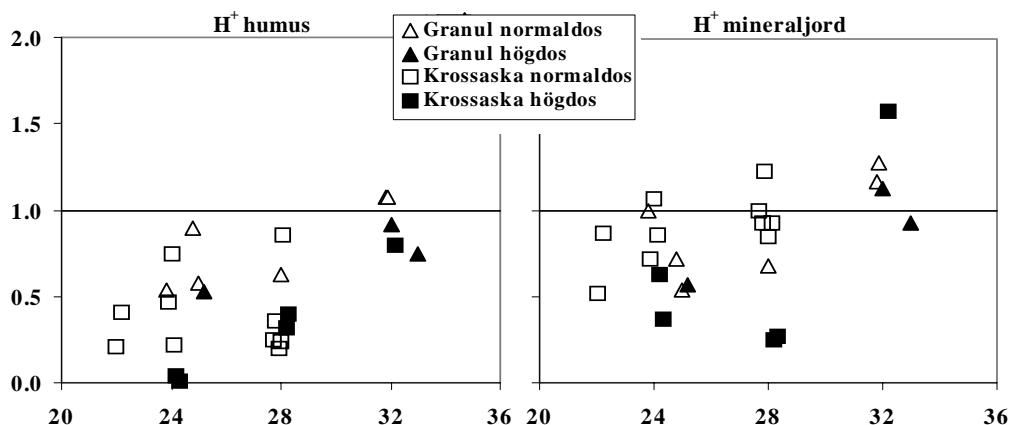
¹W=vittring, D=deposition, L=läckage, beräknat enligt Akselsson m.fl. (2006), Sverdrup och Stjernquist (2002), samt Sverdrup m fl (2006)

²Beräknat med funktioner i Marklund (1988)

³Askinnehåll enligt Tabell 8-2.

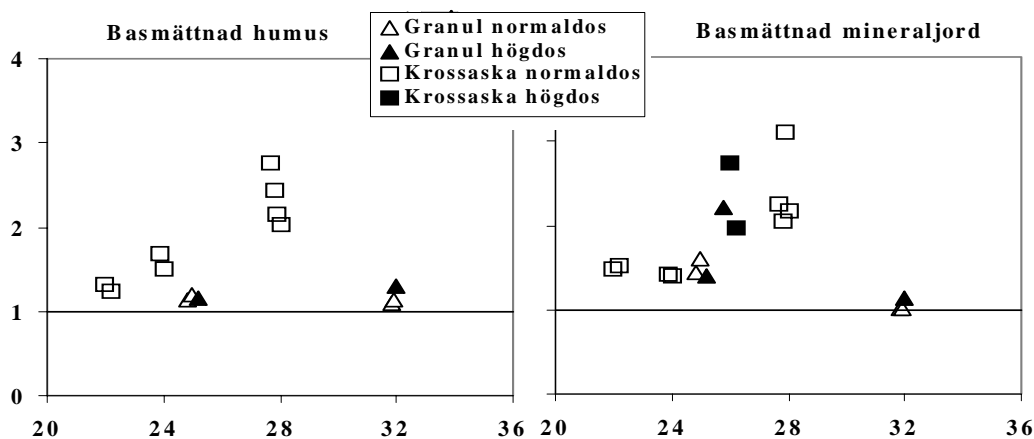
8.3.3 Effekter på mark och vatten

Med huvudsyftet att motverka markförsurning och därmed förbättra kvalitén på avrinnande vatten är det av intresse att veta vad kan åstadkommas med hjälp av aska. En sammanställning av flera försök med askåterföring visas i Figur 8-3. Figuren visar att avsedd effekt – nämligen en lägre vätejonskoncentration (H^+) – uppnås relativt snabbt i humusskiktet medan mineraljorden ännu (1-6 år) inte påverkats nämnvärt av askåterföringen. Erfarenheter från kalkningsförsök visar att det tar tid innan effekten når ner till mineraljorden. Motsvarande figur för basmättnad (figur 4) visar att effekten blir en ökad mängd utbytbara baskatjoner, i synnerhet efter behandling med krossaska, en aska som om den är osiktad kan vara mer reaktiv än andra stabiliserade askor. Basmättnadsgraden ökade i många av försöken flera gånger i både humus och mineraljord.



Figur 8-3. Visar kvoten i vätejonkoncentration mellan askbehandlad yta och obehandlad kontroll (askbehandling/obehandlad kontroll) som funktion av ståndortsindex H_{100} (X-axeln) beräknad på genomsnittliga halter av utbytbara vätejoner (H^+) i humus och mineraljord (5-10 cm) i gran- och tallförsök i Sverige. Ett värde lägre än 1 visar på en lägre H^+ -koncentration efter askbehandling, vilket motsvaras av ett lägre pH. Undersökningarna är utförda 1-6 år efter askbehandling. Normaldos är 1-3 ton per ha och högdos 4-9 ton aska per ha. (Efter Egnell et al. 2006).

Figure 8-3. The quotient of hydrogen concentration between ashtreated surface and nontreated control (ashtreated/untreated) as a function of natural site index H_{100} (X-axis) calculated on average concentration of exchangeable hydrogen ions (H^+) in humus and mineral earth (5-10 cm) in spruce- and pine experiments in Sweden. Values below 1 represents a lower H^+ -concentration after ash treatment, which corresponds to lower pH. Investigations 1-6 years after ash treatment. Normal dose is 1-3 tonne per ha and high dose 4-9 tonne ash per ha. (After Egnell et al. 2006).



Figur 8-4. Visar kvoten i basmättnad mellan askbehandlad yta och obehandlad kontroll (askbehandling/kontroll) som funktion av ståndortsindex H_{100} (X-axeln) beräknad på genomsnittlig basmättnadsgrad i procent i humus och mineraljord (5-10 cm) i gran- och tallförsök i Sverige. Ett värde högre än 1 visar på en högre basmättnad efter askbehandling. Undersökningarna är utförda 1-6 år efter askbehandling. Normaldos är 1-3 ton per ha och högdos 4-9 ton aska per ha. (Efter Egnell et al. 2006).

Figure 8-4. Shows the quotient of base saturation between ashtreated surface and nontreated control surface (ashtreated/control) as a function of natural site index H_{100} (X-axis) calculated from average base saturation (percent) in humus and mineral earth (5-10 cm) in spruce and pine experiments in Sweden. Values higher than 1 one represents higher base saturation after ash treatment. The investigations are carried out 1-6 years after ash treatment. Normal dose is 1-3 tonne ash per ha and high dose 4-9 tonne ash per ha. (Efter Egnell et al. 2006).

Från mineraljorden är det ytterligare en resa ut till markvattnet och därifrån ut till omgivande vattendrag. Askåterföring har visat sig resultera i ökade halter av buffrande ämnen såsom kalcium, magnesium, natrium och kalium i markvattnet. Ibland har en initial ökning av vätejoner och aluminium registrerats som ett resultat av utbytesreaktioner där askans joner ersätter tidigare ackumulerade vätejoner och aluminiumjoner som då löses ut i markvätskan. Detta är ytterligare ett skäl till att undvika att sprida allt för reaktiva askor då sådana askor ökar risken för en sådan ”surstöt”. Få försök finns som studerat den slutgiltiga och viktigaste effekten – nämligen den på avrinningsvattnet ut till sjöar och vattendrag. Här finns en svag tendens till ökat pH och en mer tydlig effekt med ökad kalciumhalt i vattnet registrerad.

Detta utgör ett pedagogiskt problem då det inte är helt klart vilken effekt på våra ytvatten som man kan förvänta sig av askåterföring med dagens rekommenderade högsta dos och ett antal goda argument för att endast stabiliserade, långsamlösliga askor bör komma i fråga. Detta om man är överens om att en bättre kvalitet på avrinnande vatten ut till ytvatten är det viktigaste målet med åtgärden. Våra ytvatten har under en längre tid behandlats med kalk i Naturvårdsverkets och Länsstyrelsernas regi. Där har man valt att tillföra kalken direkt i vattnet eller i anslutning till utströmningsområden för att få en snabb mätbar effekt. Aska på skogsmark är en mer långsiktig åtgärd och det kan vara så att effekten inte når våra ytvatten inom en överskådlig tid på vissa marktyper – till exempel på mer finjordsrika marker eller marker med mycket organiskt material och marker med mäktiga jorddjup. Detta och det lämpliga med att samordna vattenförvaltningen med dess ytvattenkalkning med askåterföring till skogsmark kan vara bra att tänka på vid planering och framtagande av rekommendationer gällande askåterföring till skogsmark. En annan sak att ha i minnet är att behoven hos våra ytvatten ser olika ut över landet. Aska är definitivt en resurs i ett sådant arbete.

Om pH-höjningen och ökad mängd kationer i avrinnande vatten är önskvärda effekter så är ökad kväveutlakning mindre önskvärt. Aska liksom kalk har potential att stimulera nitrifikation och därmed nitratbildning – en kväveförening som lätt utlakas om den inte tas upp av vegetation. En del försök visar också på ökad mängd nitrat i markvatten efter askåterföring (Westling m fl 2004). Å andra sidan finns försök där nitrathalten i markvatten inte ökat efter askåterföring (Westling m fl 2004, Thelin 2005) och även minskat (Thelin 2006). Färska hyggen utan vegetation läcker regelmässigt nitrat, men utlakningen minskar kraftigt så snart hyggesvegetationen etablerat sig. Risken för ökad nitratutlakning efter askåterföring är störst på färska hyggen. Det finns försök med askåterföring på färskt hygge utan vegetation som gett avsevärt ökad nitrathalt i markvattnet under ett par år (Westling m fl 2004) men också andra liknande försök där askåterföring inte påverkat nitrathalten (Thelin 2005). För att minimera risken för ökad nitratutlakning förefaller spridning av aska på färska, ej vegetationsklädda hyggen ändå som olämpligt. Samtidigt bör man komma ihåg att askåterföring rekommenderas som kompensation på marker där grenar och toppar skördats för energiändamål. Denna skörd i sig resulterar ofta i en minskad mängd nitrat i markvattnet. Nettoresultatet av grotskörd och askåterföring på nitratutlakningen är det som är relevant i detta fall.

Ytterligare ett problem kopplat till askans kvalitet är risken för att olika miljögifter följer med askan ut till skogen och anrikas där eller att askan påverkar rörligheten av de miljögifter som redan anrikats i skogsmark. Vissa ökningar (Cd, Zn) har registrerats, de största förmodligen orsakade av reaktiva askor och utbytesreaktioner direkt i anslutning till spridningen vilket givit en kort puls. Även detta undviks till stor del om stabiliserade och siktade askor används.

Olika typer av miljöskadliga ämnen som tungmetaller och organiska miljögifter kan lätt slinka igenom ett system där inte all aska som sprids först kontrolleras. Det är därför viktigt att ha kontroll på hela kedjan från panna till skogen och att det tydliggörs vem som ansvarar för att de askor som sprids håller den kvalitet och att den sprids i de mängder som anvisas av Skogsstyrelsen. Ett särfall utgörs av cesium 137 som ackumulerats på en andel av skogsmarken efter kärnkraftsolyckan i Tjernobyl och som helst inte bör spridas vidare till marker som klarade sig då och i vissa fall inte får spridas alls (mer än 10 kBq per kilo torr aska). Riktlinjer för hantering av cesiumkontaminerade askor ges av Statens strålskyddsinstitut (Möre och Hubbard 2005).

8.3.4 Tillväxt

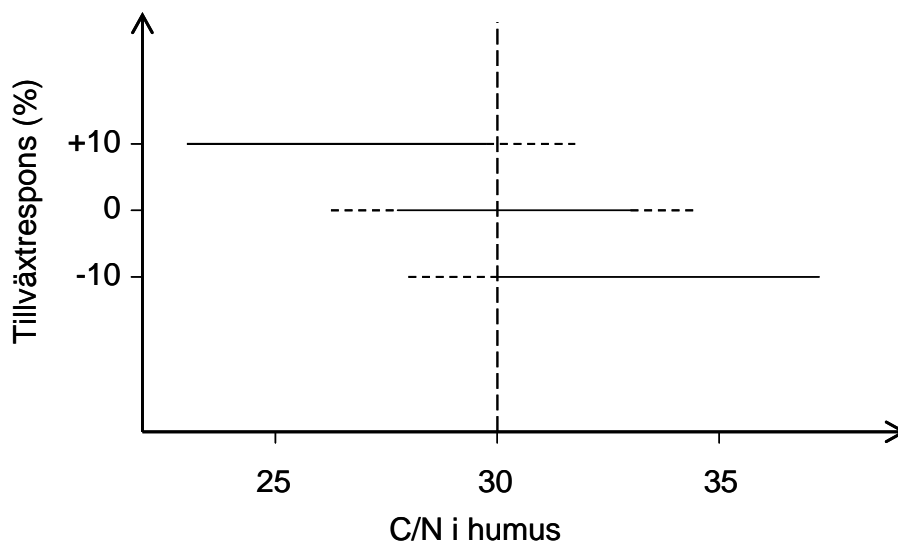
Tillväxten efter askåterföring kan öka, bli oförändrad eller minska. Flera studier har noterat tillväxtökning i södra Sverige och tillväxtminskning i norra Sverige (Jacobsson 2003, Egnell m fl 2006). Vid ett första påseende verkar det rimligt att anta att tillväxtökningen i södra Sverige beror på att det med askan tillförs något som träden saknar, vilket träden i norra Sverige inte gör. Det förklarar dock inte tillväxtminskningen i norra Sverige. Det verkar som att förhållandet mellan kol och kväve i humusen samvarierar med tillväxteffekt så att tillväxten ökar vid låg C/N och minskar vid hög C/N (Figur 8-5). Förklaringen till detta hänger samman med mikroorganismerna i marken som bryter ned organiskt material – svampar och bakterier. Om markens pH innan askåterföring är lågt kan askans pH-höjning öka markorganismernas aktivitet. Då binds mer kväve på fattiga marker, medan mer kväve istället frigörs på bördigare marker. Det beror på att om det finns mycket kväve i förhållande till kol i markens organiska material (låg C/N-kvot) blir det kväve över när det organiska materialet bryts ner. Överskottskvävet kommer träden tillgodo och kan ge en tillväxtökning. Är det istället lite kväve i förhållande till mängden kol i markens organiska material (hög C/N-kvot) binds kvävet upp i de nedbrytande markorganismerna. Det ger ett lägre kväveutbud för träden och då kan tillväxten minska.

Grunden för resonemanget är att 1. Askåterföring ger en pH-höjning som är tillräcklig för att öka nedbrytningshastigheten och kvävemineraliseringen 2. Kväve är tillväxtbegränsande ämne för träden.

Tillförsel av ca tre ton aska per hektar har sannolikt liten effekt på kvävemineraliseringen (Andersson m.fl. 1994, Thelin 2006). Nilsson m.fl. (2001) fann ökad mineralisering vid doser på 8-10 ton per hektar ha, vilket hade gett upphov till en pH-höjning på två enheter i humuslagret, men inte vid doser på 2-4 ton. Det är troligt att det krävs en pH-höjning på ett par enheter för att få någon ordentlig effekt på

mineraliseringen. Det är svårare att höja pH till rätt nivå för nedbrytarna ju lägre pH är vid behandlingstillfället. Eftersom pH i de övre marklagren generellt är högre i norra än i södra Sverige är det möjligt att en dos som inte ger effekt på kväve mineralisering i södra Sverige ändå kan ge effekt i norra Sverige.

Den gängse uppfattningen är att tillväxten i svensk skog begränsas av tillgången på kväve (Tamm 1991, Gundersen och Bashkin 1994, Binkley och Högberg 1997). Ökad tillväxt vid kvävegödning i stora delar av Sverige tycks bekräfta detta (Rosvall 1980, Pettersson 1994, Sikström m.fl. 1998). Tillväxteffekterna efter kvävegödning i södra Sverige är dock oftast små eller obefintliga (Persson m.fl. 1995). Det beror antagligen på att kvävetillgången redan är så hög att något annat har ersatt kväve som tillväxtbegränsande faktor. Troliga kandidater är P och K eftersom studier visat på låg P- och K-status i barr i södra Sverige (Aronsson 1985, Thelin m.fl. 1998, Thelin m.fl. 2002).



Figur 8-5.

Generaliserad bild av tillväxtrespons efter askåterföring i relation till kvoten mellan kol och kväve (C/N) i humusskiktet. Normalt ökar tillväxten vid $C/N < 30$ med ca 10 %. Motsvarande minskning uppkommer vid $C/N > 30$. Variationerna kan dock vara stora mellan olika bestånd och ofta blir tillväxteffekten liten eller uteblir helt.

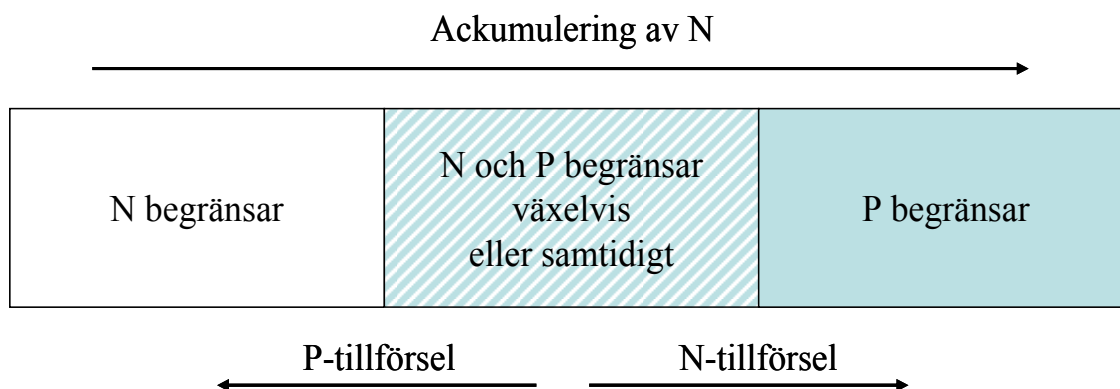
Figure 8-5. General illustration of growth response after ash treatment in relation to the quotient of carbon and nitrogen (C/N) in the humus layer. Usually the growth increases with ca 10 % at $C/N < 30$. The corresponding decrease arises at $C/N > 30$. The variations can be large between different populations and the growth increase is often small or absent.

Redan hög N-tillgång och låg K- och/eller P-status i träden i många bestånd i södra Sverige gör det osannolikt att ökad kvävetillgång här är förklaringen till ökad tillväxteffekt efter askåterföring. Thelin (2006) fann ökad tillväxt och ökad P-koncentration, men inte ökad N-koncentration i barr efter askåterföring i 23 granbestånd i sydvästra Sverige. Det fanns också en korrelation mellan P i barr och tillväxt, men inte mellan N i barr och tillväxt. I Jacobsson (2003) finns liknande resultat - tillväxtökning i tre granbestånd i sydvästra Sverige och en tendens till skillnader i P-koncentration, men inte N-koncentration, i barr på askytor jämfört kontroll. Resultaten indikerar att det var

ökad P-tillgång snarare än effekter på kvävemineralisering efter askåterföring som gav upphov till tillväxtökningarna i dessa undersökningar. Marker med hög kvävetillgång (låg C/N) kan i detta hänseende jämföras med torvmarker där askåterföring ofta ger god tillväxteffekt (se nästa avsnitt) eftersom det finns gott om N i det tjocka organiska skiktet men ont om K och P.

Fosfors växttillgänglighet beror till stor del på pH. Tillgängligheten är som högst vid pH ca 5-6. En pH-höjning, som efter askåterföring i våra sura skogsjordar kan alltså öka P-tillgängligheten. Å andra sidan, om askåterföringen innebär att pH landar på >6 kan det innebära en lägre P-tillgänglighet. Sådana erfarenheter finns i kalkningsförsök. Med de askdoser som är aktuella i dagsläget vid tillförsel i normal svensk skogsmark (inte kalkmark) är dock risken för sänkt P-tillgänglighet närmast obefintlig.

Betydelsen av P-begränsning av tillväxt på fastmark har visats i växthusförsök. Månsson (2005) fick tydliga tillväxteffekter hos gräs odlat i sur sydvästsvensk bokskogsjord efter P-tillförsel, men inga effekter efter N-tillförsel. Giesler m.fl. (2002) fann tillväxtbegränsning av P på bördig mark med hög omsättning av organiskt material och relativt god N-tillgång i Norrlands inland. P-begränsning kan vara mer omfattande än man hittills trott. Wardle m.fl. (2004) visade ekosystem naturligt utvecklas från N-brist mot P-brist när de åldras. Det beror på att i ett åldrande system tillförs inget P på naturlig väg, utöver ett begränsat vittringstillskott, och lättillgängliga kalciumfosfater ersätts efter hand av mer svårslösliga aluminium- och järnfosfater. N tillförs dock kontinuerligt med biologisk och atmosfärisk fixering, även om tillförseln naturligt är låg jämfört med de depositionsnivåer som förekommer i dag i södra Sverige. Oftast betraktas våra nordliga ekosystem som unga och därför N-begränsande. Men, alla åtgärder som innebär en ökad bortförsl av P från systemet, t.ex. genom ökad skogsproduktion, ökar hastigheten i utvecklingen mot P-begränsning (Figur 8-6). Detta gäller oberoende av vad som orsakat produktionsökningen – förhöjt N-nedfall, klimatförändring, eller skogsskötsel. På motsvarande sätt kan systemet föras tillbaka mot mer ursprunglig N-begränsning genom tillförsel av P, t ex genom askåterföring (Figur 8-6).



Figur 8-6. Schematisk bild av hur N och P kan växelverka som tillväxtbegränsande faktorer.

Figure 8-6. Schematic illustration of how N and P can interact as growth limiting factors.

8.4 Aska till torvmarksskogar

Av: Björn Hånell, SLU

Torvmarkerna intar en särställning när det gäller möjligheterna till effektiv och lönsam användning av restprodukten biobränsleaska i skog. Behovet av kompensation för förluster av mineralnäringsämnen vid skördeuttag i torvmarksskogar större än i fastmarksskogar. Det är ett skäl för att torvmarkerna inte som hittills ska förbigås, utan snarare uppsökas, när det gäller en rationell användning av bioaskan. Ett annat argument för askspridning på torvmarker är att en väsentlig ökning av skogens tillväxt säkert kan påräknas där. Särskilt lönsam blir asktillförseln som gödsling på redan väl beskogad torvmark eftersom den nya produktionsnivån snabbt kan uppnås, och tiden fram till skörd – i form av gallring eller slutavverkning - blir relativt kort. Askgödsling i torvmarksskogar måste utföras så att inte oönskade miljöeffekter uppstår. Hittillsvarande studier av påverkan på omgivande miljö efter torvmarksgödsling är ofullständig, men befintliga resultat talar inte emot att askgödsling med måttliga, men fullt verksamma doser, kan ske på ett sådant sätt att negativ påverkan på miljön undviks eller begränsas – vilket lagen kräver (Skogsvårdslagens § 30).

Omkring en femtedel av skogsmarken i Sverige, ca fem miljoner hektar, är täckt av ett torvlager (organogena jordar, se Hånell & Magnusson 2005). Till skillnad från landets övriga skogsmark, som utgörs av fastmarker (minerogena jordar) där kväve är det ämne som primärt begränsar skogsproduktionen, begränsas torvmarksskogarnas tillväxt huvudsakligen av tillgången på mineralnäringsämnen, främst fosfor och kalium. Kvävetillgången i torvmarkerna är oftast god. Häri ligger förklaringen till att fastmarksskogarna i de allra flesta fall inte svarar med en tillväxtökning på tillförsel av bioaska, medan torvmarksskogarna däremot gör just det. Askan innehåller alltså de näringsämnen torvmarksskogen lider brist på, men saknar det ämne fastmarksskogarna mest behöver! Detta innebär att torvmarkerna inte bara erbjuder möjligheten till askåterföring i kompensations syfte, utan även till askgödsling för att höja skogsproduktionen.

8.4.1 Asktilförsel i kompensations syfte

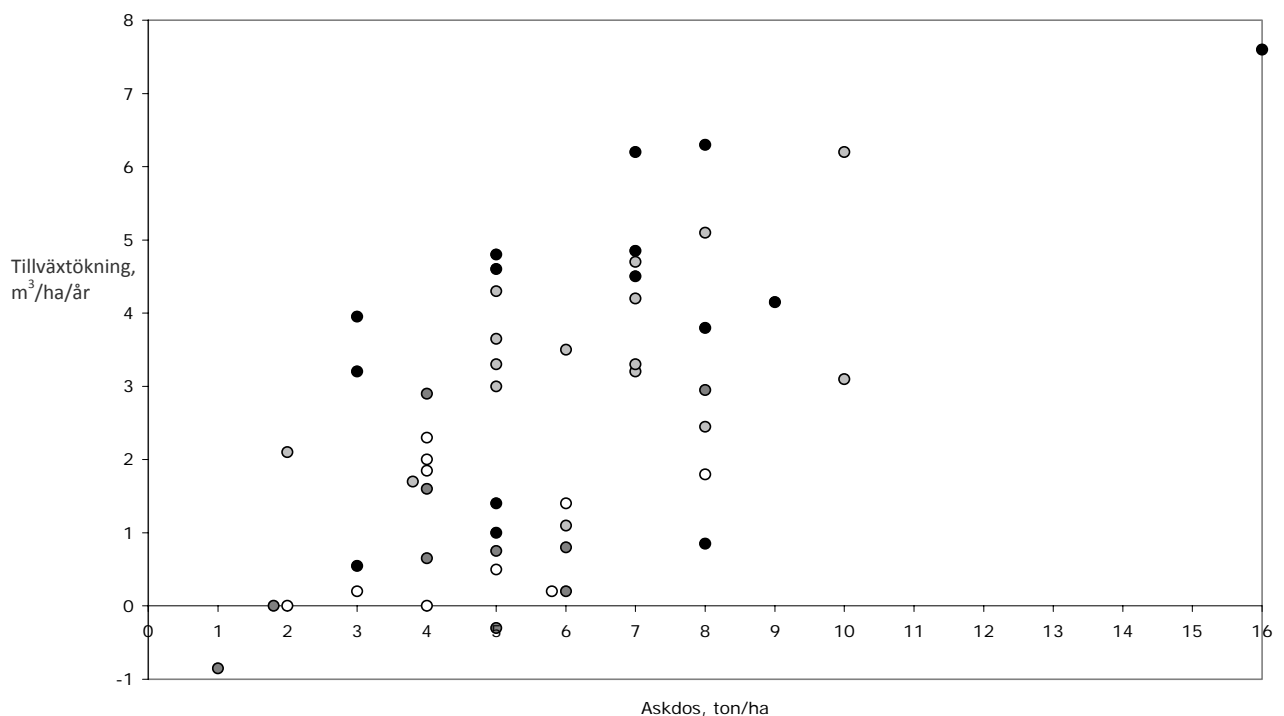
Behovet av asktilförsel som kompensation för näringsämnen som förs bort vid skördeuttag är högre på torvmarker än på fastmarker eftersom den kontinuerliga vittring av bergartsbildande mineral som sker i fastmarker – och som där kompenserar för mineralnäringsförluster via skördeuttag och utlakning – inte förekommer i torvmarker (Magnusson & Hånell, 1996). Biomassauttag från skogsklädda torvmarker har därför i allmänhet större konsekvenser för totalförråden av de flesta mineralnäringsämnen än uttag från fastmarker. På vissa torvmarker som tagits i anspråk för skogsproduktion genom dikning är markanvändningen därför inte uthållig även om avverkningsresterna lämnas kvar (Magnusson & Hånell, 2000) och kompensationsgödsling är alltså absolut nödvändig. Sammantaget svarar de torvtäckta markerna för en sjättedel av virkesförrådet i landet, drygt 500 miljoner m³sk. Här bör påminnas om att merparten av den torvtäckta skogsmarken hör till de tre högsta bonitetsklasserna och skogen på omkring en miljon hektar av dessa marker står inför slutavverkning. Denna skog är

tämligen väl fördelad över hela landet och det sammanlagda virkesförrådet motsvarar nära två hela årsavverkningar i riket (Hånell 1985, 1990).

Detta innebär att bibränslepotentialen på de skogbevuxna torvmarkerna är stor och möjligheten att bedriva ett uthålligt skogsbruk i kombination med uttag av avverkningsrester följt av askåterföring också på dessa marker är uppenbar. Hittills har dock torvmarksskogarnas bibränslepotential inte utnyttjats, och följaktligen har heller ingen askåterföring till dessa skett.

8.4.2 Askgödsling - Effekter på skogsproduktionen

De allra flesta skogliga fältexperiment med aska till torvmarker i Norden har etablerats på glest trädbevuxna eller öppna myrar. Erfarenheterna från dessa visar enbart positiv verkan av askan (Magnusson & Hånell, 1996). Den som först upplyste om mineralnäringens betydelse för skogsväxt på torvmark var Malmström (1935) som visade att askan starkt främjade både frögroning och uppslag av tall- och björkplantor efter tillförsel av 12,5 ton träaska per ha på Norra Hällmyren i Västerbotten (1926). I en sammanställning av finska studier av skogsproduktionen efter askgödsling på relativt näringsfattiga, öppna myrar redovisar Silfverberg och Huikari (1985) slående resultat (från 55 askbehandlade ytor och 24 ogödslade kontroller) med avseende på hög och uthållig beståndstillväxt (Figur 8-7). Exempelvis var den årliga tillväxten 12 – 17 m³sk/ha, 30 – 40 år efter askans tillförsel. I ett annat finskt försök där doserna av träaska var noll, 8 och 16 ton per ha uppmättes den årliga tillväxten 42 år efter asktillförseln till noll, åtta resp. 10 m³sk/ha (Silfverberg & Hotanen, 1989). På nämnda Norra Hällmyren var medelproduktionen 5,5 m³sk/ha under de 50 första åren efter att aska påfördes. I omgivande fastmarkstallskog var produktionen 2,5 m³sk/ha och på den dikade men ogödslade kontrolytan hade ingen beskogning ägt rum (Holmen, 1977). Flera exempel på hög årlig medelproduktion under lång tid (flera decennier) efter askgödsling på glest trädbevuxna och öppna torvmarker har dokumenterats, bl.a. av Heikurainen (1973), Silfverberg och Issakainen (1987), Silfverberg (1991) och Moilanen m.fl. (2005). Tydliga tillväxteffekter redovisas också av Leupold (2005) efter en studie av gödsling med ca 8 ton torvaska per ha i samband med beskogningsförsök med flera trädslag på en avslutad torvtäkt i Hälsingland. I medeltal erhöles volymen 39 m³sk/ha tretton växtsäsonger efter gödslingen, vilket var tio gånger mer än på ogödslade kontroller.



Figur 8-7. Genomsnittlig årlig beståndstillväxtökning (i m^3/ha) efter gödsling med olika doser aska (1 – 16 ton/ha) i jämförelse med ogödslade kontroller. Den genomsnittliga tillväxten är beräknad för den tid (21 – 46 år) som förflutit efter gödsling. Cirklarnas gråskala anger olika kvävehalt (%) i torven enligt följande: <1,0 % (ofyllda, vita), 1,0 – 1,5 % (ljusgrå), >1,5-2,0 % (mörkgrå) och >2,0 % (svarta). Efter Silfverberg & Huikari (1985).

Figure 8-7. Average annual stand growth increase ($m^3 ha^{-1}$) following fertilizing with various doses of wood ash (1 – 16 ton ha^{-1}). Comparison with unfertilized stands. The average growth is calculated for the time period (21 – 46 years) passed since the fertilizing. Circle shades denote nitrogen concentration (%) in peat: white < 1 %, brighter grey 1.0 – 1.5 %, darker grey 1.5 – 2.0 %, black > 2.0 %. From Silfverberg and Huikari (1985).

När det gäller askgödslingens lönsamhet har bl.a. Hämäläinen och Laakkonen (1983) och Hämäläinen m.fl. (1985) visat att det är välväxande och snart avverkningsmogna bestånd som är de ekonomiskt mest lämpade för gödsling. Lauhanen m.fl. (1997) fann att askgödslingens internränta var anmärkningsvärt hög, mellan 3,7 och 9,3 %.

8.4.3 Effekter på miljön

Askgödslingens positiva effekt på trädutväxten på torvmarker är således ostridig, men någon praktisk skogsgödsling med aska av nämnvärd omfattning förekommer inte (och har aldrig förekommit) i Sverige. En förutsättning för att askåterföring efter avverkning och askgödsling i torvmarksskogar ska få acceptans är att åtgärden kan betraktas som neutral eller positiv från miljösynpunkt. I det avseendet är risken för spridning av oönskade ämnen i askan via utlakning till kringliggande vattendrag en huvudfråga. En annan viktig fråga att besvara är hur askgödsling på torvmarker påverkar avgången av växthusgaserna koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O).

Några av de viktigaste växtnäringsämnen, t.ex. kalium (K^+) och nitrat (NO_3^-), är lätttrörliga i marken. Utlakningen av kalium ger inga negativa effekter på vattenkvaliteten, medan kväveutlakning (framförallt nitrat) kan orsaka övergödning av vattensystemen. Riskerna för kaliumutlakning ökar efter asktillförseln eftersom askan höjer markvattnets ledningsförmåga (Clapham & Zibilske, 1992), dvs. en större del av markens joner är i löst tillstånd. Den uppenbara risken som askgödning på fastmark för med sig i detta avseende (Khanna et al., 1994 och Ohno, 1992) torde i minst lika hög grad gälla för torvmarker, men Haveraaen (1986) konstaterade att kalium utlakades betydligt mindre efter askgödning än efter gödning med handelsgödselmedel på torvmarker.

Avgörande för utlakning av nitrat efter askgödning är hur nitrifikationsprocessen påverkas, samt vegetationens kapacitet att ta upp nitrat innan det utlakas. Martikainen (1984) och Rosén m.fl. (1993) fann ingen eller mycket svag ökning av nitrifikationen efter måttliga askgivor på fastmarker och Rosén m.fl. kunde inte heller påvisa förhöjda nitrathalter i avrinningsvattnet tre år efter asktillförseln. Ingen förhöjd nitratutlakning kunde heller observeras tre år efter beskogning och gödning med åtta ton torvaska per hektar på avslutad torvtäkt (Magnusson & Hånell, 2000). Om aska tillförs trädbevuxna torvmarker tillkommer det faktum att beståndstillväxten ökar avsevärt vilket i sin tur ökar vegetationens kapacitet att ta upp kväve.

Utlakning av fosfor efter tillförsel av handelsgödselmedel har konstaterats men effekten har i de flesta fall varit kortvarig och liten (Lundin & Bergquist, 1985). I flera studier har dock påpekats vikten av att undvika även mycket små förhöjningar av fosforutlakningen, med tanke på den starkt produktionshöjande effekten som fosfor har i ytvattensystemen (Paavilainen, 1976; Kenttämies, 1981). Eftersom fosfor vid askgödning tillförs i form av komplexa föreningar med begränsad löslighet (Eriksson, 1993) och i en balanserad blandning tillsammans med andra näringsämnen, torde risken för utlakning vara liten. Att så är fallet har också visats av Haveraaen (1986) och Magnusson och Hånell (2000).

Tillförsel av biobrännleaska innebär också en risk för utlakning av tungmetaller, speciellt kadmium. Tillförseln ger initialt ökad salthalt i marken och Andersson (1976) menar att den kan medföra ökad mobilisering av de redan befintliga tungmetallerna i marken via jonbyte. Å andra sidan kan askans höjning av pH minska tungmetallkoncentrationerna i markvätskan och därmed minska såväl utlakningen som växternas upptag (Magnusson & Hånell, 1996). Enligt Bramryd och Fransman (1985) kan det medföra en fastläggning av lösliga tungmetaller i torven som kvantitativt överstiger de mängder som tillförs med askan. En sådan fastläggning kan vara förklaringen till att Magnusson och Hånell (2000) på en av tre studerade torvmarker som gödslats med ca åtta ton lös torvaska per ha fann signifikant lägre halter av krom och bly i avrinningsvattnet. På de andra två markerna kunde inga skillnader beläggas. Den enda generella effekten på avrinningsvattnets innehåll som kunde påvisas med statistisk säkerhet var sänkta aluminiumhalter.

Sikström m.fl. (2006) redovisar tidiga resultat av asktillförsel i vuxen tallskog på dikade lågproduktiva torvmarker i södra Sverige. Effekterna på grundvattenkemi och innehållet

av olika ämnen i avrinningsvatten efter en askdos om 3,1 ton per ha överensstämde genom att halterna av bl.a. bor (B), kalcium (Ca), kadmium (Cd) kobolt (Co), kalium (K), klor (Cl), litium (Li), mangan (Mn), natrium (Na), fosfor (P), svavel (S) och SO₄-S tenderade öka. Varaktigheten i effekterna på avrinningsvattnet varierade från ett par månader till hela observationsperioden (ca ett år). Halterna av bly (Pb), vanadin (V) och totalt organiskt kol (TOC) minskade under omkring 6 - 9 månader efter asktillförseln.

Även avgång av växthusgaser efter en låg och en hög askdos (3,3 resp. 6,6 ton t.s. per ha) studeras av Sikström m.fl. (2006). Askan har hittills inte lett till statistiskt säkra skillnader ifråga om gaserna metan och koldioxid och halten lustgas har befunnits vara under detektionsnivån. Det bör dock sägas att de rapporterade effekterna från dessa studier, både ifråga om vattenkvalitet och växthusgaser, härrör från en kort period efter asktillförseln - så kort att ingen ökning av trädutväxten ännu kunnat observeras.

8.4.4 Förutsättningar för askgödning av torvmarksskogar i Sverige – tillgängliga mängder aska, lämpliga skogar, gällande lagregler och meddelade rekommendationer.

Det föreligger ingen brist på aska för användning i torvmarksskogar. Av de ca en miljon ton askor som varje år produceras i landet härrör omkring en tredjedel från biobränslen, mestadels trädgrenar och toppar från skogsavverkning (Bjurström m.fl., 2003). För närvarande läggs merparten av biobränsleaskan på deponi, och askåterföring, som hittills praktiskt taget enbart tillämpats på fastmarker, har utförts i liten utsträckning jämfört med det bedömda kompensationsbehovet (Anon., 2002).

Den sammanlagda arealen torvmarker som med avseende på skogliga tillväxteffekter kan bedömas vara de allra mest lämpade för askgödning har beräknats till ca 200 000 ha (Hånell & Magnusson, 2005). I det urvalet ingår gallringsmogen och äldre skog där torvtäcket är minst 30 cm mäktigt och fältvegetationen domineras av "Bättre ris" och "Lågstarr". Det bör påpekas att urvalet gjorts mycket restriktivt. Exempelvis ratades alla högrört- och lågrörttyper med hänsyn till risken för hög avgång av växthusgasen lustgas (N₂O) från näringsrika torvmarker med låg C/N-kvot (<25), se Klemmedtsson m.fl. (2005). Det kan mycket väl vara så att ny kunskap om askgödningens tillväxteffekter och miljöpåverkan kommer att tala för ett generösare urval och att således åtskilligt flera torvmarksskogar än de som Hånell och Magnusson (2005) anger är lämpliga för askgödning. Skulle t.ex. även våta fastmarker med minst 20 cm mäktigt torv ha tas med kommer arealurvalet att nära nog fördubblas.

Åtgången av aska för skogsgödning kan beräknas utifrån torvmarksskogarnas behov av fosfor. Det ger vid handen att en askdos motsvarande 40-50 kg P per ha är erforderlig (Paavilainen & Päivänen, 1995) och eftersom askans fosforinnehåll vanligen är omkring en procent (se t.ex. Paarlahti, 1980) blir askgödningens dos ca fem ton per ha. Den givan kan bedömas motsvara skogens behov under 20-25 år. Om omloppstiden antas vara 100 år innebär det att det årliga behovet av aska för att gödsla de utvalda torvmarksskogarna om 200 000 ha blir omkring 40 000 ton (jfr. Sikström m.fl., 2006).

De fysiska förutsättningarna för askgödning av torvmarksskogar i Sverige synes således vara mycket goda. Det finns gott om både aska och skogar och askan räcker även för

åtskilligt större gödslingsarealer än de som f.n. kan bedömas vara de allra mest lämpade.

Miljöbalken (MB) och skogsvårdslagen (SVL) reglerar såväl askåterföring som askgödsling och för båda gäller att anmälan om samråd ska göras till Skogsstyrelsen som är tillsynsmyndighet (Se SFS 1998:900). Den som önskar sprida aska i skog har att följa MB där det i 12 kap, 6 § anges att en verksamhet eller åtgärd som väsentligt kan komma att ändra naturmiljön ska anmälas för samråd till den myndighet som utövar tillsynen. Skogsstyrelsen i sin tur har att rätta sig efter föreskrifterna i SVL 30§ som direkt berör kompensationsgödsling och skogsgödsling. I föreskrifterna anges bl.a. att ”Skador till följd av skogsbruksåtgärder skall undvikas eller begränsas på mark och i vatten. Vid avverkning skall näringsläckage till sjöar och vattendrag begränsas. När skogsgödsling, skogsmarkskalkning, vitaliseringsgödsling, kompensationsgödsling eller spridning av bekämpningsmedel utförs, skall det ske så att skador på miljön undviks eller begränsas”. I samma paragraf sägs också att ”När träddelar utöver stamvirket tas ut ur skogen skall, när så erfordras, åtgärder vidtas i före, samband med, eller efter uttaget så att skador inte uppstår på skogsmarkens långsiktiga näringsbalans”.

I Skogsstyrelsens tolkning av föreskrifterna och därpå grundade rekommendationer diskuteras asktillförsel till torvmarker endast som askåterföring (och inte som gödsling). Hittills har myndigheten förordat att askdosen bör begränsas till tre ton TS (torrsubstans) under en tioårsperiod (Anon. 2001). Den rekommendationen tillmötesgår önskemålet från produktionssynpunkt (ovan) om att gödsla med fem ton aska per ha för en period om 20-25 år. Ett förslag om att ändra rekommendationen till att högst sprida tre ton TS under beståndets omloppstid har emellertid lagts fram (under 2006), dvs. en minskning av askdosen till en tiondel av den hittills rekommenderade vid en omloppstid om 100 år. Den nya rekommendationen grundas (liksom den förra) på ett förarbete som enbart behandlar askåterföring, främst miljöeffekter av sådan till fastmarker. Torvmarkernas större kapacitet att binda de oönskade ämnen som tillförs med askan (t.ex. tungmetaller) har inte beaktats i förslaget och askgödsling på torvmarker nämns inte som en möjlighet. Med hänsyn till de grundläggande skillnader som karakteriserar de båda markslagen fastmarker och torvmarker, såväl ifråga om tillväxteffekter som miljöeffekter efter asktillförsel, måste det hållas för troligt att skilda rekommendationer ifråga om askdoser bör ges, t.ex. så att den hittillsvarande rekommendationen om tre ton aska för en tioårsperiod fortsatt ska gälla för torvmarker.

8.4.5 Slutsatser

Asktillförsel till torvmarker kan ske både som återföring i kompensationssyfte för gjorda biomassauttag (av stamvirke med eller utan avverkningsrester) och som gödsling för ökad skogsproduktion. Biobrännlepotentialen på de skogbevuxna torvmarkerna i landet är hög och det finns stora arealer med torvmarksskogar vars tillväxt skulle öka väsentligt av askgödsling. Det finns risker förenade med asktillförsel till skog p.g.a. askans innehåll av oönskade ämnen, t.ex. fosfor, nitrat och flera tungmetaller, som kan utlakas från växtplatsen och som följd av att tillförseln kan stimulera till en ökad avgång av växthusgaserna koldioxid, metan och lustgas. Miljöeffekterna av askgödsling till torvmarker är ofullständigt studerade men befintliga resultat indikerar inte ökad utlakning av fosfor och nitrat, och halten av flera tungmetaller har t.o.m. befunnits vara

mindre i avrinningsvatten från områden som askgödslats för flera år sedan jämfört med vatten från ogödslade områden. Tendenser till ökade tungmetallhalter i avrinningsvatten efter askgödsling har observerats, hittills dock endast under relativt kort tid efter gödslingen. De lagregler som är tillämpliga på askåterföring och askgödsling i torvmarksskogar utgör inget hinder för vare sig asktillförsel i kompensations syfte eller askgödsling. Tolkningen av lagreglerna och de därpå grundade rekommendationerna om askdoser kan däremot vara en förklaring till det faktum att varken torvmarksskogarnas biobränslepotential eller möjligheten att öka produktionen i dessa genom askgödsling för närvarande (2007) utnyttjas i Sverige.

9 Geotekniska tillämpningar

9.1 Inledning

Askor kan användas i många sammanhang när det gäller anläggningsbyggande och liknande. I detta kapitel tas exempel på sådana tillämpningar upp, särskilt användning i vägar/gator/trafikerade ytor och i deponikonstruktioner. I dessa sammanhang är både miljötekniska och geotekniska egenskaper avgörande. Detta kapitel fokuserar mer på de geotekniska egenskaperna.

9.2 Vägar, gator, järnvägar, trafikerade ytor

En sak som hittills har bromsat användningen av askor och andra alternativa material vid anläggningsarbeten har varit svårigheter att bedöma materialens egenskaper, både geotekniska- och miljömässiga. Det finns dock en hel del forskning och erfarenheter kring detta. Det pågår arbete med att sammanställa den kunskap som finns i handböcker och vägledningar inom området för att underlätta bedömningar. Vägverket har nyligen publicerat en Vägledning för användning av alternativa material vid väg- och järnvägsbyggnad som tar upp tekniska aspekter, krav och metoder för att bestämma tekniska egenskaper i alternativa material (Vägverket 2007). Vägledningen tar även upp miljöbedömning. Två materialhandböcker som tillhör vägledningen har publicerats; Handbok för Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten och Handbok för Flygaska i mark- och vägbyggnad. Under 2008 ska också Naturvårdsverket publicera kriterier för att använda avfallsklassade material i anläggningsarbeten.

Det ställs en mängd funktionella krav på vägar, gator etcetera och därmed på de material som de byggs av. En väg ska vara framkomlig, jämn och halkfri vilket ställer krav bland annat på vägens bärförmåga, beständighet och tjälfarlighet. Användning av ”alternativa”, d v s ej traditionella, material är också ofta förknippat med miljöfrågor om emissioner och naturresursaspekter.

En översikt över askors tekniska funktioner i en konstruktion finns i Tabell 9-1. En del askor har tekniskt så bra egenskaper att konstruktionen förbättras då de ersätter traditionella material i anläggningsarbeten. Flygaska (från biobränsle) till exempel har en högre styvhet jämfört med naturgrus vilket ökar konstruktionens bärförmåga. För andra askor består nyttan mest av att naturresurser som till exempel grus sparas och att transporterna minskar om avståndet till askan är kortare än till naturgruset. Material

som är lättare, har lägre densitet, än traditionella material kan utnyttjas när ett belastningskänsligt område behöver avlastas. De lättare materialen är som regel också mer isolerande än traditionella material på grund av att de innehåller mer luftfyllda porer. Detta förhindrar nedträngning av frost och bidrar till bättre tjälisolering. Flygaska har använts som bindemedel istället för t ex kalk eller cement vid jordförstärkning.

Tabell 9-1. Teknisk funktion och egenskaper för askor (efter Vägverket 2007).

Funktion Material	Styvhets- ökning	Material- ersättning	Lätt fyllning	Jordförstärkning/ stabilisering	Tjäl- isolering
Flygaska	X	X	(X)	X	X
Slaggrus	(X)	X	(X)		(X)
Botteaskor exkl slaggrus		X	(X)		(X)

I Tabell 9-2 finns en översikt över askor som idag används i anläggningsbyggande, deras egenskaper och användningsområden.

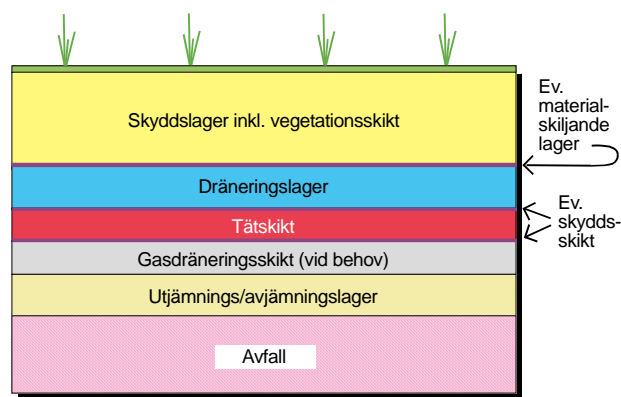
Tabell 9-2. Översikt över material och deras användning i vägar mm.

	Flygaska (kol, trä- och skogsavfall)	Slaggrus (behandlad bottenaska, hushållsavfall)	Bottenaska exklusive slaggrus (kol-, träskogsavfall)
Utmärkande egenskaper	Härdande egenskaper (varierar m typ av bränsle mm)	Liknande sandigt grus, något lättare, sprödare och lägre värmeledningstal.	Oftast lättare och sprödare än sand och grus. Beror av förbränningsteknik.
Användningsområde	Öka bärförmåga och förbättra tjälegenskaper hos vägar mm. Jordförstärkning Tät- och avjämningskikt på deponier	Ersätta grus, sand, krossat berg. I vägar mm som underbyggnad, skyddslager, förstärkningslager. Konstruktionsmaterial på deponi.	Obundna väglager Konstruktionsmaterial på deponi Fyllning i ledningsgravar.
Miljöbedömning	Föroreningsrisken kan normalt anses obetydlig om materialet inte används i ytan (damning)	Miljöbedömning av varje aska. ¹	Miljöbedömning av varje aska. ¹
Att tänka på	Bara över grundvattenytan med god avvattning. Känslig för nederbörd Damning	Bara över grundvattenytan med god avvattning med hårdgjord yta eller beläggning. Damning	Bara över grundvattenytan med god avvattning.

¹ Kan utföras enligt kapitel 7 i Vägverkets Vägledning för alternativa material (Vägverket 2007) samt med bedömning utifrån Naturvårdsverkets kommande kriterier (NV 200X).

9.3 Sluttäckning av deponier

Svensk deponilagstiftning har skärpts avsevärt på senare år i och med att EU:s deponeringsdirektiv implementerats (se avsnitt 5.5). Många av landets befintliga deponier uppfyller inte de nya kraven och ett stort antal av dem kommer därför att behöva avslutas inom det närmaste decenniet. I Sverige finns flera hundra deponier som är mer eller mindre i drift med eller utan botten tätning. Ofta saknas en naturlig geologisk barriär och deponierna ska då avslutas med en sluttäckning som uppfyller vissa villkor. En principskiss av de olika lagren i en sluttäckning finns i Figur 9-1. Det finns olika krav för olika lager i olika typer av deponier (se Förordningen om deponering av avfall 2001:512). Detta leder till en stor efterfrågan på konstruktionsmaterial att använda i sluttäckningar. Användning av ”alternativa” eller avfallsklassificerade material kan vara ett bra alternativ till naturmaterial – särskilt om transportavståndet är kortare än för motsvarande naturmaterial. Alternativa material har även använts i botten tätningar och vägar på deponier. Material som används måste uppfylla deponeringsförordningens och miljöbalkens krav (se avsnitt 5.10).



Figur 9-1. Principskiss av sluttäckning (från Rogbeck et al 2007).

Figur 9-1. Principle illustration of final covering of a landfill (from Rogbeck et al 2007).

Askor har använts som konstruktionsmaterial på deponier både i pilotförsök och fullskaleprojekt. Tham och Ifwer (2006) har inventerat askanvändning på deponier. Resultaten av deras studie sammanfattas i Tabell 9-3. Undersökningen visar att det går att uppfylla funktionskravet på genomsläpplighet vid användning av askor i sluttäckningsskikt. De askor som använts är i huvudsak botten- och flygaskor från biobränslen men även andra typer förekommer.

Tabell 9-3. Användning av askor för täckning av deponier. Baseras på enkäter till deponier (Tham och Ifwer 2006²).

Användning	Status ¹	Aska	Kommentar
Avjämningsskikt/ Gastransportskikt	4 fullskaleprojekt 4 pilotförsök	Flygaska, Bottenaska Både biobränsle & avfall	Krav: Samma som på avfallet pga användning under tätskikt.
Tätskikt	3 fullskaleprojekt 5 pilotförsök/ försöksytor	Aska eller aska blandat med rötat avloppsslam. Främst flygaska från biobränsle.	Krav på genomsläpplighet och beständighet. Viktigt med täthet över tiden.
Dräneringsskikt	2 fullskaleprojekt 2 pilotförsök	Bottenaska (slaggrus och pannsand)	Metaller och oförbränt bör sorteras bort ur askan.
Skyddsskikt	3	Aska (avfall) blandat med slam mm	Krav: Organiskt < 30 vikt-%
Vegetationsskikt	1	Mindre andel bottenaska fr avfall	Viss växtetablering gynnas av basisk jord.
Bottentätning	1 i deponicell	Bottenaska	Som dräneringsskikt ovan geomembran.
Injektering	1 pilotförsök	Flygaska blandat med vatten, askslurry	Motverka sättningar i deponin.
Konstruktion av vallar , vägar	3 fullskale + 1 som tänker börja använda		
Rening av lakvatten i damm	1 pilotförsök	Bottenaska + flygaska	Bottentätning.

¹ Vissa fullskaleprojekt har tillstånd men har inte kommit så långt i praktiskt arbete.

² Rapport: "Ask användning i deponier", sammanfattning 2006 inom askprogrammet.

I rapporten uppger flera deponiägare att man vid tillämpningarna har stött på praktiska problem med damning vid askhantering och med luktstörningar då aska och slam blandas men det finns förslag på hur dessa problem kan lösas (Tham och Ifwer 2006). Materiallogistik är viktig så att ytor kan färdigställas och inte ligga exponerade över längre tid.

Fortfarande finns obesvarade frågor kring askors beständighet på lång tid (1000-årsperspektiv). På grund av det långa tidsperspektivet är dessa frågor ofta obesvarande även för naturmaterial (t ex bentonit) och plaster/gummi som används. Ytterligare studier av hur askor förändras – ombildas - med tiden och hur detta påverkar dess egenskaper behövs. Vissa askor har en benägenhet att omvandlas till lermineral vilket innebär möjligheter att ytterligare förbättra egenskaperna hos tätskikt på lång sikt (Tham och Ifwer 2006).

I ett långtidsperspektiv är deponins stabilitet mycket viktig. Ett skred i en sluttäckning exponerar omgivningen för avfallet och avfallet för vatten och luft. Det finns en vägledning på området stabilitet i deponier: Deponiers stabilitet - Vägledning för beräkning (Rogbeck et al 2007). I den påpekas att släntstabiliteten, som ofta är kritisk i en deponi, inte alltid beaktas tillräckligt. I rapporten ges rekommendationer för hur stabiliteten bör beräknas och hur materialets egenskaper skall undersökas. Både hållfastheten hos de material som används och interaktionen mellan materialen (kan de glida mot varandra?) är viktig.

Flygkastabiliserat avloppsslam (FSA) har i flera pilotförsök visat sig vara ett material som kan uppfylla kraven på tätskikt i deponier för ickefarligt avfall. En sluttäckning med FSA som tätskiktsmaterial ställer speciella krav på val av material, blandning och utläggning. Under våren 2007 har erfarenheter och resultat från pilotstudier och fullskaleprojekt sammanställts i en rapport (Carling et al, 2007) som ska fungera som vägledning för den som är inblandade vid en sluttäckning med FSA (till exempel deponiägare, konsulter, materialägare och entreprenörer). Vägledningen innehåller en beskrivning av vilka geotekniska och miljömässiga krav som måste uppfyllas och ska också kunna fungera som stöd för miljömyndigheter.

9.4 Andra geotekniska tillämpningar

Många askor kan användas som utfyllnad i andra tillämpningar, till exempel under icke trafikerade ytor och i bullervallar.

Bottenaska från förbränning i fluid bed-panna har med goda resultat använts som kringfyllnadsmaterial i ledningsgravar för fjärrvärme (Pettersson et al 2004). Både askor från avfalls- och biobränsleförbränning har användes i projektet. För biobränsleaskorna var det inga problem med innehåll eller utlakning av föroreningar. Askorna från avfallsförbränning lakade ut för höga halter av antimon jämfört med gränsvärden för att läggas på deponi för inert avfall. (Dessa gränsvärden användes i brist på annat jämförelsematerial. Naturvårdsverkets nya kriterier kommer troligen att användas som jämförelsegrund i framtiden.).

Askor har använts för täckning av gruvavfall. Askan täcker och buffrar gruvavfallets sura pH. Om detta kan läsas ibland annat ”Aska och rötslam som tät- och tätskikt för vittrat gruvavfall” (Bäckström och Karlsson 2006) och ”Askor och rötslam som tätskikt för gruvavfall” (Bäckström och Johnsson 2004). Flygaska och rötslam har även använts som tätskikt täckning av pyritrik anrikningssand; ”Askor och rötslam vid efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering” (Greger och Neuschuts 2006). Askans hårdhet, saltinnehåll och höga pH motverkade rotpenetration från vegetationsskiktet.

10 Andra alternativ

10.1 Inledning

Det finns alternativ till sprida en ask i skogen/på åkern eller använda den i konstruktioner. En stor del av de askor som produceras idag deponeras till exempel. I detta kapitel diskuteras deponering av aska och användning av aska i cement/betong.

10.2 Aska i cement/betong

I betongbranschen finns en gemensam överenskommelse som verkar för att ”fasa ut” användningen av naturgrus vid betongtillverkning. Istället används ofta krossat berg och då ökar behovet av att tillsätta finmaterial i betongen.

Inom EU används askor från förbränning av kol som tillsats i betong och cement. I Sverige har försök med att istället använda flygaskor från förbränning av biobränsle som fyllnadsmaterial (filler) i betong gjorts. Det finns dock skillnader mellan flygaskorna från kolförbränning och bioaskor från den svenska förbrännings- och pappersmasseindustrin. Bland annat ger kol en mer homogen aska eftersom bränslet är mer homogent. I ”Användning av svenska flygaskor som fillermaterial i betong” (Sundblom 2006) visas att det finns svenska flygaskor som har goda filleregenskaper och kan ersätta det idag använda kalkfillret i betongrecept. Detta gäller för enklare betongtillämpningar. För mer komplicerade tillämpningar måste askan certifieras vilket kräver att askan håller en tillräckligt jämn kvalitet. Certifiering är också dyrt för småproducenter.

Allmänt så innehåller flygaskor oftast tillräckligt med CaO och SiO₂ för att ge pozzolana reaktioner (se kapitel 3). Organiskt innehåll i askan och vissa tungmetaller (ex Zn och Pb) retarderar dessa reaktioner och för höga kloridhalter i askan kan utgöra ett problem då det gör att armering rostar.

Möjligheterna att ersätta cement med flygaska vid fyllning av gamla brytrum i en gruva har undersökts i: ”Användning av askor från förbränning med returpapperslam inom gruvindustrin” (Nordström et al 2004). Försöken visade att 50 % av cementen bör kunna ersättas med flygaska från förbränning av returpapperslam. Flygaska från förbränning av avfall i rosterpanna visade sig olämplig på grund av gasutveckling.

10.3 Deponering

Alternativet till att återvinna en aska är normalt att deponera massorna. Vid deponering har man under en längre tid bättre kontroll på var askan finns och på de yttre omständigheterna. En deponi är dock inget slutförvar. Den deponeringsstrategi som tillämpas i Sverige går ut på att deponin medför en begränsad och för omgivningen acceptabel utlakning av miljöpåverkande ämnen. Detta innebär att materialet i deponin neutraliseras på lång sikt. Merparten lakbara föroreningar i en deponi kommer på lång sikt att tillföras omgivande miljö - med undantag av vissa organiska föroreningar som ska hinna brytas ned innan barriärernas funktion upphör. Spridning av föroreningar skall genom olika skyddsåtgärder fördröjas så mycket som behövs för att undvika skada på människor och miljö.

En grundläggande tanke i avfallshanteringen är att varje generation skall ta hand om sitt eget avfall. Deponier skall därför konstrueras så att tidsperioden som kräver aktiva skyddsåtgärder begränsas. Detta ställer stora krav på deponins konstruktion.

Sedan ”förordningen om deponering av avfall” (2001:512), se avsnitt 5.5 infördes 2001 finns övre gränser för utlakning och innehåll av vissa ämnen i avfall som deponeras på deponi för farligt avfall. Vissa flygaskor från avfallsförbränning överskrider dessa gränser och får därmed inte deponeras på deponier i Sverige. I rapporten ”Kritiska deponiavfall – som inte klarar gränsvärden för att deponeras på deponi för farligt avfall” (SGI 2005) uppskattas mängden flygaskor som överstiger gränsvärden för deponering på deponi för farligt avfall till 200-250 000 ton/år. De ämnen som överstiger

gränsvärden är As, Cl, Mo, Cl, Pb (1-3 gånger gränsvärdet) och Pb, Se, SO_4^{2-} , Zn (mer än 3 gånger gränsvärdet).

Realistiska behandlingar saknas ännu i Sverige för vissa av dessa askor. Metoder som tvättning och stabilisering har prövats. Det som återstår är export av avfallet till Langöya i Norge där det används som ersättning för bränd kalk för att neutralisera järnhaltig svavelsyra eller saltgruvor i Tyskland där det används för att stabilisera svaga pelare i saltgruvor.

11 Litteraturreferenser

Med reservation för att angivna länkar ändras. Referenserna är ordnade kapitelvis med tips på vidare läsning längst ner i varje kapitel. Referenslistan gör *INTE* anspråk på att vara fullständig. Mer information finns bland annat på de web-sidor som listas under inledning.

1 Inledning

NV 2006, Efterbehandling av förorenade områden Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering, Manual för efterbehandling, utgåva 2, Naturvårdsverket 2006.

Hemsidor med material om energiaskor

Energimyndigheten arbetar för en effektiv och hållbar energianvändning och en kostnadseffektiv svensk energiförsörjning. Stöttar bland annat forskning och utveckling. <http://www.energimyndigheten.se/>

Avfall Sverige är den svenska intresse- och branschorganisation för avfallshantering och återvinning. Fram till 2008 hette Avfall Sverige Svenska renhållningsverksföreningen, RVF. *Avfall Sverige Utveckling* har publicerat en rad rapporter som berör askor. <http://www.avfallsverige.se/>

IVL, Svenska Miljöinstitutet, är ett fristående och icke vinstdrivande forskningsinstitut som arbetar med lösningar på miljöproblem i samhället. Forskningen är samfinansierad av staten och näringslivet. <http://www.ivl.se/>

RecAsh, ett EU-projekt 2003-2006, med målet att avhjälpa kunskapsbrist och brist på pedagogiska handböcker inom askåterföring till skog. Publikationer och material från projektet finns på: <http://www.recash.info>

Science direct. Här kan man läsa abstracts, söka och beställa artiklar ur internationella tidskrifter. Till exempel *Journal of Hazardous Materials* och *Waste Management*, har en hel del artiklar om askor. <http://www.sciencedirect.com/science/>

SGI, Statens geotekniska institut, är en myndighet och ett forskningsinstitut som bedriver forskning och rådgivning, bland annat inom karaktärisering och användning av restprodukter i geotekniska tillämpningar. <http://www.swedgeo.se>

Skogforsk är det svenska skogsbrukets forskningsinstitut, finansierat av staten och skogsnäringsen. Skogforsk publicerar populärvetenskapliga sk Resultat. De finns listor under rubriken (Genvägar - Resultat) på skogforsk hemsida: <http://www.skogforsk.se/>

Skogsstyrelsen är myndigheten för frågor som rör skog. Skogsstyrelsen har bland annat gett ut rekommendationer om kompensationsgödsling med aska (Meddelande 2-2001). <http://www.skogsstyrelsen.se/>

Svenska EnergiAskor är ett bolag som ska främja användningen av askor. På deras hemsida finns mycket information om användning av askor: www.energiaskor.se

Värmeforsk bedriver forskning som finansieras gemensamt av näringslivet och staten. Inom forskningsprogrammet ”askprogrammet” har mycket forskning om askor och användning av askor bedrivits. Alla forskningsrapporter finns tillgängliga på Värmeforsks hemsida: www.varmeforsk.se

2 Energiaskor i Sverige

Allaska 2007, Vägledning till terminologi i databasen Allaska, hämtad november 2007. Både databas och vägledning till terminologin finns på: www.energiaskor.se

Bjurström H., 2002. En bedömning av askvolymmer, PM 2002-01-31, Svenska Energiaskor AB.

Chandler A.J, Eighmy T.T, Hartlen J, Hjelm O, Kosson D.S, Sawell, S.E, van der Sloot, H.A, Vehlow, J. 1997, ”Municipal solid waste incinerator residues”, Elsevier 1997, IBSN 0444825630.

Large Combustion Plants (LCP), Waste Incineration (WI), dokument hos European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau. Tillgängliga på: <http://eippcb.jrc.es/pages/FActivities.htm>

SGI 2003, Inventering av restprodukter som kan utgöra ersättningsmaterial för naturgrus och bergkross i anläggningsbyggande. Tillgänglig på: www.sgu.se och www.swedgeo.se

SGI 2007, Arm M, Lindeberg J och Helgesson H, Sammanställning av material och användningsområden. - Underlag i Naturvårdsverkets regeringsuppdrag "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten", SGI Varia 572. Tillgänglig på: www.swedgeo.se och www.naturvardsverket.se

STEM 2003, Askor från bibränslen och blandbränslen - mängder och kvalitet. Statens Energimyndighet, ER 10:2003, ISSN 1403-1892. Tillgänglig på: www.energimyndigheten.se

Svenska EnergiAskor 2007, Aska från energiproduktion – producerad och använd mängd aska i Sverige 2006. Sammanställt av Caroline Engfeldt. Tillgänglig på: www.energiaskor.se

Vidare läsning:

Branschfaktblad: Förbränningsanläggningar för energiproduktion inklusive rökgaskondensering (utom avfallsförbränning) Naturvårdsverket 2005 Kan hämtas på Naturvårdsverkets hemsida: www.naturvardsverket.se (sök på branschfaktblad t ex)

Förslag till handlingsplan för askåterföring. Rapport 790. Henrik Bjurström, Värmeforsk service AB 2002. ISSN.0282-3772..

3 Materialegenskaper

Arm et al, 2006, Slaggrus i väg- och anläggningsarbeten, SGI Information 18:5 2006. Tillgänglig på: www.swedgeo.se

Arm M. et al, pågående, Förutsägelse av långtidsegenskaper i aska. Kommer att publiceras i Värmeforsk rapportserie och då finnas tillgänglig på www.varmeforsk.se, enligt planen under 2008.

Berg et al, 2007, Förstudie - sammanställning och syntes av kunskap och erfarenheter om grödor från åker till energiproduktion. Magnus Berg, Monika Bubholz, Maya Forsberg, Åse Myringer, Ola Palm, Marie Rönnbäck, Claes Tullin. Värmeforsk rapport 1009. Stockholm 2007. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Bjurström H. och Suèr P. 2006, Vad är oförbränt? Värmeforskrapport 951. Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Bjurström H. 2006, Organiska ämnen i askor. Värmeforsk rapport 994. Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Dimitrou and Aronsson 2005, Willows for energy and phytoremediation in Sweden, I Dimitrou and P Aronsson, Unasyuva 221, Vol. 56, 2005

Emilsson 2006, Handbok - Från skogsbränsleuttag till askåterföring. Framtagen inom EU-projektet RecAsh. Skogsstyrelsen 2006, ISBN 91-975555-2-5
Tillgänglig på: www.recash.info

Flyhammar P. et al 2004, Lagring av slaggrus Rapport 1. Slaggrusets åldrande - Förändringar av miljömässiga egenskaper. Peter Flyhammar, David Bendz, Jan Hartlén, Raul Grönholm. Rapport från Sysav Utveckling AB februari 2004. Tillgänglig på: www.sysav.se

Flyhammar 2006, Kvalitetssäkring av slaggrus - Miljömässiga egenskaper. Värmeforsk rapport 973, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Gruvaeus I. och Marmolin C. 2007, Återföring av aska från bioenergigrödor odlade på åkermark, Hushållningssällskapet Skaraborg rapport nr 1/07, finns även som rapport hos JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik).

Hjalmarsson A-K, Bjurström H., Sedendahl K. Handbok för restprodukter från förbränning, Svenska Fjärrvärmeföreningen, Stockholm 15 februari 1999. Tillgänglig på: www.energiaskor.se

Larsson R. 1982, Jords egenskaper, SGI-information nr 1. Tillgänglig på: www.swedgeo.se

Lundin L. 2007, Formation and degradation of PCDD/F in waste incineration ashes. Doktorsavhandling vid Umeå Universitet, Lisa Lundin, 2007. Tillgänglig på: <http://www.ub.umu.se/>

Munde et al 2006, Handbok; Flygaska i mark och vägbyggnad, Grusvägar, Värmeforsk rapport 954. Hanna Munde, Bo Svedberg, Josef Mácsik, Aino Maijala, Pentti Lahtinen, Peter Ekdahl, Jens Néren, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

NV rapport 5334 2003, Oförbränt material i aska - Andel organiskt kol, mätmetoder och mängder, Henrik Bjurström och Magnus Berg, ISBN 91-620-5334-5, Naturvårdsverket december 2003. Tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

RVF 2002, Kvalitetssäkring av slaggrus från förbränning av avfall. Rapport från RVF Utveckling 2002:10. (RVF=Svenska Renhållningsverksföreningen, numera Avfall Sverige.) Kan beställas från: www.avfallsverige.se.

SGI 2007, Arm M, Lindeberg J och Helgesson H, Sammanställning av material och användningsområden. - Underlag i Naturvårdsverkets regeringsuppdrag "Återvinning av avfall i anläggningsarbeten", SGI Varia 572. Tillgänglig på: www.swedgeo.se och www.naturvardsverket.se

SOU 2002:100 (Statens offentliga utredningar) Uthållig användning av torv, 2002. Tillgänglig på: <http://www.sou.gov.se/>

Sveriges Geotekniska Förening, kurser för certifierad provtagning, www.sgf.net

Vidare läsning:

Avfall Sverige Utveckling, Nedbrytning av organiska föreningar i rökgasreningsprodukter vid avfallsförbränning, RAPPORT 2007:03, ISSN 1103-4092

Biobränsle och askor – en översikt. ET 77:1999. Kan laddas ner från energimyndighetens hemsida: www.energimyndigheten.se

Bioenergiportalen, <http://www.bioenergiportalen.se>

Eriksson, 1993, Karaktärisering av vedaska. Vattenfall Research Bioenergi

Hasselgren, Aronsson, Johansson, Larsson 2007, Dem kommunala marken - effektiv resurs för kolsänka och kretslopp. Svenskt vatten Nr 2, April 2007, s 11.

Karaktärisering och behandling av träaska. R-1996:15. Kan köpas från energimyndigheten: www.energimyndigheten.se

Lindkvist (2000) Aska från Biobränsle. Rapport 5.2000 från Skogsstyrelsen. ISSN 1100-0295

NV 2003, Oförbränt material i aska - Andel organiskt kol, mätmetoder och mängder, Bjurström H och Berg M, NV-Rapport 5334 december 2003. Tillgänglig på: <http://www.naturvardsverket.se/>

Olsson, S., and J.P. Gustafsson, Kopparformer i lakvatten från energiaskor, Värmeforsk rapport 962, Stockholm 2005. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

RVF Utveckling 2002, Karbonatstabilisering av flygaska från avfallsförbränning, RVF Utveckling rapport 2002:05

RVF 2002, Hantering av rökgasreningrest (RGR) från avfallsförbränning, RVF Utveckling rapport 2002:01. www.avfallsverige.se

Sawell, S.E, An international perspective on the characterisation and management of residues from MSW incinerators. Fuel and Energy Abstracts, Volume 37, Issue 2, March 1996, Page 141

Svensson, M., I. Herrmann, H. Ecke, and R. Sjöblom, Selektiv mobilisering av kritiska element hos energiaskor. Värmeforsk rapport 931, Stockholm 2005. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Svenska bioenergiföreningen, hemsida: <http://www.svebio.se/>

Torv. Hemsidor om torv: <http://www.torvforsk.se/>, <http://www.sgu.se/sgu/sv/naturresurs/torv/index.html>, <http://www.torvproducenterna.se/>

4 Miljömål

Miljömålportalen 2007, Information om åtgärdsstrategier, hämtad 18 september 2007 på www.miljomal.nu.

Miljömålportalen 2007:2, Information om miljömålet giftfri miljö hämtad 18 september 2007 på; http://miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal4.php

5 Tillämpbar lagstiftning och föreskrifter

99/31/EG, Rådets direktiv 99/31/EG av den 26 april 1999, om deponering av avfall. Tillgänglig på: <http://eur-lex.europa.eu/sv/index.htm>

2003/33/EG, Rådets beslut av den 19 december 2002 om kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid avfallsdeponier i enlighet med artikel 16 i, och bilaga II till, direktiv 1999/31/EG. Tillgänglig på: <http://eur-lex.europa.eu/sv/index.htm>

Bendz et al 2006, Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande, etapp II, Bendz D, Wik O, Elert M, Håkansson K, Värmeforsk rapport 979, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Egnell G, 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Egnell G, Nohrstedt H-Ö, Weslien J, Westling O och Örlander G. Skogsstyrelsen Rapport nr 1. Tillgänglig på: www.skogsstyrelsen.se

Egnell G, 2007, Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige – En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. Egnell G, Westling O, Dahlberg A, Bergh J och Rytter L. 2006. Energimyndigheten Rapport 44. ISSN 1403-1892. Tillgänglig på: www.energimyndigheten.se

Emilsson 2006, Handbok - Från skogsbränsleuttag till askåterföring. Framtagen inom EU-projektet RecAsh. Skogsstyrelsen 2006, ISBN 91-975555-2-5
Tillgänglig på: www.recash.info

Gruvaeus Ingemar och Marmolin Christina 2007, Återföring av aska från bioenergiogrödor odlade på åkermark, Hushållningssällskapet Skaraborg rapport nr 1/07, finns även som rapport hos JTI (Institutet för jordbruks- och miljöteknik).

Håkansson K 2004, Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande – etapp 1. Håkansson K, Wik O, Bendz D, Helgesson H, Lind B, Värmeforskrapport nr 879. Stockholm 2004. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Miljöbalken 9 kap, 6 §, (SFS 1998:808), SFS (Svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

Miljöbalken 12 kap 6 § (SFS 1998:808), SFS (Svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

Naturvårdsverkets allmänna råd 2004:2, Handbok om deponering av avfall. Tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

NFS 2004:4, Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om hantering av brännbart avfall och organiskt avfall. NFS (Naturvårdsverkets författningssamling) finns tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

NFS 2004:10 och 2005:9, Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfarandet för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall (2004:10 med ändring i 2005:9). NFS (Naturvårdsverkets författningssamling) finns tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

NFS 2005:3, Transport av avfall. NFS (Naturvårdsverkets författningssamling) finns tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

NV rapport 4638, 1997, Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket 1997. Tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

SJVFS 2004:62, 2005:1 och 2004:62, SJVFS (Statens jordbruksverks föreskrifter, med tillhörande allmänna råd), finns tillgängliga på: www.sjv.se

SNFS 1994:2, Föreskrift om skydd för miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket. NFS (Naturvårdsverkets författningssamling) finns tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

Skogsstyrelsen 2001, Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Skogsstyrelsens meddelande 2-2001. Tillgänglig på skogsstyrelsens hemsida: www.skogsstyrelsen.se

Skogsvårdslagen SFS 1979:429, SFS (svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SFS 1977:1160, Arbetsmiljölagen. SFS (Svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SFS 1988:220, Strålskyddslagen. SFS (Svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SFS 1993:1096, Skogsvårdsförordningen. SFS (svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SFS 1998:899. Förordningen om miljöfarlig verksamhet, SFS (svensk författningssamling).

SFS 1998:904, Samråd. SFS (Svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SFS 2001:1063, Avfallsförordningen, SFS (Svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SFS 2001:512, Förordningen om deponering av avfall. SFS (svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

Sjösteen muntl 2007, Ghita Sjöösten, Vattenfall Värme Norden.

SSI FS 2005:1, Föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137. Tillgänglig på SSI (Statens strålskyddsinstitut) hemsida: www.ssi.se

SSI rapport 2005:7, Kommentarer och vägledning till föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137". Tillgänglig: www.ssi.se

Vägverket 2007, Vägledning för alternativa material i väg- och järnvägsbyggande.
Tillgänglig på: www.vv.se.

Vidare läsning:

På Naturvårdsverkets hemsida finns länkar till lagar och andra styrmedel. Där finns också mer allmän information om miljöbalken:

<http://www.naturvardsverket.se/sv/Lagar-och-andra-styrmedel/>

Handbok för anmälan om samråd: Anmälan för samråd enligt 12 kap. 6 §, miljöbalken, Handbok 2001:6, finns på Naturvårdsverkets hemsida, www.naturvardsverket.se

6 Vägledningar, rekommendationer, kriterier etcetera

Adler et al 2004, Vägledning för klassificering av förbränningsrester. Adler P, Haglund J-E, Sjöblom R, Värmeforsk rapport 866, Stockholm 2004. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se Har även getts ut av Avfall Sverige (f d RVF), RVF utveckling 2005:1

Arm et al, 2006, Gasbildning i aska, Arm M, Lindeberg J, Rodin Å, Öhrström A, Värmeforsk rapport 957, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Avfall Sverige 2007:1, Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor, Avfall Sverige utveckling 2007:01, Stockholm 2007. Tillgänglig på : www.avfallsverige.se

Bendz et al 2006, Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande, etapp II, Bendz D, Wik O, Elert M, Håkansson K, Värmeforsk rapport 979, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Carling M. 2007, Vägledning för användning av flygkastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt. Carling M., Håkansson K., Mácsik J., Mossakowska A., Rogbeck Y. Värmeforsk rapport 1010. Stockholm 2007. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Emilsson 2006, Handbok - Från skogsbränsleuttag till askåterföring. Framtagen inom EU-projektet RecAsh. Skogsstyrelsen 2006, ISBN 91-975555-2-5
Tillgänglig på: www.recash.info

NV 1997, Generella riktvärden för förorenad mark. Rapport 4638. Naturvårdsverket 1997. Tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

NV 1997:2, Development of generic guidelines, Stockholm 2007, ISBN: 91-620-4639-X, Tillgänglig via Naturvårdsverkets bokhandel; <http://www.naturvardsverket.se/>

NV 200X, Kommande kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Remisser och arbetsmaterial läggs ut på naturvårdsverkets hemsida: www.naturvardsverket.se

Rihm 2008, En vägledning för alternativa konstruktionsmaterial på deponier är på gång och planeras bli klar under första halvåret 2008. Den kommer att publiceras på SGI:s hemsida; www.swedgeo.se.

Rogbeck et al 2007, Deponiers stabilitet - Vägledning för beräkning. Rogbeck J, Bengtsson P-E, Larsson R, Rogbeck Y, Westberg G, SGI Information 19. Tillgänglig på: www.swedgeo.se

RVF 2004:6, Utredning - Klassificering av farligt avfall, RVF utveckling 2004:6, Stockholm 2004. Tillgänglig på : www.avfallsverige.se

RVF 2004:7, Vägledning – Klassificering av farligt avfall, RVF utveckling 2004:7, Stockholm 2004. Tillgänglig på : www.avfallsverige.se

RVF 2007, Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2007:1, Avfall Sverige (f.d RVF) ISSN 1103-4092. Tillgänglig på: www.avfallsverige.se

Skogsstyrelsen 2001, Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning. Skogsstyrelsens meddelande 2-2001. Tillgänglig på skogsstyrelsens hemsida: www.skogsstyrelsen.se

von Arnold 200X, Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring. Kommer att publiceras på skogsstyrelsens hemsida: www.skogsstyrelsen.se.

Vägverket 2007, Vägledning för alternativa material i väg- och järnvägsbyggande. Tillgänglig på: www.vv.se.

Värmeforsk 2007, Rekommendationer om vätgasutveckling i aska, Informationsblad, Stockholm 2007.

Vidare läsning:

RecAsh – Regular recycling of wood ash to prevent waste production. Ett EU-projekt inom vilket bl a utbildningsmaterial tagits fram. Hemsida; www.recash.info

Kemakta 2005, Användning av klassning som farligt avfall som grund för riskbedömning av avfall för anläggningsändamål. En del i Naturvårdsverkets arbete med att ta fram kriterier för användning av avfall i anläggningsarbeten. Tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

7 Miljöbedömning

Balfors, B., 1998. Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. Naturvårdsverket rapport 4832

Baumann H and Tillman A-M 2004, *The Hitch Hikers Guide to LCA - An Orientation in Life Cycle Assessment Methodology and Application* ISBN: 9144023642 EAN: 9789144023649

Bendz et al 2006, Miljöriktlinjer för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande, etapp II, Bendz D, Wik O, Elert M, Håkansson K, Värmeforsk rapport 979, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Birgisdottir et al 2006.. Life cycle assessment of disposal of residues from municipal solid waste incineration: Recycling of bottom ash in road construction or landfilling in Denmark evaluated in the ROAD-RES model. Birgisdottir, H.; Bhandar, G.; Hauschild, M. Z.; Christensen, T. H *Waste Management* **2007**, *in press*, doi:10.1016/j.wasman.2007.02.016

Boverket, 1996, Boken om MKB. Boverket., Naturvårdsverket., Riksantikvarieämbetet.

Egnell G, 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Egnell G, Nohrstedt H-Ö, Weslien J, Westling O och Örlander G. Skogsstyrelsen Rapport nr 1. Tillgänglig på: www.skogsstyrelsen.se

Egnell G, 2007, Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige – En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. Egnell G, Westling O, Dahlberg A, Bergh J och Rytter L. 2006. Energimyndigheten Rapport 44. ISSN 1403-1892. Tillgänglig på: www.energimyndigheten.se

Fairman et al. 1997, Environmental Risk Assessment - approaches, experiences and information sources, Fairman, R., C.D. Mead, W.P. Williams, projektledare Ingvar Andersson Naturvårdsverket, EEA rapport, Monitoring and Assessment Research Centre, King's College, London, 1997

Finnveden et al 1995, Solid waste treatment within the framework of life-cycle assessment. Finnveden, G.; Albertsson, A.-C.; Berendson, J.; Eriksson, E.; Höglund, L. O.; Karlsson, S.; Sundqvist, J.-O. *J. Cleaner Prod.* **1995**, *3*, 189-199.

ISO 14040 och 14044 1997, "Environmental Management – Life Cycle Assessment – Principles and Framework", "Environmental Management – Life Cycle Assessment – Requirement and Guidelines" International Standard.

Kärroman et al 2001, Normalising impacts in an environmental systems analysis of wastewater systems. Kärroman, E.; Jönsson, H. *Water Science and Technology* **2001**, *43* (5), 293-300.

Kärroman et al 2006, "Miljösystemanalys för nyttiggörande av askor i anläggningsbyggande," Kärroman, E.; Olsson, S.; Magnusson, Y.; Peterson, A. Värmeforsk, 953, 2006.

Mroueh et al 2001, Life-cycle impacts of the use of industrial by-products in road and earth construction. Mroueh, U.-M.; Eskola, P.; Laine-Ylijoki, J. *Waste Management* 2001, 21, 271-277.

NV rapport 4638, 1997, Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket 1997. Tillgänglig på: www.naturvardsverket.se

NV 1999, Kartläggning; Miljösystemanalytiska verktyg – en introduktion med koppling till beslutssituationer. Stockholm 1999, AFR-report 251 1999.

Olsson et al 2006, Environmental systems analysis of the use of bottom ash from incineration of municipal waste for road construction. Olsson, S.; Kärrman, E.; Gustafsson, J. P. *Resour. Conserv. Recycl.* 2006, 48, 26-40.

Olsson et al pågående, Skogsbränsleaska som näringsresurs eller konstruktionsmaterial. Olsson, S., Kärrman, E., Rönnblom, T. och Erlandsson, Å. Stockholm, Ecoloop AB. Värmeforskningsprojekt Q6-610.

POP, Europaparlamentets och rådets förordning nr 850/2004, om långlivade organiska föreningar och om ändring av direktiv 79/117/EEG, 29 april 2004 samt rådets förordning nr 1195/2006 om ändring av bilaga IV till Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 850/2004 om långlivade organiska föreningar, 18 juli 2006. EU-rätten kan nås genom Eur-lex: <http://eur-lex.europa.eu/sv/index.htm>

REACH, Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 (PDF, 1720 kB). REACH kompletteras med ett direktiv som innehåller följdändringar i regler om klassificering och märkning. Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/121/2006 (PDF, 71 kB). EU-rätten kan nås genom Eur-lex: <http://eur-lex.europa.eu/sv/index.htm>

Riksrevisionsverket, 1996. MKB i praktiken. RRV 1996:29.

Roth och Eklund 2003, Environmental evaluation of reuse of by-products as road construction materials in Sweden. Roth, L. and Eklund, M., *Waste Management*, 23: 107-116, 2003.

Samuelsson, H. (2001). Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning. Jönköping, Skogsstyrelsens förslag. meddelande 2.

Skogsstyrelsen 2001, Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödning. Skogsstyrelsens meddelande 2-2001. Tillgänglig på skogsstyrelsens hemsida: www.skogsstyrelsen.se

Stripple, H. 2001 "Life Cycle Assessment of Road, A Pilot Study for Inventory Analysis," IVL Svenska Miljöinstitutet AB, 2001

UNEP 1996, Life Cycle Assessment: what it is and how to do it. UNEP (United Nations Environment Programme) har även publicerat fler böcker om LCA. Hemsida: <http://lcinitiative.unep.fr/>

Vattenfall 2000, Miljökonsekvensbeskrivning - Användning av askor från fastbränsleledning, Generell MKB inlämnad till Uppsala kommun.

Vidare läsning

Drake L, Johansson P och Johansson V, Återföring av biobränsleaska (jämförelse mellan ett system där biobränsleaska deponeras och ett där den återförs till skog, ur ett företagsekonomiskt perspektiv och ur ett samhällsekonomiskt perspektiv). R 1997:31 Kan köpas från energimyndigheten: www.energimyndigheten.se

Johansson och Nilsson (1999) Miljökonsekvensbeskrivning av Skogsstyrelsens förslag till åtgärdsprogram för kalkning och vitalisering. Rapport 1.1999 från Skogsstyrelsen ISSN.1100-0295.(1657).

Håkansson K, Wik O, Bendz D, Helgesson H, Lind B (2004), Miljöriktlinjer för askanvändning i anläggningsbyggande – etapp 1. Värmeforskrapport nr 879. Stockholm 2004. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Lindeström, L., 2002. Falu gruvas miljöhistoria. Stiftelsen Stora Kopparberget & ÅF-Miljöforskargruppen AB, Almqvist & Wiksell Tryckeri, Uppsala, Sweden.

NV 1997:2, Development of generic guidelines, Stockholm 2007, ISBN: 91-620-4639-X, Tillgänglig via Naturvårdsverkets bokhandel; <http://www.naturvardsverket.se/>

Segerud K 2004, Askans värde i skogen, Segerud, Karin, Nirak Energikonsult, 2004. Tillgänglig på: www.energiaskor.se

Svedberg B, Mácsik J, Knutsson S, Modell för miljögeoteknisk bedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial – Ämnestransport, Forskningsrapport 2003:14, Luleå Tekniska Universitet, 2003, ISSN: 1402 – 1528

8 Asktilförsel till olika marker

Berg et al, 2007, Förstudie - sammanställning och syntes av kunskap och erfarenheter om grödor från åker till energiproduktion. Magnus Berg, Monika Bubholz, Maya Forsberg, Åse Myringer, Ola Palm, Marie Rönnbäck, Claes Tullin. Värmeforsk rapport 1009. Stockholm 2007. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Återföring till fastmarksskogar:

Akselsson C, Sverdrup H, Westling O, Holmqvist J, Thelin G, Uggla E och Malm G. 2006. Impact of harvest intensity on long-term base cation budgets in Swedish forest soils. Water, Air, and Soil Pollution.

Akselsson C och Westling O. 2005. Regionalized nitrogen budgets in forest soils for different deposition and forestry scenarios in Sweden. Global Ecology and Biogeography 14, 85-95.

- Andersson S, Valeur I och Nilsson I. 1994. Influence of lime on soil respiration, leaching of DOC, and C/S relationships in the mor humus of a Haplic Podsol. *Environ. Int.* 20, 81-88.
- Aronsson A. 1985. Indikationer på stress vid obalans i trädens växtnäringsinnehåll. *K. Skogs- o. Lantbr.akad. tidskr. Suppl.* 17, 40-51.
- Aronsson K A och Ekelund N G A. 2004. Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *Journal of Environmental Quality* 33:1595-1605.
- Binkley D och Högberg P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecology and Management* 92, 119-152.
- Dynesius M. 2005. Effekter av askåterföring på skogsväxternas mångfald. *STEM Slutrapport P13712*
- Egnell G, Westling O, Dahlberg A, Bergh J och Rytter L. 2006. Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige – En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. *Energimyndigheten Rapport 44*. ISSN 1403-1892.
- Egnell G, Nohrstedt H-Ö, Weslien J, Westling O och Örlander G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. *Skogsstyrelsen Rapport nr 1*.
- Giesler R, Pettersson T och Högberg P. 2002. Phosphorus limitation in boreal forests: Effects of aluminum and iron accumulation in the humus layer. *Ecosystems* 5, 300-314.
- Gundersen P och Bashkin V N. 1994. Nitrogen cycling. I Moldan B. and Cerny J. (red.). *Biogeochemistry of small catchments: a tool for environmental research*. John Wiley and Sons Ltd., London, Scope 51, s 255-283. ISBN 0-471-93723-1.
- Gustafsson J-P, Karlton E, Lundström U och Westling O. 2001. Urvalskriterier för bedömning av markförsurning. *Skogsstyrelsen Rapport 11D*.
- Gyllin M och Kruuse A. 1996. Effekter på floran efter tillförsel av ved- och blandaska. *Ramprogram Askåterföring. NUTEK R 1996:36*.
- Högbom L, Nohrstedt H-Ö och Persson T. 2001. Effekter på kvävedynamiken av markförsurning och motåtgärder. *Skogsstyrelsen Rapport 11E*.
- Jacobsson S. 2003. Addition of Stabilized Wood Ashes to Swedish Coniferous Stands on Mineral Soils- Effects on Stem Growth and Needle Nutrient Concentrations. *Silva Fennica* 37, 437-450.
- Lundkvist H, Alriksson A, Johansson T, Nihlgård B och Olsson M. 2001 Trädslagets inverkan på försurningssituationen. *Skogsstyrelsen Rapport 11I*.
- Munthe J, Johansson K J, Skyllberg U och Tyler G. 2001 Effekter på tungmetallers och cesiums rörlighet av markförsurning och motåtgärder. *Skogsstyrelsen Rapport 11G*.
- Månsson K. 2005. Plant-Bacterial and Plant-Fungal Competition for Nitrogen and Phosphorus. *Doktorsavhandling Lunds Universitet*, ISBN 91-7105-220-8.
- Möre H och Hubbard L M. 2005. Kommentarer och vägledning för föreskrifter och allmänna råd om hantering av aska som är kontaminerad med cesium-137. *SSI Rapport. Statens strålskyddsinstitut, Stockholm*.
- Nihlgård B, Nilsson T och Westling O. 2001 Effekter av olika kalk/askdoser på försurningssituationen i skogsmark. *Skogsstyrelsen Rapport 11H*.
- Nilsson S I, Andersson S, Valeur I, Persson T, Bergholm J och Wirén A. 2001. Influence of dolomite lime on leaching and storage of C, N and S in a Spodosol

- under Norway spruce (*Picea abies* (L.)Karst.). *Forest Ecology and Management* 146, 55-73.
- Olsson B och Westling O. 2005. Skogsbränslecykelns näringsbalans. Slutrapport till Energimyndigheten Projekt p 12304-2.
- Persson, O. A., Eriksson, H., and Johansson, U. 1995. An attempt to predict long-term effects of atmospheric nitrogen deposition on the yield of Norway spruce stands (*Picea abies* (L.) Karst.) in southwestern Sweden. *Plant and Soil*, 168-169, 249-254.
- Pettersson F. 1994. Predictive functions for impact of nitrogen fertilization on growth over five years. The Forestry Research Institute of Sweden, Report 3. 56 p.
- Pleijel H, Bråkenhielm S, Ericson L, Finlay R, Hallingbäck T, Lundkvist H och Taylor A. 2001. Effekter på biologisk mångfald av markförsurning och motåtgärder. Skogsstyrelsen Rapport 11C.
- Rosvall O. 1980. Prognosfunktioner för beräkning av gödslings effekter. Årsbok 1979 Föreningen skogsträdsförädling och Institutet för skogsförbättring, Uppsala, s 70-130.
- Rühling Å. 1996. Metal contents in berries and fungi and effects in the composition of vascular plants after treatment with ash in forest stands in southern Sweden. Ramprogrammet Askåterföring. NUTEK, R 1996:46
- Sikström U, Albrektsson A, Näsholm T och Bergh J. 2001 Effekter på skogsproduktion av markförsurning och motåtgärder. Skogsstyrelsen Rapport 11F.
- Sikström U, Nohrstedt H-Ö, Pettersson F och Jacobson S. 1998. Stem-growth response of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* to nitrogen fertilization as related to needle nitrogen
- Skogsstyrelsen. 2001. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Meddelande 2-2001.
- Skyllberg U, Jacks G och Westling O. 2001. Markförsurningsprocesser. Skogsstyrelsen Rapport 11B
- Sverdrup H, Thelin G, Robles M, Stjernquist I, and Sörensen J. 2006. Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorp estate. *Biogeochemistry* 81, 219-238.
- Sverdrup H och Stjernquist I. 2002. Developing principles for sustainable forestry in Sweden, Kluwer Academic publishers, ISBN 1-4020-0999-2.
- Tamm C-O. 1991. Nitrogen in Terrestrial Ecosystems. Questions of Productivity. Springer Verlag, Berlin, 116 pp. TTSRTR.
- Thelin G. 2005. EcoFor - Återföring av restprodukter från skogsindustrin till skogen - fältförsök. Slutrapport till STEM.
- Thelin G. 2006. Askåterföring till gran- och bokbestånd – effekter på näring, tillväxt, kvävedynamik och kolbalans. Rapport Q4-221, Värmeforsk.
- Thelin G, Rosengren-Brinck U, Nihlgård B och Barkman A. 1998. Trends in needle and soil chemistry of Norway spruce and Scots pine stands in South Sweden 1985-1994. *Environmental Pollution* 99, 149-158.
- Thelin G, Rosengren U och Nihlgård B. 2002. Barrkemi på skånska gran- och tallprovtytor 2000. Skånes samrådsgrupp mot skogsskador, rapport 20.
- Wardle D A, Walker L R och Bardgett R D. 2004. Ecosystem Properties and Forest Decline in Contrasting Long-Term Chronosequences. *Science* 305, 509-513.

Westling, O. och Giesler, R. 2001. Strategier för åtgärder mot markförsurning. Skogsstyrelsen Rapport 11A. S

Westling O, Andersson I och Öhrlander G. 2004. Effekter av askåterföring till granplanteringar med riståkt. IVL – Svenska Miljöinstitutet AB, Rapport B1552.

Aska till torvmarksskogar:

Andersson, A. 1976. On the influence of manure and fertilizers on the distribution and amounts of plant-available Cd in soils. Sw. J. Agric. Res. 6: 27-36.

Anon. 2001. Skogstyrelsen; Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Meddelande 2-2001, Jönköping 2001. 16 ss.

Anon. 2002. Skogsstyrelsen; Skogsvårdsorganisationens utvärdering av skogspolitiken effekter, SUS 2001. Meddelande 1-2002, Jönköping. 275 ss.

Bjurström, H., Ilskog, E. & Berg, M. 2003. Askor från biobränslen och blandbränslen – mängder och kvalitet. Statens Energimyndighet, Eskilstuna. Rapport nr ER 10:2003, 74 ss.

Bramryd, T. & Fransman, B. 1985. Utvärdering av äldre gödslings- och kalkningsförsök med torv- och vedaska i Finland och Sverige. Statens Naturvårdsverk PM 1997. 83 ss.

Clapham, W. M. & Zibilske, L. M. 1992. Wood ash as liming amendment. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 23: 1209-1227.

Eriksson, J. 1993. Karakterisering av vedaska. Vattenfall, FUD-rapport U(B) 1992/48. 38 ss.

Haveraaen, O. 1986. Ash fertilizer and commercial fertilizers as nutrient sources for peatland. Medd. Nor. Inst. Skogforsk. 39: 251-263.

Heikurainen, L. 1973. Skogsdikning. Nohrstedts & Söners förlag. Stockholm. 444 ss.

Holmen, H. 1977. Prioritering av forskningsinsatser. Torvmarksgödsling. I: Skogsgödsling nu och i framtiden – en lägesorientering. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift, Supplement 11, 22. 23-29.

Hämäläinen, J. & Laakkonen, O. 1983. Turvemaan varttuneiden männiköiden lannoituksen edullisuus (Profitability of fertilization in mature Scots pine stands on peatlands), Suo 356: 132-136.

Hämäläinen, J., Paavilainen, E., Salminen, O. & Heinonen, R. 1985. Tuloksia ojitettujen korpikuusikoiden lannoituksesta (Profitability of fertilization in drained spruce swamps), Folia Forestalia 623: 1-26.

Hånell, B. 1985. Skogliga våtmarker - en resurs för ökad skogsproduktion. Skogsfakta nr 8. Sveriges lantbruksuniversitet. 6 ss.

Hånell, B. 1990. Torvtäckta marker, dikning och sumpskogar i Sverige. Skogsfakta nr 22. Sveriges lantbruksuniversitet, 6 ss.

Hånell, B. 2004. Arealer för skogsgödsling med träaska och torvaska på organogena jordar i Sverige. (The potential of utilizing wood ash and peat ash as forest fertilizer on organic soils in Sweden). Värmeforsk. Miljöriktig användning av askor 872. 35 ss. (In Swedish with English summary).

Hånell, B. & Magnusson, T. 2005. An evaluation of land suitability for forest fertilization with biofuel ash on organic soils in Sweden. *For. Ecol. and Manage.* 209, 43-55.

Kenttämies, K. 1981. The effects on water quality of forest drainage and fertilization in peatlands. Water Research Institute, Nat. Board of Waters, Finland. Publ. 43: 24-31.

Khanna, P. K., Raison, R. J. & Falkiner, R. A. 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *For. Ecol. Manage.* 66: 107-125.

Klemedtsson, L., von Arnold, K., weslien, P. & Gundersen, P. 2005. Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions. *Global Change Biology* 11: 1142-1147.

Lauhanen, R. Moilanen, M., Silfverberg, K., Takamaa, H. & Issakainen, J. 1997. Puutuhkalannoituksen kannattavuus eräissä ojitusalueenmäenköissä. (The profitability of wood ash-fertilizing of drained peatland Scots pine stands). *Suo – Mires and Peat* 48(3): 71-82.

Leupold, S. 2005. Vegetation succession and biomass production after peat ash and PK-fertilization on the cutaway peatland of Näsmyran in Hälsingland, Sweden. Graduate Thesis in Biology. SLU, Department of Forest Ecology. Stencilserie No. 107, 38 ss.

Lundin, L. & Bergquist, B. 1985. Peatland fertilization. Short-term chemical effects on runoff water. *Studia For. Suec.* 171. 18 pp.

Magnusson, T. & Hånell, B. 1996. Aska till skog på torvmark. Ramprogram Askåterförelse, Nutek. R 1996:85, 42 ss.

Magnusson, T. & Hånell, B. 2000. Aska för beskogning av torvtäkter - påverkan på växtnäringförhållanden, tungmetallhalter och vattenkvalitet. Ramprogram Askåterförelse. Energimyndigheten rapport ER 18:2000, 47 ss.

Magnusson, T. & Hånell, B. 2001. Växtnäringförhållandena i försök med beskogning på avslutade torvtäkter. Stiftelsen Svensk Torvforskning, Rapport 44, 34 ss.

Malmström, C. 1935. Om näringsförhållandenas betydelse för torvmarkers skogsproduktiva förmåga. Meddelanden från Statens Skogsförsöksanstalt 28: 571-650.

Martikainen, P. J. 1984. Nitrification in two coniferous forest soils after different fertilization treatments. *Soil Biol. Biochem.* 17: 245-248.

Ohno, T. 1992. Neutralization of soil acidity and release of phosphorus and potassium by wood ash. *J. Environ. Qual.* 21: 433-438.

Paarlahti, K. 1980. Tuhkan tuotanto ja ominaisuudet. (Produktion av aska och askans egenskaper), *Muhoksen tutkimusas tied* 20: 13-15.

Paavilainen, E. 1976. Effect of drainage and fertilization of peatlands on the environment. In: *Man and the Boreal Forest* (Ed. C. O. Tamm). *Ecol. Bull.* 21: 137-141. Stockholm.

Paavilainen, E. & Päivänen, J. 1995. *Peatland forestry, ecology and principles*. Springer Verlag, Berlin, Ecological studies 111, 248 pp.

Sikström, U., Ernfors, M., Jacobsson, S., Klemedtsson, L., Nilsson, M. & Ring, E. 2006. Tillförsel av aska i tallskog på dikad torvmark i södra Sverige; Effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser och vattenkemi. *Värmeforsk. Miljöriktig användning av askor, rapport 974*. 63 ss.

Moilanen, M., Silfverberg, K., Hökkä, H. & Issakainen, J. 2005. Wood ash as a fertilizer on drained mires - growth and foliar nutrients of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 35(11): 2734-2742.

Rosén, K., Eriksson, H., Clarholm, M., Lundkvist, H. & Rudebeck, A. 1993. Granulerad vedaska till skog på fastmark – ekologiska effekter. *Ramprogram Askåterfring, NUTEK R 1993:26*, 60 ss.

Sikström, U., Ernfors, M., Jacobson, S., Klemedtsson, L., Nilsson, M. & Ring, E. 2006. Tillförsel av aska i tallskog på dikad torvmark i södra Sverige – effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser och vattenkemi. *Värmeforsk. Miljöriktig användning av askor 974*, 62 ss.

Silfverberg, K. & Hotanen, J.-P., 1989. Puuntuhkan pitkäaikaisvaikutukset ojitetulla mesotrofisella kalvakkanevalla Pohjois-Pohjanmalla. Summary: Long-term effects of wood-ash on a drained mesotrophic *Sphagnum papillosum* fen in Oulu district, Finland. *Folia Forestalia* 742. 23 pp.

Silfverberg, K. 1991. Wood ash, PK-fertilizer and two ameliorating additives on drained pine mires. *Suo* 42: 33-44. (In Swedish with English summary).

Silfverberg, K. & Huikari, O. 1985. Wood-ash fertilization on drained peatlands. *Folia Forestalia* 633. 25 pp.

Silfverberg, K. & Issakainen, J. 1987. Growth and foliar nutrients in peat-ash fertilized stands. *Suo* 38: 53-62.

Vidare läsning:

Aronsson K.A. and Ekelund N.G.A. (2004) Biological effects of wood ash application to forest and aquatic ecosystems. *J Environ Qual* 33, 1595-1605.

Bernesson S, Nilsson D (2005) Halm som energikälla. Rapport, 2005:07 SLU

Bjurström, H, Förslag till handlingsplan för askåterföring. Värmeforsk Rapport 790. Stockholm 2002. ISSN.0282-3772. . Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Bohlin och Mårtensson (2004) Askåterföring till skog, vardande blir verklighet SLU 2004, Rapport no 11. ISSN:1651-0704.

Börjesson 1999, Miljöekonomisk värdering av skogsbränsleuttag med näringskompensation. Pål Börjesson, Lunds Universitet, Vattenfalls rapportserie - rapport 1999/1

Cederborg.m.fl, Skogsbränsle, Hot eller Möjlighet? Skogsstyrelsens förlag 2001 ISBN.91-88462-48-x

Dimitriou 2005, Performance and Sustainability of Short-Rotation energy crops treated with municipal and industrial residues, I Dimitriou, Doctoral Thesis, Faculty of Natural resources and agricultural sciences, Department of Short Rotation Forestry, Uppsala 2005.

Dimitrou and Aronsson 2005, Willows for energy and phytoremediation in Sweden, I Dimitrou and P Aronsson, *Unasylva* 221, Vol. 56, 2005

Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö., Nordlund, S. (2001) Effects of wood-ash addition on soil solution chemistry and soil N dynamics at a *Picea abies* (L.) Karst. site in southwest Sweden. *Skogforsk Report* no. 4, 20 pp.

Högbom, L., Nohrstedt, H.-Ö. (2001) The fate of ¹³⁷Cs in coniferous forests following the application of wood-ash. *The Science of the Total Environment* 208:133-141.

Jacobson, S., Högbom, L., Ring, E. & Nohrstedt, H.-Ö. (2004). Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water, Air, and Soil Pollution* 158:113-125.

Larsson, P-E, Westling, O, Abrahamsson, I, En integrerad strategi för kalk- och askspridning i avrinningsområden. Vattenkemiska effekter av markbehandlingar. Rapportnummer: B1435

Lindström & Nilsson, Krossaska - Teknik för att omvandla skogsbränsleaska till skogsvitaliseringsmedel. STEM.ER9:1998

Lundström U.S., Bain D.C., Taylor A.F.S. and van Hees P.A.W. (2003) Effects of acidification and its mitigation with lime and wood ash on forest soil processes: a review. *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 3, 5-28. Hela detta Focus-nummer handlar om aska.

Martinsson och Nilsson (2004), Stabilitetskrav på askor som skall spridas på skogsmark. Examensarbete.Högskolan.i.Borås.2004.

Olsson, Bengt; Westling, Olle; Skogsbränslecykelns näringsbalans Rapportnummer: B1669

Päivi Lehtikangas (1999) Lagringshandbok för trädbränslen Inst för skogshushållning SLU 1999, ISBN:91-576-5564-2

RecAsh – Regular recycling of wood ash to prevent waste production. Ett EU-projekt inom vilket bl a utbildningsmaterial tagits fram. Hemsida; www.recash.info

Ring, E., Jacobson, S. & Nohrstedt, H.-Ö. (2006). Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen. *Canadian Journal of Forest Research* 36:153-163.

Ring, E., Lövgren, L., Nohrstedt, H.-Ö. & Jansson, G. 1999. Ash fertilization in a clearcut and in a Scots pine stand in Central Sweden – Effects on soil-water and soil chemistry coupled to laboratory leachings of six ash products. (SkogForsk Report no. 2), 51 pp.

Zetterberg, Therese; Akselsson, Cecilia; Westling, Olle, Effekter på markvatten vid spridning av aska på skogsmark.Slutredovisning från ett 10-årigt dosförsök, Rapportnummer: B1658

Zetterberg, Therese; Akselsson, Cecilia; Westling, Olle; Markvattenkemiska effekter vid spridning av kalk på skogsmark. Slutrapport från ett 12-årigt dosförsök Rapportnummer: B1652

Westling och Zetterberg (2007) Recovery of acidified streams using a total catchment approach), *Water Air and Soil Pollution* 2007

Wickström m.fl (2003) Projekt Nissadalen, Rapport 4.2003 från Skogsstyrelsen. ISSN 1100-0295

9 Geotekniska tillämpningar

Bäckström och Karlsson 2006, Aska och rötslam som tät- och täcksikt för vittrat gruvavfall. Bäckström M och Karlsson U. Värmeforsk rapport 960. Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Bäckström och Johnsson 2004, Askor och rötslam som täcksikt för gruvavfall. Bäckström M och Johnsson I. Värmeforsk rapport 855. Stockholm 2004. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Carling M. 2007, Vägledning för användning av flygkastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätsikt. Carling M., Håkansson K., Mácsik J., Mossakowska A., Rogbeck Y. Värmeforsk rapport 1010. Stockholm 2007. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Greger et al 2006, Askor och rötslam vid efterbehandling av sandmagasin med vegetationsetablering. Greger M, Neuschütz C, Isaksson K-E. Värmeforsk rapport 959. Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

NV 200X, Kommande kriterier för återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Remisser och arbetsmaterial läggs ut på naturvårdsverkets hemsida: www.naturvardsverket.se

Petterson et al 2004, Pannsand som fyllnadsmaterial för fjärrvärmerörgravar, Petterson R., Suèr P., Rogbeck J. Värmeforsk rapport 852. Stockholm 2004. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Rogbeck et al 2007, Deponiers stabilitet - Vägledning för beräkning. Rogbeck J, Bengtsson P-E, Larsson R, Rogbeck Y, Westberg G. SGI Information 19. Linköping 2007. Tillgänglig på: www.swedgeo.se

SFS 2001:512, Förordningen om deponering av avfall. SFS (svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

Tham och Ifwer 2006, Ask användning i deponier. Tham G. och Ifwer K. Värmeforsk rapport 966, Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Vägverket 2007, Vägledning för alternativa material i väg- och järnvägsbyggande. Tillgänglig på: www.vv.se.

Vidare läsning

Film om flygaska i väg. www.energiaskor.se

Lahtinen P (2001): Fly ash Mixtures as Flexible Structural Materials for Low Volume Roads, Finnra reports 70/2001. Finnish Road Administration, Helsinki 2001.

Lahtinen, P. H. Jyrävä, A. Maijala, and J. Mácsik, April 2005. Fly ashes as binders for the stabilisation of gravel. Laboratory tests and preparations for a field test. Värmeforsk report 918 (in Swedish).

Mácsik, J., B. Svedberg, S. Lenströmer, and T. Nilsson, August 2004. FACE: Fly Ash in Civil Engineering Stage 1: Inventory/ Application. Värmeforsk report 870 (in Swedish).

Mácsik, J., C. Maurice, A. Mossakowska, and C. Eklund, oktober 2005. Pilotförsök med flygaskastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt. Värmeforsk report 942 RVF Utveckling 2005:17

RVF Utveckling 2004, Underlag för genomförande av pilotförsök med stabiliserat avloppsslam som tätskikt Injektering av flygaska i hushållsavfallsdeponi. RVF Utveckling rapport 2004:18

Statens strålskyddsinstitutets bedömningar av krav på utformningen av deponier som innehåller 137Cs-haltiga biobränsleaskor, SSI Dnr 822/172/00, 2000. www.ssi.se

Svedberg B, Mácsik J, Knutsson S, Modell för miljögeoteknisk bedömning av väg- och järnvägsbyggnadsmaterial – Ämnestransport, Forskningsrapport 2003:14, Luleå Tekniska Universitet, 2003, ISSN: 1402 – 1528

Wikman, K., M Berg, M Svensson, and H. Ecke, October 2005. Degradation rate of sludge/fly ash mixture used as landfill liner. Värmeforsk report 943 (in Swedish).

10 Andra alternativ

Nordström et al 2004, Användning av askor från förbränning med returpappersslam inom gruvindustrin. Nordström E., Holmström M., Sandström T. Värmeforsk rapport 862. Stockholm 2004. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

SFS 2001:512, Förordningen om deponering av avfall. SFS (svensk författningssamling) finns tillgänglig på riksdagens hemsida, www.riksdagen.se och <http://www.lagrummet.se/>

SGI 2005, Kritiska deponiavfall – som inte klarar gränsvärden för att deponeras på deponi för farligt avfall Wadstein E, Håkansson K, Tiberg C, Suer P, SGI Varia 555. Linköping 2005. Tillgänglig på: www.swedgeo.se

Sundblom H. 2006, Användning av svenska flygaskor som fillermaterial i betong” Värmeforsk rapport 969. Stockholm 2006. Tillgänglig på: www.varmeforsk.se

Vidare läsning

NV 2007, Mottagningskriterier för avfall till deponi – Handbok 2007:1, Naturvårdsverket januari 2007. www.naturvardsverket.se

Bilagor

A Projektuppgifter

Inledning projektuppgifter

Genom projektuppgifterna får du tillfälle att fördjupa dig i olika frågeställningar kring miljöriskvärdering, till exempel genom att studera en viss energiaska. Uppgifterna är tänkta att genomföras i grupper om 2-4 personer och redovisas för alla kursdeltagare vid ett seminarium. Projektrapport distribueras till alla deltagare senast en vecka innan redovisningstillfället. Uppgifterna omfattar olika nivåer av miljöbedömning och ger förhoppningsvis upphov till många intressanta diskussioner, både under arbetet och vid redovisningen.

Till (i varje fall de flesta) projektuppgifterna är det tänkt att minst en kontaktperson, till exempel en askproducent som kan bistå med data för en specifik aska, skall knytas.

Projektuppgift 1 – ”Två nivåer av miljöbedömning”

Uppgift:

Vad bör man göra med denna bottenaska från en anläggning för förbränning av hushållsavfall? Det finns två idéer om aktuella projekt i närområdet där en bottenaska från en specifik anläggning skulle kunna användas; i en ny landsväg, eller vid sluttäckning av en gammal deponi.

Utvärdera de nämnda förslagen till användning av den aktuella askan utifrån de data som finns tillgängliga. Gör två separata miljöbedömningar för de olika användningarna, dels en utifrån Naturvårdsverkets nya kriterier, dels utifrån ”Miljöriktlinjer för askor i anläggningsbyggande Etapp II”.

Diskutera följande:

- Vad skiljer de två bedömningsmodellerna åt?
- Blir bedömningen densamma enligt båda modeller i det aktuella fallet? (Om inte – varför och på vilka punkter skiljer de sig?)
- Vilka argument tycker du är de viktigaste för/emot de olika användningarna samt för/emot att deponera just denna aska? (Tror du något annat alternativ skulle vara bättre?)
- Vilken lösning skulle du förorda och skulle du få gehör för denna hos myndigheten/allmänheten?

Redovisning:

Uppgiften redovisas skriftligt i en rapport. Målgruppen är dina kurskamrater. Uppgiften redovisas också muntligt och diskuteras med de andra kursdeltagarna vid det andra kurstillfället. Förbered gärna frågor utifrån ert arbete som ni vill ta upp vid redovisningen. Senast 1 vecka innan det andra kurstillfället skall den skriftliga rapporten distribueras till övriga kursdeltagare så att de kan förbereda sig inför diskussionen. Varje grupp har ca 30 min redovisningstid inklusive diskussionstid (lite beroende av antalet kursdeltagare).

Askan:

Information och data om en verklig aska från avfallsförbränning får du av din kontaktperson, XXX XXX.

Om du tycker att du behöver mer information än du kan få av din kontaktperson kan du antingen ange vilka ytterligare analyser etcetera som behöver göras och diskutera hur olika utfall skulle påverka bedömningen eller så kan du anta/uppskatta (kanske exempel från din hemkommun) den data/information du tycker att du behöver. Du måste ange motivering till eventuella uppskattningar någonstans. Det mest intressanta är inte exakta siffror utan resonemanget.

Kontaktperson:

XXX XXX

Projektuppgift 2 – ”Två nivåer av miljöbedömning - 2”

Uppgift:

Vilket alternativ är miljömässigt bäst för denna biobränsleaska? Det finns två idéer: antingen användning vid reparation av skogsbilvägar eller återföring till skog.

Utvärdera de nämnda förslagen till användning av den aktuella askan utifrån tillgängliga data. Gör miljöbedömningar för de olika användningarna. Gör bedömningen för användning i väg utifrån Naturvårdsverkets nya kriterier. Kontrollera återföring till skog gentemot skogsstyrelsens rekommendationer. Gör sedan översiktliga miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) av askorna i de två användningarna. Utgå från den MKB som används för torvaska i vägar i Uppsala och den MKB som Skogsstyrelsen tagit fram för skogsbränsle och askåterföring. Välj systemgränser etc så att det går att jämföra de två användningarna.

Diskutera följande:

- Hur skiljer sig bedömningsmodellerna åt?
- Skiljer sig resultaten av miljöbedömning enligt kriterier/råd respektive MKB för samma användning? (Om inte – varför och på vilka punkter skiljer de sig?)
- Vilka argument tycker du är de viktigaste för/emot de olika användningarna samt för/emot att deponera just denna aska? (Tror du något annat alternativ skulle vara bättre?)
- Vilken lösning skulle du förorda och skulle du få gehör för denna hos myndigheten/allmänheten?

Redovisning:

Uppgiften redovisas skriftligt i en rapport. Målgrupp är dina kurskamrater. Uppgiften redovisas också muntligt och diskuteras med de andra kursdeltagarna vid det andra kurstillfället. Förbered gärna frågor utifrån ert arbete som ni vill ta upp vid redovisningen. Senast 1 vecka innan det andra kurstillfället skall de skriftliga rapporten distribueras till övriga kursdeltagare så att de kan förbereda sig inför diskussionen. Varje grupp har ca 30 min redovisningstid inklusive diskussionstid (lite beroende av antalet kursdeltagare).

Askan:

Information och data om en verklig bioaska fås av din kontaktperson XXX XXX.

Om du tycker att du behöver mer information än du kan få av din kontaktperson kan du antingen ange vilka ytterligare analyser etcetera som behöver göras och diskutera hur olika utfall skulle påverka bedömningen eller så kan du anta/uppskatta (kanske exempel från din hemkommun) den data/information du tycker att du behöver. Du måste ange motivering till eventuella uppskattningar någonstans. Det mest intressanta är inte exakta siffror utan resonemanget.

Kontaktperson:

XXX XXX

Projektuppgift 3 – ”Två nivåer av miljöbedömning - 3”

Uppgift:

Vilket alternativ är miljömässigt bäst för denna biobränsleaska? Välj två tillämpningar som gruppen tycker verkar lovande och utvärdera dessa utifrån tillgängliga data. Gör miljöbedömningar för de olika användningarna utifrån de regelverk som finns (ex NV-kriterier för anläggningsbyggande, skogsstyrelsens rekommendationer för skogsåterföring).

Gör bedömning av ev. användning i anläggningsbyggande utifrån Naturvårdsverkets nya kriterier kontrollera återföring till skog gentemot skogsstyrelsens rekommendationer. Gör sedan en miljösystemanalys utifrån LCA-metodik för de olika användningarna. Välj systemgränser etc så att det går att jämföra de två användningarna.

Diskutera följande:

- Hur skiljer sig bedömningsmodellerna åt?
- Vilken användning är den bästa ur ett livscykelperspektiv?

- Vilka argument tycker du är de viktigaste för/emot de olika användningarna samt för/emot att deponera just denna aska?
- Vilken lösning skulle du förorda och skulle du få gehör för denna hos myndigheten/allmänheten?

Redovisning:

Uppgiften redovisas skriftligt i en rapport. Målgrupp är dina kurskamrater. Uppgiften redovisas också muntligt och diskuteras med de andra kursdeltagarna vid det andra kurstillfället. Förbered gärna frågor utifrån ert arbete som ni vill ta upp vid redovisningen. Senast 1 vecka innan det andra kurstillfället skall de skriftliga rapporten distribueras till övriga kursdeltagare så att de kan förbereda sig inför diskussionen. Varje grupp har ca 30 min redovisningstid inklusive diskussionstid (lite beroende av antalet kursdeltagare).

Askan:

Information och data om en verklig bioaska fås av din kontaktperson XXX XXX.

Om du tycker att du behöver mer information än du kan få av din kontaktperson kan du antingen ange vilka ytterligare analyser etcetera som behöver göras och diskutera hur olika utfall skulle påverka bedömningen eller så kan du anta/uppskatta (kanske exempel från din hemkommun) den data/information du tycker att du behöver. Du måste ange motivering till eventuella uppskattningar någonstans. Det mest intressanta är inte exakta siffror utan resonemanget.

Kontaktperson:

XXX XXX

Projektuppgift 4 – Kommuners bedömning av aska

Uppgift:

Intervjua tre-fyra kommuner om deras hantering av ärenden som har med användning av askor att göra. Hur många ärenden har det fått in de senaste åren? Vilka typer av askor? Har kommunen eller den länsstyrelse de tillhör någon skriftlig policy vad gäller användning av energiaskor vid anläggningsbyggande och/eller återföring till mark? Hur har ärenden bedömts? – och så vidare.

Diskutera (bland annat) följande:

- Vilka rutiner har olika kommuner för att hantera dessa ärenden?
- Skiljer sig bedömningarna mellan olika kommuner?
- Vad baserar man sina bedömningar på?
- Vad tycker du saknas i bedömningarna?
- Hur upplever man de regler och den vägledning som finns på området?
- Hur upplever man att besluten tas emot – relation till askproducenter?

Redovisning:

Uppgiften redovisas skriftligt i en rapport. Målgrupp är dina kurskamrater. Uppgiften redovisas också muntligt och diskuteras med de andra kursdeltagarna vid det andra kurstillfället. Förbered gärna frågor utifrån ert arbete som ni vill ta upp vid redovisningen. Senast 1 vecka innan det andra kurstillfället skall den skriftliga rapporten distribueras till övriga kursdeltagare så att de kan förbereda sig inför diskussionen. Varje grupp har ca 30 min redovisningstid inklusive diskussionstid (lite beroende av antalet kursdeltagare).

Projektuppgift 5 – ”Kretsloppsgödsling”

Uppgift:

Aska från ett biobränsleeldat kraftvärmeverk som producerar fjärrvärme används som gödselmedel för salixplantor. Träden blir senare åter biobränsle i kraftvärmeverket. Gör en miljöbedömning av en sådan askåterföring till åkermark. Jämför med alternativet att samma aska skulle deponeras. Välj själv hur du vill lägga upp bedömningen med beakta (bland annat) nedanstående frågor.

Diskutera följande:

- Vilket näringsinnehåll har askan från biobränslen (bottenaska/flygaska) och hur förhåller den sig till gränsvärden för metaller och radioaktiv strålning?
- Diskutera fördelar med att utforma gränsvärden på olika sätt för detta fall: totalhalt, koncentration i lakvatten, förhållande näringsämnen/metaller, ytterligare....?
- Ena energi blandar askan med slam innan spridning. Diskutera fördelar och nackdelar.
- Vilket närings- och metallupptag sker i plantorna? Leder askåterföring respektive deponering till ett nettoupptag eller nettoutsläpp av metaller och näring till marken?

Redovisning:

Uppgiften redovisas skriftligt i en rapport. Målgrupp är dina kurskamrater. Uppgiften redovisas också muntligt och diskuteras med de andra kursdeltagarna vid det andra kurstillfället. Förbered gärna frågor utifrån ert arbete som ni vill ta upp vid redovisningen. Senast 1 vecka innan det andra kurstillfället skall den skriftliga rapporten distribueras till övriga kursdeltagare så att de kan förbereda sig inför diskussionen. Varje grupp har ca 30 min redovisningstid inklusive diskussionstid (lite beroende av antalet kursdeltagare).

Askan:

Information och data om en verklig bioaska som används för gödsling av åkerbränsle får du av din kontaktperson XXX XXX.

Om du tycker att du behöver mer information än du kan få av din kontaktperson kan du antingen ange vilka ytterligare analyser etcetera som behöver göras och diskutera hur olika utfall skulle påverka bedömningen eller så kan du anta/uppskatta (kanske exempel från din hemkommun) den data/information du tycker att du behöver. Du måste ange motivering till eventuella uppskattningar någonstans. Det mest intressanta är inte exakta siffror utan resonemanget.

Kontaktperson:

XXX XXX

Projektuppgift 6 – ”Myndighet och producent”

Denna uppgift omfattar två grupper; en som spelar rollen av myndighet och en som spelar rollen av askproducent. Till exempel kan myndighetsgruppen utgöras av askproducenter och askproducentgruppen utgöras av myndighetspersoner.

Förutsättningar myndighetsperson:

Du har blivit utsedd av myndigheten att handlägga ärenden som rör användning av askor i anläggningsarbeten. En askproducent (från större anläggning för förbränning av hushållsavfall) undrar över möjligheterna att använda sin bottenaska. Askproducenten har tre idéer om aktuella projekt i närområdet där askan skulle kunna användas; i en ny landsväg, som fyllning under en miljöstation på ett industriområde eller som konstruktionsmaterial på en deponi för ickefarligt avfall där även farligt avfall får deponeras.

Förutsättningar askproducent:

Du har utsetts att försöka hitta den bästa avsättningen för aska från en större anläggning för förbränning av hushållsavfall. Du har tre idéer om användning;

- i en ny landsväg som skall byggas bara 5 km från förbränningsanläggningen
- som utfyllnad under en miljöstation som skall byggas i samband med att industri/ handelsområde 1 mil från förbränningsanläggningen byggs ut
- som konstruktionsmaterial på en deponi 2 mil bort

Uppgift:

Verkar alla tre alternativen rimliga i detta skede? (Tror du att något annat alternativ skulle vara bättre?)

Askproducentgruppen skriver en tillståndsansökan för den användning som man anser lämpligast. Myndighetsgruppen bedömer ansökan. Använd i första hand NV:s nya kriterier (men åberopa även andra bedömningssystem i den mån gruppen tycker det är rimligt). Se till att Myndighetsgruppen får tillståndsansökan i god tid innan projektuppgifterna skall lämnas in så de kan förbereda sin presentation.

Redovisning:

Uppgiften redovisas skriftligt i en rapport. Målgruppen är era kurskamrater. Uppgiften redovisas också muntligt och diskuteras med de andra kursdeltagarna vid det andra kurstillfället. Förbered gärna frågor utifrån ert arbete som ni vill ta upp vid redovisningen. Senast 1 vecka innan det andra kurstillfället skall den skriftliga rapporten distribueras till övriga kursdeltagare så att de kan förbereda sig inför diskussionen. Varje grupp har ca 30 min redovisningstid inklusive diskussionstid (lite beroende av antalet kursdeltagare).

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB

101 53 Stockholm

Tel 08-677 25 80

Fax 08-677 25 35

www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker

Fax 08-677 25 35