

SKOGSBILVÄGAR MED INBLANDNING AV ASKA

RAPPORT 2020:687



Skogsbilvägar med inblandning av aska

Miljökonsekvenser på kort och lång sikt

LINNEA HANSSON, DÉSIRÉE NORDMARK, JENNY VESTIN, MIKAEL BERGQVIST

ISBN 978-91-7673-687-6 | © Energiforsk augusti 2020

Energiforsk AB | Telefon: 08-677 25 30 | E-post: kontakt@energiforsk.se | www.energiforsk.se

Förord

Denna rapport är slutrapportering av projekt 2018-061 *Askvägar - Prestation och kostnad för hantering och byggnation* inom Askprogrammet som bedrivs av Energiforsk. Askprogrammet verkar för att kunskap tas fram för att stimulera användningar av askor så att ingen eller ringa risk för hälsa och miljö på kort eller lång sikt föreligger.

De resultat som redovisas i denna rapport är från den del i projektet som beskriver miljökonsekvenser. Detta är en del av ett större projekt som Skogforsk bedrivit i syfte att studera skogsbilsvägar byggda med askor. Redovisning av byggprojektet finns som Skogforsk arbetsrapport 1036-2020 *Askvägar i skogsbruket: metod-effekt-kostnad*. Projektet har jämfört fyra metoder för att bygga askförstärkta väglager. Genom att studera den väg som stabiliserades med flygaska för mer än tio år sedan och de nyanlagda vägsträckorna har såväl långtidsuppföljning som kontroll på kort sikt kunnat göras.

För arbetet har Linnea Hansson och Mikael Bergqvist på Skogforsk varit huvudprojektledare.

Projektet har följts av en referensgrupp bestående av:

Harald Svensson, Stockholm Exergi
Stefan Mattson, Sveaskog
Stefan Anderson, Skogsstyrelsen

Stockholm juli 2020

Helena Sellerholm
Områdesansvarig
Termisk energiomvandling, Energiforsk AB

Här redovisas resultat och slutsatser från ett projekt inom ett forskningsprogram som drivs av Energiforsk. Det är rapportförfattaren/-författarna som ansvarar för innehållet.

Sammanfattning

Denna rapport sammanfattar tidigare forskning som gjorts om askvägars miljöeffekter och presenterar nya resultat från en långtidsuppföljning av en askförstärkt skogsbilväg, 10 år efter byggandet. Den innehåller också en sammanfattning av byggmetoder, resultat och kostnader för askförstärkta skogsbilvägar.

Av den forskning som gjorts hittills på mindre vägar med askinblandning kan man dra slutsatsen att miljöeffekter över tid verkar vara ringa. Det är dock svårt att dra generella slutsatser då många faktorer påverkar resultatet, t.ex. vilken aska som används, hur och med vilket material den blandas, hur den kompakteras och härddas samt den underliggande markens egenskaper. Man bör också ha i åtanke att den längsta uppföljningen som gjorts i fält är den tioåriga studie som presenteras i denna rapport. Det är fortfarande oklart vad som händer på längre sikt och mer forskning behövs inom detta område, då skogsbilvägar i Sverige vanligtvis inte tas bort, utan finns kvar i landskapet under mycket lång tid.

Sörkrångevägen stabiliserades med flygaska (bioaska) vid en restaurering 2009 och har provtagits i olika omgångar under ett decennium. Syftet med studien som presenteras här var att undersöka eventuella miljöeffekter över tid genom kemisk analys av prover tagna från vägkroppen. Resultaten visade att utlakningen följer samma trender som tidigare uppföljningar med en fortsatt utlakning av lösliga salter som natrium, kalium och klorid, speciellt i översta lagret. Resultaten från laktesterna uppvisade mindre än ringa risk enligt Naturvårdsverkets kriterier för återanvändning av avfall i anläggningsarbeten. Arsenik låg dock över gränsvärdet, men enbart för proverna på referenssträckan som upprustats utan askinblandning.

I dagsläget är arbetsmiljön en av de större utmaningarna vid en mer omfattande byggnation av askförstärkta skogsbilvägar i Sverige. Kraftig damning uppstår vid blandandet av aska och bergkross och den basiska och reaktiva askan är skadlig att andas in. Detta gäller framförallt då blandningen görs direkt i krossverket eller med blandningsskopa, vilket ur ett rent byggtkniskt perspektiv ger ett bra resultat.

Summary

Ash-stabilised forest roads

Short- and long-term environmental impact

This report is divided into three parts. The first is a literature review on various environmental aspects of ash roads in forestry, based on international research published in scientific journals and Swedish reports. The second part is based on soil chemical measurements on samples from an ash-stabilised forest road. The road has been sampled in different studies over a decade, and this report presents the results of the measurements made ten years after construction. Part three is a summary of the results and costs of using different construction methods for the same type of ash-stabilised forest road as examined in part two, which was also part of the project and has been reported separately (Noreland et al., 2020). Finally, conclusions are presented on short- and long-term environmental consequences that should be taken into account if ash-stabilised forest roads were to be used more widely in Swedish forestry.

ENVIRONMENTAL ASPECTS OF ASH ROADS IN FORESTRY – A LITERATURE REVIEW

An important issue today is to reduce the amount of waste ending up in landfills and increase the reuse of residues from waste management. In modern incineration plants, the volume of waste is reduced by 90% by combustion (Gori et al., 2011). The residues formed are different types of ash; in Swedish incineration plants the distribution is usually around 70% bottom ash, 26% fly ash and 4% flue gas (SCB, 2012).

In the early 2000s, projects were started on ash-stabilised forest roads, investigating whether fly ash from biomass combustion could improve the characteristics of roads (Mácsik et al., 2011). The ash programme was initiated in 2002 by Värmeforsk (now Energiforsk). The aim was to increase knowledge on how by-products from energy production could be used for, e.g., ash fertilisation in forestry, geotechnical solutions, and the closure of landfills, and the possible environmental effects of the different uses (Ribbing, 2007).

Internationally, several studies have been carried out in which different types of ash, particularly bottom ash from municipal solid waste incineration, were used both as binder in gravel roads and as fillers in the construction of larger roads. A number of these studies have shown improved road characteristics in terms of bearing capacity and driving characteristics, e.g. Lahtinen (2001), Arm et al. (2014) and Kaakkurivaara et al. (2016). The stabilising effect of the ash on gravel roads is due to its cementitious (pozzolanic) properties, and the ash may also improve the road properties during freeze-thaw cycles (Oburger et al., 2016; Vestin et al., 2018; Lahtinen, 2001). The pozzolanic properties derive from the content of calcium and

silicon oxides, but the properties vary depending on the combustibles. The bearing capacity of ash roads is also affected by a number of additional factors, such as the ratio of ash / gravel (crushed rock material), the water content at mixing, and compaction (Bohrn and Stampfer, 2014; Kaakkurivaara et al., 2016; Noreland et al., 2020; Arm et al., 2014).

The use of ash in road construction has raised various concerns about the environment and risks to health. For example, there is a risk of leaching of hazardous substances to surrounding soil and groundwater. Elevated concentrations of heavy metals in the soil can affect various processes, such as the decomposition (mineralisation) of organic matter, and also the interactions with plant roots and different types of mycorrhiza (Bååth, 1989). The negative effect of a heavy metal is due to its bioavailability, which in turn mainly depends on how easily the elements release free metal ions in solution (Kleja et al., 2006).

When ash is mixed with mineral soil or crushed rock material, the soil chemistry changes and affects the risk of leaching of nutrients and hazardous substances. The risk is influenced by several factors summarised by Thurdin et al. (2006): how easily elements are released from the ash layer, the amount of water infiltrating through the layer (e.g. after precipitation events or snowmelt), and various chemical reactions such as adsorption, complexation, and pH and redox changes. The pH in wood ash is normally high and, even after mixing with crushed rock material, the pH is still often between 10.5 and 12 (Lahtinen, 2001).

The risk of leaching of different metals varies with pH, and different elements have an optimum pH where the risk of leaching is at a minimum (Thurdin et al., 2006). If the elements are bound in complexes, their pH-dependent solubility changes. According to Oburger et al., (2016), the most important chemical process affecting soil water chemistry after ash-stabilisation is the increase in pH caused by the basic ash, which in turn increases the content of dissolved organic matter and affects how heavy metals bond to soil particles. The addition of heavy metals per se and the large addition of both positive and negative ions may also affect the groundwater chemistry.

In general, studies conducted on the bio-ash- stabilised gravel roads in Sweden, Finland and Austria have shown that the risk of leaching of hazardous substances during the first two years is low (Nordmark et al. 2014, Vestin et al. 2018, Lindroos et al. al., 2019, Vanhanen et al., 2014, Oburger et al., 2016). The values measured in percolating water in the road base and in the ditches are usually below the guidance levels for drinking water in Sweden and Finland (Vanhanen et al., 2014; Lindroos et al., 2019, Nordmark et al., 2014).

In Sweden, crushed rock material is often used in the construction of new gravel roads, and there is a risk of leaching of various elements even when no ash is used. Nordmark et al. (2014) showed that the concentration of arsenic, chromium and nickel was higher when the road was restored without ash stabilisation than with.

In summary, the potential risk and extent of element leaching from ash-stabilised roads are influenced by:

- The inherent properties of the ash, i.e. the content of various substances and the reactivity (pozzolanic properties, etc.), its pH, and the size of the ash particles.
- What material the ash is mixed with and the proportions of the different components. The properties of the underlying soil are also important (e.g. soil type and texture, pore structure, redox conditions, mineral composition, buffer capacity, and pH). As an example, the solubility of a certain element (such as molybdenum) can be high in the ash layer, but greatly decreases in the underlying soil because the pH there is considerably lower, and the metal bonds to the soil particles.
- How well the components of the ash layer are mixed. A well-mixed layer has more reactive surfaces between different materials, which can make the layer harder as well as increase durability. The layer becomes less permeable to precipitation, which in turn results in reduced element leaching. However, it may also mean that the leaching risk increases due to increased surface runoff and more water infiltrating along the sides of the road.
- The success of the compaction and hardening of the ash layer during construction. Leaching is less from a well compacted and hardened layer than one through which more precipitation can infiltrate. Consequently, the risk of leaching of heavy metals may be lower in a well-built and compact road.
- The properties, durability, and maintenance of the top layer (surface course). Surface courses of gravel that have been partially eroded may lead to direct wear on the ash layer from the traffic, and it may increase the risk of ash spreading to the ditches and the surrounding environment. Asphalt and other dense wear courses can prevent precipitation from infiltrating into the road body itself (thereby reducing leaching there), but can instead concentrate the water to the sides that are not covered by the dense layer and increase leaching in those zones. Over time, even a dense wear layer ruptures, and preferential flow occurs under the cracks.

The conclusion from all the studies summarised in this review is that bio-ash can be used for stabilisation of forest roads without or with little negative environmental impact, at least in the short term.

THE SÖRKRÅNGE ROAD

– CHEMISTRY OF THE ROAD MATERIAL TEN YEARS AFTER CONSTRUCTION

The Sörkrånge forest road is located in Timrå municipality, on land belonging to the SCA forest company. The road was restored in 2009 and stabilised with fly ash from Ortvikens paper mill (SCA) (Arm et al. 2014, Nordmark et al. 2014, Vestin et al. 2018). The purpose was to investigate whether fly ash from the paper industry could be used (without another binder) to improve the technical and environmental properties of a forest road. Two sections of the road were upgraded with ash-stabilised base courses of 30% ash and 70% old road material (till soil with the largest stones removed). Two test sections of the road were examined in detail, with the ash-stabilised layer at test section 2 thicker than the one at test section 1. These were compared with each other and with reference sections.

The environmental impact and technical characteristics of the road have previously been investigated, both directly after the upgrade and five to six years later

(Nordmark et al. 2014, Arm et al. 2014, Vestin et al. 2011, 2016, and 2018). The studies indicated that bio-ash has a great potential as a binder in gravel roads and that the ash sections have good technical and environmental properties. Initially, leaching of potassium, sodium, chloride, and sulphate was observed but, after two years, the leaching was equal between the ash and the reference sections. The ash sections had a higher bearing capacity than the reference sections, especially during thawing periods, and the ash section with the thickest ash layer was the strongest.

The analysis of the elements in the road material ten years after construction showed that the main elements¹, calcium, potassium, iron and sulphur, varied slightly between different years (Figure 1). Concentrations increased for all substances between 2014 and 2019 (Figure 1). Calcium showed the greatest variation, with an increase of 46% from 91 g/kg dw (dry weight) to 133 g/kg dw. A likely explanation for the variation was some differences in the ash-to-gravel ratio throughout the test sections when the road was upgraded. Another possible explanation is that the loss of other more easily soluble substances was so extensive that it affected the total concentrations of less easily soluble substances.

The mean pH of leachate (CEN, 2002) from the ash/till layer at the 2019 sampling was 10.5. The pH of the reference section was 8.1. Samples from the upper part of the ash layer had a slightly lower pH than samples from the lower layer (Figure 2). The same is true for the electrical conductivity, with lower values in the upper part of the ash layer. The difference is probably due to the upper part becoming somewhat more exposed to precipitation infiltrating through the material. Both pH and electrical conductivity increased slightly in the upper layer between 2014 and 2019.

Calcium is the element that dominates in the leachate from the ash layer, approximately 1700 mg/kg dw (Figure 3). Leaching has increased somewhat since sampling in 2011. It is noteworthy that calcium is the dominant element in the ash/till layer, so even though it dominates the leachate, leaching is only 1.3% of the total content. By comparison, leaching of potassium was 10% of the total content.

The easily soluble salts, such as potassium, sodium, chloride and sulphate, had initially high leaching rates but this subsequently decreased over the years. For example, the leaching of chloride decreased from 163 mg/kg dw to 16.7 mg/kg dw in the decade following construction. Leaching of chloride from the reference section was 7.8 mg/kg dw in 2019. A rough interpretation of the results of the leaching tests is that the difference in leaching between e.g. 2014 and 2019 equals the amount leached during that period. Leaching from the samples examined in 2019 is the leaching potential that remains in the material. It should be noted that the leaching tests performed in labs cannot be compared to the leaching that occurs in the field (Lidelöw and Lagerkvist, 2007; Lind et al., 2008). However, the leaching tests in the lab can give an indication of the leaching potential that remains in the material under the prevailing conditions. For example, if the pH of the road material changes there will also be a change in the leaching potential.

¹ Main elements are substances found in the earth's crust, with concentrations expressed in g/kg.

Although the total concentrations of several hazardous substances in the pure fly ash before construction, exceeded the guidance values for waste that may be used in construction work, the concentrations in the leachate did not exceed these values in 2009, except for chloride and sulphate (Table 2). The leaching of hazardous substances from the ash road material from 2019 also fell below the guidance values. Only the leaching of arsenic from the reference section, without ash, exceeded the guidance values for the use of waste material in construction work.

When comparing the concentration in the leachates with the guidance values for surface water (SNV, 1999) and drinking water (SLV, 2001), only copper from the ash road samples exceeded the class 2 value (low levels, Table 2) in 2019. From the reference section, arsenic exceeded the guidance value for drinking water.

Multivariate data analysis of the chemical properties of the leachate (CEN, 2002) of all samples taken between 2009 and 2019 indicated that samples from the different years are similar (Figure 5a) but that the variation between samples from 2019 is smaller than for samples from 2014. The multivariate analysis also showed that the greatest leaching of the easily soluble elements potassium, sodium and chloride occurred during the first period following upgrading (Figure 5b).

ASH-STABILISATION OF FOREST ROADS – METHODS, RESULTS, AND COSTS

(this text was originally published in Noreland et al., 2020)

The use of fly ash from incineration of forest fuel in heating plants as stabilisation material in gravel roads has been tested in a number of trials. This project compares four different methods of mixing the ash with gravel when building ash-stabilised roads in terms of technical results and cost of construction. The methods were assessed on two test roads built west of Timrå. One was an old road that needed upgrading, while the other was newly built.

In all methods, 20-25 percent fly ash from Ortviken paper mill was mixed with crushed rock material (0-32 mm) and water. The difference was in how the components were mixed. The following methods were tested:

- Mixing on the road with a road grader
- Mixing on the road with a road milling machine
- Mixing at the storage site with a mixing bucket
- Mixing at the quarry in a crusher

After the material had been placed on the test roads, the roads were watered and compacted with a vibrating roller. After 30 days, the bearing capacity (CBR) of the roads was measured with a dynamic cone penetrometer and a heavy falling weight deflectometer. The results varied from a moderate increase in bearing capacity (average CBR value 31 where the material had been mixed with the road grader) to a distinct increase (CBR value 70 for mixing in a crusher), compared with a traditionally built road (CBR value 25). Results for the other mixing methods were between these extremes (CBR value 47 for the mixing bucket and 58 for the milling machine). However, the bearing capacity varied greatly between different measuring points, especially for the mixing bucket and the milling machine. The

association between surface module and bearing capacity is not as clear, probably because of the influence from varied subbase material.

Using ash to strengthen roads relies upon efficient logistics to ensure acceptable machine utilisation. Furthermore, the watering/packing stage is critical in terms of time for the hardening process of the ash.

The cost of building an ash-stabilised base course was investigated for a road with rock and water supplies within a couple of kilometres. According to the work processes proposed for each mixing method, the cost of the method where material is mixed by a crusher is 67 percent higher than when ordinary gravel is used. The method involving the mixing bucket is 58 percent more expensive, and the grader 39 percent. For the relatively rare milling machine, the cost is uncertain, because of the difficulty of presenting a representative machine cost.

A comparison between the different methods must also consider the work environment. Dust generation proved to be a major problem, particularly with the crushed mixture. The strongly basic properties of the ash makes it irritating in contact with skin, eyes, and respiratory system, so ensuring the quality of the work environment is particularly important.

SUMMARY AND CONCLUSIONS

All research so far on smaller ash-stabilised roads indicates small environmental effects over time. However, it should be borne in mind that the most long-term in situ follow-up is the ten-year study presented in this report. In view of the way forest roads are managed in Sweden today, it can be assumed that the ash will remain in the road/soil for a very long time, since forest roads are usually not removed when they are worn out, but restored or put into fallow for future use. It is therefore important to continue to study ash-stabilised roads in the future.

For the Sörkrånge road, ten years after construction, leaching followed the same trends as those observed in the previous follow-up five years earlier. The tests indicated a continued declining trend for leaching of easily soluble salts such as sodium, potassium, and chloride, with a faster rate from the upper part of the ash/till layer. The pH value remained high (10.5 on the test section and 8.1 on the reference section), which is positive for the risk of leaching of many of the hazardous substances. The results from the leaching tests showed a leachate that was below the levels for 'low risk' according to the Swedish Environmental Protection Agency's criteria for reuse of waste in construction work. Arsenic in the leachate was above the guidance value, but only for the samples from the reference section, which had been upgraded with crushed rock material without ash. It should therefore be taken into account that even traditional forest roads have a certain environmental impact, and it is in relation to these that ash roads should be evaluated.

Many different factors influence the environmental effects that can be expected from ash-stabilised forest roads. The properties of the ashes are important (what has been burned and how), the properties of the material with which the ashes are mixed, the proportions of the various ingredients (including water), and how well

they are mixed. The success of the compaction and hardening of the ash layer is important, as well as the properties, durability and maintenance of the surface wearing course. The properties of the underlying soil are also important (soil type, texture, pore structure, redox conditions, minerals, buffer capacity, and pH).

These factors make it difficult to draw conclusions from individual roads that can be applied to the majority of all roads: more long-term studies are needed on ash roads built under different conditions. A stable pH over time in the ash layer appears to be important for the leaching pattern. No major environmental effects have been reported from any of the test roads studied so far, especially not when compared with environmental effects of traditionally built or upgraded roads with crushed rock material. In addition to more long-term studies, the effects of preferential flow/hotspots on element leaching need to be investigated in future research.

At present, the work environment is a major concern when building ash-stabilised roads on a larger scale. Heavy dusting occurs during the mixing of ash and the crushed rock material, and the basic and reactive ash is harmful if inhaled. The ash mixture should not be watered to prevent dusting, as the mixture then hardens in the machines. This particularly applies when the materials are mixed directly in the crusher or with mixing bucket. Machines and working methods need to be developed to address the dusting problem if ash stabilisation is to be widely used when constructing or upgrading forest roads.

Innehåll

1	Miljöaspekter på askvägar i skogsbruket – en litteraturstudie	14
1.1	Introduktion	14
1.1.1	Askors egenskaper	15
1.1.2	Miljö- och hälsorisker	16
1.2	Läckage från askvägar	17
1.2.1	Generella samband	17
1.2.2	Trender i läckage från askvägar	19
1.2.3	Sammanfattning av faktorer som påverkar utlakningens omfattning	20
1.3	Långtidseffekter	21
1.4	Kunskapsluckor	22
2	Sörkrångevägen – vägmaterialets kemi 10 år efter byggandet	24
2.1	Introduktion	24
2.2	Material och metoder	25
2.2.1	Vägmaterialets sammansättning	25
2.2.2	Vägmaterialets lakbarhet	25
2.2.3	Statistisk bearbetning	25
2.3	Resultat och Diskussion	26
2.3.1	Vägmaterialets sammansättning	26
2.3.2	Vägmaterialets lakbarhet	27
3	Askvägar – byggmetoder, resultat och kostnader	33
4	Slutsatser	34

Rapportens uppbyggnad

Denna rapport består av tre delar där första delen är en litteraturstudie över olika miljöaspekter på askvägar i skogsbruket, baserad på internationell forskning publicerade i vetenskapliga tidskrifter samt svenska rapporter. Den andra delen bygger på markkemiska mätningar på prover från en skogsbilväg med askinblandning. Vägen har provtagits i olika omgångar under ett decennium och denna rapport presenterar resultaten från mätningarna som gjorts 10 år efter byggandet. Del tre är en sammanfattning av resultat och kostnader vid användandet av olika byggmetoder för samma typ av askförstärkt skogsbilväg som i del två, som också var en del av projektet och har redovisats i en separat rapport (Noreland et al., 2020). Avslutningsvis presenteras slutsatser om vilka miljökonsekvenser på kort och lång sikt som man bör beakta vid byggandet av skogsbilvägar i större omfattning.

Syfte

Syftet med del ett av rapporten var att sammanfatta de studier som har gjorts i Sverige och i övriga världen på miljöeffekter av askinblandning vid byggandet av skogsbilvägar eller andra enklare vägar både på kort och lång sikt. Syftet var också att identifiera kunskapsluckor och diskutera framtida behov av miljökonsekvensforskning, om askvägar blir vanligt förekommande inom svenskt skogsbruk.

Syftet med del två var att undersöka potentiella miljöeffekter av en skogsbilväg stabiliserad med flygaska (bioaska) på lång sikt (Sörkrångevägen, 10 år efter byggandet). Fokus låg på markkemi och det som har hänt i vägkroppen de sista fyra åren sedan senaste uppföljningen. Genom kemiska analyser av fasta prover från vägen insamlade tio år efter byggandet och jämförelse av tidigare resultat kan slutsatser dras om vägens miljökonsekvenser under ett decennium.

Syftet med del tre var att sammanfatta resultaten från projektets andra delstudie, där de tekniska och ekonomiska förutsättningarna för att använda flygaska som förstärkningsmaterial i skogsbilvägar har studerats. Fyra olika byggmetoder har testats och utvärderats med avseende på arbetsmetod, vägegenskaper och kostnader.

1 Miljöaspekter på askvägar i skogsbruket – en litteraturstudie

1.1 INTRODUKTION

Ett angeläget problem i dagens samhälle är att minska mängden avfall som hamnar på deponi och öka återanvändningen av restprodukter från avfallshanteringen. Vid förbränning i moderna förbränningsanläggningar reduceras avfallsvolymen med 90 % (Gori et al., 2011). Restprodukterna som bildas är olika typer av askor och vid förbränning i svenska värmeverk brukar fördelningen vara ca 70 % bottenaska, 26 % flygaska och 4 % rökgas (SCB, 2012). Årligen bildas ca 1,7 miljoner ton aska från energiproduktion i svenska förbränningsanläggningar (inkl. träindustrin), varav cirka 10 % deponeras medan 70 % används för anläggning och täckning av deponier (SCB, 2012). Aska som bildas vid förbränning av förnybara material brukar kallas för bioaska och lämpar sig väl till både askåterföring på skogsmark och olika typer av vägkonstruktioner (Deviatkin et al., 2016). Som ett led i att minska växthusgasutsläppen inom EU, förväntas förbränning av förnybara material öka och därmed kommer mer bioaska produceras (Vanhanen et al., 2014). När det kommer till hur man bäst tar till vara på askor ur ett kostnads- och nyttoperspektiv (cost-benefit analysis, CBA), föreslår Deviatkin et al. (2016) att man i första hand använder flygaska från biomassa till skogsgödsling, eftersom den askan oftast innehåller mindre tungmetaller än andra askor. I andra hand kan man använda den till att bygga vägar om inte kvaliteten är tillräckligt bra för skogsgödsling.

För att utreda om flygaska från biomassförbränning kunde förbättra vägars egenskaper började man i början av 2000-talet testa att stabilisera skogsbilvägar med flygaska (Mácsik et al., 2011). Askprogrammet initierades 2002 av Värmeforsk (numera Energiforsk) med syftet att öka kunskapen om hur biprodukterna vid energiproduktion kunde användas till bland annat askåterföring, geotekniska lösningar och vid avslutandet av deponier, samt vilka miljöeffekter detta kunde medföra (Ribbing, 2007). I Sverige anlades/reparerades testvägar med aska bland annat vid Uppsala (Librobäck, 2001, och Börje, 2002), Norberg (Stensjövägen, 2003), Hallstavik (Ehnsjövägen, 2004), Iggesund och Sundsvall (Sörkrångevägen, 2009) (Arm et al., 2014, Munde et al., 2006). Internationellt har flera studier gjorts med andra typer av askor, framförallt bottenaska från förbränning av hushållsavfall, både som bindemedel i grusvägar och som rena fyllnadsmassor i vägarnas konstruktion. Askans stabiliserande effekt på grusvägar beror på dess cementerande (puzzolana) egenskaper och askan kan även förbättra vägegenskaperna vid tjällossning (Oburger et al., 2016, Vestin et al., 2018, Lahtinen, 2001). Askans puzzolana egenskaper beror på att den innehåller kalcium- och kiseloxider, men dessa egenskaper varierar beroende på vad som har förbränts.

Ett antal studier har påvisat förbättrade vägegenskaper då det gäller bärighet och köregenskaper, t.ex. Lahtinen (2001), Arm et al. (2014) och Kaakkurivaara et al. (2016). Utifrån ett antal finska opublicerade studier skattade Lahtinen (2001) livslängden på en askväg till 30 år innan renovering behövdes, jämfört med en vanlig grusväg som behövdes renoveras vart 6-8 år. I sin avhandling diskuterar

Lahtinen (2001) också att behovet av naturmaterial (som t.ex. grus eller krossad sten) minskar kraftigt vid användandet av aska eftersom bärförmågan är högre hos ett asklager än motsvarande lager av bergkross. Bärförmågan hos askvägar beror dock av en rad faktorer, t.ex. askans inerta egenskaper (reaktivitet o.s.v.), förhållande i blandning av aska, grus/bergkross och vatten, kompaktering o.s.v. (Bohrn and Stampfer, 2014, Kaakkurivaara et al., 2016, Noreland et al., 2020, Arm et al., 2014). Dessa faktorer påverkar också läckaget från vägmaterialet, som diskuteras mer i följande kapitel.

1.1.1 Askors egenskaper

Askors sammansättning och kemiska egenskaper beror generellt på vilket material som har förbränts samt vilken förbränningsteknik och vilket gasreningssystem som har använts (Thurdin et al., 2006). Därför varierar askorna mycket mellan, men också inom, olika förbränningsanläggningar. De fysiska och kemiska egenskaperna hos träaskor beror även på träslag, ståndort, träddeklar och deras storlekar (Hytönen och Nurmi, 1997, i Vanhanen et al., 2014). Flygaskors egenskaper skiljer sig från bottenaskors, t.ex. med avseende på halt av tungmetaller. Zink och bly, som blir gasformiga vid relativt låga temperaturer (flyktiga), finns ofta i högre koncentration i flygaska än i bottenaska (Hjelmar, 1996). Flygaskor har generellt bättre härdningsegenskaper än bottenaskor, men är också mer lösliga (Thurdin et al., 2006), vilket innebär att de har ett högt innehåll av föreningar som lätt bildar joner i vattenlösning. Under förbränningsprocessen oxideras större delen av det organiska materialet till koldioxid, vatten och kväveoxider (NO_x) och övriga oorganiska beståndsdelar oxideras till fasta oxider. Träaskor innehåller näringsämnen och spårämnen som t.ex. kalium, fosfor, kalcium, magnesium, mangan, järn, koppar och zink i stort sett med samma fördelning som ett växande skogsbestånd (Vanhanen et al., 2014). De innehåller också tungmetaller som kadmium och bly som är giftiga för levande organismer. Även mikronäringsämnena (t.ex. nickel, koppar, krom, kobolt och zink) blir giftiga i höga koncentrationer (Oburger et al., 2016).

Lahtinen (2001) sammanfattar de faktorer som påverkar askors reaktivitet till (i) andel material som fortfarande kan förbrännas (glödförlust vid 550 °C), (ii) halt bränd kalk (CaO), kvarts (SiO₂) och aluminiumoxid (Al₂O₃), samt (iii) askpartiklarnas specifika yta: ju mindre partiklar (dvs. högre specifik yta) desto högre reaktivitet.

När askan kommer i kontakt med vatten ändras dess egenskaper direkt, ungefär som cement, och det är viktigt att snabbt kompaktera den om man vill uppnå en hög bärighet på en väg. Hur bra och stabilt asklagret blir påverkas av den specifika askans egenskaper, proportioner av de olika materialen vid blandning (t.ex. bergkross, aska, vatten) och hur väl man lyckas blanda de olika komponenterna, eventuell tillsättning av en aktivator, hur lång tid som går mellan blandning och kompaktering samt slutligen hur effektiv kompakteringen är (Lahtinen, 2001).

Hur hållfasthet, byggkostnader och logistik påverkas av olika byggmetoder med en och samma aska har testats av Noreland et al. (2020) och en sammanfattning av dessa resultat redovisas i kapitel 3.

1.1.2 Miljö- och hälsorisker

Vid användning av aska i vägar finns det olika typer av potentiella miljöeffekter och hälsorisker som bör beaktas. Till exempel finns en risk för utlakning av tungmetaller till omkringliggande mark och grundvatten. Förhöjda halter av tungmetaller i marken kan påverka olika processer så som nedbrytning (mineralisering) av organiskt material och även interaktionerna med plantrötter och olika typer av mykorrhizza (Bååth, 1989). Hur allvarlig effekten av en viss tungmetall är beror på dess biotillgänglighet som i sin tur i huvudsak beror på hur lätt tungmetallerna släpper ifrån sig fria metalljoner i lösning (Kleja et al., 2006).

Bååth (1989) sammanfattar studier av den relativa toxiciteten av tungmetaller på mikrober i marken i ordningen kadmium, koppar, zink och bly, där kadmium är giftigast. Det verkar dock som att mikrober som klarar av högre halter av tungmetaller i marken tar över med tiden. Enligt Bååth påverkar flertalet abiotiska faktorer tungmetallers biotillgänglighet och toxicitet t.ex. pH, oorganiska joner, lermineraller, hydratiserade metalloxyder, organiskt material samt redoxpotentialen. Enligt Bååth (1989) är katjonbyteskapaciteten (CEC) den viktigaste enskilda faktorn för hur mikroberna påverkas av tungmetallerna. Den avgörs främst av mängden och sorten organiskt material, lermineraller och hydratiserade metalloxyder. Lerpartiklar minskar toxiciteten generellt och minskningens omfattning beror på deras CEC. Alltså blir biotoxiciteten av tungmetaller större i t.ex. sandiga jordar än i lerrika jordar och jordar med mycket organiskt material. I sura jordar blir biotoxiciteten också ofta högre än de med högre pH. Bååth (1989) menar att anledningen till att studierna visar en komplex bild är att pH-värdet påverkar flera olika aspekter av metallers toxicitet och tillgänglighet, t.ex. (a) komplexbindningarna med organiska och inorganiska material, (b) hur metalljonerna specieras, dvs. i vilken form de förekommer, där de olika formerna kan vara olika giftiga. Vidare påverkas också (c) mikroorganismernas metaboliska tillstånd av pH-förändringar och (d) hastigheten av olika markprocesser. Det optimala pH-värdet, där tillväxt och metabolism är mest effektivt, är olika för olika markorganismer, och Bååth menar att en organism antagligen är känsligare för toxicitet om den befinner sig i en miljö med ett pH-värde som är långt från dess optimala.

En annan miljörisk är att askrikt vägdamm sprids till vegetationen runt vägens sidor och därigenom påverkar de omgivande ekosystemen mer än vanligt vägdamm p.g.a. ett högre pH-värde (Bengtsson and Olausson, 2011). Speciellt mossor och lavar är känsliga för damning eftersom allt deras upptag av vatten och näringsämnen sker via bladen, då de saknar rotsystem.

Damning är en stor hälsorisk vid produktion av askvägar då bergkrosset/gruset och askan ska blandas, eftersom dammet är mycket skadligt att andas in (Vassilev et al., 2013). I studien av Noreland et al. (2020) var dammbildningen ett mycket stort problem, framförallt i byggmetoden där aska och grus blandades i krossverket.

1.2 LÄCKAGE FRÅN ASKVÄGAR

I detta kapitel sammanfattas resultaten från tidigare studier med avseende på utlakningen av ämnen från askstabiliserade vägar. Konsekvenser för omgivande flora och fauna samt risk för kontaminering av bäckar och grundvatten diskuteras också.

1.2.1 Generella samband

När aska blandas med mineraljord eller bergkross ändras markkemin och påverkar risken för utlakning av näringsämnen och miljögifter. Risken påverkas av flera faktorer som sammanfattas av Thurdin et al. (2006): hur hårt bundna ämnena är i asklagret, hur mycket vatten som infiltrerar genom lagret (t.ex. efter regn eller vid snösmältningen), olika kemiska reaktioner som adsorption, komplexbindning, pH- och redoxförändringar o.s.v. Träaskors pH är normalt mycket högt och även efter blandning med bergkross är pH-värdet ofta mellan 10,5 och 12 (Lahtinen, 2001). Risken för utlakning av olika metaller varierar med pH-värdet och de olika ämnena har ett optimalt pH där de är som mest stabila (Thurdin et al., 2006). Bly är som mest stabilt runt pH 9, zink vid pH 10 medan det hos kadmium ligger över pH 12 (Van der Sloot et al., 2001). Om ämnena är bundna i komplex ändras deras pH-beroende löslighet. Den översta mineraljorden på svensk skogsmark har i medeltal ett pH som ligger mellan 4,8–4,9 (Nilsson et al., 2015). I jorden under asklagret kan det därför bli en stark pH-gradient. Som en jämförelse gick pH från 11 till 4,5 enbart i de översta 1–1,5 cm i ett kolumnexperiment av med askåterföring där man påfört motsvarande 9 ton aska per hektar (Hansen et al., 2017). Gradienten var som störst under de första 50 dagarna efter asktillförseln.

pH, löst organiskt material och bindning till markpartiklar

Den viktigaste kemiska processen som påverkar markvattenkemin efter askinblandning är enligt Oburger et al. (2016) den pH-höjning som den basiska askan orsakar, som i sin tur ökar halten av löst organiskt material och påverkar hur tungmetallerna binds till markpartiklarna. Även tillskottet av tungmetaller i sig och det stora tillskottet av både positiva och negativa joner påverkar markvattenkemin.

pH-värdet är inte bara viktigt för de rena kemiska processerna utan det påverkar också mikroorganismerna som i sin tur påverkar markprocesserna. Enligt Hansen et al. (2017) bidrar ett ökat pH ofta med att öka halten av växttillgängliga näringsämnen. Hansen et al. (2017) och Vassilev et al. (2013) pekar också på att metaller som t.ex. aluminium, koppar, järn, bly och kvicksilver binds hårdare i marken vid ett högre pH vilket gör att deras rörlighet försämras och de blir mindre giftiga.

Läckage från vägar

Generellt sett har de studier som gjorts på stabilisering av grusvägar med bioaska i Sverige, Finland och Österrike visat att risken för utlakning av riskämnen under de första två åren är låg (Nordmark et al., 2014, Vestin et al., 2018, Lindroos et al., 2019, Vanhanen et al., 2014, Oburger et al., 2016). Värdena som uppmätts i perkolerande vatten i vägkroppen och i diken ligger oftast under gränsvärdena för

vad som är tillåtet i dricksvatten i Sverige respektive Finland (Vanhanen et al., 2014, Lindroos et al., 2019, Nordmark et al., 2014). Vanhanen et al. (2014) fann att den flygaska efter träförbränning som använts i Finland i testvägar låg inom gränsvärdena för vad avfall som används till markkonstruktion får innehålla för de flesta ämnena. Undantagen var krom, molybden, fluor och sulfat som var högre. I den österrikiska studien var halterna av aluminium och järn höga jämfört med den österrikiska standarden för dricksvatten för de båda vägarna som ingick i studien och vägen som låg på en mark med initialt lägre pH läckte även mangan (Oburger et al., 2016). Arsenik och nickel låg över gränsvärdet vid första mättillfället för den ena vägen (Oburger et al., 2016). Generellt sett påverkade dock inte askan markvattnets pH, elektriska konduktivitet eller DOC särskilt mycket vid de två österrikiska vägarna (Oburger et al., 2016). De flesta skillnaderna berodde på de två områdenas skillnader i markegenskaper före byggandet av askvägarna. Området med lägre pH-värde hade mer varierande utlakning av olika ämnen. Kombinationen av lågt pH, en grov textur (dvs högre infiltrationskapacitet) och lägre katjonbyteskapacitet ger marken en lägre filtrerings- och buffertkapacitet (Oburger et al., 2016). För att skatta risken för utlakning av riskämnena vid byggandet av en ny askväg är det alltså viktigt att känna till de olika markegenskaperna där vägen ska dras.

I Sverige används ofta bergkross vid byggandet av nya grusvägar och generellt sett är risken för utlakning av olika tungmetaller och liknande även stor när enbart bergkross används för att anlägga en väg. Nordmark et al. (2014) visade att koncentrationen av arsenik, krom och nickel till och med var högre när vägen upprustats utan askinblandning än med. Hur och i vilka proportioner aska och vägmaterial blandas påverkar också härdningen av vägen och därigenom risken för läckage av vissa ämnen. Nordmark et al. (2014) fann t.ex. att läckaget av svavel ökade i storleksordningen hundra gånger när aska och bergkross blandades, jämfört med när man gjorde lakningstest på de två materialen separat.

Ytterligare en faktor som påverkar utlakning av riskämnena som inte har med askinblandningen att göra är saltningen av vägar som görs vintertid för att förbättra väglaget (Lahtinen, 2001, Norrström and Jacks, 1998). Vägsaltning vintertid eller hög kloridhalt i askan kan också bidra till ökad utlakning av zink och kadmium från askvägar (Thuridin et al., 2006, Van der Sloot, 1996).

Porstruktur i vägen och den underliggande marken

Inte bara de övergripande markegenskaperna är av betydelse för läckagerisken utan även porstrukturen har betydelse. Infiltrationskapaciteten och vattenflödet genom väggroppen verkar minska under de första åren efter byggandet av en askväg (Nordmark et al., 2014, Vestin et al., 2018), då asklagret fortsätter att härda och karbonater bildas som fyller ut porerna (Lahtinen, 2001). Detta kan innebära att en väg med askinblandning läcker mindre av vittrade ämnen (t.ex. magnesium, koppar och zink) än en nygjord väg utan askinblandning (Nordmark et al., 2014). Nordmark et al. (2014) fann att variationen i utlakning mellan prover var större än någon eventuell trend och diskuterade att orsaken till detta kunde vara att det fanns preferentiellt flöde genom väggroppen och att utlakningen i större utsträckning skedde längs dessa vägar. Även Lindroos et al. (2019) fann stora variationer i koncentrationer av tungmetaller och barium i vattnet som perkolerade

igenom väggkroppen vilket gjorde det svårt att dra några generella slutsatser av resultaten. Det verkade som läckaget från vägarna skedde i punkter och inte från hela asklagret. Om det finns många sådana hotspots är risken för att dikes- och grundvatten påverkas större, speciellt ifall vattnet inte hinner infiltrera genom jordlagret under vägen. Preferentiellt flöde pekade också ut av Kleja et al. (2006) som en av de viktigaste faktorerna som förklarar spridningen av metaller från förorenad mark. Asklagren påverkade inte vattenkvaliteten i diken som korsade skogsbilvägarna i studien av Lindroos et al. (2019). Ibland kan dock vattenflödena maskera en eventuell effekt och hydrologin spelar stor roll för tolkningen av resultaten, då större vattenmängd minskar den uppmätta koncentrationen, även om utlakningen kanske egentligen är högre än i kontrollen. Koncentrationen av de flesta ämnena i diken uppfyllde kvalitetskriterierna för dricksvatten i grävda brunnar i denna studie av Lindroos et al. (2019).

1.2.2 Trender i läckage från askvägar

Samma säsong som askvägen byggs har man vanligen ett läckage av lättlösliga joner så som t.ex. kalium, natrium, klorid och sulfat (Nordmark et al., 2014, Bruder-Hubscher et al., 2001, Thurdin et al., 2006, Ore et al., 2007) men efter två år liknar läckaget från asksträckorna referenssträckorna (Nordmark et al., 2014). Thurdin et al. (2006) noterade dessutom att markvattnet fick förhöjda halter av selen, molybden, zink och kadmium (40 cm tjockt lager med enbart bioaska). I andra miljökonsekvensstudier av askvägar byggda med aska från förbränning av hushållsavfall hittades initialt förhöjda koncentrationer av klorid, koppar, kalium, natrium, ammoniak, organiskt kol, aluminium och krom (Ore et al., 2007) och aluminium, krom, koppar och klorid (Lidelöw and Lagerkvist, 2007), men dessa minskade med tiden. Trots att den initiala utlakningen av lättlösliga salter är hög, är de kumulativa värdena av t.ex. klorid ändå små om man jämför med den årliga vägsaltningen (Lidelöw and Lagerkvist, 2007).

Under de tre första åren efter byggandet av en askväg (bottenaska, Dovamyran, Umeå) med krossat berg och bottenaska efter förbränning av hushållsavfall fann Lidelöw and Lagerkvist (2007) störst läckage av aluminium längs vägens sidor. Själva askan läckte mest krom och koppar medan bergkrosset läckte mest zink. Mer vatten infiltrerade längs vägens sidor, där även ytavrinningen från själva vägen samlades. Det ledde till att utlakningen av organiskt material, kväve och lösta salter i markvattnet vid vägens sidor var snabbare än i själva väggkroppen. Krom verkade utlakas mer i vägens kanter än i själva väggkroppen under hela mätperioden och processen kan vara kopplad till att den delen av vägen oftare är blöt än själva väggkroppen. I denna studie spelade det mindre roll för utlakningen om vägen var täckt av asfalt eller ett slitlager av grus. Lidelöw and Lagerkvist (2007) uppmätte ingen förändring av utlakningen av aluminium och krom över tid från askan och inte heller någon förändring i utlakningen av magnesium och zink från bergkrosset. Zinkutlakningen varierade mycket under mätperioden och kan ha berott på de varierande redoxförhållandena i väggkroppen. Under snösmältningen var utlakningen av flera ämnen som störst, speciellt av krom från askan. Utlakningen av koppar verkar ha ett linjärt samband till den totala mängden kol (TOC) i markvattnet (Lidelöw and Lagerkvist, 2007, Ore et al., 2007). Lidelöw and Lagerkvist (2007) sammanfattar att koppar, krom och aluminium

bidrar till den största föroreningsrisken från den bottenaska som använts i studien medan zink är det största problemet från bergkrosset.

I en studie av Thurdin et al. (2006) av en asfaltväg med ett 0,4 m asklager fann man att kalium, sulfat, klorid, selen, molybden och kadmium lakades ut från asklagret där det också verkade pågå en härdning under hela studieperioden (låg koncentration av kalciumjoner). Koncentrationerna av zink och kvicksilver ökade fortfarande i asklagret efter två år vilket visar på en risk för läckage av dessa ämnen efter studieperiodens slut. Den högsta risken för kontaminering av grundvattnet utgjordes av kadmium och zink i den här studien, men författarna argumenterade för att utspädningen som skulle ske när de nådde grundvattnet ändå inte skulle ändra mediankoncentrationen där. De fann också relativt höga koncentrationer av bly i vägdikena vilket tydde på att det hade ackumulerats där under en längre tid, något som Norrström and Jacks (1998) funnit i en studie av blyhalt i marken runt vägar. Blyets löslighet kontrolleras i huvudsak av pH men även DOC kan ha en stor inverkan på blyets läckagerisk (Van der Sloot, 1996). I studien av Thurdin et al. (2006) fann man också att blykoncentrationerna i asklagret hade samma variationsmönster som DOC.

Som en parallell till askförstärkta skogsbilvägar kan nämnas att ett flertal studier har gjorts på effekterna av askåterföring på skogsmark (t ex Perkiömäki et al., 2003, Ribeiro et al., 2018, Maresca et al., 2018). Dessa pekar inte heller på några stora miljörisker vid användandet av aska.

Även om riskämnen lakas ur en vägs asklager kan de ändå fastna i den underliggande marken innan de riskerar att kontaminera grundvattnet. I en livscykelanalysstudie i Tyskland med olika typer av aska fann man att nästan alla av de studerade tungmetallerna fastnade till 90 % i den översta metern av jorden och 100 % i de översta två meterna (Schwab et al., 2014). Samma studie visade att de simulerade koncentrationerna av antimon, arsenik och molybden var mest kritiska då det gällde eventuellt läckage till grundvattnet.

1.2.3 Sammanfattning av faktorer som påverkar utlakningens omfattning

Det som påverkar risken för eventuell utlakning och dess omfattning från vägar med askinblandning är alltså sammanfattningsvis:

- **Askans inre egenskaper**, dvs halt av olika ämnen och reaktivitet (puzzolana härdningsegenskaper o.s.v.), dess pH-värde och storlek på partiklarna.
- **Vilket material askan blandas med samt proportioner av de olika ingredienserna. Även den underliggande markens egenskaper är viktiga** (t.ex. jordart, textur, porstruktur, redoxförhållanden, ingående typ av mineraler och materialets buffertkapacitet och pH). Som ett exempel kan lösligheten av ett visst ämne (som t.ex. molybden) vara hög i asklagret, men minskar kraftigt i underliggande jordlager eftersom pH där är betydligt lägre och metallen då binds i detta lager.
- **Hur väl beståndsdelarna i asklagret blandas.** Ett välblandat lager har fler reaktiva ytor mellan olika material vilket både kan göra att lagret härdar

bättre och får bättre hållbarhetsegenskaper och därigenom blir mindre genomsläppligt för regn med minskat läckage som följd. Det kan dock även innebära att risken för läckage ökar p.g.a. att det bildas mer ytavrinning och mer vatten istället infiltrerar längs vägens sidor.

- **Hur man lyckas med kompakteringen och härddningen av asklagret.** Ett väl kompakterat och härdat lager läcker mindre än ett där mer regn kan infiltrera. I en bra och kompakterad väg är risken för utlakning av tungmetaller alltså lägre. Enligt Maresca et al. (2019) läckte härddad aska mindre kalcium, barium, bly och zink än ohärdad, däremot var läckaget högre från den härdade askan av arsenik, fosfor, antimon, vanadin och magnesium i samma studie om härddningens effekt på läckaget.
- **Det översta lagrets (slitlagrets) egenskaper, hållbarhet och underhåll.** Slitlager av grus som delvis nötts bort kan innebära att asklagret utsätts för direkt slitage från trafiken och det kan innebära ytterligare risker för att mer aska sprids till diken och omgivande miljö. Asfalt och andra täta slitlager kan hindra regn från att infiltrera i själva vägkroppen (och på så sätt minska utlakningen där) men kan istället koncentrera vattnet till sidorna som inte är täckta av det täta lagret och där öka läckaget. Med tiden spricker även ett tätt slitlager och preferentiellt flöde bildas under sprickorna.

Slutsatsen från samtliga studier som summerats här är att bioaska kan användas för stabilisering av grusvägar utan eller med liten negativ miljöpåverkan, åtminstone på kortare sikt.

1.3 LÅNGTIDSEFFEKTER

Endast ett fåtal studier är gjorda på långtidseffekter av askvägar (t ex Vestin et al., 2018), men då den initiala utlakningen ofta inte är särskilt omfattande kan man anta att den inte heller blir ett betydande problem med tiden. När aska åldras och karbonater bildas ändras gradvis förutsättningarna för utlakning (Lind et al., 2008). Karbonatiseringsprocessen gör att pH-värdet sjunker och nya mineraler och geokemiska komponenter bildas vilket också ändrar förutsättningarna för utlakning. Nordmark et al. (2014) diskuterar att eftersom buffertkapaciteten per massenhet aska räcker till att neutralisera flera hundra massenheter av regn med pH 4, så kan man förvänta sig att ökad utlakning p.g.a. förändrat pH-värde och redoxpotential med tiden borde ske mycket långsamt och gradvist. Rörligheten av ämnena i askan är i stort sett lika som den naturliga vittringen från den omkringliggande marken, bortsett från kalium, natrium och kalcium som finns i höga halter i askan och lätt lakas ut (Nordmark et al., 2014).

Från långtidsstudier med askåterföring på skogsmark efter 10–20 år har man kunnat se att en pH-förhöjning i O-horisonten kvarstår (Helmisaari et al., 2009) och att även pH-värdet i mineraljorden kan öka (Hansen et al., 2016).

Om man med livscykelanalys (LCA) jämför miljöeffekterna av att använda aska i vägar (i detta fall bottenaska från förbränning av hushållsavfall) och med att använda det som markfyllning/täckning av deponier var skillnaderna marginella

(Birgisdottir et al., 2007). Lind et al. (2008) jämförde det beräknade läckaget från en askväg (bottenaska från avfallsförbränning) i tre tidsskalor (16, 80 och 1000 år). Deras resultat visade att koppar och zink är de ämnen som har ett utlakningsmönster som skiljer sig jämfört med den naturliga vittringen från omgivningarna. I början är läckaget av koppar också högre men med tiden minskar det och blir mindre än omgivningarnas läckage. Zink har istället en lägre initial utlakning men överstiger med tiden vittringarna från omgivningarna och referensvägen med en faktor på 100–300. På tusen års sikt kommer läckaget av aluminium, natrium, kalium och magnesium inte överstiga den naturliga vittringen. Lind et al. (2008) drar slutsatsen att ingenting tyder på att användningen av aska från avfallsförbränning i områden som inte är särskilt känsliga skulle leda till skador på marken eller grundvattnet p.g.a. spridning av metaller. Transporten, biotillgängligheten och toxiciteten påverkas dock mycket av i vilken kemisk form som ett visst ämne är i (Lind et al., 2008). Schwab et al. (2014) diskuterar också att hur mycket som lakas ut och vilken miljöpåverkan som det blir beror på i vilket tidsperspektiv man tittar på och även hur stort område man inkluderar i analysen. Även om relativt lite föroreningar läcker ut till grundvattnet under de första hundra åren, finns de ändå kvar i marken (Schwab et al., 2014). Ett sätt att minska utlakningsrisken, som används både i marksanerings-sammanhang och i studier av bottenaska, kan vara att försöka öka andelen järnoxid, då läckaget av många av metallerna i askan regleras av järnoxider (Nilsson et al., 2016).

1.4 KUNSKAPSLUCKOR

Vad är det som avgör om riskämnen läcker eller inte från vägkroppar? I litteraturgenomgången som ligger till grund för denna rapport har det tydligt framkommit att det är många faktorer som påverkar, både de inre egenskaperna hos askan och övrigt material samt faktorerna i tillverkningsprocessen av vägen.

Resultaten kan därför vara mycket varierande från väg till väg och det är svårt att dra generella slutsatser av de studier som gjorts. Något som fortfarande saknas för att bedöma hur lämplig aska är för byggandet av skogsbilvägar i större skala är långtidsstudier av miljöeffekter (och även av köregenskaper och hållfasthet på längre sikt). I dagsläget är Vestin et al. (2018) den till vår kännedom tidsmässigt längsta internationellt publicerade studien av effekter på längre sikt (om man räknar bort simuleringar och LCA-analyser), då resultat för en mätperiod av sex år presenteras. Om en askväg beräknas hålla i trettio år måste också studier göras under en lika lång tidsperiod för att kunna skatta miljökonsekvenserna för hela vägens livslängd. En annan fråga som återstår att besvara är vad man gör med asklagret när det är dags för en ny upprustning av vägen. Idag finns ingen praxis att ta bort skogsbilvägar och återställa marken.

Det är också viktigt att de olika typer av askvägar som har byggts på olika typer av marker och med olika tekniker följs upp på längre sikt. Går det att säga någonting från enskilda försök då markens inneboende egenskaper verkar spela så stor roll? Lindroos et al. (2019) menar att det är viktigt att studera varför det är sådan skillnad i uppmätta halter av ämnen i vattnet som runnit genom vägkroppen. Är det för att materialet är ojämnt blandat, ojämnt härdat eller ojämnt kompakterat

eller en blandning av de tre? Hur stor roll spelar preferentiellt flöde? Det verkar som att i en bra och kompakterad väg är risken för utlakning av tungmetaller lägre men ingen har ännu studerat vad som händer om vägen blir uppluckrad/sliten med tiden. Vanhanen et al. (2014) identifierar behovet av studier som tittar på hur tungmetaller läcker ut och transporteras djupare ner i markprofilerna under askvägar för att med säkerhet kunna säga vilka miljörisker som finns med att anlägga askvägar i större skala.

2 Sörkrångevägen – vägmaterialets kemi 10 år efter byggandet

2.1 INTRODUKTION

Sörkrångevägen är en skogsbilväg som ligger i Timrå kommun på mark som tillhör SCA Skog. Vägen restaurerades 2009 och fick ett askförstärkt bärlager med flygaska från Ortvikens pappersbruk (SCA) (Arm et al., 2014, Nordmark et al., 2014, Vestin et al., 2018). Restaureringen var en del i EU-projektet *Säkra vägar i ett nytt klimat* som var ett samarbete mellan Skogsstyrelsen i Västernorrland, Sveriges Geotekniska Institut (SGI) och Luleå tekniska universitet (LTU). Syftet var att undersöka om flygaska från pappersindustrin kunde användas (utan annat bindemedel) för att förbättra en skogsbilvägs tekniska och miljömässiga egenskaper.

Det uppgraderade vägavsnittet är ca 1500 meter långt och indelat i två provsträckor och fyra referenssträckor. De båda provsträckorna är uppgraderade genom inblandning av olika mängd bioaska (flygaska) i befintligt bärlager samt ett nytt 7 cm tjockt slitlager av bergkross (0–18 mm). Två av referenssträckorna är uppgraderade med ett nytt 15 cm tjockt bärlager (bergkross, 0–32 mm) och ett nytt grusslitlager medan de andra två referenssträckorna bara är dikade och hyvlade. Båda provsträckornas askstabiliserade lager består av 30 % aska och 70 % bärlagermaterial men den nedfrästa askmängden och därmed lagrets tjocklek skiljer mellan sträckorna. Det befintliga bärlagermaterialet var morän där stenar över 5 cm i diameter hade sorterats bort (harpats). Inga ytterligare bindemedel har använts i vägen. Hela vägavsnittet dikesrensades och hyvlades.

Vägens miljöpåverkan och tekniska egenskaper har tidigare undersökts, dels direkt efter uppgraderingen och dels 5–6 år efter uppgraderingen (Nordmark et al. 2014, Arm et al. 2014, Vestin et al., 2011, 2016, och 2018). Sammanfattningsvis visar de utförda undersökningarna på att bioaska har stor potential att användas som bindemedel i grusvägar och asksträckorna uppvisar goda tekniska och miljömässiga egenskaper. Asksträckorna hade ett initialt utläckage av framför allt kalium, natrium, klorid och sulfat men efter två år var utlakningen lika mellan ask- och referenssträckor. Asksträckorna hade högre hållfasthet än referenssträckorna framför allt under tjällossningsperioderna och den asksträcka med högst askinblandning uppvisade högst hållfasthet.

Som diskuterats i kapitel 1.4 är den för oss kända längsta långtidsuppföljningen av en askväg sex år (Vestin et al., 2016) men askvägar behöver följas på längre sikt om korrekta slutsatser av deras miljöpåverkan ska kunna dras, speciellt om de ska användas i större skala i skogsbruket.

2.2 MATERIAL OCH METODER

2.2.1 Vägmaterialets sammansättning

En undersökning av vägmaterialets grundämnessammansättning gjordes på uppgrävda prover (ca 1 kg per prov) från ask/moränlagret i provsträcka 2, vilket är den provsträcka som har ett tjockare ask/moränlager. Prov togs ut på två olika djup under slitlagret, 0–5 cm och 5–10 cm, från nio provpunkter med fyra meters mellanrum längs vägens centrumlinje (totalt 18 prover). Proverna torkades varefter allt grusmaterial > 2 mm siktades bort. Ask-granuler trycktes sönder så att all aska återfanns i fraktionen < 2 mm. På fraktionen < 2 mm mättes sedan koncentrationen av grundämnen med XRF-teknik (röntgenfluorecens), tre analyser på varje prov. Proverna från referenssträckan som uppgraderats med ett nytt 15 cm tjockt bärlager togs ut under slitlagret, 0-5 cm ner i bärlagret, och behandlades och analyserades på samma sätt. Resultaten har utvärderats och jämförts med mätningar från 2009, 2010, 2011 och 2014 (Nordmark, et al., 2014, Vestin et al., 2018). Syftet med analyserna var att bedöma hur koncentrationen av grundämnen påverkats vid infiltration av vatten i vägen, dels med djupet i ask/moränlagret, dels med tiden.

2.2.2 Vägmaterialets lakbarhet

På fraktionen < 2 mm från samtliga prover gjordes en-stegs lakteter vid L/S 10 (CEN, 2002) i triplikat. Lakvattnet analyserades med avseende på pH, elektrisk konduktivitet, grundämnen samt anjonerna klorid och sulfat. Syftet var att bedöma hur materialets kemiska egenskaper förändrats med tiden sedan vägen uppgraderades. Resultaten jämfördes med tidigare lakteter som utförts på vägmaterialet 2009, 2010, 2011 och 2014 (Vestin et al., 2018).

2.2.3 Statistisk bearbetning

Resultaten har utvärderats med multivariat dataanalys (MVDA) genom att använda principalkomponentanalys (PCA). För analysen användes programvaran SIMCA 14.0 utvecklat av Umetrics, Umeå, Sverige.

PCA används för att förklara variationen inom ett datamaterial som består av ett vanligtvis stort antal variabler och dimensioner, genom att transformera det till ett minimalt antal dimensioner, dvs principalkomponenter. Datamaterialet kan sedan projiceras i ett tvådimensionellt plan och presenteras grafiskt i två diagram, score-plot och loading-plot. Score-plotten visar förhållandet mellan proverna och loading-plotten visar förhållandet mellan de analyserade faktorerna. De två plottarna är komplementära och överlagrade och en riktning som ses i en plott motsvarar samma riktning i den andra. Principerna för MVDA beskrivs i (Eriksson, 2013).

2.3 RESULTAT OCH DISKUSSION

2.3.1 Vägmaterialets sammansättning

Analysen av grundämnen i vägmaterialet visade att huvudelementen (huvudelement kallas de ämnen som finns i g/kg i jordskorpan) kalcium, kalium, järn och svavel varierar något mellan olika år (Figur 1). Koncentrationerna ökade för alla ämnen mellan 2014 och 2019. Störst variation kan ses för kalcium som ökade från 91 g/kg TS till 133 g/kg, en ökning med 46 %. En trolig förklaring till variationen kan vara att det uppstod vissa skillnader i förhållandet mellan aska och grus när vägen uppgraderades. Det kan också vara så att förlusten av andra mer lösliga ämnen varit så stor att det syns i totalkoncentrationerna för mindre lösliga ämnen.



Figur 1. **Koncentration av grundämnen i ask/moränlagret analyserat på material < 2 mm. Medelvärde och standardavvikelse för samtliga prov från varje provtagningsår (2009, n=12; 2010, n=3; 2011, n=11; 2014, n=18, 2019, n=18). Concentration of elements in the ash/till layer, analysed in material <2 mm. Mean and standard deviation for all samples in each sampling year (2009, n = 12; 2010, n = 3; 2011, n = 11; 2014, n = 18, 2019, n = 18).**

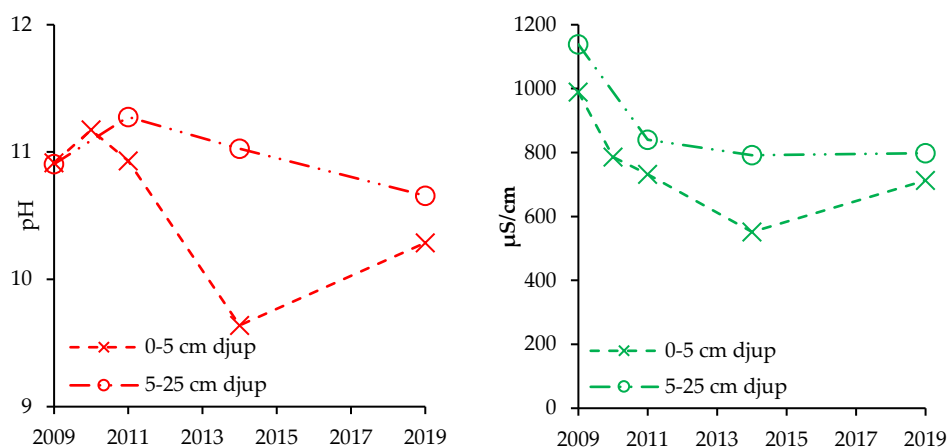
Andelen riskämnen i ask/moränlagret är svårbedömt då koncentrationen av flertalet riskämnen ligger under den detektionsgräns som uppnås med XRF, se Tabell 1. Den flygaska som användes vid stabiliseringen och som analyserats med ICP-teknik visar dock på att alla riskämnen förutom arsenik initialt låg över riktvärdena för avfall som ska återvinnas i anläggningsarbeten (SNV, 2010) (Tabell 1). Noterbart är att även att vägmaterialet (moränen) före upprustningen 2009 hade koncentrationer av krom och bly som översteg riktvärdena och även arsenikkoncentrationen var högre i moränmaterialet än i askan (Tabell 1).

Tabell 1 Riktvärden för koncentration av riskämnen i avfall som ska återvinnas i anläggningsarbeten (SNV, 2010), koncentrationer av riskämnen i aska och grus som använts för uppgradering 2009, det askstabiliserade vägmaterialet < 2 mm och referenssträckans vägmateriale < 2 mm provtaget 2019. Fet stil indikerar överskridande av riktvärde. *Guidance values for concentrations of hazardous substances in waste to be recycled in construction work (SNV, 2010), concentrations of hazardous substances in ash and gravel used in the 2009 upgrade, and in the ash-stabilised road material <2mm and the reference road material <2mm sampled in 2019. Figures in bold exceed guidance values.*

Riskämne	Totalhalt Flygaska (ICP-OES) 2009 Medel (n=3)	Totalhalt Morän (ICP-OES) 2009 Medel (n=1)	Totalhalt Ask/morän lager (XRF) 2019 Medel (n=18)	Totalhalt Referens- väg (XRF) (bergkross) 2019 Medel (n=3)	Riktvärden för återvinning av avfall i anläggningsarbeta n (SNV, 2010)
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
As	< 3,1	3,5	< 13	< 13	10
Cd	3,9	0,07	< 14	< 12	0,2
Cr	58	113	< 57	49	40
Cu	76	23	< 58	29	40
Ni	43	32	< 80	< 59	35
Pb	31	35	23	20	20
Zn	2130	36	1217	63	120

2.3.2 Vägmaterialets lakbarhet

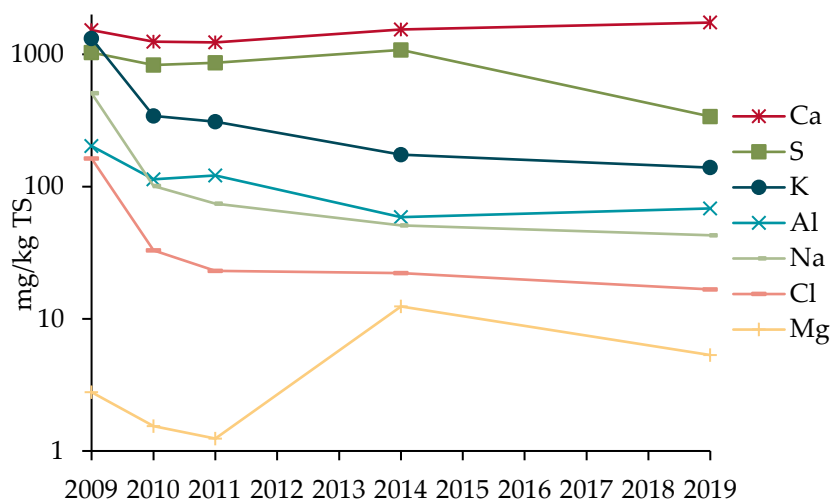
Medelvärde för pH i lakvatten (CEN, 2002) från ask/moränlagret i provsträcka 2 var 10,5 vid den senaste provtagningen (2019). Referenssträckans pH-värde var 8,1. Prover från den övre delen av askskiktet hade ett något lägre pH än prover från det nedre skiktet (Figur 2). Samma sak gäller för den elektriska konduktiviteten med lägre EC från den övre delen av askskiktet. Skillnaden beror troligtvis på att den övre delen blivit något mer utsatt för nederbörd som infiltrerat genom materialet. Det har skett en ökning av både pH och EC i det övre skiktet mellan 2014 och 2019. Kalciumkoncentrationen i lakvattnet vid L/S 10 ökade samtidigt från 1200 mg/kg TS till 1665 mg/kg TS. Eftersom pH styrs av andelen hydroxidjoner som finns i vattenlösningen och kalciumoxid som finns i askan bildar kalciumhydroxid i kontakt med vatten ökar också pH när kalciumkoncentrationen i lakvattnet ökar. I nedre skiktet sjönk kalciumkoncentrationen under samma tidsperiod från 1873 mg/kg TS till 1811 mg/kg TS. En ökande andel joner i lösning gör att även den elektriska konduktiviteten ökar.



Figur 2. **pH och elektrisk konduktivitet i lakvatten (CEN, 2002) från fasta prov med partikelstorlek < 2 mm ask/moränlagret, vid övre respektive nedre delen av lagret. Medelvärden av samtliga prov från varje djup och provtagningsår (2009, n=6; 2010, n=3; 2011, n=6; 2014, n=9, 2019, n=9). pH and electrical conductivity in leachate (CEN, 2002) from solid samples with particle size < 2 mm from the ash/till layer, taken from the upper and lower parts of the layer, respectively. Averages of all samples from each depth and sampling year (2009, n = 6; 2010, n = 3; 2011, n = 6; 2014, n = 9, 2019, n = 9).**

Kalcium är det ämne som dominerar av huvudelementen i lakvattnet (CEN, 2002) från askskiktet med ca 1700 mg/kg TS (Figur 3). Utlakningen har ökat ända sedan provtagningen 2011. Totalhalten kalcium har varierat under åren men uppvisade en markant ökning mellan 2014 och 2019 vilket innebär att även utlakningen av kalcium ökat. Noterbart är att kalcium är det dominerade ämnet i ask/moränlagret så även om det är det ämne som har den högsta utlakningen så rör det sig ändå bara om en procentuell utlakning på 1,3 % av totalhalten. Som jämförelse kan nämnas att utlakningen av kalium var 10 % av totalhalten.

De ämnen som till stor del förekommer som lösliga salter, så som kalium, natrium, klorid och sulfat, hade initialt en hög utlakning, men har sedan uppvisat en sjunkande trend. Utlakningen av klorid har t.ex. minskat från 163 mg/kg TS till 16,7 mg/kg TS under de 10 år som vägen funnits. Referensvägens kloridutlakning var 7,8 mg/kg TS 2019. Resultaten från lakttesterna kan grovt tolkas som så att en minskning av utlakningen mellan t.ex. 2014 års utlakning och 2019 års utlakning är det som lakats ut under den perioden. Det som lakats ut från 2019 års prover är den lakningspotential som finns kvar i materialet. Man bör ha i åtanke att de lakttester som utförs i labb inte kan jämföras med den utlakning som sker i fält (Lidelöv och Lagerkvist, 2007 och Lind et al., 2008). Lakttesterna i labb kan dock ge en indikation om vilken lakningspotential som finns kvar i materialet under rådande förutsättningar. Ändras t.ex. pH-värdet i vägmaterialet mycket kommer även utlakningspotentialen att ändras.



Figur 3. Utlakning (CEN, 2002) av grundämnen från fasta prover med partikelstorlek < 2 mm från ask/moränlagret. Medelvärden av samtliga prov från varje provtagningsår (2009, n=12; 2010, n=3; 2011, n=11; 2014, n=18; 2019, n=18). Leaching (CEN, 2002) of elements from solid samples with particle size < 2 mm from the ash/till layer. Averages of all samples from each sampling year (2009, n = 12; 2010, n = 3; 2011, n = 11; 2014, n = 18; 2019, n = 18).

Även om totalhalterna av flertalet riskämnen i flygaskan överskred riktvärdena för avfall som får användas i anläggningsarbeten så gjorde inte koncentrationerna i lakvattnet det, förutom för klorid och sulfat (Tabell 2). Utlakningen av riskämnen från askvägsmaterialet från 2019 underskrider också riktvärdena. Det är endast utlakningen av arsenik från referenssträckan som överskrider riktvärdena. Utlakning är högre från vägproverna jämfört med flygaskan och gruset var för sig före uppgraderingen.

Tabell 2 Riktvärden för koncentrationen av riskämnen i lakvatten (L/S 10) i avfall som ska återvinnas i anläggningsarbeten (SNV, 2010), koncentrationer av riskämnen i lakvatten från aska och grus som använts för uppgraderingen 2009 samt ask/moränlagret < 2 mm och referenssträckans vägmateriale < 2 mm provtaget 2019. Fet stil indikerar överskridande av riktvärde. Guidance values for concentrations of hazardous substances in leachate (L/S 10) in waste to be recycled in construction work (SNV, 2010), concentrations of hazardous substances in leachate from ash and gravel used in the 2009 upgrade, in the ash/till layer < 2 mm, and in the reference road material < 2 mm sampled in 2019. Figures in bold exceed guidance values.

Grundämne	Lakvatten vid L/S 10	Lakvatten vid L/S 10	Lakvatten vid L/S 10	Lakvatten vid L/S 10	Riktvärden för återvinning av avfall i anläggningsarbeten (SNV, 2010)
	Flygaska 2009 Medel (n=3)	Morän 2009 Medel (n=3)	Ask/moränlager 2019 Medel (n=18)	Referensväg (bergkross) 2019 Medel (n=3)	
	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
As	< 0,01	< 0,01	< 0,036	0,11	0,09
Cd	< 0,0005	0,001	< 0,016	< 0,017	0,02
Cr	0,009	0,01	0,040	< 0,015	1
Cu	< 0,01	0,64	0,034	0,030	0,8

Ni	< 0,005	0,03	< 0,024	0,024	0,4
Pb	0,017	0,09	< 0,008	< 0,006	0,2
Zn	0,25	0,28	< 0,019	0,021	4
Cl	1170		16,7	7,8	130
SO ₄ ²⁻	450				200

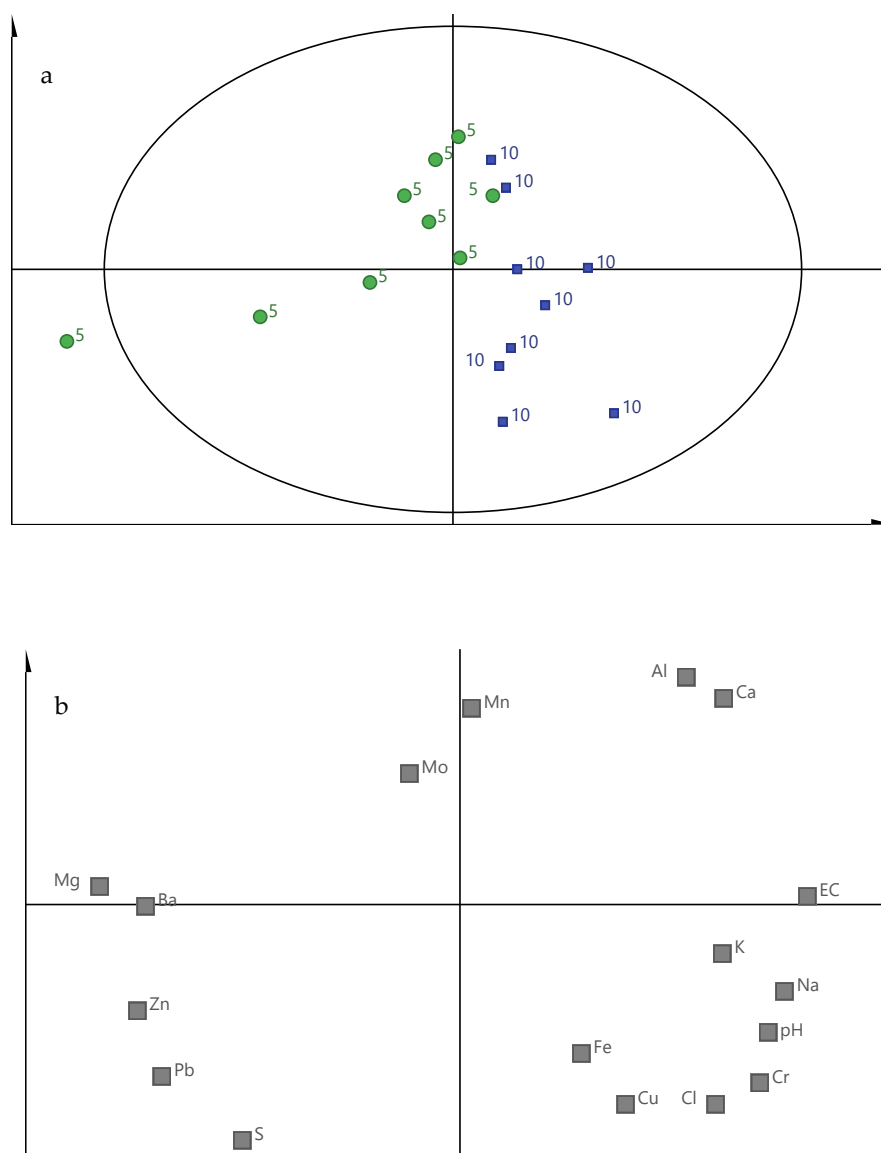
Även när koncentrationerna av riskämnen i lakvattnet vid L/S 10 (CEN, 2002) jämförs med riktvärden för ytvatten, klass 2, låga nivåer (SNV, 1999) och gränsvärden för dricksvatten (SLV, 2001) så är de endast koppar med 3,4 µg/l från askvägsproverna från 2019 som överskrider riktvärdet för ytvatten (Tabell 2). Från referenssträckan överskrider arsenik riktvärdet för dricksvatten.

Tabell 3 **Riktvärden för koncentration av riskämnen i ytvatten, klass 2 låg nivå (SNV, 1999) och gränsvärden för dricksvatten (SLV, 2001) jämfört med koncentrationer av riskämnen i lakvatten från ask/moränlagret < 2 mm och referenssträckans vägmateriäl < 2 mm provtaget 2019. Fet still indikerar överskridande av riktvärde/gränsvärde. Guidance values for concentrations of hazardous substances in surface water, class 2 low level (SNV, 1999) and maximum levels in drinking water (SLV, 2001) compared with concentrations of hazardous substances in leachate from the ash/till layer <2 mm and in the reference road material <2 mm sampled in 2019. Figures in bold exceed guidance value/maximum level.**

Grundämne	Lakvatten vid L/S 10 Askväg 2019 Medel (n=18)	Lakvatten vid L/S 10 Referensväg 2019 Medel (n=3)	Riktvärden ytvatten Klass 2, låga nivåer (SNV, 1999)	Gränsvärden, otjänligt dricksvatten (SLV, 2001)
	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
As	< 3,6	11,3	0,4-5	10
Cd	< 1,6	< 1,7	0,01-0,1	5
Cr	4,1	< 1,5	0,3-5	50
Cu	3,4	3,0	0,5-3	2000
Ni	< 2,4	< 2,4	0,7-15	20
Pb	< 0,8	< 0,6	0,2-1	10
Sb	< 13	< 13	-	5
Se	N.A	N.A	-	10
Zn	< 1,9	2,1	5-20	-

Multivariat dataanalys av den kemiska analysen på lakvattnet (CEN, 2002) från proverna som togs ut 2019 antyder att det finns en skillnad i utlakningen mellan materialet i den övre delen av ask/moränlagret jämfört med den nedre delen, i och med att proverna bildar två grupper i score-plotten (Figur 4a). Ur Figur 4b kan man utläsa att det bland annat är en högre utlakning av de lösliga ämnena kalium, natrium och klorid från den nedre delen av askskiktet. Det är även högre pH och elektrisk konduktivitet i de proverna, vilket även sågs i Figur 2.

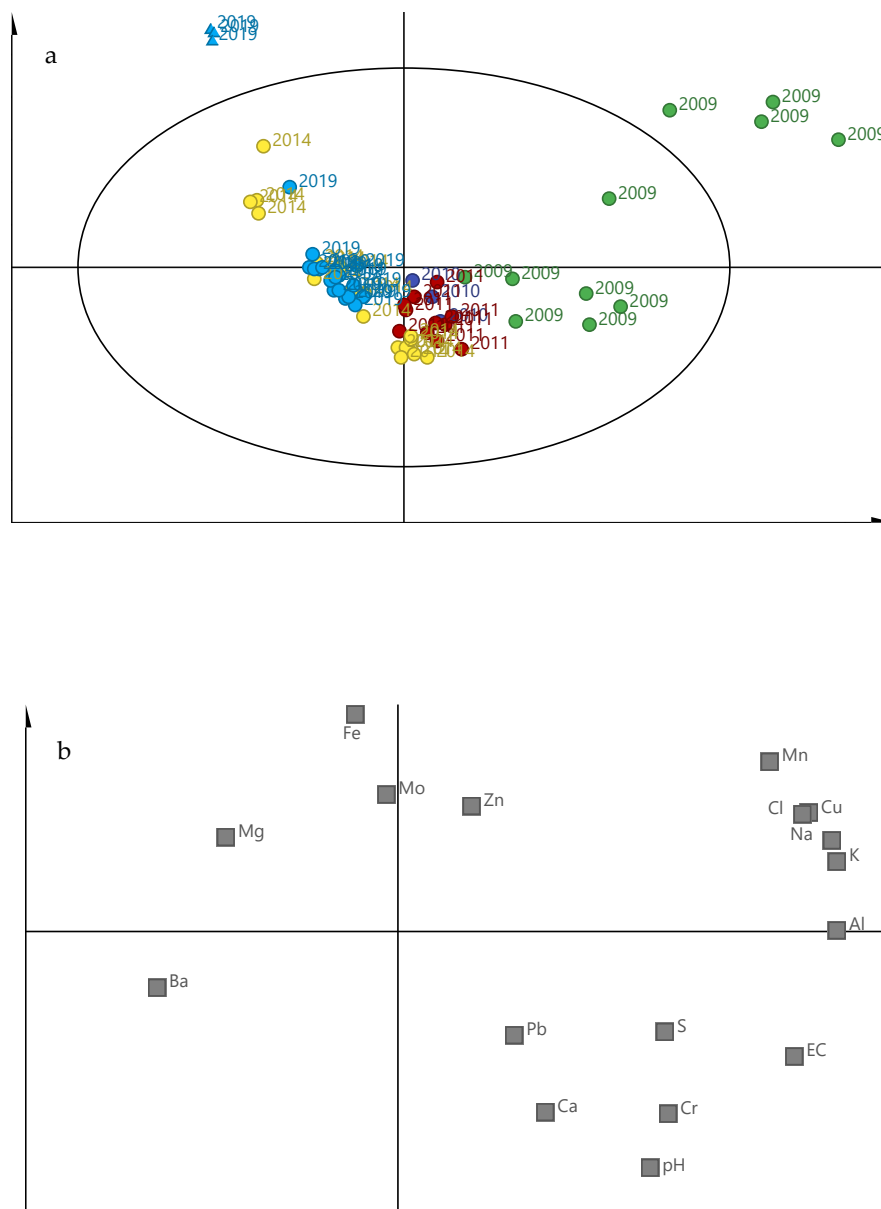
Gemensamt för prov från den övre delen av askskiktet är att det är något högre utlakning därifrån av bland annat magnesium, barium och sulfatsvavel jämfört med prov från nedre delen av askskiktet. Skillnaderna tyder på att jämvikt inte har uppnåtts i askskiktet ännu efter 10 år, utan att det fortfarande pågår kemiska förändringar.



Figur 4. (a) PCA score plot över prover uttagna 2019 från övre respektive nedre delen av ask/moränlagret. (b) PCA loading plot av kemiska egenskaper i lakvattnet (CEN, 2002) från samtliga prov i Figur 4a. (a) PCA score plot of samples taken in 2019 from the upper and lower parts of the ash/till layer, respectively. (b) PCA loading plot of chemical properties in the leachate (CEN, 2002) from all samples in Figure 4a.

Multivariat dataanalys av de kemiska egenskaperna i lakvattnet (CEN, 2002) hos samtliga prov uttagna mellan 2009 och 2019 visar att prov från de olika åren bildar kluster i score-plotten (Figur 5a). Prov från 2014 och 2019 liknar varandra men

spridningen mellan prov från 2019 är mindre än för prov från 2014. Jämför man score-plotten med loading-plotten (Figur 5b) ser man även här att den största utlakningen av de lättlösliga ämnena kalium, natrium och klorid skedde under den första tiden efter uppgraderingen av vägen.



Figur 5. (a) PCA score plot över samtliga prov uttagna från 2009 till 2019. Cirkel = prov från askstabiliserad vägsträcka. Trekant = prov från referenssträcka. (b) PCA loading plot av kemiska egenskaper i lakvattnet (CEN, 2002) från samtliga prov i Figur 5a. (a) PCA score plot of all samples taken from 2009 to 2019. Circle = sample from ash-stabilised road section. Triangle = sample from reference section. (b) PCA loading plot of chemical properties in the leachate (CEN, 2002) from all samples in Figure 5a.

3 Askvägar – byggmetoder, resultat och kostnader

Nedanstående sammanfattning är publicerad i rapporten av Noreland et al. (2020). Studien utgjorde den andra delen av askvägsprojektet som delvis finansierades av Energiforsk.

Flygaska från förbränning av skogsbränslen har tidigare testats som förstärkningsmaterial i grusvägar i ett antal försök. Detta projekt jämför fyra olika metoder för att bygga askförstärkta bärlager med avseende på tekniskt resultat och kostnad för anläggningsarbetet. Metoderna testades på två försöksvägar väster om Timrå. Den ena vägen var en gammal väg som behövde rustas upp medan den andra nybröts.

I alla metoder blandades 20–25 procent flygaska från Ortvikens pappersbruk med bergkrossmaterial (0–32 mm) och vatten. Det som skilde metoderna åt var blandningstekniken. Följande metoder testades: (1) Blandning på väg med väghyvel, (2) Blandning på väg med vägfräs, (3) Blandning med blandningsskopa vid lagerplats och (4). Blandning i stenkrossverk vid bergtäkt

Efter att materialet lagts ut på försöksvägarna bevattnades det och kompakterades med vibrovält. Efter 30 dagar mättes dess hårdhet (CBR) med dynamisk konpenetrometer samt tung fallviktsmätning. Det visades då att resultaten varierade från en måttlig förhöjning av hållfastheten (genomsnittligt CBR-värde 31 för hyvelblandning) till en markant höjning (CBR-värde 70 för blandning i krossverk), jämfört med en traditionellt anlagd väg (CBR-värde 25). De andra metoderna placerade sig däremellan (CBR-värde 47 för blandningsskopa och 58 för fräsblandning). Dock var variationen mellan olika mätpunkter stor, speciellt för blandningsskopan och fräsblandningen. Sambandet mellan ytmodul och hårdhet är inte lika tydligt, sannolikt beroende på stor inverkan från det kraftigt varierande terrassmaterialet.

Askförstärkningsprojektets ekonomi är beroende av en effektiv logistik för acceptabelt maskinutnyttjande. Dessutom är vattnings-/packningsmomentet tidskritiskt för askans härdningsförlopp. I denna studie har anläggningskostnaden för ett askförstärkt bärlager undersökts för en väg med tillgång till berg- och vattentäkt inom ett par kilometer.

Enligt de arbetsprocesser som förslås för de respektive metoderna är byggkostnaderna för metoden med krossverksblandning 67 procent dyrare än om vanligt grus används. Metoderna med blandningsskopa och hyvel är 58 respektive 39 procent dyrare. För den förhållandevis sällsynta fräsen är kostnaden osäker beroende på svårighet att presentera en representativ maskinkostnad.

En jämförelse av de olika metoderna bör även ta hänsyn till arbetsmiljön. Stora problem med damning konstaterades, speciellt vid krossverksblandningen. Askans starkt basiska egenskaper gör den irriterande för hud, ögon och andningsvägar, vilket gör arbetsmiljöarbetet extra viktigt.

4 Slutsatser

Av den forskning som gjorts hittills på mindre vägar med askinblandning kan man dra slutsatsen att miljöeffekter över tid är ringa. Man bör dock ha i åtanke att den längsta uppföljningen som gjorts i fält är den tioåriga studie som presenterats i denna rapport. Om man utgår från hur skogsbilvägar hanteras i Sverige idag kan man räkna med att askan kommer att finnas kvar i vägen/marken under mycket lång tid, då skogsbilvägar som byggts vanligtvis inte tas bort, utan används och rustas upp eller läggs i träda för framtida bruk. Det är därför viktigt att fortsätta följa askförstärkta vägar på ännu längre sikt.

För Sörkrångevägen, 10 år efter byggandet, följer utlakningen samma trender som vid den senaste uppföljningen för fem år sedan. Testerna visade på en fortsatt avtagande utlakning av lösliga salter som natrium, kalium och klorid, och det går något snabbare från den övre delen av ask/moränlagret. pH-värdet var fortsatt stabilt högt (10,5 på provsträckan och 8,1 på referenssträckan), vilket är positivt för risken för utlakningen av många av riskämnena. Resultaten från laktesterna uppvisade ett lakvatten som utgör en mindre än ringa risk enligt Naturvårdsverkets kriterier för återanvändning av avfall i anläggningsarbeten. Arsenik i lakvattnet låg dock över gränsvärdet, men enbart för proverna från referenssträckan som upprustats utan askinblandning. Man bör därför beakta att även traditionella skogsbilvägar har en viss miljöpåverkan och det är gentemot dessa som vägar med askinblandning bör utvärderas.

När det gäller vilka miljöeffekter som kan förväntas av askförstärkta skogsbilvägar spelar många olika faktorer in. Askans egenskaper är viktiga (vad har förbränts och hur) och även egenskaperna hos det material som askan blandas med, proportioner av de olika ingredienserna (inklusive vatten) samt hur väl de blandats. Hur man lyckas med kompakteringen och härdningen av asklagret spelar också roll samt slitlagrets egenskaper, hållbarhet och underhåll. Även den underliggande markens egenskaper är viktiga (jordart, textur, porstruktur, redoxförhållanden, mineraler, buffertkapacitet och pH). Det är därför svårt att dra slutsatser från enstaka vägar som gäller för majoriteten av alla vägar och fler långtidsstudier behövs på askvägar byggda under olika förhållanden. Ett stabilt pH över tid i asklagret verkar vara viktigt för utlakningsmönstret. Inga stora miljöeffekter har rapporterats från någon av de testvägar som studerats hittills, speciellt inte om man jämför med miljöeffekter av traditionellt byggda eller upprustade vägar med bergkross. Förutom fler långtidsstudier behöver också effekterna av preferentiellt flöde/hotspots i utlakning redas ut i framtida forskning.

I dagsläget är arbetsmiljön ett stort problem vid byggnation av askförstärkta vägar i större skala. Kraftig damning uppstår vid blandandet av aska och bergkross och den basiska och reaktiva askan är skadlig att andas in. Askblandningen bör inte heller vattnas för att förhindra damning eftersom blandningen då härdar fast i arbetsmaskinerna. Detta gäller framförallt då blandningen görs direkt i krossverket eller med blandningsskopa. Maskiner och arbetsmetoder behöver utvecklas för att hantera damningsproblematiken om askförstärkning ska användas som en allmän metod vid anläggning av skogsbilvägar.

Referenser

- ARM, M., VESTIN, J., LIND, B. B., LAGERKVIST, A., NORDMARK, D. & HALLGREN, P. 2014. Pulp mill fly ash for stabilization of low-volume unpaved forest roads – field performance. *Canadian Journal of Civil Engineering*, 41, 955-963.
- BENGTSSON, O. & OLAUSSON, B. 2011. Undersökning av eventuella effekter på vegetation av damning från täktverksamhet - slutrapport. *MinBaS II, Område 3*. Göteborg.
- BIRGISDOTTIR, H., BHANDER, G., HAUSCHILD, M. Z. & CHRISTENSEN, T. H. 2007. 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. *Waste Management*, 27, S75-S84.
- BOHRN, G. & STAMPFER, K. 2014. Untreated wood ash as a structural stabilizing material in forest roads. *Croatian Journal of Forest Engineering*, 35, 81-89.
- BRUDER-HUBSCHER, V., LAGARDE, F., LEROY, M. J. F., COUGHANOWR, C. & ENGUEHARD, F. 2001. Utilisation of bottom ash in road construction: evaluation of the environmental impact. *Waste Management & Research*, 19, 545-556.
- BÅÅTH, E. 1989. Effects of heavy metals in soil on microbial processes and populations (a review). *Water, Air, and Soil Pollution*, 47, 335-379.
- CEN 2002. EN 12457-2, Characterisation of waste – Leaching – Compliers test for leaching of granular waste materials and sludges - Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/kg for materials with particle size below 4 mm (without or with size reduction). Brussels: European Committee for Standardisation.
- DEVIATKIN, I., HAVUKAINEN, J. & HORTTANAINEN, M. 2016. Systematic approach to identifying economically feasible and environmentally benign methods of recycling ash on a regional scale. *J Residual Sci Technol*, 13, 185-196.
- ERIKSSON, L. 2013. *Multi- and megavariate data analysis: basic principles and applications*, Malmö, MKS Umetrics.
- GORI, M., BERGFELDT, B., PFRANG-STOTZ, G., REICHEL, J. & SIRINI, P. 2011. Effect of short-term natural weathering on MSWI and wood waste bottom ash leaching behaviour. *Journal of Hazardous Materials*, 189, 435-443.
- HANSEN, M., BANG-ANDREASEN, T., SØRENSEN, H. & INGERSLEV, M. 2017. Micro vertical changes in soil pH and base cations over time after application of wood ash on forest soil. *Forest ecology and management*, 406, 274-280.
- HELMISAARI, H.-S., SAARSALMI, A. & KUKKOLA, M. 2009. Effects of wood ash and nitrogen fertilization on fine root biomass and soil and foliage nutrients in a Norway spruce stand in Finland. *Plant Soil*, 314, 121-132.
- HJELMAR, O. 1996. Disposal strategies for municipal solid waste incineration residues. *Journal of hazardous materials*, 47, 345-368.
- KAAKKURIVAARA, T., KOLISOJA, P., UUSITALO, J. & VUORIMIES, N. 2016. Fly Ash in Forest Road Rehabilitation. *Croatian Journal of Forest Engineering: Journal for Theory and Application of Forestry Engineering*, 37, 119-130.
- KLEJA, D. B., ELERT, K. M., GUSTAVSSON, J., JARVIS, N. & NORRSTRÖM, A. 2006. Metaller's mobilitet i mark. Naturvårdsverket.
- LAHTINEN, P. 2001. *Fly ash mixtures as flexible structural materials for low-volume roads*. Doctoral thesis, Helsinki University of Technology.
- LIDELÖW, S. & LAGERKVIST, A. 2007. Evaluation of leachate emissions from crushed rock and municipal solid waste incineration bottom ash used in road construction. *Waste Management*, 27, 1356-1365.
- LIND, B. B., NORRMAN, J., LARSSON, L. B., OHLSSON, S. Å. & BRISTAV, H. 2008. Geochemical anomalies from bottom ash in a road construction - Comparison of

- the leaching potential between an ash road and the surroundings. *Waste Management*, 28, 170-180.
- LINDROOS, A.-J., RYHTI, K., KAAKKURIVAARA, T., UUSITALO, J. & HELMISAARI, H.-S. 2019. Leaching of heavy metals and barium from forest roads reinforced with fly ash. *Silva Fennica*, 53, 1-14.
- MÁCSIK, J., EDESKÄR, T. & HELLMAN, F. 2011. Kontroll och uppföljning av askvägar: kommunikation och acceptans. *Miljöriktig användning av askor, 1191*. Stockholm: Värmeforsk.
- MARESCA, A., HANSEN, M., INGERSLEV, M. & ASTRUP, T. F. 2018. Column leaching from a Danish forest soil amended with wood ashes: fate of major and trace elements. *Biomass and bioenergy*, 109, 91-99.
- MARESCA, A., KRÜGER, O., HERZEL, H., ADAM, C., KALBE, U. & ASTRUP, T. F. 2019. Influence of wood ash pre-treatment on leaching behaviour, liming and fertilising potential. *Waste Management*, 83, 113-122.
- MUNDE, H., SVEDBERG, B., MACSIK, J., MAIJALA, A., LAHTINEN, P., EKDAHL, P. & NÉREN, J. 2006. Flygaska i mark-och vägbyggnad. Grusvägar. Handbok. *Information 18:4*. Linköping: Statens Geotekniska institut.
- NILSSON, M., ANDREAS, L. & LAGERKVIST, A. 2016. Effect of accelerated carbonation and zero valent iron on metal leaching from bottom ash. *Waste Management*, 51, 97-104.
- NILSSON, T., STENDAHL, J. & LÖFGREN, O. 2015. Markförhållanden i svensk skogsmark – data från Markinventeringen 1993-2002. *Rapport 19*. Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.
- NORDMARK, D., VESTIN, J., LAGERKVIST, A., LIND, B. B., ARM, M. & HALLGREN, P. 2014. Geochemical behavior of a gravel road upgraded with wood fly ash. *Journal of Environmental Engineering (United States)*, 140.
- NORELAND, D., BERGQVIST, M., LUNDSTRÖM, H. & HANSSON, L. 2020. Askvägar i skogsbruket: metod-effekt-kostnad [Ash-reinforcement on forestry roads: Methods, results and costs]. *ARBETSRAPPORT 1036-2020*. Uppsala: Skogforsk.
- NORRSTRÖM, A.-C. & JACKS, G. 1998. Concentration and fractionation of heavy metals in roadside soils receiving de-icing salts. *Science of the Total Environment*, 218, 161-174.
- OBURGER, E., JÄGER, A., PASCH, A., DELLANTONIO, A., STAMPFER, K. & WENZEL, W. W. 2016. Environmental impact assessment of wood ash utilization in forest road construction and maintenance - A field study. *Science of the Total Environment*, 544, 711-721.
- ORE, S., TODOROVIC, J., ECKE, H., GRENNBERG, K., LIDELÖW, S. & LAGERKVIST, A. 2007. Toxicity of leachate from bottom ash in a road construction. *Waste Management*, 27, 1626-1637.
- PERKIÖMÄKI, J., KIIKKILÄ, O., MOILANEN, M., ISSAKAINEN, J., TERVAHAUTA, A. & FRITZE, H. 2003. Cadmium-containing wood ash in a pine forest: effects on humus microflora and cadmium concentrations in mushrooms, berries, and needles. *Canadian Journal of Forest Research*, 33, 2443-2451.
- RIBBING, C. 2007. Environmentally friendly use of non-coal ashes in Sweden. *Waste Management*, 27, 1428-1435.
- RIBEIRO, J. P., TARELHO, L. & GOMES, A. P. 2018. Incorporation of biomass fly ash and biological sludge in the soil: effects along the soil profile and in the leachate water. *Journal of soils and sediments*, 1-9.
- SCB 2012. Askor i Sverige 2012 - Statistik utförd av SCB på uppdrag av Svenska EnergiAskor. Statistiska Centralbyrån.
- SCHWAB, O., BAYER, P., JURASKE, R., VERONES, F. & HELLWEG, S. 2014. Beyond the material grave: Life Cycle Impact Assessment of leaching from secondary materials in road and earth constructions. *Waste Management*, 34, 1884-1896.
- SLV 2001. Statens livsmedelsverks föreskrifter om dricksvatten. *SLVFS 2001:30*. Statens livsmedelsverks författningssamling.

- SNV 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet sjöar och vattendrag*, Stockholm, Naturvårdsverket.
- SNV 2010. *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten: handbok*, Stockholm, Naturvårdsverket.
- THURDIN, R. T., VAN HEES, P. A. W., BYLUND, D. & LUNDSTRÖM, U. S. 2006. Bio fuel ash in a road construction: Impact on soil solution chemistry. *Waste Management*, 26, 599-613.
- VAN DER SLOOT, H. 1996. Developments in evaluating environmental impact from utilization of bulk inert wastes using laboratory leaching tests and field verification. *Waste Management*, 16, 65-81.
- VAN DER SLOOT, H., KOSSON, D. & HJELMAR, O. 2001. Characteristics, treatment and utilization of residues from municipal waste incineration. *Waste Management*, 21, 753-765.
- VANHANEN, H., DAHL, O. & JOENSUU, S. 2014. Utilization of wood ash as a road construction material-Sustainable use of wood ashes. *Sustainable Environment Research*, 24.
- VASSILEV, S. V., BAXTER, D., ANDERSEN, L. K. & VASSILEVA, C. G. 2013. An overview of the composition and application of biomass ash.: Part 2. Potential utilisation, technological and ecological advantages and challenges. *Fuel*, 105, 19-39.
- VESTIN, J., ARM, M., NORDMARK, D., HALLGREN, P., TIBERG, C., LAGERKVIST, A. & LIND, B. 2011. Effektivt askutnyttjande i vägar. *Värmeforsk rapport 1169*. Stockholm.
- VESTIN, J., NORDMARK, D., ARM, M., LAGERKVIST, A. & LIND, B. B. 2016. Långtidsuppföljning av grusväg stabiliserad med bioflygaska. *Rapport 2016:264*. Energiforsk.
- VESTIN, J., NORDMARK, D., ARM, M., LIND, B. B. & LAGERKVIST, A. 2018. Biofuel ash in road stabilization – Lessons learned from six years of field testing. *Transportation Geotechnics*, 14, 146-156.

Sökord

skogsbilvägar, grusvägar, aska, utlakning, föroreningar, miljökonsekvenser

SKOGSBILVÄGAR MED INBLANDNING AV ASKA

Här sammanfattas tidigare forskning om askvägars miljöeffekter samt byggmetoder, resultat och kostnader för askförstärkta skogsbilvägar. Rapporten presenterar också nya resultat från en långtidsuppföljning av en askförstärkt skogsbilväg, 10 år efter att den byggdes.

Av de studier som gjorts på mindre vägar med askinblandning drar forskarna slutsatsen att miljöeffekter är små över tid. Det är dock svårt att dra generella slutsatser eftersom olika faktorer påverkar resultatet. Det handlar exempelvis om vilken aska som används, hur och med vilket material den blandas, hur den kompakteras och härddas samt hur egenskaperna för den underliggande markens är. Det är fortfarande oklart vad som händer under den mycket långa tidsperiod som en skogsbilväg förväntas finnas kvar.

Arbetsmiljön är i dagsläget en större utmaning vid en mer omfattande byggnation av askförstärkta skogsbilvägar i Sverige. Det bildas ett kraftigt damm när aska blandas med bergkross och den basiska och reaktiva askan är skadlig att andas in.

Ett nytt steg i energiforskningen

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