

Tillförsel av aska i skog på dikad torvmark i södra Sverige – effekter på skogsproduktion, flöden av växthusgaser, torvegenskaper, markvegetation och grundvattenkemi

Ulf Sikström, Robert G. Björk, Eva Ring, Maria Ernfors, Staffan Jacobson, Mats Nilsson och Leif Klemedtsson

**Tillförsel av aska i skog på dikad
torvmark i södra Sverige**

**Effekter på skogsproduktion, flöden av
växthusgaser, torvegenskaper, markvegetation och
grundvattenkemi**

**Addition of ash on drained forested
peatlands in southern Sweden**

**Effects on forest production, fluxes of
greenhouse gases, peat properties, understory
vegetation and groundwater chemistry**

Ulf Sikström, Robert G. Björk, Eva Ring, Maria Ernfors, Staffan
Jacobson, Mats Nilsson och Leif Klemedtsson

Q6-608

Tillförsel av aska på dikad torvmark – skogsproduktion och
miljöeffekter

Q6-666

Långsiktig påverkan på växthusgasflödena till och från torvmark efter
askgödsling – en studie baserad på mikrobiella processer och
modellering

Q6-671

Tillförsel av aska på dikad torvmark – effekter på markvegetationen
och betydelsen för kolomsättningen

Förord

De här redovisade studierna har genomförts som tre projekt inom Värmeforsks program ”Miljövänlig användning av askor” (Askprogrammet). Projekten belyser den del av programmet som behandlar återföring av aska till skogsmark, mer specifikt tillförsel av aska på dikad och beskogad torvmark. Projekten har varit samarbetsprojekt mellan forskare från Skogforsk (SF), Göteborgs Universitet (GU), Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) och Örebro Universitet (ÖU).

Projektet Q6-608, "Tillförsel av aska på dikad torvmark – skogsproduktion och miljöeffekter", har haft Ulf Sikström (SF) som projektledare. Han har tillsammans med Staffan Jacobson (SF) ansvarat för försöksanläggning och studierna av skogsproduktion. Eva Ring (SF) har varit ansvarig för studierna av grundvattenkemi. Leif Klemedtsson (GU) och Maria Ernfors (GU) samt Mats Nilsson (SLU) har ansvarat för studierna av växthusgaser. Värmeforsks ”Askprogram”, Energimyndigheten och Sveaskog har stått för finansieringen. Studierna har pågått under åren 2006–2008. En rådgivande referensgrupp har varit knuten till projektet, bestående av Anna Lundborg, Energimyndigheten, Jonas Öhlund, Sveaskog, Hans Samuelsson, Skogsstyrelsen, Tord Magnusson, Torbjörn Nilsson och Gustaf Egnell, SLU. En första fas av detta projekt (2003–2005) finns redovisad i rapporten:

Sikström U., Ernfors, M., Jacobson, S., Klemedtsson, L., Nilsson, M. & Ring, E. 2006. Tillförsel av aska i tallskog på dikad torvmark i södra Sverige – Effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser och vattenkemi. Värmeforsk Service AB, Rapport Nr. 974. 63 s. ISSN 1653-11248.

Leif Klemedtsson har varit projektledare för projektet Q6-666, "Långsiktig påverkan på växthusgasflödena till och från torvmark efter askgödsling – en studie baserad på mikrobiella processer och modellering". Hans medarbetare har varit Maria Ernfors och Robert G. Björk (ÖU). Värmeforsks ”Askprogram” har stått för finansieringen. Studierna har pågått under åren 2007–2008. I referensgruppen ingick Sara Hallin, Mats Olsson och Tord Magnusson, SLU, Susanna Olsson, KTH och Kristina Holmgren, IVL.

Projektledare för Q6-671, "Tillförsel av aska på dikad torvmark – effekter på markvegetationen och betydelsen för kolomsättningen" har varit Robert G. Björk. Kungl. Skogs- och Lantbruksakademien (2007), CF Lundströms Stiftelse (2007), Värmeforsks ”Askprogram” (2008) och Stiftelsen Anna och Gunnar Vidfelts fond för biologisk forskning (2008) har stått för finansieringen. Studierna har pågått under åren 2006–2008 i Skogaryd och utökades 2008 med Anderstorp och Perstorp. I referensgruppen ingick Bengt Olsson och Tord Magnusson, SLU, Ulf Molau, GU och Urban Gunnarsson, EBC i Uppsala.

En del data från ett tidigare avslutat projekt redovisas också i denna rapport. Inom ramen för projektet Q6-652 "Tillväxteffekter 26 år efter tillförsel av aska i en tallungskog" fanns finansiering för en studie av torven i ett fältförsök. Denna provtagning kom att samordnas med projektet ovan (Q6-666). Därför redovisas alla resultat i denna rapport från den gemensamma torvprovtagningen för de två projekten.

Vi vill framföra ett tack till alla finansiärer och personer i referensgrupperna för deras engagemang och synpunkter på utformningen av projekten och slutrapporten. Vi vill även tacka våra fältprovtagare Krister Bergman, Jonas Persson, David Allbrand och Tore Söderkvist, som på ett engagerat och förtroendeingivande sätt samlat in prover på både gas och vatten. Vidare vill vi tacka Mats Björkman, Gustaf Laggren och Andreas Karlsson för engagerat arbete vid torvprovtagningen samt Micheal Celan, Katrin Fries, Erika Johannesson och Sofia Pallander för deras engagemang och driftighet under vegetationsinventeringarna sommaren 2008. Slutligen också ett stort tack till Hagos Lundström, Sten Nordlund och Mikael Westerlund (SF) som på ett förtjänstfullt sätt ansvarat för merparten av fältarbetet vid försöksanläggningen i Skogaryd.

Uppsala i februari 2009
Författarna

Abstract

The objective of the present study was to evaluate effects of wood-ash addition on drained peatlands in southern Sweden. Tree growth, greenhouse gases, peat properties, microbial biomass and processes, understory vegetation and groundwater chemistry were measured in three field experiments (some variables were not measured in all experiments): (i) 168 Perstorp, an oligotrophic mire with Scotch pine (*Pinus sylvestris* L.), where 2.5 tonnes d.w. of wood ash ha⁻¹ (2.5WA) was added in 1982; (ii) 273 Anderstorp, also an oligotrophic mire with Scots pine, where 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (3.3KA) and 6.6 tonnes d.w. crushed ha⁻¹ (6.6KA) was added in 2003; (iii) 278 Skogaryd, a minerotrophic mire with Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.), where the same doses of crushed ash as in Anderstorp were added in 2006. Untreated controls were included in all experiments.

At Anderstorp, increased tree growth was indicated, at least in the treatment with the highest ash dose during the first five years after treatment. The annual emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from the peat were unaffected. At Skogaryd, the growth was unaffected and the emissions of both CO₂ and N₂O were reduced during the first two years after treatment.

In general, the significant ash effects (2.5WA and 3.3KA evaluated) on peat characteristics, microbial biomass and processes were found in the upper soil (0–5 cm) at the recently treated sites (Anderstorp and Skogaryd), and at greater depths (5–30 cm) at Perstorp, where the ash was added 25 years ago.

In the ash treatment at Perstorp, there was a shift in the plant community structure and a decrease in species diversity of the understory vegetation. However, at this point of time, the forest stand had become substantially denser than on the control plots. Hence, these effects on the understory vegetation may have been an indirect effect of the ash-induced altered tree stand properties. In Skogaryd, no shift in the plant community was found, but an increase in species diversity was detected two years after the application of 6.6KA. In Anderstorp, no effect on the understory vegetation was found.

The wood-ash application at Skogaryd resulted in very few statistically significant effects on the 43 measured chemical variables in the groundwater. High background concentrations of for instance B, Ca, Mg and PO₄-P probably contributed to this.

During the first five years, addition of 3–6 tonnes d.w. crushed wood ash ha⁻¹ on the studied drained peatlands did not render in an increased Global Warming Potential (GWP), but rather a reduction.

Sammanfattning

Det finns flera sätt att använda den aska som produceras vid förbränning av skogsbränsle som alternativ till deponering. Ett sätt är att återföra askan till skogen. Förutom att utnyttja aska från skogsbränslen som kompensation för markförurning och uttagen näring, finns det även en potential att öka skogsproduktionen på dikad torvmark. Det finns dock ett behov av ökade kunskaper om övriga miljöeffekter efter tillförsel av aska på dikad torvmark.

Syftet med de här redovisade studierna var att undersöka effekten av asktillförsel på trädens tillväxt, flöden av växthusgaser, torvegenskaper, markvegetation och grundvattenkemi. Studierna utfördes i tre fältförsök (Perstorp, Anderstorp och Skogaryd) i Götaland. Samtliga variabler studerades dock inte i alla försök.

Perstorp är en lågproduktiv torvmark som vid försöksstarten hade en plantskog av tall. Där studerades långtidseffekter i torven och på markvegetation 25–26 år efter att 2,5 ton t.s. aska per ha tillförts, troligen som lösaska. Det var stor skillnad i skogstillstånd mellan kontrolltytor och asktytor vid tidpunkten för dessa studier. Kontrolltyterna var i stort sett oförändrade sedan försöksstarten avseende trädskiktet (1,7 m höga träd), medan asktyterna hyste en ca 5,5 m hög tallungskog med ca dubbelt så högt stamantal.

Anderstorp är en något bördigare lokal med tallskog än Perstorp. Skogaryd är en högproduktiv torvmark med granskog. I båda försöken tillfördes krossaskor i två doser, 3,3 och 6,6 ton t.s. aska per ha. Den lägre dosen kan betraktas som en hög kompensationsgiva alternativt en låg askgödslingsgiva, medan den högre kan ses som en möjlig praktisk askgödslingsgiva. Resultaten från dessa försök belyser effekter upp till fem respektive två år efter asktillförseln.

Trädens grundytetillväxt i Anderstorp ökade signifikant efter tillförsel av 6,6 ton t.s. aska ha⁻¹ under den studerade femårsperioden. Det var ett förväntat resultat enligt tidigare erfarenheter. I Skogaryd kunde inga tillväxteffekter av asktillförseln påvisas efter två år.

De uppmätta gasflödena upp till fem åren efter tillförsel av 3,3 och 6,6 ton t.s. krossaska per ha visade att emissionen av CO₂ var oförändrad i Anderstorp. På den bördiga lokalen (Skogaryd) minskade emissionen av CO₂. Emissionen av CH₄ var oförändrad i båda försöken. Lustgasemissionerna i Anderstorp var knappt detekterbara, medan askan minskade emissionen i Skogaryd. Minskningen tycktes vara kopplad till ökat pH-värde i torven.

Den mikrobiella biomassan minskade i de undersökta dränerade lågproduktiva torvmarkerna av en låg askgiva (ca 3 ton d.w. per ha), medan samhällsstrukturen var opåverkad. Asktilförseln minskade nettokvävemineraliseringen i dessa torvmarker.

Inga påtagliga initiala förändringar av markvegetationen kunde påvisas efter asktillförseln. Vegetationsstrukturen ändrades på försökslokalen med lägst bördighet (Perstorp) och växtdiversiteten och täckningsgraden i fältskiktet minskade. Detta var troligen en effekt av det förändrade skogstillståndet p.g.a. asktillförseln. Resultaten från torvmarken med hög bördighet och granskog (Skogaryd) visade på en ökad diversitet i

både fält- och bottenskikt samt en något ökad produktion i markvegetationen två år efter asktillförseln.

Asktillförseln i Skogaryd gav mycket få påvisbara behandlingseffekter för de 43 uppmätta grundvattenkemiska variablerna. De höga bakgrunds nivåerna av bl.a. B, Ca, Mg och $\text{PO}_4\text{-P}$ bidrog sannolikt till detta.

En slutsats är att tillförsel av 3–6 ton krossaska ha^{-1} på dikad torvmark inte bidrar till ökad GWP (”Global Warming Potential”), utan snarare till en minskning, under de fem första åren efter åtgärden. Det krävs mer långsiktiga uppföljningar i försöken för att se om de redovisade effekterna på GWP är bestående samt fördjupade studier för att förstå mekanismerna bakom de uppmätta minskade flödena av CO_2 och N_2O .

Nyckelord: CH_4 , CO_2 , denitrifikation, diversitet, gödsling, mikrobiell respiration, miljöeffekter, N_2O , nitrifikation, N mineralisering, pH, PLFA, torv, vedaska, vegetation.

Summary

Ash from combustion of biofuels can be utilized in several ways, as alternatives to deposition on landfills. One alternative is ash application on forest land to compensate for soil acidification and nutrient removal (compensatory fertilization), or to increase tree growth on drained peat soils (ash fertilization). However, more knowledge is needed concerning environmental effects of ash fertilization on drained peatlands.

The objective of this study was to investigate the effect of ash addition on tree growth, greenhouse gas emissions, peat properties, understorey vegetation and ground water chemistry. The studies were conducted in three field experiments (Perstorp, Anderstorp and Skogaryd) in southern Sweden. All variables were not investigated in all of the experiments.

The Perstorp experiment is situated on a low-productive drained peatland (oligotrophic mire), with a Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) sapling stand at the time of the establishment. At this experiment, long-term effects (25–26 years) on peat properties and understorey vegetation were evaluated after addition of 2.5 tonnes d.w. ash ha⁻¹ (probably as loose ash). At the time of peat sampling (2007) and vegetation inventory (2008), the tree stand on the ash-treated plots was significantly different compared to the control plots. The mean height of the trees was c. 5.5 m on the ash-treated plots and c. 1.7 m on the control plots. In addition, the stem number was about twice as high on the ash-treated plots.

Anderstorp is also situated on a drained oligotrophic mire, somewhat more fertile than Perstorp, with a mature Scots pine stand. Skogaryd is located on a fertile site (minerotrophic mire) with a mature Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) stand. In these two experiments, crushed biofuel ash was added at two doses (3.3 and 6.6 tonnes d.w. ha⁻¹). The low dose can either be regarded as a rather high dose for compensatory fertilization, or a low ash-fertilization dose, whereas the high dose can be regarded as a possible realistic dose for practical ash fertilization in the future. From these two experiments, results up to five and two years, respectively, after the ash addition are presented.

In Anderstorp, the basal area growth increased significantly in the 6.6 tonnes ash treatment during the studied five-year period. This is in agreement with other studies. In Skogaryd, no effect on tree growth was detected during two years after treatment.

No effect on the emission of CO₂ was detected for both ash doses in Anderstorp whereas a reduction was found at the fertile site in Skogaryd. For the CH₄ emission, no effects of the ash addition were detected at both sites. At Anderstorp, the N₂O emission was almost negligible, and only occasionally measurable. At Skogaryd, the N₂O emission was significantly reduced at both ash doses, probably a result connected to the increase in pH in the upper peat layer.

The microbial biomass in the peat decreased at the low-productive sites after addition of ash (c. 3 tonnes d.w. ha⁻¹), whereas the microbial community structure was unaffected. The ash addition reduced the net nitrogen mineralization at the same sites.

The ash addition did not seem to cause any substantial initial changes in the understory vegetation. For the ash treatment at Perstorp, there was a shift in the plant community structure and a decrease in species diversity. This might have been an indirect effect of the ash addition, i.e. an effect of the denser tree stand. Two years after the application of 6.6 tonnes crushed ash ha⁻¹ in Skogaryd, no shift in the plant community was found, but an increase in species diversity. In Anderstorp, no effect on the understory vegetation was detected.

The wood-ash application at Skogaryd resulted in very few statistically significant effects on the 43 measured chemical variables in the groundwater. High background concentrations of for instance B, Ca, Mg and PO₄-P probably contributed to this.

During the first five years, addition of 3–6 tonnes d.w. crushed wood ash ha⁻¹ on the studied drained peatlands did not render in an increased GWP (Global Warming Potential), but rather a reduction. Further measurements are needed to evaluate the duration of the observed effects on GWP. In addition, studies on the processes affected by the ash addition, in order to explain the reductions in CO₂ and N₂O emissions, would be of great value.

Key words: CH₄, CO₂, denitrification, diversity, environmental effects, fertilization, microbial respiration, N mineralization, nitrification, N₂O, peat soils, pH, PLFA, vegetation, wood ash.

Innehållsförteckning

1	INLEDNING	9
1.1	BAKGRUND	9
1.2	SYFTE	9
2	MATERIAL OCH METODER	11
2.1	BESKRIVNING AV FÖRSÖKSOMRÅDEN	11
2.1.1	<i>Försök 168 Perstorp</i>	<i>12</i>
2.1.2	<i>Försök 273 Anderstorp</i>	<i>13</i>
2.1.3	<i>Försök 278 Skogaryd</i>	<i>16</i>
2.2	TRÄDTILLVÄXT	17
2.2.1	<i>Databearbetning och analys</i>	<i>17</i>
2.3	GASFLÖDEN	18
2.3.1	<i>Grundvattennivå och marktemperatur</i>	<i>18</i>
2.3.2	<i>Databearbetning och analys</i>	<i>18</i>
2.4	TORVPROVTAGNING	19
2.4.1	<i>Elementaranalyser, organisk halt och pH</i>	<i>19</i>
2.4.2	<i>Analys av fettsyror från fosfolipider</i>	<i>19</i>
2.4.3	<i>Nitrifikationsenzym aktivitet</i>	<i>20</i>
2.4.4	<i>Denitrifikationsenzym aktivitet</i>	<i>20</i>
2.4.5	<i>Mikrobiell respiration</i>	<i>21</i>
2.4.6	<i>CH₄-oxidation</i>	<i>21</i>
2.4.7	<i>CH₄-produktion</i>	<i>21</i>
2.4.8	<i>Nettomineralisering</i>	<i>22</i>
2.4.9	<i>Databearbetning och statistisk analys</i>	<i>22</i>
2.5	MARKVEGETATION	23
2.5.1	<i>Databearbetning och analys</i>	<i>23</i>
2.6	GRUNDVATTENKEMI	24
2.6.1	<i>Databearbetning och analys</i>	<i>26</i>
3	RESULTAT	27
3.1	GRUNDVATTENNIVÅ OCH MARKTEMPERATUR	27
3.2	TRÄDTILLVÄXT	29
3.3	GASFLÖDEN	30
3.3.1	<i>Koldioxid</i>	<i>31</i>
3.3.2	<i>Metan</i>	<i>32</i>
3.3.3	<i>Lustgas</i>	<i>33</i>
3.4	TORVEGENSKAPER	35
3.4.1	<i>Mikrobiell samhällsstruktur och biomassa</i>	<i>35</i>
3.4.2	<i>Mikrobiella processer</i>	<i>40</i>
3.5	MARKVEGETATION	41
3.5.1	<i>Förändringar i växtdiversitet och täckningsgrad</i>	<i>43</i>
3.6	GRUNDVATTENKEMI	46
4	DISKUSSION	51
4.1	TRÄDTILLVÄXT	51
4.2	GASFLÖDEN	54
4.3	GASFLÖDEN OCH ACKUMULATION AV BIOMASSA	56
4.4	TORVEGENSKAPER	57
4.5	MARKVEGETATION	58
4.6	GRUNDVATTENKEMI	60
5	LITTERATURREFERENSER	61

Bilagor

A TORVANALYSER

B ARTLISTOR, MARKVEGETATION

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Det finns flera möjliga sätt att använda den aska som produceras vid förbränning av skogsbränsle som alternativ till deponering. Ett sätt är att återföra askan till skogen. Det finns farhågor om att intensiv skörd är ett hot mot skogsmarkens långsiktiga produktionsförmåga (exv. Sverdrup och Warfvinge 1995, Sverdrup och Rosén 1998) och att återföring av näring därför är nödvändig för att upprätthålla produktionsförmågan. Det pågår även en diskussion om hur intensiv skörd påverkar skogsmarkens och skogsvattnens surhet och näringstillstånd. I bedömningen om uthållig skogsproduktion och behov av kompensationsåtgärder finns det skäl att skilja på olika typer av skogsmark eftersom näringsförhållandena varierar. På fastmark (minerogena jordar) är det kväve (N) som i regel begränsar tillväxten medan det är fosfor (P) och kalium (K) som oftast är tillväxtbegränsande på torvmark (organogena jordar) (se Sikström m.fl. 2006).

Förutom att nyttja aska från skogsbränslen (innehåller bl.a. P och K) som kompensation för uttagen näring, finns det även en potential att öka skogsproduktionen på torvmark. Ett flertal studier har visat att träd tillväxten som regel ökar efter tillförsel av aska på torvmark (Silfverberg och Huikari 1985, Silfverberg 1996, Moilanen m.fl. 2004, Hånell och Magnusson 2005, Moilanen m.fl. 2005). Några förutsättningar är att torvmarken är tillfredsställande dränerad och att tillgången på växttillgängligt N är tillräcklig (Silfverberg 1996, Moilanen m.fl. 2004).

Som tidigare påtalats (se Sikström et al. 2006) behövs ökade kunskaper om övriga miljöeffekter för att möjliggöra tillförsel av aska på dikad torvmark i stor skala. Några frågor som behöver belysas är exv. omsättningen av N och P i torven, omsättning av växthusgaser och effekter på vattenkemin (exv. löst organiskt kol och nitrat). Vidare finns det få studier av effekter på markvegetationen efter tillförsel av aska på dikade torvmarker.

En förutsättning för att tillförsel av aska på torvmark ska kunna ske i stor skala är att verksamheten inte ger oacceptabla effekter på miljön. För att belysa denna fråga har forskare från Skogforsk, Göteborgs Universitet, Sveriges Lantbruksuniversitet och Örebro Universitet genomfört tre projekt som redovisas i denna rapport. Projekten har bestått av studier i fältförsök. Studierna har genomförts i två tidigare anlagda fältförsök där aska från biobränslen har tillförts på dikad torvmark (se Sikström et al. 2006). Dessutom har ett nytt liknande fältförsök anlagts inom ramen för ett av projekten. Syftet med nyanläggningen var att utöka befintligt försöksmaterial med en bördig torvmark med granskog. Samtliga fältförsök är anlagda av och förvaltas av Skogforsk.

1.2 Syfte

De tre projektens övergripande syfte var att studera skogsproduktion och några övriga miljöeffekter efter tillförsel av aska från biobränslen på dränerad och beskogad

torvmark. Studierna avser effekter på trädens tillväxt, flöden av växthusgaser, torvegenskaper, markvegetation och grundvattenkemi.

En viktig fråga är om en förväntad ökad fixering av kol (CO_2) genom ökad skogsproduktion efter asktillförsel kan kompensera för en trolig ökad emission av växthusgaser i form av kol, exv. som koldioxid (CO_2) från nedbrytning av torv. Även den mycket effektiva växthusgasen lustgas (N_2O) måste beaktas. Det gäller speciellt näringsrik torvmark (låg C/N-kvot, < 25) där N_2O -emissionen vanligtvis är hög (Klemedtsson m.fl. 2005) och där små förändringar kan ge stor påverkan på växthuseffekten. Andra viktiga frågor är effekter på ämneshalter i grundvatten samt eventuell påverkan på markvegetation.

I projekten studerades effekten av asktillförsel i några fältförsök med avseende på:

- trädttillväxt under två respektive fem år efter asktillförsel,
- emissionen av växthusgaser (CO_2 , CH_4 , N_2O) under två år och under det femte året i de försök där trädttillväxten studerades,
- abiotiska och biotiska faktorer i torven, bl.a. för att bedöma förutsättningar för förändrad emission av växthusgaser. Detta studerades ett, fyra och 25 år efter asktillförsel,
- markvegetation (förekomst, diversitet, artrikedom och funktionella grupper) två, fem och 26 år efter asktillförsel,
- grundvattenkemi under två år efter tillförsel av aska.

2 Material och metoder

2.1 Beskrivning av försöksområdena

Mätningar och provtagningar gjordes i två tidigare anlagda fältförsök, nämligen 168 Perstorp i NV Skåne och 273 Anderstorp i SV Småland (Tabell 1). Dessutom anlades ett nytt fältförsök i Västergötland, benämnt 278 Skogaryd (Tabell 1). De gamla försöken representerar lågproduktiv torvmark med tallskog, medan det nya försöket etablerades på en högproduktiv torvmark med granskog.

Alla försök var utformade som parcellförsök med en försöksdesign som fullständigt randomiserade blockförsök. Försöken låg på torvmarker med ett torvdjup som var större än en meter. Torvmarkerna dikades innan eller i samband med försöksanläggningen. Temperatur- och nederbördsdata från SMHI:s stationer i närheten av försöken framgår av tabell 1.

Tabell 1. Beskrivning av försöken.

Table 1. Descriptions of the experimental sites.

Variabel	168 Perstorp	273 Anderstorp	278 Skogaryd
Anläggning (år-månad)	1982-06	2003-09	2006-05
Latitud	56°12'N	57°15'N	58°23'N
Longitud	13°17'O	13°35'O	12°09'O
Höjd över havet (m)	90	150	60
Årsmedeltemperatur (°C)	7,2 ^a	6,2 ^b	6,4/6,8 ^c
Medeltemperatur juli	16,0 ^a	15,5 ^b	16,0/16,2 ^c
Medeltemperatur december	-1,2 ^a	-2,7 ^b	-0,5/-0,5 ^c
Årsmedelnederbörd (mm)	795 ^a	864 ^b	709/765 ^c
Torvdjup (m)	> 1	> 1	> 1
Askgivor (ton t.s. ha ⁻¹)	0 2,5	0 3,3 6,6	0 3,3 6,6
Asktyp	Troligen lösaska	Krossaska	Krossaska "Granulerad" aska
Asktilförsel (år-månad)	1982-06	2003-09	2006-08
Beståndsdata^d			
Medelhöjd (m)	1,7 ± 0,22	11,6 ± 0,3	20,4 ± 0,7
Stamtäthet (antal träd ha ⁻¹)	1830 ± 260	800 ± 40	850 ± 50
Volym stamved inkl. bark (m ³ ha ⁻¹)	7,4 ± 2,1	110 ± 3,7	400 ± 14
Biomassa inkl. rötter (kg t.s. ha ⁻¹)	– ^e	87100 ± 2400	275600 ± 6600
Trädslagsblandning ^f	100 – 0 – 0	99 – 1 – 0	2 – 95 – 3

^a Vid SMHI:s station 6305 Ljungbyhed (Alexandersson m.fl. 1991), som ligger ca 12 km från försöket.

^b Vid SMHI:s station 7309 Stora Segerstad (Alexandersson m.fl. 1991), som ligger ca 10 km från försöket.

^c Vid SMHI:s stationer 8223 Vänersborg/8219 Trollhättan (Alexandersson m.fl. 1991), som ligger ca 12 km från försöket.

^d Medeltal och medelfel. Kontrolltytor i Perstorp (n = 4) per 2007-07 samt samtliga ytor vid anläggning i Anderstorp (n = 20) och Skogaryd (n = 9).

^e Ej bestämd.

^f Angiven som procent av stamantalet (Perstorp) och stamvolymen (Anderstorp och Skogaryd): tall – gran – björk.

2.1.1 Försök 168 Perstorp

Försöket 168 Perstorp ligger ca 1 mil NV Perstorp i norra Skåne (Tabell 1). Vegetationstypen på kontrolloytorna klassificerades som en mosse av Ljung-Sphagnum magellanicum-typ (Påhlsson 1998). Fältskiktet dominerades av ljung (*Calluna vulgaris*), klockljung (*Erica tetralix*) och tuvull (*Eriophorum vaginatum*), medan bottenskiktet dominerades av tallvitmossa (*Sphagnum capillifolium*) och praktvitmossa (*S. magellanicum*) med inslag av cypressfläta (*Hypnum cupressiforme*), väggmossa (*Pleurozium schreberi*) och myrmylia (*Mylia anormala*). Torvmarken dikades 1981.

Vid försöksanläggningen 1982 var trädskiktet en 1,3 m hög talldominerad ungskog med inslag av björkplantor. Vid den senaste revisionen av trädskiktet (sommaren 2007) fanns det endast tallar på kontrolloytorna (Tabell 1). Vid samma tidpunkt hade de provytor där aska tillförts (se nedan) ett talldominerat bestånd med nästan sju gånger högre virkesförråd av stamved (Kontroll: $7 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 1830 träd ha^{-1} , medelhöjd 1,7 m; Askytor: $48 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$, 3510 träd ha^{-1} , medelhöjd 5,6 m; Sikström 2008).

Försöket hade fyra block (upprepningar) och sju behandlingar, obehandlad kontroll och sex olika näringsregimer (se Sikström 2008). Försöket behandlades (gödslades) den 29 juni 1982. Provyornas storlek var 625 m^2 ($25 \text{ m} \times 25 \text{ m}$). Inom varje provyta etablerades en central cirkulär nettoyta på 177 m^2 (radie = 7,5 m). Blockningen baserades på antal plantor, plantornas medelhöjd och ståndortsförhållanden på provytorna.

Ett försöksled med enbart 2,5 ton t.s. aska ha^{-1} (2,5 A) ingår i försöket. Askan var troligen en vedaska som kom från en slags rosterpanna (förugn till en ångpanna) vid Perstorp AB:s fabrik i Perstorp. De bränslen som eldades där var flis, grot och returträ. Mest troligt spreds askan som en lösaska utan någon förbehandling. Halterna av några ingående ämnen i den tillförda askan redovisas i tabell 2.



Figur 1. Försökslokalen 168 Perstorp vid anläggning (vänster) och beståndet på en askyta 26 vegetationsperioder efter asktillförseln (höger).

Figure 1. The experimental site 168 Perstorp at the time of establishment (left) and the stand at a plot where ash was applied 26 growing seasons ago (right).

2.1.2 Försök 273 Anderstorp

Försök 273 Anderstorp är beläget ca 5 km SO Gislaved (Tabell 1). Vid anläggningen dominerades försöksbeståndet av tall (*Pinus sylvestris* L.). Vegetationstypen klassificerades som en tallmosse av ris-typ (Påhlsson 1998). Fältskiktet dominerades av blåbär (*Vaccinium myrtillus*), lingon (*V. vitis-idaea*) och tuvull (*Eriophorum vaginatum*), medan botten-skiktet dominerades av väggmossa (*Pleurozium schreberi*), räffelmossa (*Aulacomnium palustre*) och vågig kvastmossa (*Dicranum polysetum*). Enligt markägaren gallrades och nydikades skogsområdet där försöket ligger i slutet av 1980-talet. Cirka 1 m djupa diken grävdes med ett avstånd på 17–28 m mellan diken.

Försöket hade fyra block och fem behandlingar. Rektangulära provytor etablerades på dikestegarna mellan kanterna på två diken. Ingen del av diket ingick i provytan. Eftersom storleken på provytorna var konstant (680 m² stora bruttoytor) och avståndet mellan två tegdiken varierade (17–28 m), varierade ytornas längd utmed dikestegarna (24,3–40,0 m). Inom varje bruttoyta markerades även en nettoyta (400 m²) genom att en zon på 5,0–8,2 m i båda ändarna av bruttoytan drogs bort. Det gav nettoytor som varierade i form mellan 17,0 × 23,5 m² och 28,0 × 14,3 m². Provytorna delades in i block baserat på okulär bedömning av olika fältskiktsarter och deras täckning, ytornas belägenhet inom mossen samt trädens grundyta (1,3 m över marken) och trädantal på nettoytorna.

De fem behandlingarna var förutom en obehandlad kontroll (0), 3,3 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (3,3 KA) och 6,6 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (6,6 KA) samt 3,3 ton t.s. "granulerad" aska ha⁻¹ (3,3 GA) och 6,6 ton t.s. "granulerad" aska ha⁻¹ (6,6 GA). All aska tillfördes för hand som en engångsdos under 5–6 september 2003. Vid spridningen delades bruttoytan in i mindre delytor för att få en jämn spridning av askan.

Innan askan spreds i fält togs två generalprov, vilka i sin tur bestod av två delprov, från varje storsäck med aska som levererades till försöket. Askans kemiska innehåll bestämdes i dessa två generalprov (Tabell 2). De båda testade askprodukterna (KA och GA) hade samma ursprung – Ljungbyverket i Ljungby (Sydkraft Värme Syd AB). Krossaskan tillverkades genom tillsats av vatten, varefter askan fick självhärda under några månader. Därefter krossades och siktades den. Vid tillverkningen av den "granulerade" askan tillsattes ca 10 % lera. Trots detta blev denna s.k. "granulering" inte lyckad, vilket är skälet för citationstecknen. "Granulerna" föll sönder under transporten till försöket och det bildades stora klumpar, vilket gjorde det svårt att sprida askan jämnt. Den misslyckade "granulerade" askan finns ytterligare beskriven i Sikström m.fl. (2006).



Figur 2. Försökslokalen 273 Anderstorp i september 2005.

Figure 2. The experimental site 273 Anderstorp in September 2005.

Tabell 2. Halter av olika ämnen i askorna som spreds i försöken 168 Perstorp (n = 1), 273 Anderstorp (n = 2) och 278 Skogaryd (n = 1). Analyserna utfördes av Statens Lantbrukskemiska Laboratorium i Uppsala (Perstorp) och av Analytica AB i Luleå (Anderstorp och Skogaryd).

Table 2. Elemental concentrations in the ashes tested at the experimental sites 168 Perstorp (n = 1), 273 Anderstorp (n = 2) and 278 Skogaryd (n = 1). The analyses were performed by Statens Lantbrukskemiska Laboratorium in Uppsala (Perstorp) and Analytica AB in Luleå (Anderstorp och Skogaryd).

Ämne	168 Perstorp	273 Anderstorp ^a	278 Skogaryd ^a
Vattenhalt ^b (%)	–	37	44
LOI ^c (%)	–	27	41
[mg (g t.s.) ⁻¹]			
Ca	220	220	209
Mg	21	24	24
P	17	6.3	13
K	58	23	35
Na	–	8.2	4.5
Mn	–	7.8	10
S	–	4.1	5.6
Si	–	110	43
Al	–	21	19
Fe	–	9.9	9.9
Ti	–	1.1	0.7
[µg (g t.s.) ⁻¹]			
As	–	< 3	< 10
Ba	–	1460	1680
Be	–	< 0.6	< 0.6
Cd	37	6.8	12.7
Co	–	7.4	6.6
Cr	–	71	86
Cu	450	82	83
Hg	–	0.26	0.09
La	–	12	5.9
Mo	–	< 6	< 6
Nb	–	< 6	< 6
Ni	–	20	19
Pb	–	59	21
Sc	–	1.8	1.2
Sn	–	< 20	< 20
Sr	–	507	851
V	–	22	15
W	–	< 60	< 60
Y	–	8.4	3.4
Zn	3460	950	1520
Zr	–	96	39

^a Innan den kemiska analysen torkades proverna vid 50 °C och sedan TS-korrigerades elementhalterna till 105 °C. As, Cd, Cu, Co, Hg, Ni, Pb, Sb, Se och S analyserades efter uppslutning av torkade prover med HNO₃:H₂O (1:1) i slutna kärl av teflon i mikrovågsugn. Övriga ämnen analyserades efter att 0,125 g av provet smälts tillsammans med 0,375 g LiBO₂, för att därefter lösa upp återstoden i HNO₃. Halterna bestämdes därefter med ICP-AES and ICP-MS.

^bProverna torkades vid 105 °C.

^cGlödförlusten (LOI) bestämdes vid 1 000 °C.

2.1.3 Försök 278 Skogaryd

Försök 278 Skogaryd är beläget mellan Uddevalla och Trollhättan (Tabell 1). Vid anläggningen dominerades försöksbeståndet av ca 60-årig gran (*Picea abies* (L.) Karst.). Vegetationstypen klassificerades som granskog av lågört-typ (Påhlsson 1998). Fältskiktet dominerades av blåbär (*Vaccinium myrtillus*), vårfryle (*Luzula pilosa*) och harsyra (*Oxalis acetosella*) med inslag av kruståtel (*Deschampsia flexuosa*), skogsbräken (*Dryopteris carthusiana*) och skogssallat (*Mycelis muralis*). Bottenskiktet domineras av väggmossa (*Pleurozium schreberi*), stor kvastmossa (*Dicranum majus*), husmossa (*Hylocomium splendens*), skogspraktmossa (*Plagiomnium affine*) skogsbjörnmossa (*Polytrichum formosum*) och spretgräsmossa (*Sciuro-hypnum oedipodium*).

Försöket hade tre block (upprepningar) och tre behandlingar. Provytornas storlek var 1156 m² (34 m × 34 m) i block 1 och 900 m² (30 m × 30 m) i block 2 och 3. Inom varje provyta etablerades en central cirkulär nettoyta på 452 m² (radie = 12 m) respektive 314 m² (radie = 10 m). Provytorna delades in i block baserat på ytornas belägenhet inom mossen samt trädskiktets grundyta (1,3 m över marken) och trädantal på nettoytorna.



Figur 3. Försökslokalen 278 Skogaryd i juli 2006 efter anläggningen och innan aska tillfördes.

Figure 3. The experimental site 278 Skogaryd in July 2006 just after the time of establishment and before the wood ash was applied.

De tre behandlingarna var förutom en obehandlad kontroll (0), 3,3 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (3,3 KA) och 6,6 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (6,6 KA). All aska tillfördes för hand som en engångsdos 7–8 augusti 2006. Vid spridningen delades bruttoytan in i mindre delar för att få en jämn spridning av askan.

Liksom i försöket Anderstorp kom askan från Ljungbyverket i Ljungby (Sydkraft Värme Syd AB) och var behandlad på samma sätt innan spridning (se avsnitt 2.1.2). Innan krossaskan spreds i fält provtogs den och analyserades kemiskt (Tabell 2). Askans pH_{H2O} var 13,0 (standard pH-meter; Radiometer Copenhagen PHM 82; svensk standard SS028122) och den elektriska konduktiviteten 2500 mS m⁻¹ (svensk standard SS-EN 27888).

2.2 Träd tillväxt

Träd tillväxten under fem år (Anderstorp) respektive två år (Skogaryd) mättes i fält och beräknades.

Alla träd med diametern större än 5 cm i brösthöjd (1,3 m över marken) på provytornas nettoyta numrerades permanent vid försöksanläggningen innan behandling. Detta gjordes hösten 2003 i Anderstorp och våren 2006 i Skogaryd. Dessutom markerades brösthöjden på träden. Samtliga träd korsklavades i brösthöjd (mm) och höjdmättes (dm). I Anderstorp fanns det mellan 23 och 53 träd på ytorna (totalt 640 träd i försöket) och i Skogaryd mellan 25 och 39 träd (totalt 272 träd). Fram t.o.m. hösten 2008 korsklavades träden årligen i båda försöken (förutom hösten 2004 i Anderstorp). I Anderstorp höjdmättes träden även hösten 2008 på samma sätt som vid anläggningen.

Trädens grundyta i brösthöjd beräknades. Stamvolym och mängd biomassa beräknades med empiriska funktioner för enskilda träd. Stamvolymen beräknades enligt Näslund (1947), biomassan ovan jord (exkl. stubbar) enligt Marklund (1988), och biomassan under jord (inkl. stubbar och rötter ner till 2 mm) enligt Pettersson och Ståhl (2006). Tillväxten (grundyta, volym och biomassa) beräknades som skillnaden mellan olika mättillfällen och uttrycktes som årlig tillväxt.

2.2.1 Databearbetning och analys

Effekter av behandlingen på grundyte- och volymtillväxt samt ackumuleringen av total biomassa analyserades statistiskt med tvåvägs variansanalys (ANOVA) med block och behandling som ingående faktorer (procedur GLM; SAS 1999). Vid analysen testades även flera kovariater i modellen (antal träd per ha, grundyta, volym och total biomassa vid anläggning). I de fall effekten av behandling var signifikant ($p < 0,05$) testades skillnader mellan medeltalen för de olika behandlingarna med Tukey's test för multipla jämförelser. Även följande fem kontraster testades: "alla askled mot kontroll", "3,3 ton mot kontroll", "6,6 ton mot kontroll", "3,3 ton mot 6,6 ton" och "krossaska (KA) mot granulerad aska (GA)".

2.3 Gasflöden

Nettoflöden av koldioxid (CO_2), metan (CH_4) och lustgas (N_2O) mellan marken och atmosfären mättes med statiska mörka kammare. Användningen av mörka kammare innebär att mätningarna inte inbegriper fastläggning av koldioxid via fotosyntes utan enbart CO_2 -respiration. För att minimera störningen vid varje enskilt mättillfälle installerades metallramar permanent i marken ($n = 4$) inom varje provyta i Anderstorp och Skogaryd. Ramarnas sidor var ca $45 \text{ cm} \times 45 \text{ cm}$ och de hade en fals som stack upp några cm över markytan. Vid provtagning lades ett lock på ramen för att få ett slutet luftrum i kammaren. Den effektiva höjden på kamrarna mättes in individuellt för att kunna beräkna volymen av kammaren i vilken gasutbytet från marken skedde. Vid varje provtagningstillfälle tätades anslutningen mellan locket och ram med en tätningsslist av gummi. Vid mätningarna togs gasprov var 10:e minut med början fem minuter efter förslutning och provtagningen avslutades efter 35 minuter vilket gav totalt fyra prov. Gasprovtagningen bestod av att gas cirkulerades, med hjälp av en pump, mellan kammarens gasfas och en 22 ml provflaska försedd med membran. Provflaskorna transporterades därefter till Göteborgs Universitet för analys på gaskromatograf (GC). Provtagning i fält samt analys på GC har skett enligt Klemetsson m.fl. (2005).

Flödes hastigheten av respektive gas mellan marken och atmosfären beräknades från förändringen i gaskoncentration i kammaren. Förändringen skattades med linjär regression. De skattningar av flödes hastigheten som accepterades hade antingen en riktningskoefficient som var skild från 0 och ett $r^2 > 0,9$ eller en riktningskoefficient som var mindre än 2 gånger det totala felet i mätningen för respektive gas. De mätningar som förkastades var med andra ord de värden där riktningskoefficienten var större än 2 gånger det totala mätfelet och hade ett $r^2 < 0,9$.

2.3.1 Grundvattennivå och marktemperatur

I samband med mätningarna av nettoflöden av gas mellan marken och atmosfären mättes grundvattennivån i de grundvattenrör som var installerade vid varje enskild kammare på provytorna i Anderstorp och vid tre kammare per provyta i Skogaryd.

Vid gasprovtagning mättes även marktemperaturen på 10 respektive 20 cm djup i marken bredvid vissa kammare. Temperaturen mättes vid 16 kammare i Anderstorp och vid nio kammare i Skogaryd.

2.3.2 Databearbetning och analys

Effekter av behandlingen på de årliga nettoflödena av gas samt sommar- (temperatur $> 10^\circ\text{C}$) och vinterflöden (temperatur $< 10^\circ\text{C}$) av CO_2 , CH_4 och N_2O mellan marken och atmosfären samt grundvattennivån analyserades statistiskt med tvåvägs ANOVA med block och behandling som ingående faktorer (procedur GLM; SPSS 14.0). I de fall effekten av behandling var signifikant ($p < 0,05$) i de ovan beskrivna ANOV:orna testades skillnader mellan medeltalen för de olika behandlingarna med Tukey's test för multipla jämförelser. Vid analysen av gaserna testades även grundvattennivån som kovariat i en tvåvägs kovariansanalys (ANCOVA) med efterföljande Bonferroni korrigerad analys för parvisa jämförelser.

2.4 Torvprovtagning

Två behandlingar, kontroll och låg askgiva (2,5 ton aska per ha i Perstorp samt 3,3 ton krossaska per ha i Anderstorp och Skogaryd), provtogs i de tre försöken under november 2007. Tio torvprover (30 cm djupa) per provyta togs med torvprovtagare (8,2 × 8,3 cm respektive 7,6 × 9,1 cm) i två transekter 4 m från vardera ytterkant av nettoytan. Varje torvprov delades upp i tre djup, 0–5, 5–20 och 20–30 cm, efter det att förnan tagits bort. Torven från varje djup delades i sin tur vertikalt i tre delar, 4,5 cm och 0,5 cm av proven lades i skiljda plastpåsar för senare bestämning av volymvikt respektive CH₄-produktion. De återstående delarna av proven lades ihop till ett generalprov per djup och provyta för analys av övriga variabler.

En till två dagar efter provtagning siktades (ca 4 mm rivsäll) generalproverna och blandades väl. Prover för analys av fettsyror från fosfolipider (PLFA), nitrifikationenzymaktivitet (NEA), denitrifikationenzymaktivitet (DEA), mikrobiell respiration, potentiell CH₄-oxidation, potentiell CH₄-produktion och nettomineralisering togs ut från varje generalprov för djupen 0–5 cm och 20–30 cm och placerades omedelbart i kyl (+4°C) i väntan på vidare analys. Prover för PLFA frystes (-18°C) omedelbart i väntan på vidare analys.

2.4.1 Elementaranalyser, organisk halt och pH

Prover (samtliga tre djup) för bestämning av pH vägdes upp och avjonat vatten tillsattes (viktförhållande 1:10) varefter proverna ställdes på skakning i 1 timme. pH-proverna lämnades sedan för sedimentering över natten i kylrum. Prover (samtliga djup) för bestämning av vattenhalt och halten organiskt material samt för elementaranalys vägdes upp och torkades i 65°C i 48 timmar. Halten organiskt material i torven bestämdes som viktförlust efter 6 timmars glödning i 550°C. För grundämnesanalys maldes de torkade proverna varvid prover togs ur för total C- och N-analys med en elementaranalysator (EA 1108 CHNS-O, Fison, Italy) samt för övriga grundämnena med ICP-MS (Acme Analytical Laboratories Ltd, Kanada) efter extraktion i 95°C lösning med saltsyra (HCl), salpetersyra (HNO₃) och demineraliserat vatten (2:2:2). Torkade och malda prover användes även för ICP-MS analys av P och K efter extraktion med ammoniumlaktat (AL-metoden; SS 02 83 10). Fem gram torkad och mald jord vägdes in i plastflaskor och 100 ml ammoniumlaktatlösning tillsattes. Därefter skakades proven i 90 minuter, varefter proverna filtreras genom veckfilter (Munktell V 00A) till plastflaskor. Extraktet analyserades med ICP-MS.

2.4.2 Analys av fettsyror från fosfolipider

Denna metod analyserar lipidprofilen i cellmembranen hos mikroorganismer, enligt Palojarvi (2006) med mindre modifikationer. Fosfolipidfettsyror (PLFA) är essentiella membrankomponenter i levande celler och eftersom fosfolipider bryts ner snabbt efter celdöd utgör de utmärkta biomarkörer för levande mikroorganismer. Vissa PLFA är även användbara biomarkörer för specifika mikrobiella grupper och ger information om diversitet i det mikrobiella samhället.

Ett till två g av torvproverna extraherades i metanol:kloroform (1:2 vol/vol) innehållande 0,025% butylerad hydroxytoluen (BHT) med di-nonadecanoyl fosfatidylkolin (Larodan, Sverige) som internstandard. Fasseparationen inducerades med utspädd HCl och kloroform. Kloroformfasen samlades och vattenfasen extraherades ytterligare en gång med kloroform. En fosfolipidfraktion erhöles genom fraktionering av lipiderna på en kiselsyrakolonn (Supelco, Bellefonte, USA). Fosfolipiderna transestererades med 0,5 M natriummetoxid. Fettsyrametylestrarna analyserades med en gaskromatograf utrustad med en 30 m kapillär 0,25 mm DB-5 kolonn (J&W Scientific) och en masselektiv detektor (HP5970; Björk et al. 2008).

Standardbeteckning används för att beskriva PLFA. Siffran före kolonet hänvisar till det totala antalet kolatomer, medan siffran eller siffrorna efter kolonet hänvisar till antalet dubbelbindningar och deras placering från den alifatiska (ω) änden av fettsyramolekylen. Om inget annat anges är alla dubbelbindningar i cis konfigurationen. Beteckningarna "Me", "i" och "a" hänvisar till metylgrupp, iso- resp. anteisoförgrenade fettsyror. Mängden PFLA relaterades till den organiska halten (OM) av provet. Kvoten mellan svamp och bakterier (F/B) beräknades baserad på mängderna (nmol g^{-1} OM) av 18:2 ω 6,9 som indikerar svamp PLFA och 15:0, i-15:0, a-15:0, i-16:0, 16:1, 10Me-16:0, cy-17:0, i-17:0, a-17:0, 18:1 ω 7, 10Me-18:0 och cy-19:0 som indikerar bakterie PLFA. För grampositiva bakterier användes i-15:0, a-15:0, i-16:0, 10Me-16:0, i-17:0, a-17:0 och 10Me-18:0 som biomarkörer, där 10Me-16:0 och 10Me-18:0 även indikerar aktinobakterier, samt för gramnegativa användes cy-17:0, 18:1 ω 7 och cy-19:0 som biomarkörer (Zak et al. 1996).

2.4.3 Nitrifikationsenzym aktivitet

Nitrifikationsenzym aktivitet (NEA) mättes med en tvåstegs inkubationsteknik genom att inkubera torven i en näringslösning i 24 timmar i mörker vid rumstemperatur på en rotationsskak. Prover av jordslurryn togs ut vid bestämda tidsintervaller under inkubationen. Steg två tillät NO_3^- att reduceras till N_2O genom att tillsätta en modifierad denitrifikationsbakterie, *Pseudomonas chlororaphis* ATCC 43928, tillsammans med en kolkälla. Denna bakterielinje saknar förmågan att reducera N_2O till N_2 . Vidare tillsattes 10 % acetylen till gasfasen. Detta för att inhibera reduktionen av N_2O till N_2 hos denitrifierare som fanns närvarande i proverna (se DEA nedan). Proverna inkuberades sedan igen i 24 timmar i mörker vid rumstemperatur och analyserades sedan på gaskromatograf (se Björk et al. 2007). Denna metod användes först av Lensi et al. (1985; 1986) för att studera potentiell nitrifikation i skogsmark. Metoden har utvecklats för jordar med lågt pH och låga halter av NO_3^- och analysen tillåter kvantifiering utan störning från det organiska materialet.

2.4.4 Denitrifikationsenzym aktivitet

För att analysera denitrifikationsenzymaktivitet (DEA) användes en anaerobisk teknik baserad på acetylen inhibition av enzymet N_2O -reductas, vilket resulterar i N_2O som den enda slutprodukten (Klemmedtsson et al. 1977; Smith and Tiedje 1979). Torvproverna evakuerades och flushades med N_2 . Därefter tillsattes acetylen, till en slutlig acetylenkoncentration på 10 %. Proven skakades kontinuerligt i vattenbad

(+ 20°C) under den tid som gasprover togs ut vid bestämda tidsintervaller under den 70 minuter långa inkubationen. Gasproverna analyserades sedan på gaskromatograf (se Björk et al. 2007).

2.4.5 Mikrobiell respiration

Mikrobiell respiration mättes vid konstant temperatur + 20°C ($\pm 0.1^\circ\text{C}$) med en respirometer (Respicond IV; A. Nordgren Innovations, Djäkneboda, Sweden), från vilket basrespiration, substrat-inducerad respiration (SIR), exponentiell tillväxthastighet (μ) samt mikrobiellt tillgängligt N och P bestämdes. När respirationen hade stabiliserats, visande basrespirationen, tillsattes ett substrat innehållande glukos, N och P (Glu+N+P). Genom att tillsätta en liten dos av antingen N (Glu+P+ ΔN) eller P (Glu+N+ ΔP) i parallella prover, med glukos och N eller P i överflöd, kommer den lilla dosen av N eller P bli den begränsande faktorn för den mikrobiella tillväxten, vilket möjliggör att det mikrobiellt tillgängliga N och P kan bestämmas (Nordgren 1992).

2.4.6 CH_4 -oxidation

Potentiell metanoxidation är ett mått på markens förmåga att oxidera (ta upp) metan. Den minskande metankoncentrationen följs under inkubation i 15 timmar i en sluten flaska där metankoncentrationen initialt höjts så att den inte begränsar reaktionen (Sundh et al. 1995). Proverna analyseras på gaskromatograf (Klemedtsson et al. 1997).

Från den siktade jorden vägdes ca 10 gram våtvikt upp i flaskor, varefter 25 ml MQ-vatten tillsattes. Flaskorna förslöts gastätt med lock utrustade med membran för gasprovtagning. Därefter injicerades metan i flaskorna så att startkoncentrationen var ca 500 ppm metan i gasfasen. Från gasfasen provtogs 1 ml gas som fördes över till 22 ml flaskor som analyserades automatiskt på gaskromatograf (Klemedtsson et al. 1997). Inkubationsflaskorna placerades därefter på skak och provtogs vid fem tillfällen (0, 3, 6, 9, 12, 15 timmar). Oxidationspotentialen beräknades från linjära konsumtionen av metan över tiden och relaterades till fraktionen organiskt material i de olika inkubationsflaskorna individuellt.

2.4.7 CH_4 -produktion

Potentiell metanproduktion är ett mått på markens förmåga att producera metan. Den ökande metankoncentrationen följs under 5 dagars inkubation i en flaska som evakuerats och fyllts med N_2 för att skapa en anaerob miljö (Kettunen et al. 1999). Proverna analyseras på gaskromatograf.

Från den siktade jorden vägdes ca 20 gram våtvikt upp i flaskor, varefter 50 ml MQ-vatten tillsattes. Flaskorna förslöts gastätt med lock utrustade med membran för gasprovtagning. Därefter evakuerades flaskorna och återfylldes med syrefri kvävgas tre gånger. Inkubationsflaskorna placerades därefter på skak och provtogs en gång om dagen i fem dagar. Från gasfasen provtogs 1 ml gas som fördes över till 22 ml flaskor som analyserades automatiskt på gaskromatograf (Klemedtsson et al. 1997). Vid provtagningen injicerades 1 ml syrefri kvävgas med en kvävgasspolad spruta. Metanproduktionspotentialen beräknades från linjära produktionen av metan över tiden

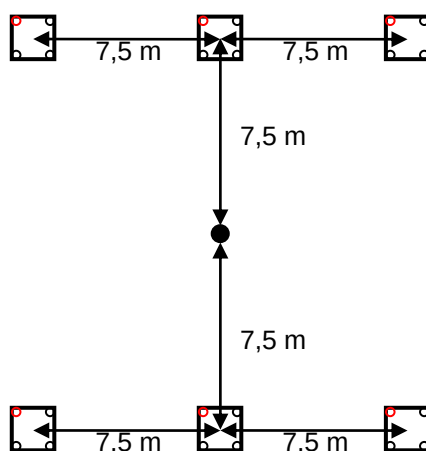
och relaterades till fraktionen organiskt material i de olika inkubationsflaskorna individuellt.

2.4.8 Nettomineralisering

Extraktion av torvens innehåll av NH_4^+ och NO_3^- gjordes med 1,0 M KCl. Extraherbart NH_4^+ och NO_3^- analyserades med en Flödes Injektion Analysator (FIA; Tecator 5010, Höganäs, Sweden). För att bestämma nettomineralisering, nettoammonifiering och nettonitrifikation var prover inkuberade i mörker vid rumstemperatur i 28 dagar och sedan extraherade med 1,0 M KCl. Nettoammonifiering och nettonitrifikation beräknades som skillnaden i NH_4^+ - och NO_3^- -koncentration före och efter inkubationen. Nettomineralisering bestämdes som summan av nettoammonifiering och nettonitrifikation.

2.4.9 Databearbetning och statistisk analys

Effekten av behandlingen (asktillförseln) på den mikrobiella samhällsstrukturen analyserades med multivariat statistik, PCA (*Principal Component Analysis*). Effekter av behandlingen på alla variablerna analyserades statistiskt med tvåvägs AVOVA med block och behandling som ingående faktorer för respektive markdjup (procedur GLM; SPSS 14.0).



Figur 4. Illustration av markvegetationsstudiens design för inventeringen inom varje provyta (sex rutor á 1 m²). Den svarta punkten anger provytans centrum.

Figure 4. Illustration of the design of the inventory of understory vegetation within each sample plot (six squares á 1 m²). The black dot represents the centre of the sample plot.

2.5 Markvegetation

Markvegetationen studerades i alla tre försök (Perstorp, Anderstorp och Skogaryd). Inventeringarna i Anderstorp och Perstorp genomfördes som engångsinventering (juni – juli 2008). Skogaryd inventerades vid fyra tillfällen, juni 2006 (före asktillförseln), oktober 2006 och 2007 samt juni 2008. Inventeringsmetodiken i Skogaryd skiljde sig således mot Anderstorp och Perstorp genom att den följde en BACI design (Before/After Control/Impact; se Bernstein & Zalinski 1983; Stewart-Oaten et al. 1986; Underwood 1991; 1992), vilket innebär att alla provytor inventerades före behandlingen (asktillförseln). Fördelen med denna metodik är att den "inneboende" artstrukturen dokumenteras innan behandling och ger bättre förutsättningar att upptäcka faktiska förändringar p.g.a. behandlingen. Alla tre försöken följde dock samma design avseende inventeringen i fält, där 6 rutor ($\hat{=}$ 1 m²; $n_{\text{provyta}} = 6$) inom varje provyta placerades i två linjer parallellt med varandra 7,5 m på respektive sida om centrumunkten i provytan. Rutorna placerades även med ett 7,5 m avstånd från varandra inom varje linje (Figur 4). Avsteg från 7,5 m regeln gjordes då en rutas placering hamnade så att den inte kunde bidra till att uppfylla syftet med studien (t ex hamnade på ett träd). Rutan flyttades då till den närmast belägna vegetationen.

Samtliga rutor inventerades vid varje tillfälle med avseende på fält- och bottenskikt med punktinterceptmetoden (enligt Walker 1996). Frekvensen av de dominerande arterna (täckningsgrad över 1 %) samt totala förekomsten av arter inom varje ruta noterades. Fältskiktet bestod av kärlväxter och kärlkryptogamer, medan bottenskiktet bestod av mossor och lavar. Artlistor och förändringen av enskilda arter i de olika försöken finns redovisade i bilaga B.

2.5.1 Databearbetning och analys

För att undersöka hur asktillförseln påverkade växtdiversiteten i fält- och bottenskikt valdes "Simpsons diversitetsindex D" (Simpsons D), "Brillouins diversitetsindex H_B " (Brillouin's H_B), "Brillouins Evenness index E_B " (Brillouin's E_B) samt artrikedom (antalet arter per m²). Valet av två diversitetsindex, Simpsons D och Brillouin's H_B , var att de reagerar på förändringar på olika sätt. Brillouin's H_B är mest känslig för förändringar i andelen sällsynta arter till motsats till Simpson's D, vilken är mest känslig för förändringar i andelen vanliga arter (Gurevitch *et al.* 2002). Simpsons D, Brillouin's H_B och Brillouin's E_B beräknades enligt Macgurrin (2003) utifrån både frekvens av de dominerade arterna och förekomst av alla arter i rutorna. Brillouins E_B beskriver dominansförhållandet i samhällsstrukturen. Ett lågt värde innebär att en eller några få arter dominerar. Till skillnad från de två diversitetsindexen så inbegriper inte artantalet.

Asktillförselns eventuella förändring av vegetationsstrukturen i fält- och bottenskiktet analyserades med multivariat statistik och efterföljande variansanalys. I ett första steg gjordes en CA (*Correspondence Analysis*). Effekter av behandlingen på "sample scores" av CA:ns första och andra axel analyserades statistiskt med tvåvägs (Anderstorp och Perstorp) respektive trevägs (Skogaryd) ANOVA. I samtliga modeller ingick block och behandling som ingående faktorer samt tid för Skogaryd (procedur GLM; SPSS 14.0). Tiden kunde användas i Skogaryd eftersom data följde en BACI design (se ovan). Data redovisas som förändringen (skillnaden) mellan tillståndet vid respektive

inventeringstidpunkt efter behandlingen och tillståndet innan behandlingen (t.ex. D_{ij} - D_{0j} ; där D är Simpson's diversitets index, i är år efter behandling, 0 innan behandling och j är den individuella rutan). I de fall effekten av behandling var signifikant ($p < 0,05$) i Skogaryd och Anderstorp, där tre behandlingar inventerades, testades skillnader mellan medeltalen för de olika behandlingarna med Tukey's test för multipla jämförelser. Även växtdiversiteten (värdena för de tre beräknade diversitetsindex), artantalet och uppskattad täckningsgrad analyserades statistiskt (variansanalys) på samma sätt.

2.6 Grundvattenkemi

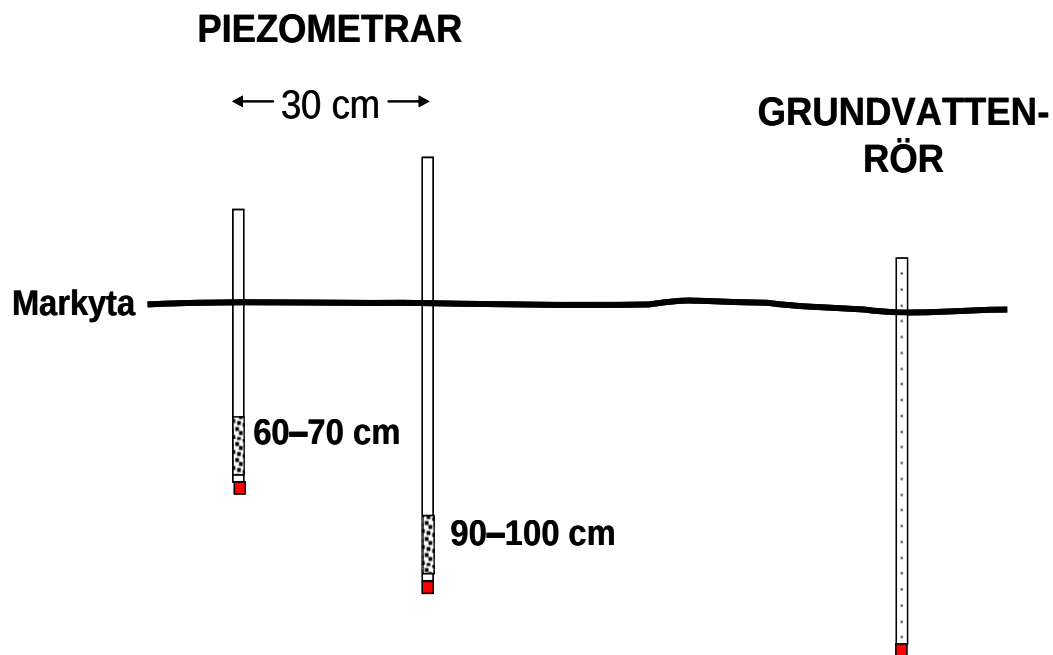
Grundvattenkemin undersöktes i Skogaryd. Prover togs i alla behandlingarna (kontroll, 3,3 ton t.s. krossaska ha^{-1} och 6,6 ton t.s. krossaska ha^{-1}). Grundvattenproverna togs med hjälp av piezometrar. I april 2006 installerades tre piezometrar per provtagningsdjup på varje provyta (intag på 60–70 cm och 90–100 cm). Piezometrarna sattes ut på en linje mitt på nettoytan med ca 5 m avstånd (Figur 5). Även ett grundvattenrör sattes ut i mitten på provytorna för mätning av grundvattennivån. Piezometrarna tillverkades av vita elrör (VP-rör 20 Uponor, ytterdiameter = 20 mm, innerdiameter = 17 mm) och hade en röd stopphylsa i botten. Varje piezometer borrades med 65–80 hål i en 10 cm lång sektion med början två cm ifrån rörets nederkant. Hålens diameter var 1,5–2 mm. Vid borrhningen blev det grader på insidan av röret. Gradera skakades ut ur rören innan rören installerades i marken. Rören tvättades inte före utsättning, men tömdes några gånger innan första provtagningen. Grundvattenrören borrades med 3,5-mm borr var 3–4 cm längs hela röret och sattes ner ca 125 cm i marken.

Piezometrarna tömdes dagen före provtagning efter det att vattennivån i piezometrarna och grundvattenrören mätts upp. Efter ett till två dygn sögs det nytillrunna vattnet upp genom en plastslang kopplad till en provflaska med hjälp av en handpump. Grundvattenprover togs två gånger per år, en gång före asktillförseln (14 juni 2006) och fyra gånger efter tillförseln (5 dec. 2006, 12 april och 13 dec. 2007 samt 22 april 2008).

Proverna samlades in i 100 ml syradiskade plastflaskor och förvarades i frys tills de skickades för kemisk analys till Markvetenskapliga Laboratoriet vid Institutionen för skogsekologi, SLU, Umeå. Proverna från de tre piezometrarna på ett provtagningsdjup från en provyta slogs ihop till ett generalprov före kemisk analys. Efter upptining togs således samma provvolym ut med pipett från varje delprov som var större än 50 ml. Pipetten rengjordes med milliporvatten mellan varje uttag. Endast proverna från 90–100 cm djup från den första provtagningen analyserades. Skälet var att prover från nivå 60–70 cm saknades eller innehöll lite vatten pga. låg grundvattennivån vid provtagningstillfället.

Proverna analyserades med avseende på elektrisk konduktivitet (Kond.), pH, alkalinitet ner till pH = 4,5, aciditet ner till pH = 4,5, aciditet i intervallet $4,5 < \text{pH} < 5,4$, aluminium (Al), arsenik (As), bor (B), kalcium (Ca), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), järn (Fe), kalium (K), litium (Li), magnesium (Mg), mangan (Mn), molybden (Mo), natrium (Na), nickel (Ni), total-fosfor (P), bly (Pb), total-svavel (S), selenium (Se), kisel (Si), vanadin (V), zink (Zn), fluorid (F^-), klorid (Cl^-), nitrit-N (N-NO_2), nitrat-N (N-NO_3), bromid (Br^-), fosfat-fosfor (P-PO_4), sulfat-svavel (S-SO_4),

ammonium-N (N-NH_4), total-N (N-tot), total-C (TC), oorganiskt kol (IC) och totalt organiskt C (TOC) enligt analysmetoderna i tabell 3. As, B, Cd, Co, Cu, Mo, Ni, Pb och V i proverna tagna i dec. 2007 (och vid detta tillfälle även Ca, K, Mg och Na) och april 2008 analyserades vid Institutionen för Mark och miljö, SLU, Uppsala, på samma typ av instrument som i Umeå (tabell 3). De halter som var lägre än mätosäkerheten antogs vara lika med halva mätosäkerheten.



Figur 5. Installationen av piezometrar och grundvattenrör på provytorna i försök 278 Skogaryd.

Figure 5. A principle drawing of the installation of piezometers and groundwater tubes at the sample plots at the experimental site 278 Skogaryd.

Tabell 3. Kemiska analysmetoder för grundvatten.

Table 3. Analytical methods for groundwater chemistry.

Ämne	Metod/apparatur	Detektionsgräns/ mätosäkerhet
Ammonium	FIA - Tecator 5012, Foss Tecator, Sollentuna, Sverige	0,0032–0,36 mg N l ⁻¹
Konduktivitet	Jenway 4010 kopplad till Mettler DL70 titrator. Elektrod-PCM 121	-
pH	Mettler DL70 titrator. Elektrod-8162SC ROSS	-
Alkalinitet	Mettler DL70 titrator, Greifensee, Schweiz	-
Aciditet	Titring till pH-värde 4,5 följt av titring till pH-värde 5,4 (två aciditetsmått: till pH-värde 4,5 resp. från 4,5–5,4)	-
Totalkväve i vatten	Oxidation med kaliumperoxodisulfat	0,044–1,25 mg N l ⁻¹
	FIA - Tecator 5012, Foss Tecator, Sollentuna, Sverige	
Totalanalys-kationer	ICP/MS-DRC - Elan 6100, PerkinElmer, Norwalk, Connecticut, USA	mg l ⁻¹ : 0,0014–18 µg l ⁻¹ : 0,002–61
Anjoner	HPLC - Dionex 4000i, Sunnyvale, Kalifornien, USA	0,10 mg X l ⁻¹
Kol	TOC-5000, Shimadzu, Kyoto, Japan	TC: 3–16 mg l ⁻¹ IC: 0,063–1,3 mg l ⁻¹ TOC: 3–16 mg l ⁻¹

2.6.1 Databearbetning och analys

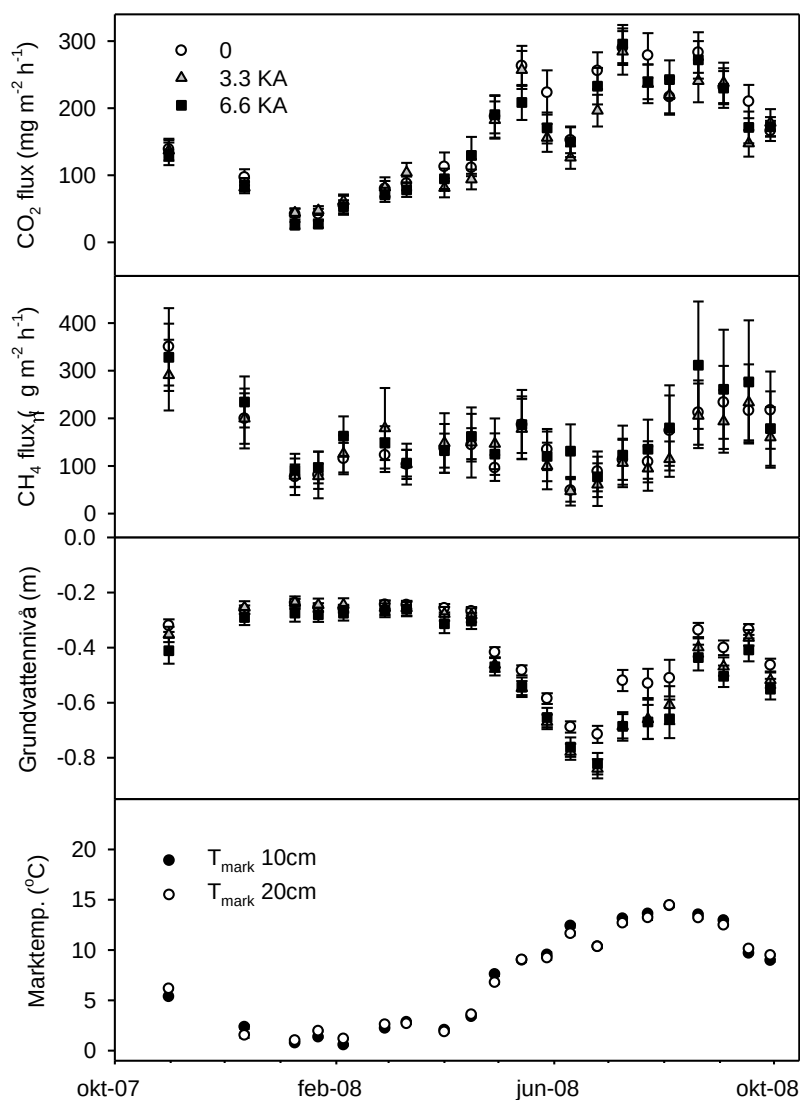
Grundvattenkemin analyserades per provtagningsdjup med hjälp av en blandad ANOVA-modell där askbehandling betraktades som en fix faktor och block som en slumpmässig faktor. ANOVAn gjordes med hjälp av proceduren MIXED i programmet SAS version 9.1, både för hela datasetet efter behandling och för enskilda provtagningar (se Ring m fl. 2003 för en mer detaljerad beskrivning). Behovet av transformation ($\log_{10}$) av den beroende variabeln bedömdes utifrån residualernas fördelning (skevhet och kurtosis).

3 Resultat

3.1 Grundvattennivå och marktemperatur

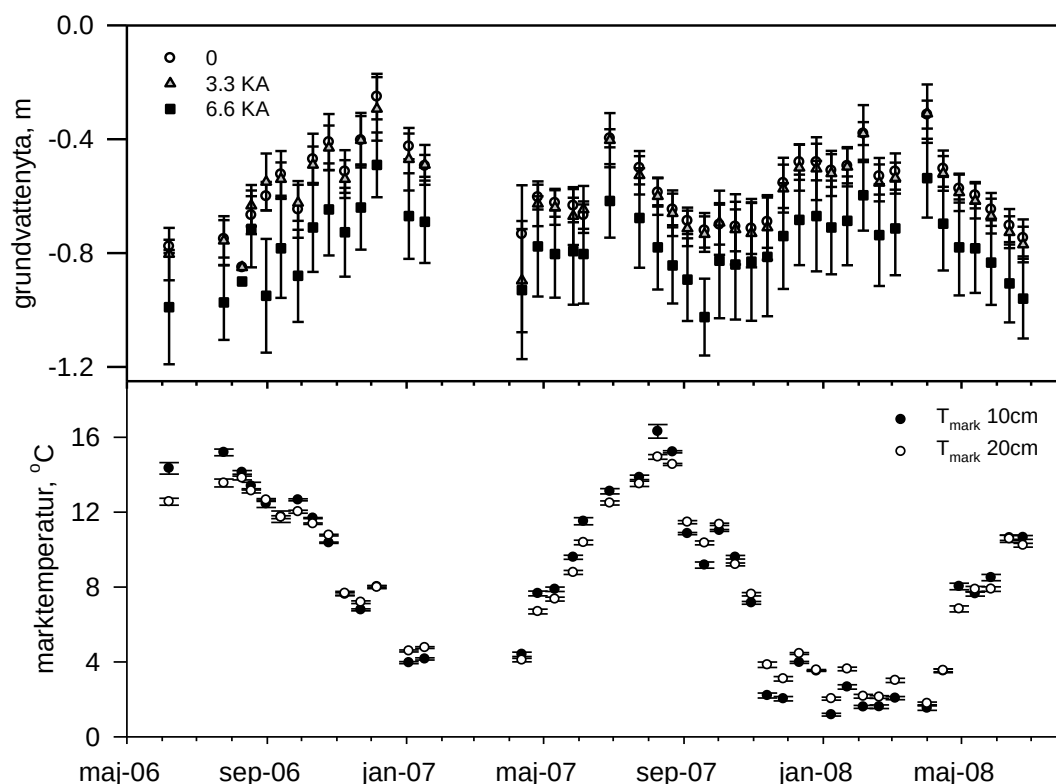
I Anderstorp låg grundvattennivån som högst ca 20 cm under markytan under hela mätperioden (Figur 6). Under växtsäsongen år 2008 sjönk nivån ner till som mest ca 80 cm djup, för att under höst och vinter variera mellan 20 och 40 cm. Grundvattennivån tenderade att vara lägre för de två askbehandlingarna ($p < 0,10$) under växtsäsongen men under senhösten, vintern och den tidiga våren var den likvärdig med kontrollen. Marktemperaturen i Anderstorp varierade från ca 0°C till +15°C och det var ingen skillnad mellan de två markdjupen 10 cm och 20 cm (Figur 6).

I Skogaryd var grundvattenytan som högst ca 30 cm under markytan (Figur 7). Under växtsäsongerna sjönk vattenytan på kontrollytorna till ca 80 cm djup som mest, för att under höst och vinter variera mellan 40 och 80 cm. Grundvattennivån för den höga dosen aska (6.6KA) var signifikant lägre än i kontrollen och 3.3KA ($p < 0,001$). Marktemperaturen i Skogaryd varierade från någon plusgrad till som mest ca +16°C (Figur 7).



Figur 6. Nettoflöden av koldioxid (CO₂; mörkerrespiration) och metan (CH₄) från samt grundvattennivå och marktemperatur i dikad torvmark beskogad med tall (försök 273 Anderstorp) vid tidpunkterna för gasprovtagning. Grundvattennivån mättes intill varje gaskammare och medelvärden beräknades först för varje block och behandling (n = 4) och sedan för varje behandling (n = 4). Marktemperaturen mättes vid ett urval av kammarna (n = 16). ○ = obehandlad kontroll (0); ▲ = 3,3 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (3.3KA); ■ = 6,6 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (6.6KA).

Figure 6. Net emissions of carbon dioxide (dark respiration), methane, as well as groundwater level and soil temperature at a ditched peatland Scots pine forest (experimental site 273 Anderstorp) at the occasions of gas sampling. The groundwater level was measured in tubes adjacent to the permanently installed metal frames for gas sampling at the same occasions as gases were sampled. Means per block and treatment were calculated (n = 4), and thereafter means by treatment (n = 4). The soil temperature was measured quite close to some of the metal frames (n = 16). ○ = untreated control (0); ▲ = 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (3.3KA); ■ = 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (6.6KA).



Figur 7. Grundvattennivå (övre) och marktemperatur (T_{mark} ; undre) på 10 och 20 cm djup i försök 278 Skogaryd vid tidpunkterna för gasprovtagning. Grundvattennivån mättes intill tre ramar för gasprovtagning per provyta. Marktemperaturen mättes intill ett urval av kammarna ($n = 9$). $\circ$ = obehandlad kontroll (0); $\triangle$ = 3,3 ton t.s. krossaska ha^{-1} (3.3KA); $\blacksquare$ = 6,6 ton t.s. krossaska ha^{-1} (6.6KA).

Figure 7. Groundwater levels (above) and soil temperature (T_{mark} ; below) at 10 cm and 20 cm, respectively, at the experimental site 278 Skogaryd at the occasions when gases were sampled. The groundwater level was measured in each sample plot in tubes adjacent to three of the permanently installed metal frames for gas sampling. The soil temperature was measured quite close to some of the metal frames ($n = 9$). $\circ$ = untreated control (0); $\triangle$ = 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha^{-1} (3.3KA); $\blacksquare$ = 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha^{-1} (6.6KA).

3.2 Trädutväxt

I Anderstorp var den årliga grundytetillväxten i medeltal 12–23 % högre i försöksleden med aska än i kontrollen under de fem första åren efter asktillförseln (Tabell 4). Det var endast för den höga givan med krossaska som skillnaden var statistiskt säkerställd ($p = 0,046$). Kontrasten "alla askled mot kontroll" gav 15 % högre grundytetillväxt för askleden (aska $0,60 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ och kontroll $0,52 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$). Kontrasten "3,3 ton mot kontroll" gav +13 % för askan ($p = 0,046$) och kontrasten "6,6 ton mot kontroll" gav +19

% för askan ($p = 0,046$). Det fanns ingen säkerställd skillnad ($p < 0,05$) mellan de två askgivorna eller de två askprodukterna.

Volymtillväxten på ytorna med aska var i medeltal 12–19 % högre än på kontrollytorna, men inte statistiskt säkerställd (Tabell 4). Inte heller den genomsnittliga ökningen (8–20 %) av total biomassa var signifikant (Tabell 4).

Ackumulationen av biomassa var 3,8 Mg t.s. $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$ i medeltal för alla försöksled ("overall mean"), vilket motsvarade ett upptag av 0,68 $\text{kg CO}_2 \text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ (6800 $\text{kg CO}_2 \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$).

Tabell 4. Årlig grundytetillväxt (GT), volymtillväxt (VT) och tillväxt av biomassa (BT) under 5 år efter asktillförsel i försök 273 Anderstorp ($n = 4$) och under 2 år i försök 278 Skogaryd ($n = 3$). Medeltal $\pm$ medelfel. Värden med olika bokstäver visar signifikant skilda värden ($p < 0,05$). 0 = Obehandlad kontroll, 3,3 = 3,3 ton t.s. ha^{-1} och 6,6 = 6,6 ton t.s. ha^{-1} . KA = krossaska och GA = "granulerad" aska.

Table 4. Annual basal area increment (GT), volume increment (VT) and increase in biomass (BT) in experiments 273 Anderstorp ($n = 4$) and 278 Skogaryd ($n = 3$) during five and two years, respectively. Mean $\pm$ standard error. Values followed by different letters differ significantly ($p < 0.05$) from each others. 0 = Untreated control, 3.3 = 3.3 tonnes d.w. ha^{-1} and 6.6 = 6.6 tonnes d.w. ha^{-1} . KA = crushed ash and GA = "granulated" ash.

Tillväxt	Medeltal					ANOVA <i>p</i> -värde, behandling
	Kontroll	3,3 ton KA ha ⁻¹	6,6 ton KA ha ⁻¹	3,3 ton GA ha ⁻¹	6,6 ton GA ha ⁻¹	
273 Anderstorp¹						
GT (m ² ha ⁻¹ år ⁻¹)	0,52 ± 0,024 a	0,58 ± 0,023 a	0,64 ± 0,023 b	0,60 ± 0,026 a	0,60 ± 0,023 a	0,046
VT (m ³ ha ⁻¹ år ⁻¹)	4,8 ± 0,30 a	5,5 ± 0,30 a	5,7 ± 0,29 a	5,4 ± 0,33 a	5,6 ± 0,29 a	0,31
BT (kg t.s. ha ⁻¹ år ⁻¹)	3330 ± 190 a	3770 ± 180 a	4100 ± 180 a	3840 ± 200 a	3880 ± 180 a	0,12
278 Skogaryd²						
GT (m ² ha ⁻¹ år ⁻¹)	1,01 ± 0,083 a	1,41 ± 0,097 a	0,91 ± 0,091 a	–	–	0,17
BT (kg t.s. ha ⁻¹ år ⁻¹)	8440 ± 760 a	11500 ± 890 a	7550 ± 830 a	–	–	0,20

¹ Least-square means. I de statistiska modellerna ingick antalet träd ha^{-1} som kovariat ($p < 0,004$).

² Least-square means. I de statistiska modellerna ingick grundytan ha^{-1} vid försöksanläggningen som kovariat ($p < 0,080$).

I Skogaryd fanns inga statistiskt påvisbara ($p < 0,05$) skillnader mellan de olika behandlingarna avseende grundytetillväxt eller förändring av total biomassa under de två första åren efter behandling. Den genomsnittliga grundytetillväxten under tvåårsperioden för alla ytor i försöket ("overall mean") var 1,11 $\text{m}^2 \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$. Motsvarande ackumulation av biomassa var 9,2 Mg t.s. $\text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, vilket motsvarade ett upptag av 1,65 $\text{kg CO}_2 \text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ (16 500 $\text{kg CO}_2 \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$).

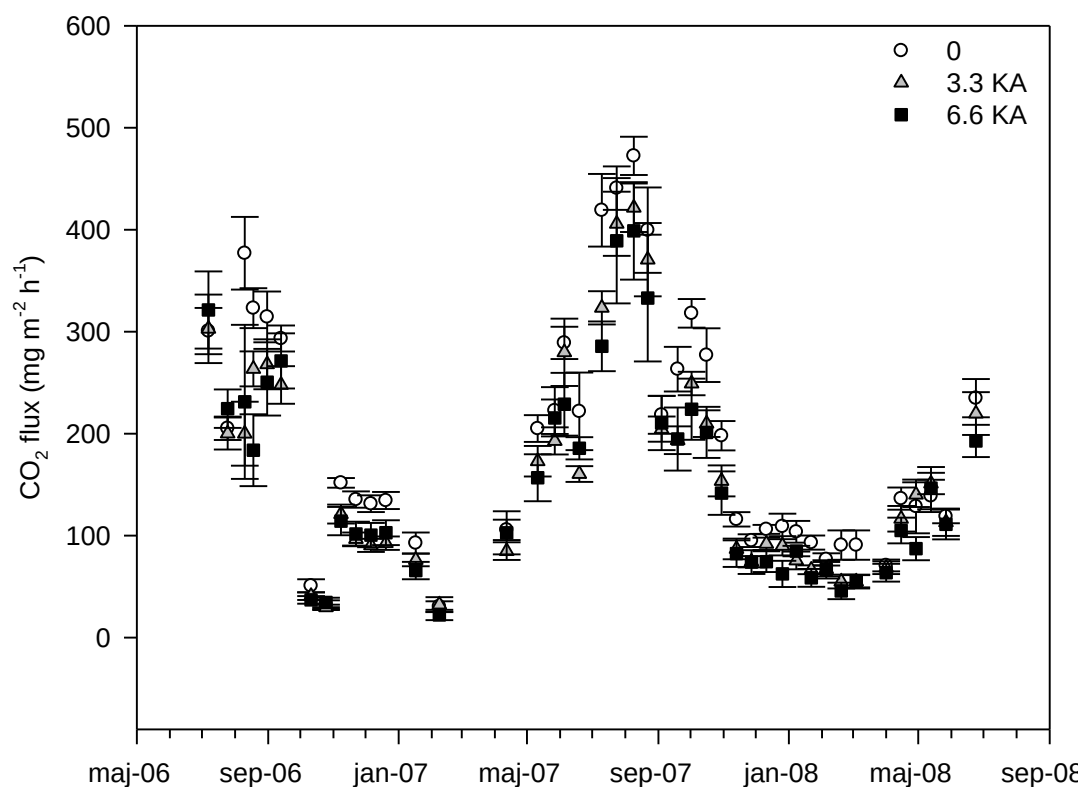
3.3 Gasflöden

Enligt den statistiska analysen (ANCOVA) kunde det inte påvisas att grundvattennivån påverkade flödena av de tre mätta gaserna (CO_2 , CH_4 och N_2O). Därför bygger de nedan redovisade statistiska analyserna av behandlingseffekter på tvåvägs ANOVA med efterföljande Tukey's test för multipla jämförelser.

3.3.1 Koldioxid

Emissionen av CO₂, mätt som mörkerrespiration, påverkades inte av asktillförseln i Anderstorp under det femte året efter tillförseln (Figur 6, Tabell 5).

Emissionen från kontrollytorna i Skogaryd var högre än i Anderstorp, särskilt under sommaren (Figur 6, 8). Under de två första åren efter asktillförseln i Skogaryd var de årliga emissionerna av CO₂ signifikant lägre för båda askbehandlingarna än för kontrollen (Tabell 6). Under 2006–2007 var emissionen 17 % lägre i 3,3 KA ($p = 0,007$) och 22 % lägre i 6,6 KA ($p = 0,002$). Motsvarande värden för 2007–2008 var 17 % lägre ($p = 0,015$) och 23 % lägre ($p < 0,001$). Den högre emissionen från kontrollen gällde även för sommarperioden ($p = 0,012$ mot 3,3 KA och $p = 0,001$ mot 6,6 KA) och vinterperioden ($p < 0,001$ mot 3,3 KA och $p < 0,001$ mot 6,6 KA). Inte i något fall var emissionerna av CO₂ i de två askgivorna signifikant skiljda från varandra.



Figur 8. Nettoflöden av koldioxid (mörkerrespiration) från dikad torvmark med granskog (försök 278 Skogaryd) med och utan tillförsel av krossaska. Askan tillfördes 7–8 augusti 2006. ○ = obehandlad kontroll (0); ▲ = 3,3 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (3.3KA); ■ = 6,6 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (6.6KA). De två första mätningarna gjordes innan asktillförseln.

Figure 8. Net emissions of carbon dioxide (dark respiration) from a ditched peatland Norway spruce forest (experiment 278 Skogaryd) with and without addition of crushed ash at two doses, 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ and 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹. The ash was applied during 7–8 August 2006. ○ = untreated control (0); ▲ = 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (3.3KA); ■ = 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (6.6KA). The two first samplings were conducted before the ash addition.

Tabell 5. Nettoflöden av koldioxid (mörkerrespiration) och metan från dikad torvmark beskogad med tall (försök 273 Anderstorp) med och utan tillförsel av krossaska i två doser, 3,3 ton t.s. ha⁻¹ (3,3 KA) och 6,6 ton t.s. ha⁻¹ (6,6 KA). Askan tillfördes 3–4 september 2003. Inga värden för de olika behandlingarna var signifikant ($p < 0,05$) skiljda.

Table 5. Net emissions of carbon dioxide (dark respiration) and methane from a ditched peatland Scots pine forest (experiment 273 Anderstorp) with and without addition of crushed ash at two doses, 3.3 tonnes d.w. ha⁻¹ (3.3 KA) och 6.6 tonnes d.w. ha⁻¹ (6.6 KA). The ash was applied during 3–4 September 2003. There were no significant ($p < 0.05$) effects among treatments.

Behandling	Koldioxid (kg CO ₂ m ⁻² år ⁻¹) ^a 2008 ^d	Metan (g CH ₄ m ⁻² år ⁻¹) 2008 ^d
Kontroll	1,24 ^b ± 0,11 ^c	0,89 ± 0,27
3,3 KA	1,18 ± 0,14	1,16 ± 0,43
6,6 KA	1,11 ± 0,10	1,25 ± 0,31

^a Mätningar med mörka kammare innebär att upptag genom fotosyntes utesluts.

^b Medelvärde beräknat över blocken (n = 4).

^c Medelfel (SD/n^{0.5}).

^d Avser perioden november 2007–oktober 2008.

Tabell 6. Nettoflöden av koldioxid (mörkerrespiration), metan och lustgas från dikad torvmark beskogad med gran (försök 278 Skogaryd) med och utan tillförsel av krossaska i två doser, 3,3 ton t.s. ha⁻¹ (3,3 KA) och 6,6 ton t.s. ha⁻¹ (6,6 KA). Askan tillfördes 7–8 augusti 2006. Olika bokstäver i kolumnerna anger signifikant skillnad ($p < 0,05$) mellan medelvärden ($\pm$ medelfel) av behandlingar.

Table 6. Net emissions of carbon dioxide (dark respiration), methane and nitrous oxide from a ditched peatland Norway spruce forest (experiment 278 Skogaryd) with and without addition of crushed ash at two doses, 3.3 tonnes d.w. ha⁻¹ (3.3 KA) och 6.6 tonnes d.w. ha⁻¹ (6.6 KA). The ash was applied during 7–8 August 2006. Different letters by columns indicate significant differences ($p < 0.05$) between the means ($\pm$ standard error) of treatments.

Behandling	Koldioxid (kg CO ₂ m ⁻² år ⁻¹) ^a		Metan (g CH ₄ m ⁻² år ⁻¹)		Lustgas (g N ₂ O m ⁻² år ⁻¹)	
	2006–2007 ^d	2007–2008 ^d	2006–2007	2007–2008	2006–2007	2007–2008
Kontroll	1.70 ± 0.02 b	1.76 ± 0.10 b	-0.43 ± 0.06 b	-0.46 ± 0.06 b	0.50 ± 0.11 b	0.32 ± 0.04 b
3,3 KA	1.41 ± 0.06 a	1.47 ± 0.10 a	-0.45 ± 0.03 b	-0.50 ± 0.03 c	0.28 ± 0.08 a	0.21 ± 0.05 a
6,6 KA	1.38 ± 0.19 a	1.35 ± 0.19 a	-0.23 ± 0.07 a	-0.23 ± 0.07 a	0.27 ± 0.14 a	0.16 ± 0.10 a

^a Mätningar med mörka kammare innebär att upptag genom fotosyntes utesluts.

^b Medelvärde beräknat över blocken (n = 3).

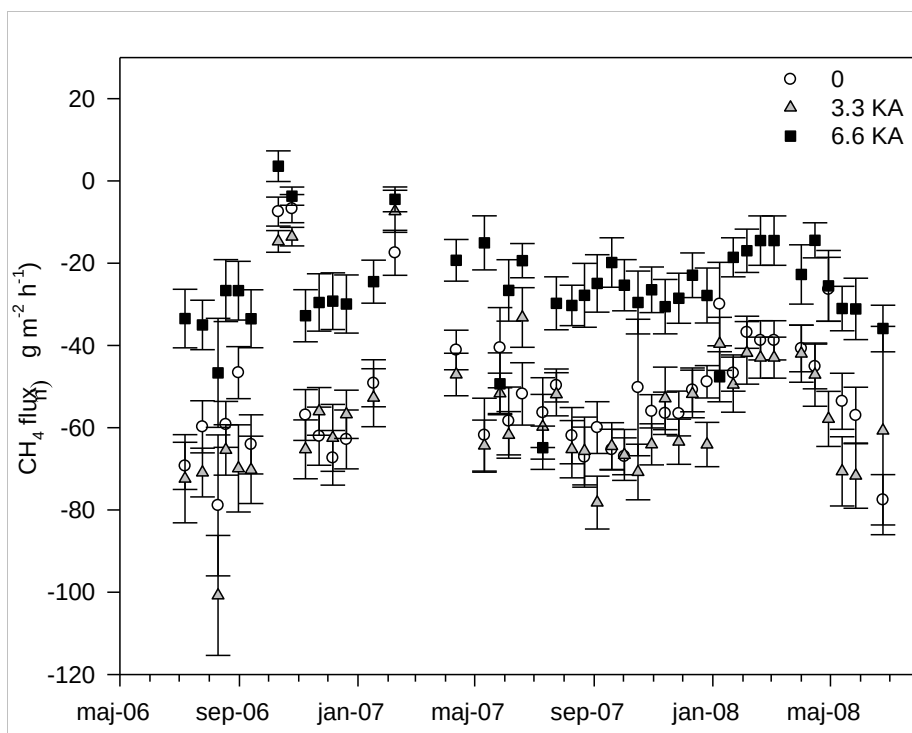
^c Medelfel (SD/n^{0.5}).

^d Avser perioderna juli 2006–juni 2007 och juli 2007–juni 2008.

3.3.2 Metan

Emissionen av metan från provytorna i Anderstorp varierade från ca 300 µg CH₄ m⁻² tim⁻¹ under senhösten 2007 till en liten avgång under våren och sommaren, för att åter nå den maximala emissionen på ca 300 µg CH₄ m⁻² tim⁻¹ under hösten 2008 (Figur 6). För den totala årliga emissionen av metan (november 2007–oktober 2008) fanns det inga signifikanta skillnader mellan behandlingarna (Tabell 5).

Skogaryd skiljde sig från Anderstorp genom att där fanns ett upptag av metan i marken (metanoxidation) under hela året (Figur 9). De två första åren efter asktillförseln, på årsbasis samt försommar- och vintervärden, var metanoxidationen ca 50 % signifikant lägre i behandlingen 6,6KA än i både kontrollen och 3,3KA ($p < 0,001$) (Tabell 6). Det är inte troligt att denna minskning beror på asktillförseln, då samma skillnad fanns i de två första mätpunkterna (Figur 9) som härrör sig från mätningar innan askan tillfördes. Det andra året var det ett högre upptag av metan (+ 9 %) i den låga givan (3,3KA) än i kontrollen ($p = 0,019$) (Tabell 6). Även under vintern var upptaget av metan signifikant högre i 3,3KA än i kontrollen ($p = 0,017$), medan sommarupptaget inte visade på någon skillnad mellan kontroll och 3,3KA.



Figur 9. Nettoflöden av metan från dikad torvmark med granskog (försök 278 Skogaryd) med och utan tillförsel av krossaska. Askan tillfördes 7–8 augusti 2006. ○ = obehandlad kontroll (0); ▲ = 3,3 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (3.3KA); ■ = 6,6 ton t.s. krossaska ha⁻¹ (6.6KA). De två första mätningarna gjordes innan asktillförseln.

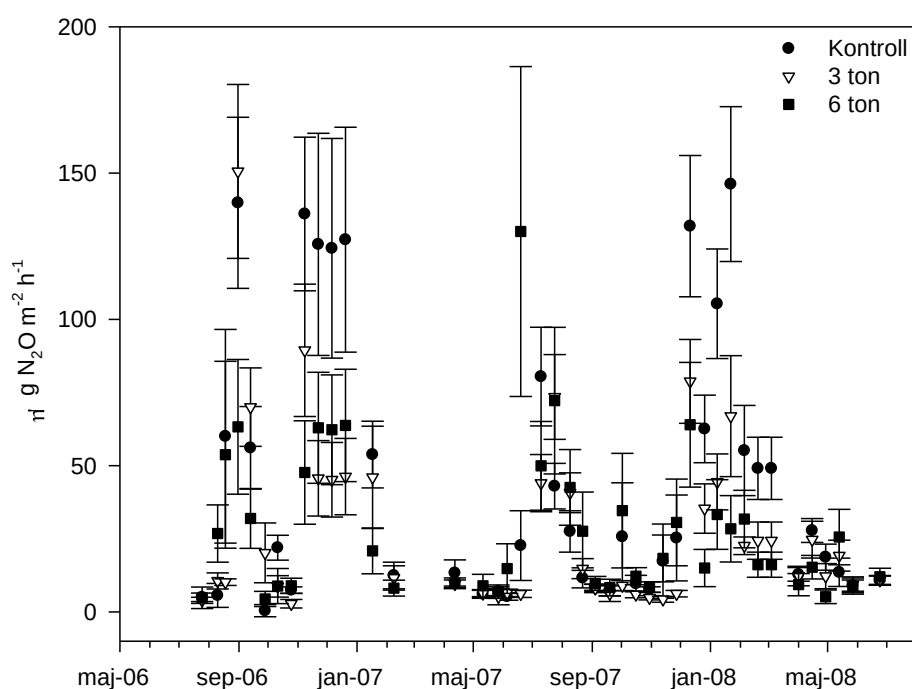
Figure 9. Net emissions of methane from a ditched peatland Norway spruce forest (experiment 278 Skogaryd) with and without addition of crushed ash. The ash was applied during 7–8 August 2006. ○ = untreated control (0); ▲ = 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (3.3KA); ■ = 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹ (6.6KA). The two first samplings were conducted before the ash addition.

3.3.3 Lustgas

I Anderstorp förekom detekterbara nettoflöden av lustgas (N₂O) endast sporadiskt vid provtagningarna, men var vanligtvis under detektionsnivån.

Emissionen av N_2O var hög från samtliga behandlingar i Skogaryd (Figur 10). På årsbasis var emissionen signifikant lägre för askbehandlingarna (Tabell 6). Det första året var minskningarna 44 % i 3,3 KA ($p = 0,004$) och 46 % i 6,6 KA ($p = 0,024$). Det andra året var minskningarna 34 % i 3,3 KA ($p = 0,001$) och 50 % i 6,6 KA ($p = 0,001$). Det var ingen signifikant skillnad mellan de olika givorna.

Till skillnad från CO_2 och CH_4 , så fanns det två emissionstoppar för N_2O under året i Skogaryd, en sommartopp och en vintertopp (Figur 10). Under sommaren var det ingen skillnad i N_2O -emission mellan kontrollen och behandlingarna med aska. Men, under vintern var emissionen signifikant lägre både från den låga askdosen (3,3KA; $p < 0,001$) och från den höga dosen (6,6KA; $p < 0,001$) än från kontrollen.



Figur 10. Nettoflöden av lustgas från dikad torvmark med granskog (försök 278 Skogaryd) med och utan tillförsel av krossaska. Askan tillfördes 7–8 augusti 2006. ● = obehandlad kontroll (0); △ = 3,3 ton t.s. krossaska ha^{-1} (3.3KA); ■ = 6,6 ton t.s. krossaska ha^{-1} (6.6KA). De två första mätningarna gjordes innan asktillförseln.

Figure 10. Net emissions of nitrous oxide flux from a ditched peatland Norway spruce forest (experiment 278 Skogaryd) with and without addition of crushed ash. The ash was applied during 7–8 August 2006. ● = untreated control (0); △ = 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha^{-1} (3.3KA); ■ = 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha^{-1} (6.6KA). The two first samplings were conducted before the ash addition.

3.4 Torvegenskaper

På de askade ytorna i Skogaryd var pH-värdet 0,5 pH-enheter signifikant högre ($p = 0,021$) i det översta markskiktet (0–5 cm; Tabell 7). Varken organisk halt, C/N eller volymvikt förändrades av asktillförseln i samtliga försök (Tabell 7).

I de askade ytorna var halten växttillgängligt P signifikant högre ($p = 0,030$) i det översta skiktet (0–5 cm) i Anderstorp och tenderade ($p = 0,077$) att vara högre i det översta skiktet (0–5 cm) i Skogaryd (Bilaga A).

Bland makronäringsämnena var det halterna av K, Mg och Ca som var signifikant skiljda på ytorna med aska (Bilaga A). I Anderstorp var K-halten ca 33 % högre ($p = 0,040$), Mg ca 82 % högre ($p = 0,031$) och Ca över 270 % högre ($p = 0,042$) i det översta markskiktet (0–5 cm). Ca tenderade ($p = 0,082$) även att vara högre (ca 29 %) i markskiktet 5–20 cm på de askade ytorna i Anderstorp (Bilaga A). På de askade ytorna i Perstorp var Ca-halten ca 45 % högre i de två djupaste markskikten (5–20 cm och 20–30 cm; $p = 0,011$ respektive $p = 0,010$), medan Mg-halten var 10 % lägre ($p = 0,027$) i markskikt 5–20 cm och S tenderade ($p = 0,062$) att vara 27 % lägre i översta markskiktet (0–5 cm; Bilaga A). I Skogaryd dubblades Mg-halten ($p = 0,021$) och Ca-halten hade en tendens ($p = 0,081$) till en dubbling i det översta markskiktet (0–5 cm; Bilaga A). Även mikronäringsämnen och övriga metaller visade en del förändringar i de askade ytorna i alla försöken (för data se bilaga A).

3.4.1 Mikrobiell samhällsstruktur och biomassa

Den mikrobiella samhällsstrukturen visade inte på någon effekt av asktillförseln enligt den multivariata statistiska analysen (PCA). Det fanns dock en tendens till att det översta skiktet (0–5 cm) på de askade ytorna i Perstorp grupperade ihop sig med de översta skikten (0–5 cm), både kontroller och askade ytor, i Anderstorp (data visas inte). De djupa skikten (20–30 cm) i Anderstorp och Perstorp samt de översta skikten (0–5 cm) i kontrollytorna i Perstorp tenderade till att bilda ytterligare en grupp. Det PLFA som ökade i förekomst i gruppen bestående av de askade översta skikten (0–5 cm) i Perstorp samt de båda översta skikten (0–5 cm) i Anderstorp var i15:0, a15:0, 16:0, 16:1, 18:2ω6,9, medan i gruppen bestående av de djupa skikten (20–30 cm) i Anderstorp och Perstorp samt det översta skiktet (0–5 cm) i kontrollytorna i Perstorp ökade i förekomst av 10Me-18:0, 18:0 och 18:1ω9 (data visas inte). Skogaryd var skilt från Perstorp och Anderstorp genom att ha en högre förekomst av 10Me-16:0, i16:0, i17:0, a17:0, cy17:0 och cy19:0 (data visas inte).

Tabell 7. pH, halt organiskt material (SOM), C/N och volymvikt i torven i försöken 273 Anderstorp (n = 4), 168 Perstorp (n = 4) och i 278 Skogaryd (n = 3). Signifikant skillnad mellan medelvärden ($\pm$ medelfel) av behandlingar är markerade med fetstil och med * = $P < 0.05$.

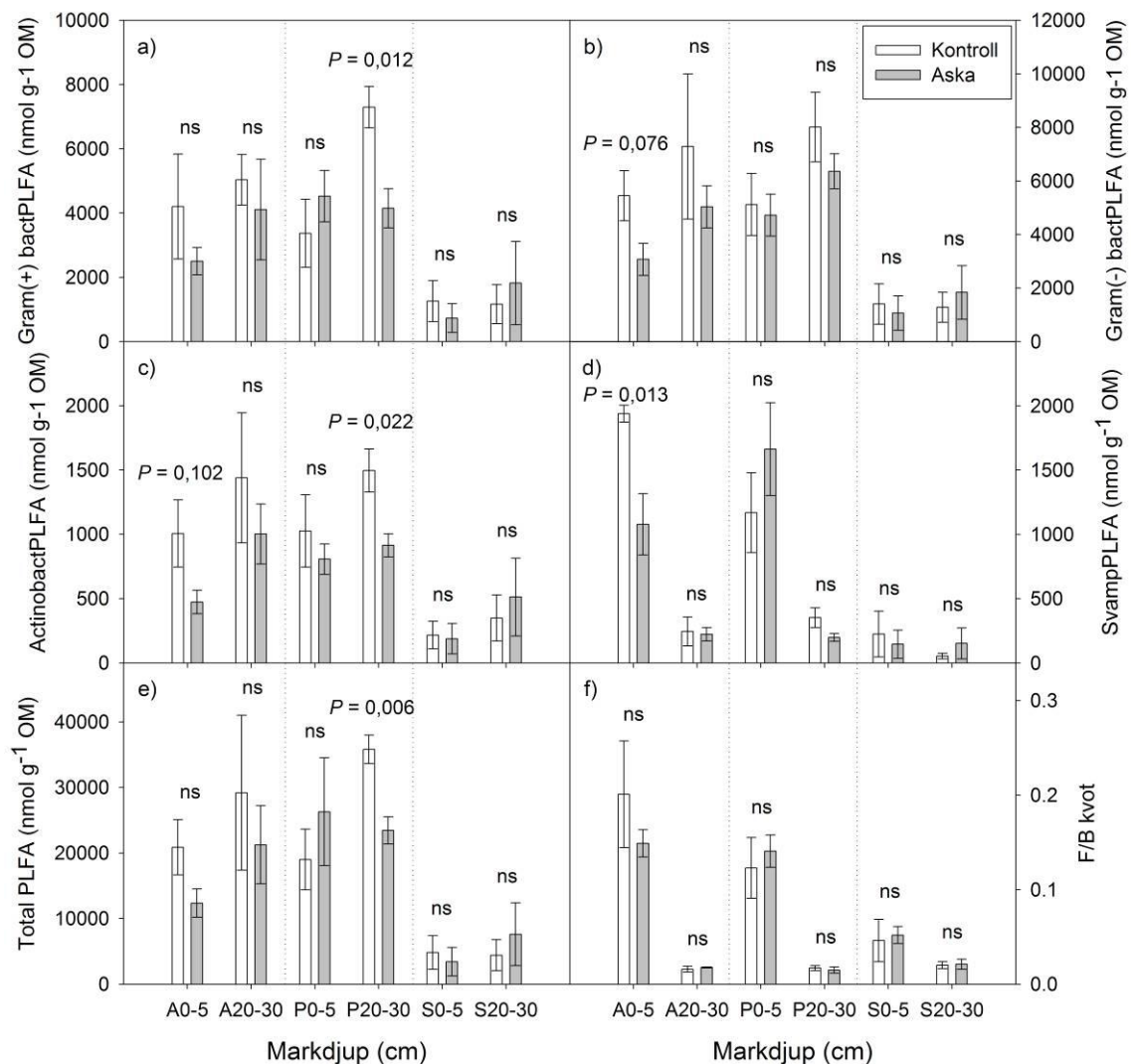
Table 7. pH, soil organic matter (SOM), C/N and bulk density in the peat in the experiments 273 Anderstorp (n = 4), 168 Perstorp (n = 4), and 278 Skogaryd (n = 3). Significant differences between mean values ($\pm$ SE) of treatments are in bold and denoted by superscript asterisks, where * = $P < 0.05$.

Markdjup (cm)	pH		SOM (%)		C/N		Volymvikt (g dm ⁻³)	
	Kontroll ¹	Aska ²	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Anderstorp								
0-5	4,9 (0,3)	5,1 (0,3)	96,2 (0,2)	93,4 (1,8)	34,2 (1,0)	34,4 (1,6)	97,3 (5,1)	86,3 (9,4)
20-30	4,7 (0,1)	4,8 (0,1)	97,7 (0,2)	97,8 (0,1)	42,5 (2,2)	42,9 (2,4)	133,4 (19,2)	123,6 (22,0)
Perstorp								
0-5	4,9 (0,1)	5,1 (0,3)	95,0 (0,2)	94,5 (0,6)	29,9 (0,6)	31,2 (1,1)	96,0 (13,0)	98,9 (9,1)
20-30	4,8 (0,2)	4,9 (0,1)	98,1 (0,2)	98,0 (0,2)	47,5 (2,2)	45,5 (2,3)	97,9 (9,1)	93,8 (9,0)
Skogaryd								
0-5	4,5 (0,1)	5,0* (0,1)	79,4 (9,6)	75,4 (11,2)	23,1 (1,0)	23,4 (0,8)	194,7 (40,4)	189,0 (13,3)
20-30	4,6 (0,1)	4,4 (0,2)	89,8 (3,5)	88,0 (6,5)	29,6 (2,3)	32,3 (1,6)	210,2 (16,6)	209,9 (23,5)

¹Kontroll = Obehandlad kontroll.

²Aska = 2,5 ton t.s ha⁻¹ lösaska i Perstorp; 3,3 ton t.s. ha⁻¹ krossaska i Anderstorp och Skogaryd.

Den mikrobiella biomassan skattades på två olika sätt, genom mängden PLFA (nmol g⁻¹ OM) och SIR (mg CO₂ g⁻¹ OM h⁻¹). På askytorna i Perstorp visade PLFA på en signifikant minskning av grampositiva bakterier med över 40 % i markdjup 20–30 cm (Figur 11 a). Det var framförallt aktinobakterier som minskade signifikant med 39 % (Figur 11 c). I Anderstorp visade PLFA på en signifikant minskning av svampbiomarkören (18:2 ω 6,9) med 44 % i markdjup 0–5 cm på de ytor där aska tillförts (Figur 11 d). Vidare var det en tendens till en minskning i PLFA av gramnegativa (ca 44 %; Figur 11 b) samt en nära tendens till minskning av aktinobakterier (ca 30 %; Figur 5c) i de askade ytorna. Askstillförseln gav ingen statistiskt påvisbar förändring av F/B kvoten (Figur 11 f). Den totala PLFA minskade signifikant med 34 % i det djupa markskiktet (20–30) cm på askytorna i Perstorp (Figur 11 e).



Figur 11. Mängd fosfolipid fettsyra (PLFA) för grampositiva bakterier (a), gramnegativa bakterier (b), aktinobakterier (c), svamp (d), total mängd PLFA (e) och kvoten mellan mängden svamp- och bakterie PLFA (F/B kvot; f) i försök 273 Anderstorp ($n = 4$), 168 Perstorp ($n = 4$) och i 278 Skogaryd ($n = 3$). Felstaplarna visar medelfel av medelvärden. Medelvärdena antas vara signifikant skilda om $p < 0,05$; ns = icke signifikant. Behandlingar: obehandlad kontroll (vit stapel), askytor (grå stapel). A = Anderstorp ($3,3 \text{ ton t.s. ha}^{-1}$), P = Perstorp ($2,5 \text{ ton t.s. ha}^{-1}$); S = Skogaryd ($3,3 \text{ ton t.s. ha}^{-1}$); 0-5 = markdjup 0-5 cm; 20-30 = markdjup 20-30 cm.

Figure 11. Amounts of phospholipid fatty acids (PLFA; nmol g⁻¹ OM) for gram-positive bacteria (a), gram-negative bacteria (b), actinobacteria (c), fungi (d), total amounts of PLFA (e), and the ratio fungi-to-bacteria (F/B kvot; f) in experiments 273 Anderstorp ($n = 4$), 168 Perstorp ($n = 4$), and 278 Skogaryd ($n = 3$). Error bars represent standard errors of the means. Values were considered to be significantly different if $P < 0.05$; ns = not significant. Treatments: control plots (white bars), plots treated with wood ash plots (grey bars). A = Anderstorp ($3.3 \text{ tonnes d.w. ha}^{-1}$), P = Perstorp ($2.5 \text{ tonnes d.w. ha}^{-1}$); S = Skogaryd ($3.3 \text{ tonnes d.w. ha}^{-1}$); 0-5 = soil depth 0-5 cm; 20-30 = soil depth 20-30 cm.

Den mikrobiella respirationen visade inte på någon signifikant skillnad av asktillförseln. Dock tenderade ($p = 0,077$) SIR att öka i det översta markskiktet (0–5 cm) i Pertorp (tabell 8). På askytorna var tillväxthastigheten (μ) av mikroorganismerna signifikant ($p = 0,028$) lägre i markdjup 20–30 cm i Perstorp, medan μ tenderade ($p = 0,097$) att öka i markdjup 0–5 cm i Anderstorp (tabell 8). Varken mikrobiellt tillgängligt N eller P (endast analyserat i Skogaryd) påverkades av asktillförseln (tabell 8).

Tabell 8. Mikrobiell respiration i försök 273 Anderstorp ($n = 4$), 168 Perstorp ($n = 4$) och i 278 Skogaryd ($n = 3$). Signifikant skillnad mellan medelvärden ($\pm$ medelfel) av behandlingar är markerade med fetstil och med [#] = $P < 0.10$ och * = $P < 0.05$.

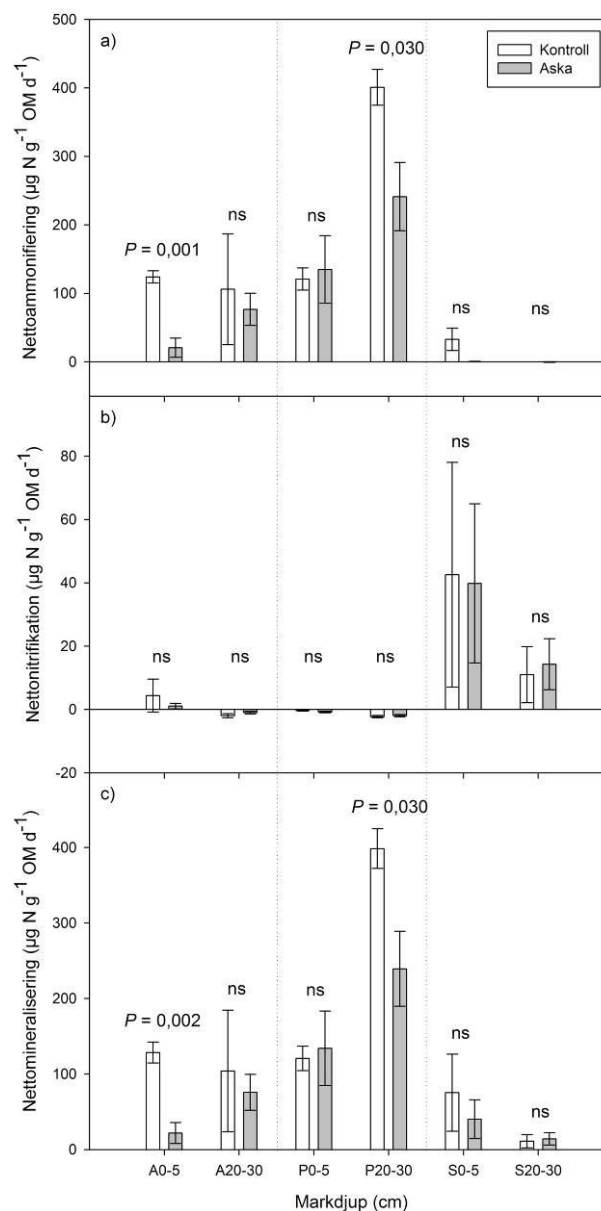
Table 8. Microbial respiration in experiments 273 Anderstorp ($n = 4$), 168 Perstorp ($n = 4$), and 278 Skogaryd ($n = 3$). Significant differences between mean values ($\pm$ SE) of treatments are in bold and denoted by superscript asterisks, where [#] = $P < 0.10$ and * = $P < 0.05$.

Markdjup (cm)	BR (mg CO ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹)		SIR (mg CO ₂ g ⁻¹ OM h ⁻¹)		μ (h ⁻¹)		Mikrobiellt N (mg N g ⁻¹ OM)		Mikrobiellt P (mg P g ⁻¹ OM)	
	Kontroll ¹	Aska ²	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Anderstorp										
0-5	0,046 (0,001)	0,053 (0,004)	0,171 (0,013)	0,211 (0,026)	0,142 (0,010)	0,163 [#] (0,004)	-	-	-	-
20-30	0,014 (0,003)	0,012 (0,004)	0,026 (0,002)	0,027 (0,002)	0,142 (0,010)	0,142 (0,008)	-	-	-	-
Perstorp										
0-5	0,058 (0,008)	0,063 (0,014)	0,146 (0,014)	0,221 [#] (0,032)	0,132 (0,006)	0,146 (0,006)	-	-	-	-
20-30	0,013 (0,003)	0,014 (0,002)	0,045 (0,005)	0,041 (0,009)	0,167 (0,007)	0,137* (0,007)	-	-	-	-
Skogaryd										
0-5	0,028 (0,006)	0,043 (0,008)	0,075 (0,016)	0,107 (0,021)	0,126 (0,007)	0,124 (0,008)	3,81 (0,75)	4,31 (0,50)	1,69 (0,45)	1,18 (0,19)
20-30	0,012 (0,001)	0,011 (0,003)	0,020 (0,003)	0,019 (0,005)	0,130 (0,019)	0,124 (0,016)	7,91 (0,47)	9,30 (1,36)	6,63 (2,26)	4,20 (0,42)

¹Kontroll = Obehandlad kontroll.

²Aska = 2,5 ton t.s ha⁻¹ lösaska i Perstorp; 3,3 ton t.s. ha⁻¹ krossaska i Anderstorp och Skogaryd.

BR = Basrespiration; SIR = Substrat-inducerad respiration; μ = mikrobiell tillväxthastighet.



Figur 12. Nettoammonifiering (a), nettonitrifikation (b) och nettokvävemineralisering (c) i försök 273 Anderstorp ($n = 4$), 168 Perstorp ($n = 4$) och i 278 Skogaryd ($n = 3$). Felstaplarna visar medelfel av medelvärden. Medelvärdena antas vara signifikant skilda om $p < 0,05$; ns = icke signifikant. Behandlingar: obehandlad kontroll (vit stapel), asktytor (grå stapel). A = Anderstorp ($3,3 \text{ ton t.s. ha}^{-1}$), P = Perstorp ($2,5 \text{ ton t.s. ha}^{-1}$); S = Skogaryd ($3,3 \text{ ton t.s. ha}^{-1}$); 0-5 = markdjup 0-5 cm; 20-30 = markdjup 20-30 cm.

Figure 12. Net ammonification (a), net nitrification (b), and net N mineralization (c) in experiments 273 Anderstorp ($n = 4$), 168 Perstorp ($n = 4$), and 278 Skogaryd ($n = 3$). Error bars represent standard errors of the means. Values were considered to be significantly different if $P < 0.05$; ns = not significant. Treatments: control plots (white bars), plots treated with wood ash plots (grey bars). A = Anderstorp ($3,3 \text{ tonnes d.w. ha}^{-1}$), P = Perstorp ($2,5 \text{ tonnes d.w. ha}^{-1}$); S = Skogaryd ($3,3 \text{ tonnes d.w. ha}^{-1}$); 0-5 = soil depth 0-5 cm; 20-30 = soil depth 20-30 cm.

3.4.2 Mikrobiella processer

Nettokvävemineraliseringen minskade signifikant med över 80 % respektive 40 % i Anderstorp (0–5 cm) och i Perstorp (20–30 cm) på askytorna (Figur 12c). Det var framförallt nettoammonifieringen som minskade signifikant (Figur 12a).

Nettonitrifikation visade ingen signifikant effekt av asktillförseln (Figur 12b). För NEA, DEA, CH₄-oxidation och -produktion kunde inga signifikanta effekter påvisas förutom en tendens (P = 0,094) till mer än en halvering av DEA i Anderstorp 0-5 cm (Tabell 9).

Tabell 9. Nitrifikation enzym aktivitet (NEA), denitrifikation enzym aktivitet (DEA), metan (CH₄) oxidation och CH₄produktion i försöken 273 Anderstorp (n = 4), 168 Perstorp (n = 4) och i 278 Skogaryd (n = 3). Tendens till skillnad mellan medelvärden ($\pm$ medelfel) av behandlingar är markerade med [#] = P < 0.10.

Table 9. Nitrifications enzyme activity (NEA), denitrification enzyme activity (DEA), methane (CH₄) oxidation, and CH₄production in experiments 273 Anderstorp (n = 4), 168 Perstorp (n = 4), and 278 Skogaryd (n = 3). Tendency for differences between mean values ($\pm$ SE) of treatments are denoted by superscript asterisks, where [#] = P < 0.10.

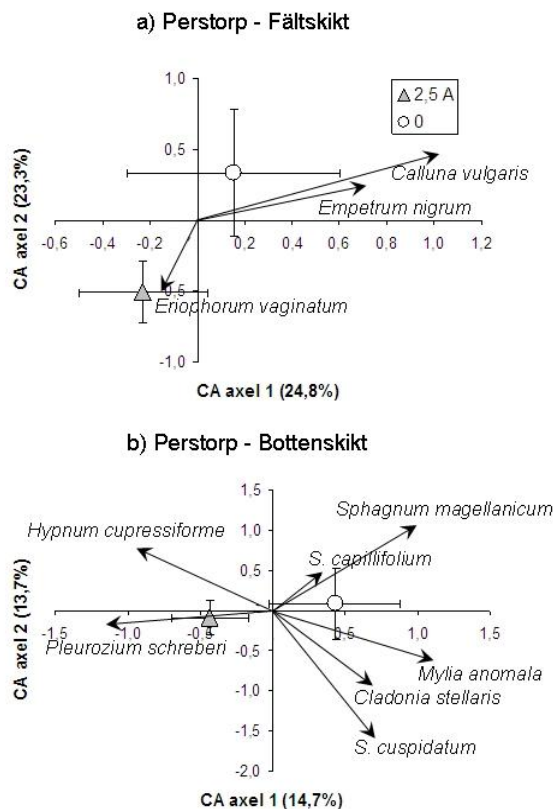
Markdjup (cm)	NEA (ng N g ⁻¹ OM h ⁻¹)		DEA (μ g N g ⁻¹ OM h ⁻¹)		CH ₄ oxid. (μ g CH ₄ g ⁻¹ OM h ⁻¹)		CH ₄ prod. (μ g CH ₄ g ⁻¹ OM h ⁻¹)	
	Kontroll ¹	Aska ²	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Anderstorp								
0-5	61,6 (21,0)	28,5 (16,2)	9,98 (2,72)	4,31 [#] (0,86)	-530,8 (74,0)	-574,3 (60,2)	6,00 (2,18)	3,92 (2,34)
20-30	257,0 (155,9)	169,0 (87,5)	5,22 (2,30)	5,76 (3,12)	-1066,4 (475,2)	-627,6 (131,4)	1,98 (1,24)	1,48 (1,48)
Perstorp								
0-5	28,8 (19,3)	39,8 (19,1)	12,36 (1,19)	11,83 (3,04)	-191,2 (22,5)	-182,4 (31,1)	5,93 (1,17)	10,94 (3,19)
20-30	221,9 (7,7)	222,4 (30,1)	1,54 (0,72)	0,40 (0,40)	-183,2 (11,0)	-218,3 (44,6)	11,70 (5,43)	6,92 (0,99)
Skogaryd								
0-5	298,6 (65,9)	502,9 (177,4)	1,76 (0,61)	0,99 (0,17)	-522,9 (90,6)	-567,6 (124,5)	0	0
20-30	394,9 (70,2)	537,1 (442,3)	0,99 (0,75)	0,45 (0,38)	-457,1 (85,8)	-540,1 (48,2)	0	0

¹Kontroll = Obehandlad kontroll.

²Aska = 2,5 ton t.s ha⁻¹ lösaska i Perstorp; 3,3 ton t.s. ha⁻¹ krossaska i Anderstorp och Skogaryd.

3.5 Markvegetation

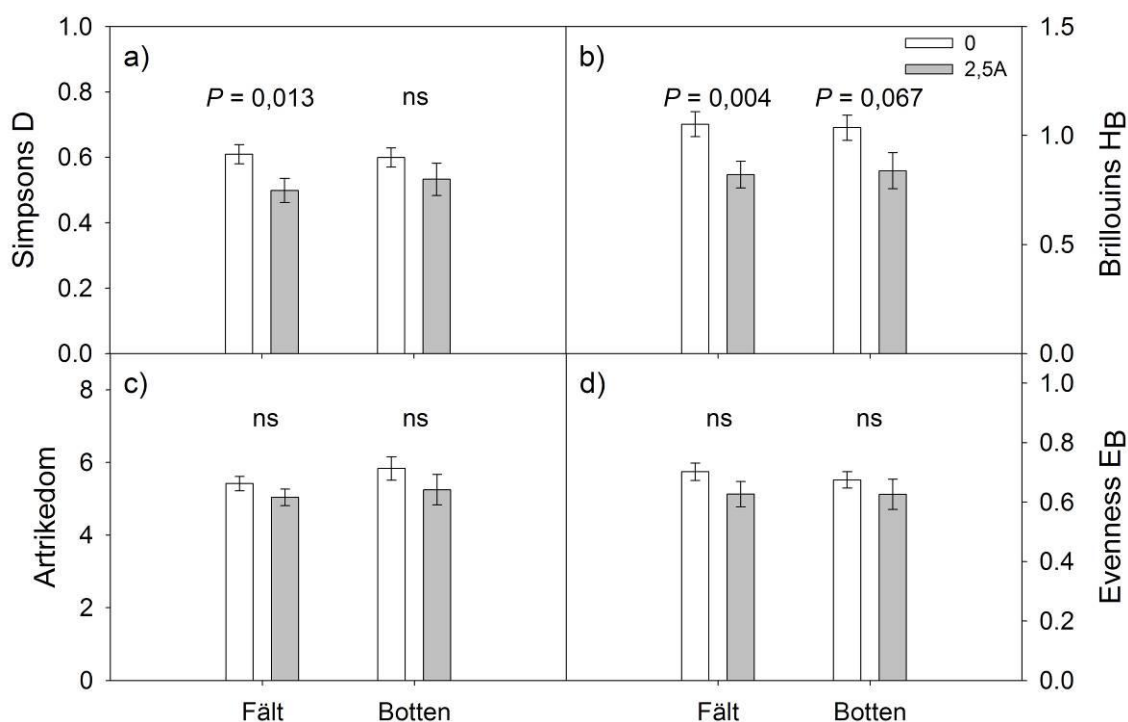
Vegetationsstrukturen i fält- och bottenskikt i Anderstorp och Skogaryd visade inte på någon signifikant effekt av asktillförseln enligt CA-analysen. Däremot fanns en signifikant skillnad i vegetationsstrukturen både i fält- och bottenskiktet i Perstorp (Figur 13).



Figur 13. Correspondence analysen för vegetationsstrukturen i fält- (a) och bottenskiktet (b) för kontroller (cirklar) och ytor behandlade med 2,5 ton aska ha^{-1} (trianglar) i försök 168 Perstorp, Skåne. De angivna arterna är ett urval av de mest betydelsefulla arterna för separering av behandlingen. Eigenvärdena för axel 1 i fältskiktet är 0,346 och 0,325 för axel 2 samt förklarar 48,1 % av den totala variansen. Eigenvärdena för axel 1 i bottenskiktet är 0,343 och 0,319 för axel 2 samt förklarar 28,4 % av den totala variansen. Pilarnas riktning visar på arternas frekvensökning och längden hur viktig respektive art är för separeringen av behandlingen. Felstaplarna visar 95 % konfidensintervall för de två första axlarna. 0 = Obehandlad kontroll; 2,5A = 2,5 ton t.s. aska ha^{-1} .

Figure 13. Mean values of sample scores and a selection of species scores from the Correspondence Analysis, comparing species composition in field layer (a) and bottom layer (b) for control plots (circle) and plots treated with 2.5 tonnes d.w. wood ash ha^{-1} (triangle) at the experimental site 168 Perstorp, Skåne. The eigenvalues for the field layer is 0.346 for axis 1 and 0.325 for axis 2, explaining 48.1% of the total variance. The eigenvalues for the bottom layer is 0.343 for axis 1 and 0.319 for axis 2, explaining 28.4% of the total variance. Arrows indicate the direction of increase in species abundance and the length are related to their importance to the differentiation of the treatment. Error bars indicate 95 % confidence interval of the first two axes. 0 = Untreated control; 2,5 tonnes d.w. ash ha^{-1} .

Fältskiktet var signifikant skiljt längs CA axel 2 ($p = 0,001$) föranlett främst av en expansion av tuvull (*E. vaginatum*) i askledet, men även en viss minskning av ljung (*C. vulgaris*) och kråkbär (*Empetrum nigrum*). Bottenskiktet var signifikant skiljt längs CA axel 1 ($p = 0,002$) föranlett av en expansion av väggmossa (*P. schreberi*) och cypressfläta (*H. cupressiforme*) på askytorna samt en minskning av tallvitmossa (*S. capillifolium*), praktvitmossa (*S. magellanicum*), flytvitmossa (*S. cuspidatum*), myrmylia (*M. anomala*) och fönsterlav (*Cladonia stellaris*).

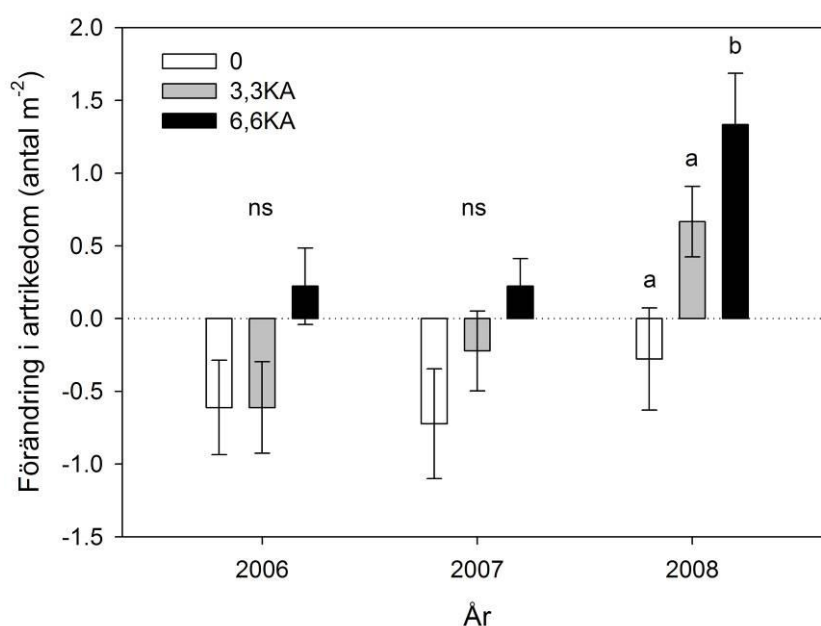


Figur 14. Simpson's diversitets index D (a), Brillouin's diversitets index H_B (b), artrikedom (c) och Brillouin's evenness E_B (d) i fält- och bottenskiktet i försök 168 Perstorp, Skåne. Felstaplarna visar medelfel. Medelvärdena är signifikant skilda om $p < 0,05$; ns = icke signifikant; $n = 24$. Behandlingar: 0 = obehandlad kontroll (ofyllda staplar) och 2,5A = 2,5 ton t.s. aska ha^{-1} (grå staplar).

Figure 14. Simpson's diversity index D (a), Brillouin's diversity index H_B (b), Species richness (c), and Brillouin's evenness E_B (d) of the field layer and bottom layer at the experimental site 168 Perstorp, Skåne. Error bars represent standard errors of the means. Values were considered to be significantly different if $p < 0.05$; ns = not significant; $n = 24$. Treatments: 0 = control plots (white bars) and 2.5A = plots treated with 2.5 tonnes d.w. wood ash ha^{-1} (grey bars).

3.5.1 Förändringar i växtdiversitet och täckningsgrad

För fältskiktet i Perstorp gav asktillförseln en signifikant minskning av både Simpsons D med 18 % ($p = 0,013$) och Brillouin's H_B med 22 % ($p = 0,004$), men varken Brillouin's E_B och artrikedomen påverkades signifikant (Figur 14). I bottenskiktet var det enbart Brillouin's H_B som tenderade ($p = 0,067$) att minska med 19 % på ytorna med aska. Det fanns inga signifikanta effekter av asktillförseln på växtdiversiteten i fält- och bottenskiktet i Anderstorp.



Figur 15. Faktiska förändringar av artrikedomen (antalet arter per m^2) i fältskiktet i de olika behandlingarna i försök 278 Skogaryd, Västergötland. Data avser tiden efter det att askytorna behandlats. Felstaplarna visar medelfel till medelvärden. Medelvärdena är signifikant skilda ($p < 0,05$) om bokstäverna är olika mellan behandlingarna inom ett år; ns = icke signifikant; $n = 18$. Behandlingar: 0 = obehandlad kontroll (ofyllda staplar); 3,3KA = 3,3 ton t.s. krossaska ha^{-1} (grå staplar); 6,6KA = 6,6 ton t.s. krossaska ha^{-1} (svarta staplar).

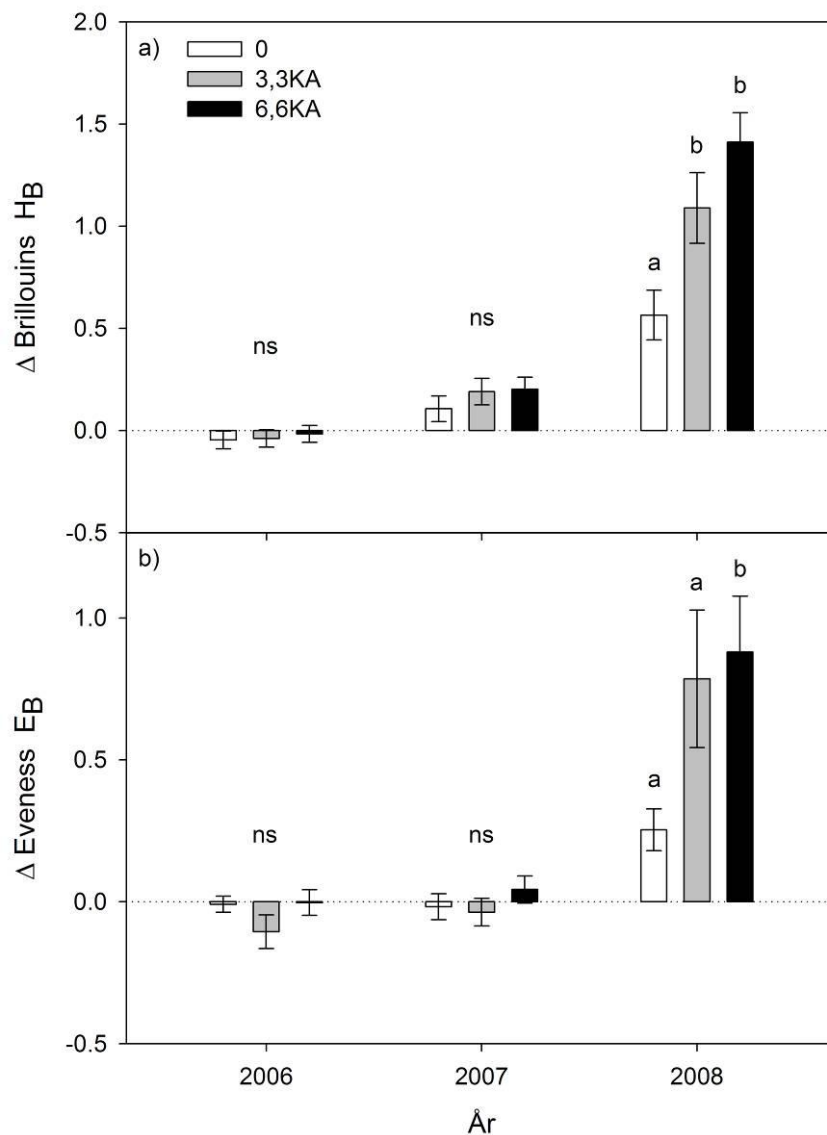
Figure 15. Changes in species richness (no. species per m^2) of the field layer at the experimental site 278 Skogaryd, Västergötland. Changes between initial conditions in 2006 and after addition of wood ash in 2006, 2007, and 2008 are shown. Error bars represent standard errors of the means. Mean values are significantly ($p < 0.05$) different among treatments if superscript letters differ within a year; ns = not significant; $n = 18$. Treatments: 0 = control plots (white bars); 3.3KA = plots treated with 3.3 tonnes d.w. wood ash ha^{-1} (grey bars), and 6.6KA = plots treated with 6.6 tonnes d.w. wood ash ha^{-1} (black bars).

I fältskiktet i Skogaryd ökade artrikedomen med åren efter att den minskat direkt efter asktillförseln (Figur 15). År 2007 visade den höga askdosen (6,6 ton t.s. krossaska per ha) en tendens ($p = 0,052$) till ökad artrikedomen med 0,22 arter från 3,78 arter per m^2 i

fältskiktet och 2008 var det en signifikant ($P = 0,001$) ökning med 1,33 arter per m^2 . År 2008 visade även den låga dosen en tendens ($p = 0,068$) till ökat artantal med 0,67 arter från 3,94 arter per m^2 i fältskiktet. Varken den höga eller låga dosen gav någon förändring i Simpsons D, Brillouin's H_B och Brillouin's E_B i Skogaryd.

För bottenskiktet i Skogaryd ökade Brillouin's H_B signifikant efter två år för de båda askdoserna, från 0,87 till 1,95 ($p = 0,007$) för den låga dosen och från 0,81 till 2,23 ($p < 0,001$) för den höga dosen (Figur 16). Enbart den höga dosen gav en signifikant ökning av Brillouin's evenness E_B med 0,88 från 0,57 ($p = 0,020$), medan den låga dosen tenderade att öka detta index med 0,78 från 0,70 ($p = 0,055$) i bottenskiktet. Varken Simpsons D eller artrikedomen i bottenskiktet påverkades av asktillförseln i Skogaryd.

I Anderstorp kunde inga signifikanta förändringar i täckningsgrad påvisas. I Perstorp var fältskiktets täckningsgrad signifikant ($p < 0,001$) lägre på de askade ytorna (61,4 %) än på kontrollytorna (78,3 %). Det var främst täckningen av de städsegröna växterna (t.ex. ljung, kråkbär, klockljung och lingon), vilka dominerade fältskiktet i Perstorp, som skiljde mellan behandlingarna ($p = 0,003$), 49,9 % på kontrollytorna och 33,1 % på de askade ytorna. I Skogaryd ökade täckningsgraden av fältskiktet signifikant i den höga askdosen ($p = 0,003$), från 11,8 % i kontrollytorna till 35,9 % i den höga askdosen. Den låga dosen visade en tendens till ökad ($p = 0,096$) täckningsgrad (36,8 %). Till skillnad från Perstorp var det inte de dominerade funktionella typerna, graminoider och örter, som reagerade signifikant på asktillförseln i Skogaryd, utan enbart de lövfällande buskarna. I Skogaryd förekom enbart en art i denna grupp nämligen blåbär (*Vaccinium myrtillus*). Blåbär ökade från 1,8 % i kontrollytorna till 8,2 % i den höga dosen ($p = 0,010$). Inga signifikanta förändringar i täckningsgrad i bottenskikten i Perstorp och Skogaryd kunde påvisas.



Figur 16. Förändringar i Brillouins diversitetsindex H_B (a) och Brillouin's evenness E_B (b) i bottenskiktet i försök 278 Skogaryd, Västergötland. Data avser skillnader mellan initiala förhållandet innan asktillförseln 2006 och förhållandet efter asktillförseln vid tre tidpunkter 2006, 2007 och 2008 efter det att askytorna behandlats. Felstaplarna visar medelfel av medelvärden. Medelvärdena är signifikant skilda ($p < 0,05$) om bokstäverna är olika mellan behandlingarna inom ett år; ns = icke signifikant; $n = 18$. Behandlingar: 0 = obehandlad kontroll (ofyllda staplar); 3,3KA = 3,3 ton t.s. krossaska ha^{-1} (grå staplar); 6,6KA = 6,6 ton t.s. krossaska ha^{-1} (svarta staplar).

Figure 16. Changes in Brillouin's diversity index H_B (a) and Brillouin's evenness E_B (b) of the bottom layer at Skogaryd, Västergötland. The changes represent the differences between initial conditions in 2006 and after addition of wood ash in 2006, 2007, and 2008 are shown. Error bars represent standard errors of the means. Mean values are significantly ($p < 0.05$) different among treatments if superscript letters differ within a year; ns = not significant; $n = 18$. Treatments: 0 = control plots (white bars), 3.3KA = plots treated with 3.3 tonnes d.w. ha^{-1} wood ash (grey bars), and 6.6KA = plots treated with 6.6 tonnes d.w. ha^{-1} wood ash (black bars).

Tabell 10. Summering av förändringar i markvegetationen i de askade ytorna i försök 168 Perstorp, 273 Anderstorp och 278 Skogaryd. 0 = ingen signifikant förändring; +/- = signifikant förändrad vegetationsstruktur; + = signifikant ökning; - = signifikant minskning; () = tendens till förändring; L = lågdos (3,3 ton t.s. krossaska per ha⁻¹), H = högdos (6,6 ton t.s. krossaska per ha⁻¹).

Table 10. Summary of changes in understory vegetation in the plots treated with wood ash at the experimental sites 168 Perstorp, 273 Anderstorp, and 278 Skogaryd. 0 = no significant change; +/- = significant changes in plant community structure; + = significant increase; - = significant decrease; () = tendency to change; L = low ash dose (3.3 tonnes d.w. crushed wood ash per ha⁻¹), H = high ash dose (6.6 tonnes d.w. crushed wood ash per ha⁻¹).

	Anderstorp		Perstorp		Skogaryd	
	Fältskikt	Bottenskikt	Fältskikt	Bottenskikt	Fältskikt	Bottenskikt
Vegetationsstruktur	0	0	+/-	+/-	0	0
Simpsons D	0	0	-	0	0	0
Brillouin's H _B	0	0	-	(-)	0	+ L, + H
Brillouin's E _B	0	0	0	0	0	(+) L, + H
Artrikedom	0	0	0	0	(+) L, + H	0
Täckningsgrad	0	0	-	0	(+) L, + H	0

3.6 Grundvattenkemi

För vattenkemin i grundvattenproverna innan behandling (90–100 cm) påvisades inga signifikanta skillnader ($p < 0,05$) utom för halten Cr, som var högre i ytorna som skulle vara obehandlade kontroller.

I tabell 11 och 12 redovisas resultaten från den statistiska analysen (ANOVA) ämnesvis per provtagningsdjup för hela datasetet efter asktillförseln, dvs. data från maximalt fyra provtagningar per provtagningsdjup. Signifikanta effekter av faktorn "askdos" påvisades för de tre variablerna alkalinitet mellan pH 5,4 och 4,5, Ni och F⁻ på 60–70 cm djup samt för alkalinitet mellan pH 5,4 och 4,5 även på 90–100 cm (Tabell 11). I samtliga fall, utom för Ni, fanns ett signifikant samspel mellan askdos och provtagningstidpunkt.

För alla 43 vattenkemiska variabler påvisades fyra signifikanta skillnader mellan olika behandlingar per djup enligt ANOVA per provtagningstillfälle (data visas ej). De fyra variablerna på 60–70 cm var alkalinitet mellan pH 5,4 och 4,5, Pb, TC och TOC. De signifikanta variablerna på 90–100 cm djup var pH, alkalinitet ned till pH 5,4, alkalinitet mellan pH 5,4 och 4,5 samt V.

Variationen i halt var generellt stor mellan provytorna inom behandling (Figur 17). Halterna i de enskilda provytorna tenderade emellertid inte variera så mycket över tiden, men nivån i vissa provytor avvek markant från övriga provytor. Vilken provyta som avvek varierade för olika variabler.

Tabell 11. Signifikanta effekter ($p < 0,05$) av asktillförseln i 278 Skogaryd analyserat med en blandad ANOVA på alla data från perioden efter behandling. Signifikanta effekter av provtagningstidpunkt redovisas ej. Askdos = övergripande effekt av askdos, Askdos*Tid = samspelseffekt mellan askdos och provtagningstidpunkt.

Table 11. Significant effects ($p < 0.05$) of the ash treatment at the experimental site 278 Skogaryd from a mixed ANOVA including all data from the samplings after treatment. Significant effects of the time of sampling is not given. Askdos = overall effect of the ash treatment, Askdos*Tid = interaction between the effect of the ash treatment and the time of sampling.

Variabel	Markdjup (cm)	Signifikant effekt ($p < 0,05$)	Signifikant skillnad i halt eller pH mellan askdoserna 0, 3.3 och 6.6 ton t.s. krossaska ha ⁻¹ (ges endast vid sign. effekt av askdos)
pH	60-70 90-100	Askdos*Tid Askdos*Tid	- -
Alk. →5.4	90-100	Askdos*Tid	-
Alk. 5.4→4.5	60-70 90-100	Askdos Askdos*Tid Askdos Askdos*Tid	0>3.3 ($p=0.062$) & 0>6.6 - 0>3.3 & 0>6.6 -
Mg	90-100	Askdos*Tid	-
Ni	60-70	Askdos	0>3.3
F ⁻	60-70	Askdos Askdos*Tid	0>3.3 & 3.3<6.6 -
N-NO ₂ *	60-70	Askdos*Tid	-

*Baserat på endast två provtagningar.

Tabell 12. Korrigerade medelhalter (least squares means, lsm) efter tillförsel av krossaska (dos i ton t.s. ha⁻¹) i grundvatten från 60–70 cm resp. 90–100 cm djup. Värdena är baserade på data från 2–4 provtagningar. * = analysen är gjord på logaritmerade värden och återtransformerade lsm redovisas, ^a = okorrigerande medelvärden.

Table 12. Adjusted mean element concentrations (least square means; lsm) after addition of chrushed ash (doze in tonnes d.w. ha⁻¹) in groundwater at 60–70 and 90–100 cm depth. The values are based on 2–4 samplings. * = the statistical analyses are based on logarithm of the value and retransformed lsm are presented, ^a = uncorrected means.

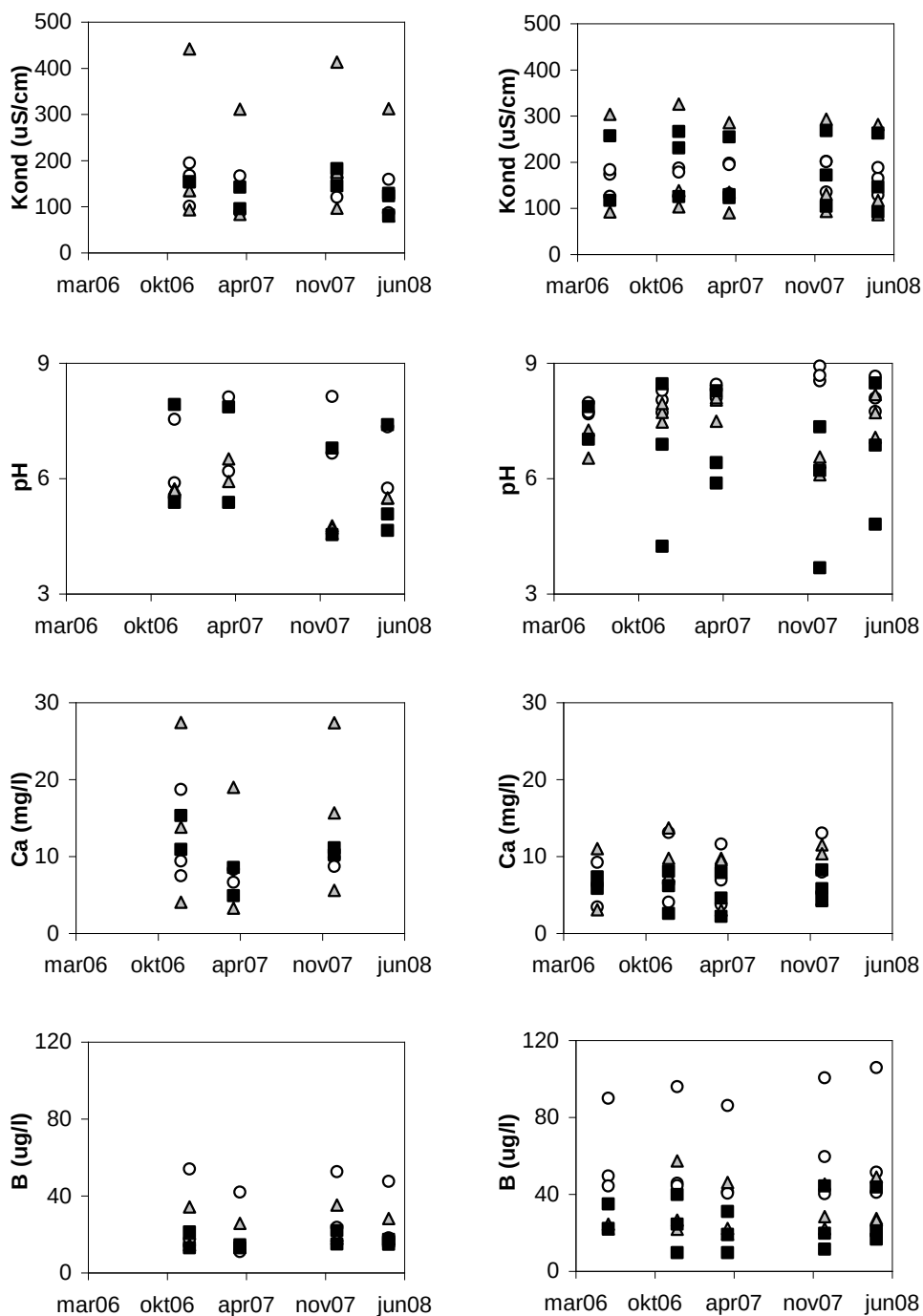
Variabel	Askdos	60 – 70 cm	90 – 100 cm		Variabel	Askdos	60 – 70 cm	90 – 100 cm
Kond.* (µS cm ⁻¹)	0 3,3 6,6	144 164 142	167 153 169		Cu* (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	3,5 2,1 2,3	5,2 4,4 4,8
pH	0 3,3 6,6	6,6 5,5 5,8	8,3 7,4 6,5		Fe* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,21 ^a 0,073 ^a 0,099 ^a	0,36 0,34 0,21
Alk→5,4 ^a	0 3,3 6,6	24 2,8 11	74 29 26		K (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,57 ^a 0,67 ^a 1,4 ^a	1,3 1,0 1,0
Alk 5,4→4,5 ^a	0 3,3 6,6	30 13 7,7	31 19 16		Li* (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	1,8 1,9 2,2	1,4 2,1 1,7
Alk→4,5 ^a	0 3,3 6,6	0 0,56 5,1	0 0 0		Mg (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	5,0 3,8 2,4	6,5 4,7 3,8
Acid→5,4 ^a	0 3,3 6,6	0 1,7 1,2	0 0 0		Mn* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,071 0,047 0,074	0,10 0,13 0,085
Acid→4,5 ^a	0 3,3 6,6	0 0 0	0 0 2,9		Mo (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,17 0,070 0,096	0,11 0,082 0,076
Acid 4,5→5,4 ^a	0 3,3 6,6	0 0 0	0 0 2,7		Na* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	9,9 12 11	17 14 15
Al (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,85 0,83 0,63	0,19 0,30 0,40		Ni* (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	1,7 1,0 1,1	1,7 1,1 1,0
As (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,33 0,29 0,35	0,17 0,21 0,32		P ⁱ (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	17 ^a 12 ^a 64 ^a	46 84 44
B (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	26 21 17	63 33 24		Pb* (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,49 0,36 0,43	0,59 0,63 0,72
Ca* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	11 11 9,5	7,3 8,1 5,0		S (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	7,9 9,6 6,5	5,1 6,2 6,9
Cd* (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,019 0,033 0,046	0,021 0,030 0,052		Se (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,47 0,62 0,60	0,43 0,52 0,63
Co* (µg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,85 0,73 0,76	0,68 0,63 0,49		Si* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,88 0,78 0,82	1,2 1,1 0,93

Tabell 12 forts.

Table 12 continues.

Variabel	Askdos	60 – 70 cm	90 – 100 cm		Variabel	Askdos	60 – 70 cm	90 – 100 cm
Cr ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0 3,3 6,6	1,2 0,91 1,1	1,5 1,0 1,2		V* ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0 3,3 6,6	4,0 3,2 3,2	1,9 1,7 1,4
Zn* ($\mu\text{g l}^{-1}$)	0 3,3 6,6	7,8 3,7 14	16 20 16		S-SO ₄ (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	5,7 6,3 4,2	2,3 3,0 3,4
F* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,22 0,13 0,30	0,21 0,16 0,16		N-NH ₄ (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,52 0,32 0,23	1,7 1,4 1,4
Cl* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	13 20 16	15 19 23		N-tot* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	3,5 3,8 2,7	3,6 3,0 2,6
N-NO ₂ * (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,14 0,12 0,080	0,14 0,18 0,14		TC* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	57 47 36	55 46 47
Br* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	- 0,085 0,086	0,075 0,12 0,084		IC* (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,45 0,26 0,54	7,5 2,2 1,2
N-NO ₃ (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	3,2 2,8 2,0	0,16 0,25 0,090		TOC (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	55 48 37	47 44 50
P-PO ₄ * (mg l ⁻¹)	0 3,3 6,6	0,14 0,17 -	- - 0,37					

¹ P-halten var betydligt lägre än halten P-PO₄, vilket är ologiskt eftersom P-halten ska representera totala halten P. Vi har inte lyckats ta reda på orsaken.



Figur 17. Ämneshalter i grundvatten från 60–70 cm (till vänster) och 90–100 cm (till höger). Första mätningen på 90–100 cm gjordes innan asktillförseln. Värderna för samtliga nio provtyper är angivna. ○: obehandlad kontroll, △: 3,3 ton t.s. krossaska ha⁻¹, ■: 6,6 ton t.s.krossaska ha⁻¹. u = µ.

Figure 17. Elemental concentrations in groundwater at 60–70 cm (left column) and 90–100 cm (right column). The first sampling at 90–100 cm was done before the ash was applied. Values for all nine sample plots are given. ○: untreated control, △: 3.3 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹, ■: 6.6 tonnes d.w. crushed ash ha⁻¹. u = µ.

4 Diskussion

De resultat som redovisas i rapporten bygger på data från tre fältförsök (Perstorp, Anderstorp och Skogaryd) i Götaland. I samtliga försök tillfördes aska och syftet var att belysa några effekter av asktillförsel på dikad torvmark. Perstorp representerar en lågproduktiv torvmark som vid försöksstarten hade en plantskog av tall. Anderstorp representerar en något bördigare lokal än Perstorp med tallskog och Skogaryd en högproduktiv torvmark med granskog.

Från Perstorp redovisas långtidseffekter (efter 25–26 år) av de 2,5 ton t.s. aska per ha som tillfördes, troligen som lösaska. Vid de här redovisade studiernas genomförande var det stor skillnad i skogstillstånd mellan kontrolltytor och asktytor. Kontrolltytorna var i stort sett oförändrade sedan försöksstarten, medan på askytorna fanns en ca 5,5 m hög tallungskog. Detta är viktigt att ha i åtanke vid tolkningen av resultaten, dvs. om eventuella skillnader mellan kontrolltytor och tytor där aska tillförts är att betrakta som en "askeffekt".

Resultaten från Anderstorp avser effekter upp till fem år efter asktillförseln och från Skogaryd upp till två år efter. I dessa båda försök testades krossaskor i två doser, 3,3 och 6,6 ton t.s. aska per ha. Beträffande dosernas storlek kan den lägre dosen betraktas som en hög kompensationsgiva alternativt en låg askgödslingsgiva. Med kompensation avses askåterföring för att kompensera för förurning och uttag av näring efter avverkningsuttag av, förutom stamved, även grenar och toppar (jmf Skogsstyrelsen 2008). Den testade högre dosen är möjligen en rimligt avvägd praktisk askgödslingsgiva, men tidigare erfarenheter talar för ett dos-effekt samband så att tillväxten oftast ökar med ökande askgiva på torvmark (jmf Silfverberg 1996).

Mätningar och provtagningar på träd tillväxt, gasflöden, markvegetation och grundvattenkemi har gjorts för båda doserna med krossaska, medan data från torvprovtagningen endast finns för den låga dosen.

Ett förtydligande beträffande resultatens giltighet är att alla studier är utförda på tegarna mellan diken. Det var där provtytor etablerades och således där aska tillfördes för att testa avsedda effekter. Sett på objektsnivå (beståndsnivå) innebär det att den areal som diken upptar inte ingår i redovisade data, exempelvis avseende totala flöden av växthusgaser från olika behandlingar.

4.1 Träd tillväxt

I Anderstorp var tillväxten i medeltal ca 10 % högre efter tillförseln av den låga givan med krossaska och ca 20 % högre av den höga givan under den studerade femårsperioden. Det var endast ökningen i grundytetillväxt av den höga givan med krossaska som var statistiskt säkerställd. I alla block (upprepningar) utom ett var tillväxten högre på samtliga asktytor än i kontrollen. Om det avvikande blocket inte togs med i beräkningarna var tillväxteffekten ytterligare 5–10 procentenheter högre i medeltal och även askleden med den "granulerade" askan tenderade att ha en signifikant högre tillväxt än kontrollen.

I Skogaryd kunde ingen effekt av asktillförseln påvisas. En tvåårig effektperiod är dock nog så kort för att kunna påvisa en eventuell effekt. Finska erfarenheter visar att tillväxten kan öka efter 2–3 år, men att det kan ta upp till 7–8 år, innan träden reagerar med ökad tillväxt beroende på torvtyp (Silfverberg och Moilanen 2001) och askdos (Moilanen et al. 2005). Jämfört med de två andra lokalerna är tillväxten hög i Skogaryd och torven bördig. Torvens volymvikt var dubbelt så hög, kvoten C/N väsentligt lägre liksom halten organiskt material (SOM). Det sista talar för ett stort inslag av minerogent material i torven. Totalhalten P var högst på denna lokal, medan totalhalten K och de mer lätt extraherbara fraktionerna av P och K inte skiljde påtagligt mellan de tre försökslokalerna. Totala N-halten i torven var högst i Skogaryd. Alla dessa data om torven i Skogaryd kan tala både för och emot en tillväxtökning av asktillförseln. Här är mer långsiktiga uppföljningar av tillväxten nödvändiga för att detektera en eventuell effekt av askan. Mer långsiktig uppföljning i Anderstorp är också nödvändig, eftersom tillväxten kan påverkas under flera decennier efter asktillförseln (Silfverberg 1996, Sikström 2008).

Ett flertal studier har visat att trädtiltväxten som regel ökar efter tillförsel av aska på torvmark (exv. Silfverberg 1996, Moilanen m.fl. 2004, Moilanen m.fl. 2005). Silfverberg (1996) drog slutsatsen att med ökad askgiva ökar tillväxten och tillväxtens varaktighet. Dessa studier var i huvudsak utförda i tallbestånd under den första halvan av omloppstiden. En giva på 5 ton t.s. per ha har föreslagits vid praktisk askgödsling i Finland (Silfverberg 1996). Givor under 2 ton t.s. per ha ger vanligtvis obetydlig effekt på tillväxten (Silfverberg 1996).

I en tidigare studie i Perstorp (Sikström 2008) påvisades en påtaglig förändring av skogstillståndet på askytorna, trots en relativt låg askgiva på 2,5 ton per ha. Effekten bestod av både ökat stamantal och ökad tillväxt på enskilda träd. En förklaring till tillväxteffekten i Perstorp kan vara att den tillförda askan hade en förhållandevis hög P-halt (1,7 %), vilket gav en tillförd P-mängd i paritet med rekommenderad P-mängd på 40–50 kg per ha vid gödsling med handelsgödselmedel (Paavilainen and Päivänen, 1995). Fosfor är ofta det näringsämne som primärt begränsar tillväxten på torvmark (Moilanen 1993, Silfverberg 1996). Det var också troligt i Perstorp med tanke på den låga P-halten (0,78 mg per g) i barren på kontrollytorna (Sikström 2008). Halten låg klart under gränsen för vad som föreslagits som stark P-brist (1,2 mg per g; Braekke 1994). Vid P-tillskott på torvmark ökar ofta tillväxten, men en tid efter tillförseln kan P åter bli tillväxtbegränsande, alternativt K (Moilanen 1993, Silfverberg 1996).

I Anderstorp var P-brist i barren inte lika uppenbar (1,3 mg P per g) och inte heller K-brist (Sikström m.fl. 2006). K-halten låg i det övre intervallet för föreslagen brist (3,5–5,0 mg per g; Braekke 1994). I Anderstorp uppmättes ökad K-halt i barren två år efter tillförseln av krossaska, särskilt av den höga givan, medan P-halten inte var förändrad av asktillförseln (Sikström et al. 2006). Tillförseln av P med askan var här 21 kg per ha med den låga givan och 42 kg per ha i den höga samt K-tillförseln 76 kg per ha respektive 152 kg per ha. Även om haltförändringar i barren inte kunnat registreras av exv. P, kan P-upptaget ändå ha ökat om trädens barmassa ökat, vilket den indikerade tillväxtökningen i Anderstorp talar för.

Det finns två viktiga förutsättningar för att erhålla en påtaglig tillväxtökning efter tillförsel av aska på torvmark. Den ena är tillfredsställande dränering och den andra

tillräcklig tillgång på växttillgängligt N (Silfverberg 1996, Moilanen m.fl. 2004). Enligt Heikurainen (1973) är det optimalt med en grundvattennivå på 40–60 cm, vilket innebär att tillgängliga data på grundvattennivåerna i Anderstorp och Skogaryd visar på att dräneringen tycks ha varit tillfredsställande respektive god på dessa två lokaler. Data från den tidiga delen av effektperioden i Perstorp visar på högre grundvattennivå i det försöket och en inte allt för god dränering. Några orsaker kan ha varit det glesa dikessystemet i detta försök samt ett lågt biomassaförråd i trädsiktet (se Sikström 2008) som kan ha bidragit till en låg evapotranspiration.

På vissa torvmarker kan N vara det primärt tillväxtbegränsande näringsämnet (Kaunisto 1982). Silfverberg och Huikari (1985) redovisar små tillväxteffekter av aska när totala kvävehalten i torven understiger 1,0 %. Vidare menar Silfverberg (1996) att de relativt små effekterna som redovisas från försök i norra Finland kan, förutom de låga utgångsförråden i bestånden, vara en effekt av ett ogynnsamt klimat. Däremot finns exempel på relativt stora tillväxteffekter av aska i försök i södra Finland på inte alltför kväverik torv (Silfverberg och Huikari 1985), i enlighet med resultaten från Perstorp (Sikström 2008). Holmen (1969) rekommenderar N-tillförsel om kvävehalten i torven understiger 1,3 % i södra Sverige och 1,5 % i norra Sverige. I våra försök låg N-halterna i intervallet 1,2–1,9 % i den ytliga torven (0–20 cm) och de goda klimatlägena talar för att N inte torde ha varit det primärt tillväxtbegränsande näringsämnet. Det finns också påvisat i Perstorp i form av en behandling där N tillfördes tillsammans med aska och inte gav någon mertillväxt utöver tillväxteffekten av den rena askbehandlingen (Sikström 2008). Även de uppmätta N-halterna i års- och fjolårsbarren, särskilt i Perstorp (17–18 mg N per g; Sikström 2008) talar för en icke N-begränsad tillväxtmiljö.

Det fanns ingen påvisbar askeffekt på totala halten av P i torven i något av de tre försöken. Däremot indikerar data på en förhöjd tillgänglighet av relativt lätt extraherbara fraktioner av P (extraherat i ammoniumlaktat; P-AL) i den ytliga torven (0–5 cm) i de försök där askan tillfördes något eller några år innan provtagningen (Anderstorp och Skogaryd). Detta kan tala för ett större utbud av växttillgängligt P och förutsättningar för ökad tillväxt, vilket också var fallet i Anderstorp. Även i Perstorp var P-AL-medeltalet för askytorna väsentligt högre än kontrollen i den ytliga torven, men ej statistiskt signifikant. I detta försök hade torvprovet från askytan i block 1 (0–5 cm) ett extremt avvikande värde, vilket även gäller för flera av de andra analyserade elementen. För K, fanns inga påvisbara förändringar av den extraherbara fraktionen i ammoniumlaktat, medan totalhalten K var förhöjd i det ytliga torvskiktet i Anderstorp.

I Perstorp var både P- och K-halterna i barren förhöjda på askytorna fortfarande 26 år efter asktillförseln. Även K-halten i Anderstorp var högre efter två år, främst för den höga askgivan. Däremot var P-halten i barren i Anderstorp oförändrad. Detta antyder en svag koppling mellan mark- och barrdata från dessa studier.

Sammanfattningsvis visar data från denna studie en tydlig indikation på att tillväxten i Anderstorp ökat under den redovisade femårsperioden efter tillförsel av 6,6 ton t.s. aska ha⁻¹. Detta är ett förväntat resultat enligt tidigare erfarenheter. I Skogaryd kunde inga tillväxteffekter av asktillförseln påvisas efter två år. Det är dock en nog så kort period för att förvänta sig tydliga effekter på denna torvtyp där det är osäkert om asktillförsel ger ökad tillväxt.

4.2 Gasflöden

I Anderstorp var den årliga emissionen av CO₂ högre under 2008 än för den tidigare mätperioden 2004–2005 (Sikström m.fl. 2006), men tillförseln av krossaska gav inga detekterbara effekter på avgivningen av CO₂ från marken. Det överensstämmer med finska resultat där asktillförsel på torvmark inte gav någon ökad CO₂-emission, trots att pH hade ökat i torven (Maljanen et al. 2006b). Silvola et al. (1985) fann å andra sidan en ökad emission efter asktillförsel på en oligotrof dikad myr, men resultaten är osäkra eftersom försöket inte hade upprepningar ($n = 1$) och emissionsmönstret skilde sig åt mellan ytorna innan behandlingen. Vidare fann de ingen effekt av asktillförsel på respirationen från granplanterad våtmark (Silvola et al. 1985).

Den minskade avgivningen av CO₂ efter asktillförseln i Skogaryd var inte förväntad enligt de refererade resultaten ovan (Silvola et al. 1985, Maljanen et al. 2006a). En ökad emission efter asktillförsel skulle kunna tillskrivs en ökad nedbrytning av det organiska materialet och därmed en ökad mikrobiell aktivitet i marken (Martikainen et al. 1994), i enlighet med vad man funnit när pH ökar (Bååth och Arnebrant 1994). Våra emissionsmätningar överensstämmer dock med de mikrobiella labstudierna som genomfördes på torven från Skogaryd. Dessa visade på en minskad mikrobiell biomassa och nettokvävemineralisering efter asktillförseln, om dock inte signifikant (se nedan). Skogaryd skiljer sig från tidigare studerad lokaler genom att den är en bördig torvmark, som tidigare använts som åkermark (C/N kvot på 23). Den är dock representativ för stora arealer dikad torvmark i Sverige. En C/N-kvot på 20–26 i ytlig torv är vanligt förekommande för dikade marker i Sverige (Ernfors et al. 2007). Enligt Berglund (2008) har uppskattningsvis ca 455 000 ha åkermark på torvjordar slutat att brukas sedan mitten av 1940-talet. Dessa marker har med stor sannolikt omvandlats till skogsmark. Att sprida aska på lokaler liknande Skogaryd kan således bidra till en reduktion av emissionen av växthusgas, i alla fall på kort sikt. Fler studier och längre effektperioder krävs dock innan man kan dra säkra och generella slutsatser, särskilt eftersom våra resultat skiljer sig från tidigare undersökningar.

I Anderstorp var det ingen skillnad i avgivning av metan efter tillförseln av krossaska under 2008. Detta överensstämmer också med vad Maljanen et al. (2006a) fann för dikade organogena marker där aska tillförts. För mineraljordar har man funnit en ökad metanoxidation efter asktillförsel (Maljanen et al. 2006b) och efter kalkning (Borken och Brumme 1997). I Skogaryd fann vi en svag ökning av upptaget av metan under ett av de två studerade åren vid en behandling med 3,3 ton krossaska, vilket överensstämmer med resultaten från mineraljordarna. I Skogaryd var torven i stort sett en sänka för metan till skillnad från Anderstorp. En förklaring kan vara att grundvattennivån var mycket lägre i Skogaryd än i Anderstorp. Skogaryd uppför sig därför som en mineraljord med avseende på metanoxidation. Att grundvattenytan var lägre i denna behandling borde inte ha påverkat oxidationen negativt, utan snarare ökat oxidationen genom att en större del av markprofilen var syresatt. Det är dock inte troligt att den lägre metanoxidationen från ledet med 6,6 KA berodde på askgödslingen, eftersom de två mätningarna som genomfördes innan gödslingen (se figur 9) också hade ett lägre upptag än kontrollen och 3,3 KA ledet. Mönstret ändrades inte med tiden. Detta innebär att trots att vi genomfört ett blockförsök med upprepningar kan det ha funnits

skillnader mellan försöksleden innan behandlingen som inte härrör sig från asktillförseln.

Även om ett detekterbart flöde av N_2O mättes upp i enskilda kammare vid ett fåtal tillfällen under mätperioden i Anderstorp, så var det totala flödet från försöket inte mätbart på årsbasis. Tidigare studier på dikade organogena jordar som nyttjats för antingen jord- eller skogsbruk har visat på allt från ingen avgivning till relativt höga flöden av N_2O (Klemedtsson m.fl. 2005). Den enskilt viktigaste faktor som avgör huruvida lustgas kan avges från dikade organogena jordar är förhållandet mellan kol och kväve (C/N-kvot) i de ytliga torvlagren (Klemedtsson m.fl. 2005). Först vid en C/N-kvot under 25 uppträder en mätbar avgivning av lustgas. Om detta kriterium är uppfyllt är det även ytterligare faktorer som reglerar storleken på avgivningen. I Anderstorp var C/N-kvoten 34, vilket förklarar avsaknaden av N_2O -avgivning. Skogaryd har en C/N-kvot på 23 och en kraftig emission av N_2O . Nivån på emissionen överensstämmer väl med vad som kan förväntas baserat på lokalens C/N-kvot i torven (Klemedtsson m.fl. 2005).

Lustgasemissionen från Skogaryd varierade över året med två distinkta emissionstoppar, en under sommaren och en under vintern. Under sommaren var det ingen skillnad mellan kontrollerna och askbehandlingarna. Däremot under vintern var emissionerna lägre i de två askbehandlingarna, och även sammantaget för hela året. Minskningen i lustgasemission under vintern från ytorna med aska är troligen kopplad till att pH ökat i markytan. Enligt en ny torvprovtagning i slutet av år 2008 var pH ca 0,3 enheter högre i behandlingen med 3,3 ton t.s. per ha och ca 0,6 enheter högre i 6,6 ton t.s. per ha i den ytliga torven, men det var ingen pH-förändring på ett djup av 20 cm (opublicerade data). Nyligen visade Weslien et al. (in press), att emissionen av lustgas minskade exponentiellt med ökat pH i ett pH-intervall på 4,5 till 6,5 från en dikad beskogad organogen mark (C/N kvot på ca 12). Det tyder på att så länge som man har en pH-höjning av askan, så minskar emissionen av lustgas. Att man får en effekt av askan endast under vintern och inte under sommaren, kan bero på att produktionen av N_2O sker på olika djup vid olika tidpunkter under året. För att lustgas ska bildas krävs att det är syrebegränsande förhållanden i marken och dessa skapas av en kombination av diffusionsbegränsning (uppkommer främst av markvatten) och en hög konsumtion av syre (regleras av nedbrytningen av organiskt material). Under sommaren, med ett lågt grundvatten, bör lustgasen produceras längre ner i profilen än under vintern. Detta innebär att askan i vår studie inte kan ha påverkat de områden där lustgas produceras. Under vintern är grundvattennivån närmare ytan och produktionen av lustgas kan då ske i de ytnära delarna av marken som är påverkad av askan. Att produktionen kan ske då bero på att grundvattnet är något högre under vintern, men även på att växternas upptag av kväve är lågt under denna period, dvs. det råder låg konkurrens om kvävet med växterna. För att testa denna hypotes installerades i augusti 2008 gassonder i marken på 5, 15, 30 och 60 cm djup i en närliggande försöksyta i Skogaryd inom EU projektet NitroEurope. Ytan är belägen ca 300 m från försöket 278 Skogaryd och har liknande torvsammansättning, trädbestånd, emissionsmönster och total emission som för kontrollen i askförsöket Skogaryd (Ernfors, pers. medd.). Data från dessa sonder visar att under augusti och september sker N_2O -produktionen på ca 30 cm djup, ett djup som inte påverkats av vår askbehandling. Detta underbygger vår hypotes om att sommar produktionen av lustgas sker i de djupare lagren. Däremot vet vi inte var vinterproduktionen sker, eftersom dessa prover inte tagits än.

Den minskade emissionen av lustgas efter asktillförsel, från dikad torvmark med hög bördighet av Skogaryd-typ, kan vara av stor betydelse då detta medför att produktionen av växthusgaser minskar, i alla fall på kort sikt. De dikade beskogade organogena markerna står för ca 18 % av de totala antropogena emissionerna från Sverige och 88 % av dessa emissioner kommer främst från de högbördiga markerna med en C/N kvot på lägre än 25 (Ernfors et al. 2007).

Slutsatsen beträffande gasflöden från vår studie är att emissionen av CO₂ är oförändrad, eller i alla fall inte ökar, på kort sikt (upp till 5 år) efter tillförsel av 3–6 ton t.s. krossaska per ha till dikad torvmark. För bördigare marker kan den även minska. Emissionen av CH₄ är i stort sett oförändrad på kort sikt (upp till 5 år). Möjligen kan den öka (3,3KA) på väl dikade bördiga marker, men ökningen erhöles enbart år 2, vilket gör att mätperioden är för kort för att med säkerhet uttala sig. Lustgasemissionerna från torvmark med låg bördighet tycks inte påverkads av askan, medan man kan få en minskad emission från torvmark med hög bördighet som tycks vara kopplad till höjningen av pH.

4.3 Gasflöden och ackumulation av biomassa

Asktillförseln förändrade inte gasemissionerna i Anderstorp. Vinsten ur växthusgassynpunkt kommer därför enbart från en eventuell ökad fixering av C (CO₂) i trädbiomassan, vilket våra data tyder på. De icke signifikanta ökningarna av total biomassa med 11 % (3,3KA) och 20 % (6,6KA) under den studerade femårsperioden motsvarar en ökad inbindning av 0,08 kg CO₂ per m² och år respektive 0,14 kg CO₂ per m² och år.

I Skogaryd påverkade asktillförseln emissionerna av såväl CO₂, CH₄ som N₂O. För att kunna beräkna den totala påverkan på växthuseffekten av de tre gaserna från de olika behandlingarna beräknades deras "Global Warming Potential" (GWP) (Tabell 13). Med GWP relaterar man de övriga gaserna till effekten från koldioxid. Ett kg CH₄ blir då värt 25 kg CO₂-ekvivalenter och ett kg N₂O 298 kg CO₂-ekvivalenter. Askbehandlingen resulterade i en reduktion av emissionerna av växthusgaser från marken. Man bör dock komma ihåg att dessa beräkningar främst beror på en minskad emission av koldioxid (signifikant), som vi i dagsläget inte kan förklara. Minskningen av lustgasemissionerna är troligen kopplad till pH-höjningen efter asktillförseln och effekten beror på hur långvarig pH-höjningen kommer att vara. Om ökad trädutväxt av asktillförseln kan bidra till ökat upptag av CO₂ är för tidigt att uttala sig om i Skogaryd. En slutsats är dock att asktillförsel inte tycks bidra till ökad emission av växthusgaser på kort sikt, utan snarare minskad, då främst för de bördiga dikade torvmarkerna i Sverige.

Tabell 13. Total "Global Warming Potential" (GWP) av koldioxid, metan och lustgas från marken i dikad torvmark beskogad med gran (försök 278 Skogaryd) med och utan tillförsel av krossaska. Askan tillfördes 7–8 augusti 2006.

Table 13. Total Global Warming Potential (GWP) of carbon dioxide, methane and nitrous oxide from the soil in a ditched peatland forest (experiment 278 Skogaryd) with and without addition of crushed ash. The ash was applied during 7–8 August 2006.

	2006-2007 (kg CO ₂ -eq. m ⁻² år ⁻¹)				2007-2008 (kg CO ₂ -eq. m ⁻² år ⁻¹)			
	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	Total
Kontroll	1,7	-0,011	0.15	1.84	1.76	-0.012	0.095	1.84
3 ton KA	1.41	-0.011	0.08	1.48	1.47	-0.013	0.063	1.52
6 ton KA	1.38	-0.006	0.08	1.45	1.35	-0.006	0.048	1,39

4.4 Torvegenskaper

I den mån asktillförseln påverkade egenskaperna i torven var ett generellt mönster att förändringarna påvisades ytligt, i de översta cm, i Anderstorp och Skogaryd, men i de djupare skikten (mellan 5 och 30 cm) i Perstorp. Detta är sannolikt knutet till tiden sedan askan tillfördes, dvs. det tar en viss tid för askan att lösas upp och transporteras ner i torven. Erfarenheten från kalkförsök på fastmark är att "kalkfronten" tränger ner i marken med en hastighet av ca en cm per år (Persson et al. 1990). Att det var relativt få påvisbara effekter ytligt i Anderstorp och Skogaryd kan bero på att en del aska kan ha förts bort med den förna som togs bort vid provtagningen.

Resultaten från denna studie visar på en oväntad minskning av nettokvävemineralisering och mikrobiell biomassa (mätt som PLFA), som en effekt av asktillförseln i försöken med låg bördighet, Anderstorp och Perstorp. I Anderstorp, som askades 4 år innan provtagningen, skedde dessa minskningar enbart i det översta skiktet (0–5 cm), medan i Perstorp, som askades för 26 år sedan, skedde minskningarna enbart i det djupaste skiktet (20–30 cm). Dessa minskningar avspeglade sig inte mätt som mikrobiell respiration (basrespiration och SIR). I Perstorp påvisades dock en minskad mikrobiell tillväxthastighet. I en studie av en podsol med tallskog (Fritze et al. 1994) kunde ingen effekt av asktillförsel på nettokvävemineralisering konstateras, men Persson et al. (1990) observerade en minskning av nettokvävemineraliseringen i förnaskiktet som följd av kalkning i granskog. Tidigare studier på fastmark (Fritze et al. 1994, Bååth et al. 1995, Perkiömäki och Fritze 2002) har även visat på att asktillförsel har förändrat den mikrobiella aktiviteten och samhällsstrukturen, men att påverkan har varit beroende av både askans dos och typen av aska. Inga korttidsstudier med askdoser i storlekordningen 2,5–3,3 ton aska per ha har kunnat påvisa några effekter på den mikrobiell biomassa, mätt med CFC-metoden (Fritze et al. 1994), PLFA (Bååth et al. 1995, Perkiömäki & Fritze 2002) och SIR (Fritze et al. 1994; Perkiömäki & Fritze 2002). En studie av Perkiömäki & Fritze (2002) 18 år efter spridning av 3 ton lösaska per ha ökade basrespiration i humuslagret i en podsol bevuxen med tall utan att mängden PLFA förändrades. De kunde även påvisa en förändring i den mikrobiella samhällsstrukturen.

Tidigare studier på fastmark (t.ex. Bååth et al. 1995, Zimmermann och Frey 2002, Perkiömäki och Fritze 2002) föreslår pH som den viktigaste abiotiska variabeln som styr mikrobiella processer och mikrobiell samhällsstruktur. Men Galand et al. (2005) kunde inte konstatera någon signifikant pH-ökning 5 år efter att 15 ton aska per ha tillförts på en dränerad mosse i Finland. I vår studie är det endast i Skogaryd som en pH-ökning av asktillförseln kunde konstateras. Skogaryd är det försök där det gått kortast tid, ett år, sedan askan tillfördes. Men, till skillnad från de tidigare refererade försöken på fastmark påvisades ingen förändring i mikrobiell biomassa eller samhällsstruktur av askan.

I inget av försöken påverkades NEA, DEA, potentiell CH₄-oxidation eller potentiell CH₄-produktion av asktillförseln. Varken den potentiella CH₄-produktion eller strukturen hos det metanogen bakteriesamhället visade någon påverkan av asktillförsel i en dränerad torvmosse (Galand et al. 2005). Att ingen effekt på NEA och DEA erhöles är förväntat, trots att man funnit en minskad N₂O produktion i Skogaryd. NEA och DEA är potentiella mätningar som sker under optimala förhållanden för att just optimera nitrifikationen och denitrifikationen. Dessa resultat styrker även argumentationen att den minskade N₂O produktionen i Skogaryd beror på förhöjt pH och inte av förändringar i mikrobiell aktivitet, biomassa eller samhällsstruktur (se ovan).

De mikrobiella grupper som påverkades mest av asktillförseln på kort sikt (upp till 4 år) var gramnegativa bakterier, aktinobakterier samt svampar. En minskning av deras biomassa observerades i de översta 5 cm i Anderstorp. En tolkning utifrån data från Perstorp är att med tiden tycks denna typ av effekter vandra ner genom markprofilen. Efter 27 år i Perstorp var inte dessa effekter påvisbara i det översta skiktet, vilket kan tolkas som en återhämtning, medan mängden grampositiva bakterier och framförallt aktinobakterier hade minskat i djupare skikt (20–30 cm). Att aktinobakterier minskar stödjer den observerade minskningen i nettokvävemineralisering i samma skikt, eftersom aktinobakterier spelar en viktig roll i omsättningen av organiskt material i marken.

Sammanfattningsvis så visar denna studie att mikrobiell biomassa och samhällsstruktur i dessa studerade dränerade torvmarker, framförallt torvmark med låg bördighet med tallskog, inte tycks påverkas på samma sätt av låga askgivor (ca 3,3 ton KA per ha) som fastmarker samt att denna typ av asktillförsel minskar nettokvävemineraliseringen i dessa torvmarker.

4.5 Markvegetation

Markvegetationsstudien är mycket intressant då resultaten från Skogaryd och Perstorp visade på motsatta förändringar på de ytor där aska tillförts, medan askytorna i Anderstorp var helt opåverkade. Den bördiga organogena torvmarken bevuxen med granskog i Skogaryd hade en mer artrik markvegetation än de två övriga försökslokalerna, men en låg täckningsgrad i fältskiktet. I Skogaryd ökade täckningsgraden och artrikedomen i fältskiktet redan två år efter tillförseln av 6,6 ton krossaska per ha. Den lägre dosen (3,3 ton per ha) verkade följa ett liknande mönster som den högre dosen, men det kunde inte påvisas statistiskt. Diversiteten i bottenskiktet i Skogaryd förändrades också av asktillförseln, vilket gällde båda doserna. En ökning av Brillouins H_B visar att det var de mer sällsynta mossorna som ökade mest, vilket också ökade jämnheten (eveness) i mossamhället. Ingen av dessa förändringar i täckningsgrad

eller växtdiversitet har hittills avspeglat sig i någon påvisbar förändring av vegetationsstrukturen i Skogaryd.

I Perstorp, den lågbördiga tallmossen, fanns en tydlig förändring i vegetationsstrukturen i bägge vegetationsskikten på askytorna 27 år efter tillförseln. Dominansförhållandena hade skiftat mot en större dominans av skogsväxter (t.ex. väggmossa), medan mosseväxterna minskat (t.ex. ljung, kråkbär och vitmossor). Denna förändring i vegetationsstrukturen reflekterades även i minskad diversitet i fältskiktet på askytorna. I bottenskiktet tenderade diversiteten att minska på askytorna.

Det finns få tidigare studier av markvegetationen på torvmarker efter asktillförsel. I en studie av en dränerad myr i Finland konstaterade Moilanen et al. (2002) en dramatisk minskning av buskar och mossor, framförallt vitmossor, 47 år efter tillförsel av 8 och 16 ton aska per ha. De växter som ökade var gräs, örter och skogsmossor. Korttidsstudier på mineraljordar (Arvidsson et al. 2002; Jacobsson och Gustafsson 2001) har också visat på en minskning av buskar, framförallt ljung, efter asktillförsel, men inga effekter på vegetationsstrukturen har kunnat konstateras. Resultaten från Perstorp är i linje med dessa studier. Men den registrerade förändringen av markvegetationen i Perstorp är förmodligen inte enbart en direkt askningseffekt, utan snarare en indirekt effekt av att virkesförrådet ökat markant pga. asktillförseln och att ett mer skogslikt ekosystem har bildats (Sikström 2008; se även figur 1). För Skogaryd finns ingen liknande studie att jämföra med. I studien av Jacobson och Gustafsson (2001) visade blåbär en ökad täckningsgrad vid gödning med både kväve och aska, vilket tyder på att blåbär är kvävebegränsat. I Skogaryd, som har hög kvävetillgänglighet i torven, är blåbär troligen inte kvävebegränsad utan kan direkt reagera på tillförseln av aska.

Den ökade täckningsgraden av blåbär i Skogaryd motsvarar ungefär en ökning på $1 \text{ g}_{\text{DM}} \text{ m}^{-2}$ (baserat på Molau et al. in prep.) och har förmodligen ingen påtaglig effekt på omsättningen av kol i ekosystemet. Den markanta minskningen i täckningsgrad av de dominerande städsegröna buskarna i Perstorp, en minskning motsvarande $74 \text{ g}_{\text{DM}} \text{ m}^{-2}$ (baserat på Molau et al. in prep.) har förmodligen en viss påverkan på upplagring av biomassa i fältskiktet och är en konsekvens av en övergång från öppen mosse till att vara beväxt med ett slutet ungskogsbestånd.

Sammanfattningsvis, denna studie kan inte påvisa några påtagliga initiala förändringar av markvegetationen efter tillförsel av aska (3,3 och 6,6 ton t.s. aska ha^{-1}) på dikad torvmark. Att vegetationsstrukturen ändrades samt att växtdiversiteten och täckningsgraden i fältskiktet på försökslokalen med låg bördighet (Perstorp) minskade var snarare en effekt av det förändrade skogstillståndet av asktillförseln. Således ska denna vegetationsförändring vägas mot den eftersträlvade ökade skogsproduktionen av den testade produktionshöjande skogskötselåtgärden. Om man tillför aska på torvmark med hög bördighet med granskog tyder resultaten på att man får en ökad diversitet i både fält- och bottenskikt samt en något ökad produktion i markvegetationen, åtminstone initialt. Det krävs dock långsiktiga uppföljningar i Skogaryd för att se om de redovisade effekterna är bestående.

4.6 Grundvattenkemi

Asktillförseln i Skogaryd gav mycket få påvisbara ($p < 0,05$) behandlingseffekter för de 43 uppmätta grundvattenkemiska variablerna. De höga bakgrunds nivåerna av bl.a. B, Ca, Mg och $\text{PO}_4\text{-P}$ bidrog sannolikt till detta. Vissa grundvattenkemiska variabler i Skogaryd avvek kraftigt från nivån i två försök i Småland med liknande behandlingar och försöksdesign (273 Anderstorp och 274 Bredaryd). I de obehandlade kontrolltorna i Skogaryd låg pH-värdet på i medeltal 6,6 i proverna från 60–70 cm djup och på 8,3 i proverna från 90–100 cm djup (Figur 17). Detta är mycket högt jämfört med nivån i kontrolltorna i Anderstorp (pH = 4,1–5,1 på 60–70 cm vid tre provtagningar) och i Bredaryd (pH = 3,6 på 60–70 cm och pH = 3,9 på 90–100 cm vid en provtagning) (opublicerade data). Även halterna av B, Ca, Mg och $\text{PO}_4\text{-P}$ var betydligt högre i Skogaryd. De haltförhöjningar som uppmättes efter tillförsel av 3,3 ton aska per hektar i Bredaryd samt 3,3 och 6,6 ton aska per hektar i Anderstorp motsvarade en liten andel av bakgrundshalten i Skogaryd. Det kan vara en orsak till att betydligt färre behandlingseffekter påvisades i Skogaryd.

En möjlig förklaring till de höga bakgrunds nivåerna av vissa variabler kan vara att grundvattnet påverkats av skalbankar, dvs. ansamlingar av kalkrika skal. Skogaryd är beläget där Yoldiahavet mynnade i Västerhavet för ca 11 000 år sedan. Detta gav upphov till stora skalavlagringar i denna region, speciellt i Uddevallatrakten. I Uddevallatrakten förekommer några av världens största skalbankar. Därför är det inte osannolikt att grundvattnet i försöksområdet påverkats av någon form av skalavlagringar.

För vissa variabler var mängden data från Skogaryd mycket begränsad, dels pga. svårigheter att utvinna vatten från 60–70 cm djup, dels för att alla kemiska analyser inte kunde göras i alla prover. Hur väl provtagningen lyckades berodde på hur långt under grundvattennivån som provtagningsdjupet låg. Därför är datasetet större från 90–100 cm än från 60–70 cm djup. Detta kan också ha bidragit till att få effekter kunde påvisas, men inverkan av de höga bakgrundshalterna bedöms vara den viktigaste orsaken.

5 Litteraturreferenser

- [1] Alexandersson H, Karlström C and Larsson-McCann S; "Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961–90: Referensnormaler", Swedish Meteorological and Hydrological Institute, Norrköping 1991, 87 s.
- [2] Arvidsson H, Vestin T and Lundkvist H; "Effect of crushed wood ash application on ground vegetation in young Norway spruce stands". *Forest Ecology and Management* 161: 75–87, 2002.
- [3] Bernstein, B B and Zalinski J; "An optimum sampling design and power tests for environmental biologists", *Journal of Environmental Management*, 16: 35–43, 1983.
- [4] Björk R G, Björkman M P, Andersson M and Klemetsson L; "Temporal variation in soil microbial communities in Alpine tundra", *Soil Biology and Biochemistry* 40(1): 266–268, 2008.
- [5] Björk R G, Klemetsson L, Molau U, Harndorf J, Ödman A and Giesler R; "Linkages between N turnover and plant community structure in a tundra landscape", *Plant and Soil* 294(1–2): 247–261, 2007.
- [6] Borken W and Brumme R; "Liming practice in temperate forest ecosystems and the effects on CO₂, N₂O and CH₄ fluxes", *Soil Use Manage* 13: 251–257, 1997.
- [7] Brække FH; "Diagnostiske grenseveredier for næringsselementer i gran- og furunåler", Norsk Institutt for Skogforskning/Institutt for skogfag, NHL, Aktuelt fra Skogforsk No. 15. Ås. 11 p. 1994. ISBN 82-7169-690-4. (På norska)
- [8] Bååth E, Frostegård Å, Pennanen T and Fritze H; "Microbial community structure and pH response in relation to soil organic matter quality in wood-ash fertilized, clear-cut or burned coniferous forest soils", *Soil Biology and Biochemistry* 27: 229–240, 1995.
- [9] Bååth E and Arnebrant K; "Growth rate and response of bacterial communities to pH in limed and ash treated forest soil", *Soil Biology and Biochemistry* 26: 995–1001, 1994.
- [10] Ernfors M, von Arnold K, Stendahl J, Olsson M and Klemetsson L; "Nitrous oxide emissions from drained organic forest soils—an up-scaling based on C:N ratios", *Biogeochemistry* 84: 219–231, 2007.
- [11] Fritze H, Smolander A, Levula T, Kitunen V and Mälkönen E; "Wood ash fertilization and fire treatments in Scots pine forest stand: effects on the organic layer, microbial biomass and microbial activity", *Biology and Fertility of Soils* 17: 57–63, 1994.
- [12] Galand P E, Juottonen H, Fritze H and Yrjälä K; "Methanogen Communities in a Drained Bog: Effect of Ash Fertilization", *Microbial Ecology* 49: 209–217, 2005.
- [13] Gurevitch J, Scheiner S M and Fox G A; "The ecology of plants", Sinauer Associates Inc. Publisher, Sunderland, Massachusetts, U.S.A, 2002.
- [14] Heikurainen, L; "Skogsdikning", Stockholm 1973, 444 s., ISBN 91-1-722472-1.
- [15] Holmen, H; "Skogsproduktion på torvmark", Skogs- och Lantbruksakademiens Tidskrift 108: 216–235, 1969.

-
- [16] Hånell B and Magnusson T; "An evaluation of land suitability for forest fertilization with biofuel ash on organic soils in Sweden", *Forest Ecology and Management* 209: 43–55, 2005.
- [17] Jacobson S and Gustafsson L; "Effects on ground vegetation of the application of wood ash to a Swedish Scots pine stand", *Basic Applied Ecology* 2: 233–241, 2001.
- [18] Kaunisto S; "Development of pine plantations on drained bogs as affected by some peat properties, fertilization, soil preparation and liming", *Communications Instituti Forestalis Fenniae* 109: 1–56, 1982.
- [19] Klemedtsson L, Kasimir-Klemedtsson Å, Moldan F and Weslien P; "Nitrous oxide emission from Swedish forest soils in relation to liming and simulated increased N-deposition". *Biology and Fertility of Soils* 25, 290–295, 1997.
- [20] Klemedtsson L, Svensson B H, Lindberg T and Rosswall T; "The use of acetylene inhibition of nitrous oxide reductase in quantifying denitrification", *Swedish Journal of Agricultural Research* 7: 179–185, 1977.
- [21] Klemedtsson L, von Arnold K, Weslien P and Gundersen P; "Soil CN ratio as a scalar parameter to predict nitrous oxide emissions", *Global Change Biology* 11: 1142–1147, 2005.
- [22] Lensi R, Gourbière F and Josserand A; "Measurement of small amounts of nitrate in an acid soil by N₂O production", *Soil Biology and Biochemistry* 17: 733–734, 1985.
- [23] Lensi R, Mazurier F, Gourbière F and Josserand A; "Rapid determination of the nitrification potential of an acid forest soil and assessment of its variability", *Soil Biology and Biochemistry* 18: 239–240, 1986.
- [24] Macgurrán A E; "Measuring Biological Diversity". Blackwell, London, 2003.
- [25] Maljanen M, Jokinen H, Saari A, Strömmer R and Martikainen P J; "Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen", *Soil Use and Management* 22: 151–157, 2006a.
- [26] Maljanen M, Nykänen H, Moilanen M and Martikainen P J; "Greenhouse gas fluxes of coniferous forest floors as affected by wood ash addition", *Forest Ecology and Management* 237: 143–149, 2006b.
- [27] Marklund L-G; "Biomassfunktioner för tall, gran och björk i Sverige", *Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för biometri, Rapport 45*, Umeå 1988, 73 s.
- [28] Martikainen P J, Ohtonen R, Silvola J, Vuorinen A; "The effects of fertilization on forest soil biology, microbiology". In: Särkkä J (ed.), "Effect of fertilization on forest system", *Biological Research Reports from the University of Jyväskylä* 38, pp. 40–79, Jyväskylä University Printing House and Sisäsuomi oy, Jyväskylä, Finland, 1994.
- [29] Moilanen M; "Lannoituksen vaikutus männyn ravinnetilaan ja kasvuun pohjois-pohjanmaan ja kainuun ojitetuilla soilla (Effect of fertilization on the nutrient status and growth of Scots pine on drained peatlands in northern Ostrobothnia and Kainuu)", *Folia forestalia* 820, 1993, 37 s. (På finska med engelsk sammanfattning)

-
- [30] Moilanen M, Silfverberg K and Hokkanen T J; "Effects of wood-ash on the tree growth, vegetation and substrate quality of a drained mire: a case study", *Forest Ecology and Management* 171: 321–338, 2002.
 - [31] Moilanen M, Silfverberg K, Hökkä H and Issakainen J; "Comparing effects of wood ash and commercial PK fertilizer on the nutrient status and stand growth of Scots pine on drained mires", *Baltic Forestry* 10(2): 1392–1355, 2004.
 - [32] Moilanen M, Silfverberg K, Hökkä H and Issakainen J; "Wood ash as a fertilizer on drained mires – growth and foliar nutrients of Scots pine", *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2734–2742, 2005.
 - [33] Nordgren A; "A method for determining microbially available nitrogen and phosphorus in an organic soil", *Biology and Fertility of Soils* 13: 195–199, 1992.
 - [34] Näslund M; "Funktioner och tabeller för kubering av stående träd – tall, gran och björk i södra Sverige samt i hela landet", *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut* 36: 1–81, Stockholm 1947.
 - [35] Palojarvi A; "Phospholipid Fatty Acid (PLFA) Analyses", In: Bloem J, Hopkins D W and Benedetti A. (Eds.), *Microbiological methods for assessing soil quality*. Oxford University Press, Oxford, pp. 204–211, 2006.
 - [36] Pavilainen E and Päivänen J; "Peatland Forestry – Ecology and principles", *Ecological Studies*, Vol. 111, Springer Verlag, Berlin 1995, 248 p.
 - [37] Perkiömäki J and Fritze H; "Short and long term effects of wood ash on the boreal forest humus microbial community", *Soil Biology and Biochemistry* 34: 1343–1353, 2002.
 - [38] Persson T, Wirén A and Andersson S; "Effects of liming on carbon and nitrogen mineralization in coniferous forests", *Water Air and Soil Pollution* 54: 351–364, 1990.
 - [39] Petersson H and Ståhl G; "Functions for below-ground biomass of *Pinus sylvestris*, *Picea abies*, *Betula pendula* and *Betula pubescens* in Sweden", *Scandinavian Journal of Forest Research* 21(7): 84–93, 2006.
 - [40] Pålsson L; "Vegetation types of the Nordic Countries", *Nordic Council of Ministers, TemaNord* 1998: 510, 630 pp, Copenhagen, 1998.
 - [41] Ring E, Bergholm J, Olsson B A and Jansson G; "Urea fertilizations of a Norway spruce stand: effects on nitrogen in soil water and field-layer vegetation after final felling" *Canadian Journal of Forest Research* 33: 375–384, 2003.
 - [42] SAS Institute Inc.: "SAS/STATTM", Guide for personal computers, version 8, edition", Cary, NC: SAS Institute Inc., 1999, 3884 p.
 - [43] Sikström U, Ernfors M, Jacobson S, Klemedtsson L, Nilsson M och Ring E; "Tillförsel av aska i tallskog på dikad torvmark i södra Sverige – effekter på skogsproduktion, avgång av växthusgaser och vattenkemi", *Värmeforsk Service AB, Rapport 974*, 2006, 39 s., ISSN 1653-1248.
 - [44] Sikström U; "Tillförsel av aska och PK med eller utan N på en torvmark i södra Sverige – effekter på träd tillväxt och ämneshalter i barr", *Värmeforsk Service AB, Rapport Nr. 1066*, 2008, 34 s. ISSN 1653–1248.

-
- [45] Silfverberg K; "Nutrient status and development of tree stands and vegetation on ash-fertilized drained peatlands in Finland", Doctoral Thesis, The Finnish Forest Research Institute, Research papers 588, 1996, 27 p., ISBN 951-40-1496-0.
- [46] Silfverberg K. and Huikari O; "Wood-ash fertilization on drained peatlands", Folia Forestalia no. 633, 1985, 25 p. (På finska med engelskt abstract.)
- [47] Silfverberg K and Moilanen M; "Ash fertilization as used on Finland's drained and forested mires", In: Högbom, L. & Nohrstedt, H.-Ö. (eds.) "Environmental consequences of recycling wood-ash to forests", SkogForsk, Report 2, Uppsala 2001, pp. 25–28.
- [48] Silvola J, Välijoki J and Aaltonen H; "Effect of draining and fertilization on soil respiration at three ameliorated peatland sites", Acta Forestalia Fennica, 191: 1–32, 1985.
- [49] Skogsstyrelsen; "Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring", Skogsstyrelsen, Meddelande 2-2008, Skogsstyrelsens förlag, Jönköping 2008, 22 s.
- [50] Smith M S and Tiedje J M; "Phases of denitrification following oxygen depletion in soil", Soil Biology and Biochemistry 11, 261–267, 1979.
- [51] Stewart-Oaten A, Murdoch W W and Parker K R; "Environmental impact assessment: "pseudoreplication" in time?" Ecology 67: 929–940, 1986.
- [52] Sverdrup H and Warfvinge P; "Past and future changes in soil acidity and implications for forest growth under different deposition scenarios", Ecological Bulletins 44: 335–351, Copenhagen 1995.
- [53] Sverdrup H and Rosén K; "Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability", Forest Ecology and Management 110: 221–236, 1998.
- [54] Underwood A J; "Beyond BACI: experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations", Australian Journal of Marine and Freshwater Research 42: 569–587, 1991.
- [55] Underwood A J; "Beyond BACI: The detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world", Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 161: 145–178, 1992.
- [56] Walker M D; "Community baseline measurements for ITEX studies". In: U. Molau, & P. Mølgaard (eds) "ITEX manual", 2nd edition, pp. 39–41. Danish Polar Centre, Copenhagen, 1996.
- [57] Weslien P, Kasimir-Klemedtsson Å, Börjesson G and Klemedtsson L; "Strong pH influence on N₂O and CH₄ fluxes from forested organic soils", European Journal of Soil Science. (accepted)
- [58] Zimmermann S B and Frey; "Soil respiration and microbial properties in an acid forest soil: effects of wood ash", Soil Biology and Biochemistry 34: 1727–1737, 2002.
- [59] Zak D R, Ringelberg D B, Pregitzer K S, Randlett D L, White D C and Curtis PS; "Soil microbial communities beneath *Populus grandidentata* grown under elevated atmospheric CO₂", Ecological Applications 6, 257–262, 1996.

Bilagor

A Torvanalyser

B Artlistor, vegetation

Bilaga A – Torvanalyser

Bilaga A. Växttillgängligt fosfor (P-AL) och kalium (K-AL) samt ämneskoncentrationer i de olika djupen i torven i försök 273 Anderstorp (n = 4), 168 Persorp (n = 4) och i 278 Skogaryd (n = 3). Signifikant skillnad ($P < 0,05$) mellan medelvärden ($\pm$ standardfel) av behandlingen är markerade med fetstil. # = $P < 0,10$, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$ och *** = $P < 0,001$.

Appendix A. Plant available phosphorus (P-AL), potassium (K-AL), and element concentrations in the peat at different depths in experiments 273 Anderstorp (n = 4), 168 Persorp (n = 4), and 278 Skogaryd (n = 3). Significant differences ($P < 0,05$) between mean values ($\pm$ SE) of treatments are in bold. # = $P < 0,10$, * = $P < 0,05$, ** = $P < 0,01$, and *** = $P < 0,001$.

Markdjup (cm)	P-AL (mg P g ⁻¹ ls)		K-AL (mg K g ⁻¹ ls)		C (%)		N (%)		P (%)		K (%)		Mg (%)		Ca (%)		S (%)	
	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Anderstorp																		
0-5	0,135 (0,008)	0,203* (0,023)	0,387 (0,038)	0,441 (0,017)	48,41 (0,15)	48,99 (0,78)	1,42 (0,04)	1,38 (0,06)	0,055 (0,003)	0,066 (0,006)	0,040 (0,004)	0,053* (0,003)	0,055 (0,003)	0,100* (0,016)	0,180 (0,009)	0,673* (0,191)	0,153 (0,008)	0,153 (0,006)
5-20	0,094 (0,010)	0,088 (0,006)	0,174 (0,018)	0,182 (0,017)	48,82 (0,51)	48,47 (1,10)	1,37 (0,03)	1,38 (0,09)	0,044 (0,002)	0,042 (0,002)	0,018 (0,003)	0,018 (0,003)	0,053 (0,006)	0,058 (0,008)	0,140 (0,015)	0,180# (0,012)	0,178 (0,006)	0,188 (0,009)
20-30	0,048 (0,013)	0,041 (0,014)	0,081 (0,012)	0,081 (0,022)	49,65 (0,94)	47,54 (2,22)	1,18 (0,07)	1,13 (0,11)	0,028 (0,004)	0,026 (0,003)	0,005 (0,003)	0,005 (0,005)	0,050 (0,007)	0,053 (0,006)	0,158 (0,023)	0,185 (0,023)	0,175 (0,021)	0,158 (0,008)
Persorp																		
0-5	0,109 (0,006)	0,282 (0,150)	0,335 (0,027)	0,402 (0,058)	47,00 (0,23)	46,65 (0,31)	1,57 (0,03)	1,50 (0,06)	0,049 (0,001)	0,083 (0,025)	0,040 (0,004)	0,050 (0,006)	0,070 (0,004)	0,080 (0,017)	0,125 (0,003)	0,440 (0,270)	0,260 (0,022)	0,190# (0,021)
5-20	0,074 (0,007)	0,070 (0,007)	0,124 (0,006)	0,114 (0,012)	47,06 (0,32)	47,38 (0,44)	1,22 (0,04)	1,25 (0,03)	0,032 (0,002)	0,034 (0,001)	0,013 (0,003)	0,015 (0,003)	0,070 (0,001)	0,063* (0,003)	0,088 (0,005)	0,130* (0,011)	0,295 (0,018)	0,273 (0,013)
20-30	0,027 (0,003)	0,029 (0,004)	0,045 (0,005)	0,038 (0,004)	47,63 (0,33)	48,08 (0,54)	1,01 (0,05)	1,07 (0,06)	0,018 (0,001)	0,018 (0,002)	<0,01 (0,003)	<0,01 (0,003)	0,068 (0,005)	0,070 (0,004)	0,070 (0,004)	0,100* (0,007)	0,215 (0,022)	0,195 (0,024)
Skogaryd																		
0-5	0,088 (0,013)	0,153# (0,024)	0,235 (0,044)	0,266 (0,012)	43,79 (2,73)	42,31 (4,20)	1,90 (0,13)	1,80 (0,12)	0,089 (0,009)	0,098 (0,007)	0,033 (0,003)	0,050 (0,015)	0,040 (0,006)	0,093* (0,013)	0,387 (0,119)	0,750# (0,103)	0,197 (0,018)	0,190 (0,015)
5-20	0,040 (0,003)	0,041 (0,003)	0,098 (0,009)	0,102 (0,015)	43,12 (4,82)	41,65 (6,71)	1,73 (0,16)	1,56 (0,14)	0,065 (0,006)	0,065 (0,001)	0,017 (0,003)	0,033 (0,019)	0,040 (0,006)	0,077 (0,037)	0,407 (0,164)	0,523 (0,277)	0,207 (0,024)	0,193 (0,017)
20-30	0,018 (0,003)	0,021 (0,001)	0,054 (0,007)	0,066 (0,009)	49,00 (2,21)	48,53 (2,90)	1,67 (0,11)	1,50 (0,02)	0,044 (0,004)	0,041 (0,004)	0,007 (0,003)	0,007 (0,007)	0,047 (0,007)	0,040 (0,006)	0,613 (0,165)	0,530 (0,212)	0,263 (0,027)	0,213 (0,009)

Bilaga A. Forts.

Appendix A. Continued.

Markdjup (cm)	Fe (%)		Na (%)		B (ppm)		Co (ppm)		Cr (ppm)		Cu (ppm)		Mn (ppm)		Mo (ppm)		Ni (ppm)		Se (ppm)	
	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Andersborg																				
0-5	0.153 (0.025)	0.148 (0.016)	0.012 (0.001)	0.013 (0.001)	<20	<20	0.350 (0.050)	0.550* (0.050)	18.75 (2.93)	24.00 (3.34)	6.40 (0.521)	8.45# (0.89)	29.75 (5.39)	267.5* (95.68)	0.800 (0.158)	0.950 (0.119)	4.08 (0.73)	5.23 (0.57)	0.975 (0.075)	1.050 (0.119)
	0.133 (0.013)	0.118 (0.010)	0.013 (0.001)	0.012 (0.002)	<20	<20	0.350 (0.050)	0.450 (0.119)	22.75 (4.72)	27.00 (12.80)	4.15 (0.73)	4.20 (0.65)	7.75 (0.95)	9.50 (1.32)	1.050 (0.556)	2.150 (1.415)	5.48 (3.02)	10.80 (7.52)	1.300 (0.158)	1.225 (0.063)
20-30	0.113 (0.020)	0.105 (0.010)	0.011 (0.001)	0.012 (0.003)	<20	<20	0.200 (0.041)	0.400# (0.082)	10.50 (2.22)	25.00 (8.41)	1.98 (0.18)	2.33 (0.45)	4.25 (0.95)	9.75 (5.09)	0.350 (0.150)	1.975# (0.789)	2.05 (0.83)	10.93# (4.48)	1.000 (0.082)	0.725 (0.250)
Pestorp																				
0-5	0.183 (0.016)	0.178 (0.015)	0.014 (0.003)	0.019 (0.003)	<20	<20	0.550 (0.029)	0.800 (0.168)	20.25 (1.70)	26.25 (3.97)	9.45 (0.84)	23.90 (9.71)	26.00 (3.24)	459.0 (391.07)	0.825 (0.025)	1.025 (0.131)	4.13 (0.301)	6.25# (0.91)	1.675 (0.131)	1.600 (0.122)
	0.085 (0.006)	0.083 (0.013)	0.014 (0.001)	0.015 (0.001)	<20	<20	0.425 (0.025)	0.450 (0.029)	18.50 (1.56)	22.25# (0.85)	5.98 (0.40)	8.13* (0.63)	8.25 (0.48)	22.75*** (1.97)	0.400 (0.071)	0.700 (0.268)	2.58 (0.48)	3.80 (1.02)	1.450 (0.144)	1.550 (0.233)
20-30	0.050 (0.006)	0.058 (0.003)	0.013 (0.001)	0.015 (0.001)	<20	<20	0.200 (0.041)	0.225 (0.025)	9.50 (0.50)	11.25 (2.50)	1.75 (0.13)	2.25 (0.49)	4.50 (0.29)	12.25*** (0.85)	0.075 (0.048)	0.100 (0.041)	1.38 (0.13)	1.23 (0.10)	0.825 (0.333)	1.050 (0.065)
Skogaryd																				
0-5	0.523 (0.107)	0.670 (0.193)	0.010 (0.002)	0.010 (0.001)	<20	<20	1.733 (0.219)	2.433 (0.961)	25.00 (7.64)	23.33 (8.88)	11.13 (0.72)	12.70 (2.45)	336.67 (125.29)	477.00 (113.61)	1.933 (0.296)	2.400 (0.666)	4.57 (0.43)	6.03** (1.04)	1.567 (0.267)	1.633 (0.448)
	0.677 (0.067)	0.777 (0.191)	0.010 (0.002)	0.011 (0.000)	<20	<20	2.433 (0.176)	2.900 (0.493)	41.67 (26.21)	23.33 (8.41)	10.80 (1.03)	9.97 (0.81)	40.00 (9.64)	62.67 (21.37)	1.467 (0.186)	1.333 (0.033)	5.77 (0.18)	6.43 (1.19)	1.900 (0.462)	1.533 (0.203)
20-30	0.393 (0.086)	0.360 (0.058)	0.011 (0.003)	0.010 (0.001)	<20	<20	2.567 (0.555)	2.500 (0.379)	28.67 (21.18)	20.67 (11.72)	9.40 (2.06)	8.83 (2.05)	17.00 (6.00)	24.67 (8.69)	0.767 (0.033)	0.633* (0.033)	5.00 (1.43)	4.80 (1.00)	1.400 (0.436)	1.400 (0.404)

Bilaga A. Forts.

Appendix A. Continued.

Måkdjup (cm)	Zn (ppm)		Al (%)		As (ppm)		Ba (ppm)		Cd (ppm)		Hg (ppm)		Pb (ppm)		U (ppm)		Ag (ppm)		Bi (ppm)	
	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Anderstorp																				
0-5	57.75 (4.27)	86.00# (13.62)	0.055 (0.003)	0.073 (0.010)	1.475 (0.149)	1.800 (0.235)	21.50 (1.50)	53.75# (13.33)	0.925 (0.131)	1.050 (0.132)	0.153 (0.009)	0.145 (0.021)	52.13 (4.92)	48.70 (6.32)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.200 (0.000)	0.225 (0.025)
	30.25 (5.34)	36.50 (4.03)	0.068 (0.003)	0.070 (0.004)	2.000 (0.196)	2.000 (0.212)	19.75 (1.25)	19.50 (0.957)	0.575 (0.103)	0.525 (0.063)	0.113 (0.013)	0.098 (0.008)	51.55 (5.45)	48.80 (3.58)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.225 (0.048)	0.200 (0.000)
20-30	16.00 (4.36)	14.50 (3.23)	0.060 (0.007)	0.063 (0.008)	0.850 (0.225)	0.900 (0.082)	15.75 (2.06)	16.00 (2.12)	0.175 (0.025)	0.200 (0.000)	0.028 (0.003)	0.038* (0.003)	14.63 (0.51)	14.75 (1.50)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
Perstorp																				
0-5	76.25 (4.39)	168.50 (80.58)	0.090 (0.004)	0.110 (0.015)	4.050 (0.290)	18.600 (11.164)	19.00 (0.82)	96.00 (58.03)	1.550 (0.240)	2.225 (0.780)	0.195 (0.012)	0.213 (0.009)	102.63 (8.32)	108.53 (10.52)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.375 (0.025)	0.375 (0.048)
	51.25 (3.01)	53.75 (2.78)	0.083 (0.006)	0.090 (0.004)	3.275 (0.125)	5.125** (0.403)	13.25 (0.25)	21.00** (1.68)	0.700 (0.041)	1.025** (0.075)	0.113 (0.008)	0.125 (0.016)	63.98 (5.35)	73.43 (4.81)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.275 (0.025)	0.275 (0.048)
20-30	27.25 (2.02)	31.25 (2.06)	0.053 (0.003)	0.060 (0.007)	1.875 (0.125)	2.025 (0.272)	7.25 (0.48)	9.50* (0.65)	0.300 (0.041)	0.400 (0.041)	0.025 (0.003)	0.030 (0.007)	21.45 (2.36)	25.33 (3.77)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.050 (0.029)	0.025 (0.025)
Skogaryd																				
0-5	38.00 (4.04)	60.00* (3.51)	0.327 (0.058)	0.397 (0.068)	3.367 (0.677)	3.667 (0.897)	89.33 (17.37)	107.33 (7.88)	0.433 (0.145)	0.567 (0.120)	0.233 (0.026)	0.217 (0.013)	49.83 (8.29)	52.43 (9.39)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.267 (0.033)	0.267 (0.033)
	21.00 (3.06)	23.33 (2.85)	0.563 (0.030)	0.557 (0.135)	3.567 (0.636)	3.467 (0.649)	62.67 (11.289)	55.67 (8.413)	0.400 (0.115)	0.400 (0.100)	0.137 (0.020)	0.110 (0.010)	32.97 (3.78)	32.43 (2.74)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.200 (0.000)	0.200 (0.000)
20-30	14.67 (3.84)	15.00 (3.51)	0.530 (0.095)	0.453 (0.124)	1.733 (0.203)	1.600 (0.404)	61.00 (7.64)	53.33 (1.86)	0.267 (0.033)	0.233 (0.033)	0.073 (0.012)	0.073 (0.015)	10.93 (2.57)	9.73 (0.75)	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1	0.033 (0.033)	<0,1 (0.033)

Bilaga A. Forts.

Appendix A. Continued.

Markdjup (cm)	Ga (ppm)		La (ppm)		Sm (ppm)		Sc (ppm)		Sr (ppm)		Th (ppm)		Ti (%)		Tl (ppm)		V (ppm)		W (ppm)		Au (ppb)	
	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska	Kontroll	Aska
Ånderstorp																						
0-5	<1	<1	<1	<1	0.775 (0.048)	0.725 (0.118)	0.175 (0.025)	0.150 (0.029)	12.00 (0.91)	22.00* (3.03)	<0,1	<0,1	0.003 (0.000)	0.003 (0.000)	<0,1	<0,1	3.75 (0.25)	3.75 (0.48)	0.150 (0.029)	0.200 (0.000)	2.575 (1.026)	2.025 (0.175)
5-20	<1	<1	<1	<1	0.675 (0.111)	0.625 (0.095)	0.150 (0.065)	0.200 (0.071)	14.00 (0.41)	14.25 (0.63)	<0,1	<0,1	0.003 (0.000)	0.003 (0.000)	<0,1	<0,1	2.50 (0.29)	1.75 (0.63)	0.075 (0.048)	0.125 (0.063)	0.450 (0.272)	0.725 (0.475)
20-30	<1	<1	<1	<1	0.150 (0.050)	0.175 (0.048)	0.025 (0.025)	0.150 (0.065)	13.50 (0.85)	14.25 (1.03)	<0,1	<0,1	0.002 (0.000)	0.002 (0.000)	<0,1	<0,1	<2	<2	<0,1	0.025 (0.025)	0.425 (0.253)	0.450 (0.287)
Pierstorp																						
0-5	<1	<1	<1	<1	1.525 (0.111)	2.125# (0.225)	0.250 (0.050)	0.275 (0.025)	12.75 (0.250)	31.50 (15.861)	<0,1	<0,1	0.004 (0.000)	0.005# (0.000)	<0,1	<0,1	6.25 (0.25)	6.25 (0.48)	0.250 (0.029)	0.300 (0.000)	5.150 (0.753)	3.600 (0.529)
5-20	<1	<1	<1	<1	0.925 (0.095)	1.225# (0.095)	0.175 (0.025)	0.175 (0.025)	11.75 (0.25)	13.50* (0.65)	<0,1	<0,1	0.003 (0.000)	0.003 (0.000)	<0,1	<0,1	3.50 (0.29)	2.75 (1.03)	0.075 (0.025)	0.150# (0.029)	1.100 (0.381)	2.150 (0.437)
20-30	<1	<1	<1	<1	0.275 (0.025)	0.325 (0.095)	0.100 (0.041)	0.050 (0.029)	10.25 (0.25)	11.25* (0.25)	<0,1	<0,1	0.002 (0.000)	0.002 (0.000)	<0,1	<0,1	0.50 (0.50)	<2	<0,1	<0,1	1.600 (0.442)	0.200* (0.200)
Skogaryd																						
0-5	<1	<1	<1	<1	0.533 (0.088)	0.567 (0.088)	0.433 (0.088)	0.500 (0.115)	21.67 (5.78)	35.33 (6.01)	<0,1	<0,1	0.008 (0.002)	0.012 (0.005)	<0,1	<0,1	8.67 (1.45)	12.67 (1.86)	0.300 (0.000)	0.367 (0.033)	1.267 (0.328)	1.233 (0.176)
5-20	<1	<1	<1	<1	0.400 (0.058)	0.400 (0.058)	0.533 (0.088)	0.700 (0.351)	26.00 (8.54)	28.67 (13.02)	<0,1	<0,1	0.010 (0.003)	0.014 (0.008)	<0,1	<0,1	13.67 (0.33)	17.33 (3.18)	0.167 (0.033)	0.133 (0.033)	0.600 (0.600)	0.933 (0.498)
20-30	<1	<1	<1	<1	0.200 (0.000)	0.200 (0.058)	0.767 (0.120)	0.767 (0.219)	39.00 (5.51)	32.33 (11.05)	<0,1	<0,1	0.009 (0.002)	0.009 (0.003)	<0,1	<0,1	11.33 (2.19)	10.67 (1.76)	0.033 (0.033)	<0,1	0.200 (0.200)	0.533 (0.533)

Bilaga B – Artlistor, markvegetation

* indikerar arter som dominerar; ↑ indikerar arter som expanderat (+25 %) vid asktillförsel; ↓ indikerar arter som gått tillbaka (-25 %) vid asktillförsel; () indikerar förändringar (+/-25 %) av arter med låg förekomst (< 1%). Inga statistiska tester är dock genomförda för att påvisa signifikant förändringar på artnivå.

Anderstorp - Bottenskikt

<i>Aulacomnium palustre</i> *	(Räffelmossa)	↑
<i>Brachythecium spp.</i>	(Gräsmossor)	
<i>Cladonia arbuscula</i>	(Gulvit renlav)	↑
<i>Cladonia pyxidata</i>	(Trattlav)	
<i>Cladonia stellaria</i>	(Fönsterlav)	
<i>Dicranum majus</i>	(Stor kvastmossa)	
<i>Dicranum polysetum</i> *	(Vågig kvastmossa)	↓
<i>Dicranum scoparium</i>	(Kvastmossa)	↑
<i>Hylocomium splendens</i>	(Husmossa)	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	(Cypressfläta)	
<i>Leucobryum glaucum</i>	(Blåmossa)	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	(Vedblekmossa)	
<i>Mylia anomala</i>	(Myrmylia)	
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	(Klosidenmossa)	
<i>Pleurozium schreberi</i> *	(Väggmossa)	
<i>Polytrichum formosum</i>	(Skogsbjörnmossa)	
<i>Polytrichum strictum</i>	(Myrbjörnmossa)	
<i>Ptilidium ciliare</i>	(Stor fransmossa)	(↓)
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	(Kammossa)	
<i>Sphagnum capillifolium</i>	(Tallvitmossa)	↓
<i>Sphagnum magellanicum</i>	(Praktvitmossa)	↓
<i>Sphagnum rubellum</i>	(Rubinvitmossa)	

Anderstorp - Fältskikt

<i>Andromeda polifolia</i>	(Rosling)	(↑)
<i>Calluna vulgaris</i>	(Ljung)	
<i>Empetrum nigrum</i>	(Kråkbär)	
<i>Erica tetralix</i>	(Klockljung)	(↓)
<i>Eriophorum vaginatum</i> *	(Tuvull)	↑
<i>Rhododendron tomentosum</i>	(Skvattram)	
<i>Rubus chamaemorus</i>	(Hjortron)	
<i>Trichophorum cespitosum</i>	(Tuvsäv)	
<i>Trientalis europaea</i>	(Skogsstjärna)	
<i>Vaccinium myrtillus</i> *	(Blåbär)	↓
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	(tranbär)	↓
<i>Vaccinium uliginosum</i>	(Odon)	(↓)
<i>Vaccinium vitis-idaea</i> *	(Lingon)	↑

Perstorp - Bottenskikt

<i>Aulacomnium palustre</i>	(Räffelmossa)	(↑)
<i>Brachythecium spp.</i>	(Gräsmossor)	
<i>Cladonia arbuscula</i>	(Gulvit renlav)	(↓)
<i>Cladonia pyxidata</i>	(Trattlav)	(↓)
<i>Cladonia stellaria</i>	(Fönsterlav)	↓
<i>Dicranum majus</i>	(Stor kvastmossa)	
<i>Dicranum polysetum</i>	(Vågig kvastmossa)	
<i>Dicranum scoparium</i>	(Kvastmossa)	(↓)
<i>Hylocomium splendens</i>	(Husmossa)	
<i>Hypnum cupressiforme*</i>	(Cypressfläta)	
<i>Leucobryum glaucum</i>	(Blåmossa)	(↑)
<i>Lophocolea heterophylla</i>	(Vedblekmossa)	
<i>Mylia anomala*</i>	(Myrmylia)	↓
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	(Klosidenmossa)	
<i>Pleurozium schreberi*</i>	(Väggmossa)	
<i>Polytrichum commune</i>	(Stor björnmossa)	
<i>Polytrichum strictum</i>	(Myrbjörnmossa)	(↑)
<i>Ptilidium ciliare</i>	(Stor fransmossa)	
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	(Kammossa)	
<i>Sphagnum capillifolium*</i>	(Tallvitmossa)	
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	(Flytvitmossa)	
<i>Sphagnum fallax</i>	(Uddvitmossa)	(↑)
<i>Sphagnum magellanicum*</i>	(Praktvitmossa)	↓
<i>Sphagnum rubellum</i>	(Rubinvitmossa)	(↑)
<i>Sphagnum tenellum</i>	(Ullvitmossa)	

Perstorp – Fältskikt

<i>Andromeda polifolia</i>	(Rosling)	(↑)
<i>Calluna vulgaris*</i>	(Ljung)	↓
<i>Empetrum nigrum</i>	(Kråkbär)	↓
<i>Erica tetralix*</i>	(Klockljung)	
<i>Eriophorum vaginatum*</i>	(Tuvull)	
<i>Rubus chamaemorus</i>	(Hjortron)	(↑)
<i>Trichophorum cespitosum</i>	(Tuvsäv)	↓
<i>Vaccinium myrtillus</i>	(Blåbär)	(↑)
<i>Vaccinium oxycoccos</i>	(tranbär)	
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	(Lingon)	

Skogaryd - Bottenskikt

<i>Brachythecium sp.</i>	(Gräsmossa)	
<i>Cephaloziella divaricata</i>	(Mikromossa)	
<i>Cladonia sp.</i>	(Bägarlav)	
<i>Dicranum majus*</i>	(Stor kvastmossa)	↑
<i>Dicranum polysetum</i>	(Vågig kvastmossa)	↓

<i>Dicranum scoparium</i>	(Kvastmossa)	
<i>Hylocomium splendens</i> *	(Husmossa)	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	(Cypressfläta)	
<i>Lepidozia reptans</i>	(Fingermossa)	
<i>Leucobryum glaucum</i>	(Blåmossa)	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	(Vedblekmossa)	↑
<i>Mnium hornum</i>	(Skuggstjärnmossa)	(↑)
<i>Nowellia curvifolia</i>	(Långfliksmossa)	
<i>Plagiomnium affine</i> *	(Skogspraktmossa)	
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	(Klosidenmossa)	
<i>Plagiothecium undulatum</i>	(Vågig sidenmossa)	
<i>Pleurozium schreberi</i> *	(Väggmossa)	↑
<i>Polytricum formosum</i> *	(Skogsbjörnmossa)	
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	(Kammossa)	
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	(Gräshakmossa)	(↑)
<i>Sciuro-hypnum oedipodium</i> *	(Spretgräsmossa)	(↓)

Skogaryd - Fältskikt

<i>Agrostis capillaris</i>	(Rödven)	
<i>Calluna vulgaris</i>	(Ljung)	
<i>Carex canescens</i>	(Gråstarr)	
<i>Carex pallescens</i>	(Blekstarr)	
<i>Cirsium palustre</i>	(Kärrtistel)	
<i>Deschampsia cespitosa</i>	(Tuvståtel)	
<i>Deschampsia flexuosa</i> *	(Kruståtel)	(↑)
<i>Dryopteris carthusiana</i> *	(Skogsbräken)	(↑)
<i>Equisetum pratense</i>	(Ängsfräken)	
<i>Equisetum sylvaticum</i>	(Skogsfräken)	(↓)
<i>Festuca rubra</i>	(Rödsvingel)	
<i>Galeopsis cf. bifida</i>	(Pipdån)	
<i>Galium palustre</i>	(Vattenmåra)	
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	(Ekbräken)	
<i>Hieracium sect. Hieracium</i>	(Skogsfibbla)	
<i>Luzula pilosa</i> *	(Vårfryle)	↑
<i>Maianthemum bifolium</i>	(Ekorrbar)	
<i>Melampyrum pratense</i>	(Ängskovall)	
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	(Skogskovall)	
<i>Moehringia trinervia</i>	(Skogsnarv)	
<i>Mycelis muralis</i> *	(Skogssallat)	
<i>Oxalis acetosella</i> *	(Harsyra)	
<i>Rubus idaeus</i>	(Hallon)	(↑)
<i>Solidago virgaurea</i>	(Gullris)	
<i>Stellaria graminea</i>	(Grässtjärnblomma)	
<i>Stellaria media</i>	(Våtarv)	
<i>Trientalis europaea</i>	(Skogsstjärna)	(↓)
<i>Urtica dioica</i>	(Brännässla)	

<i>Vaccinium myrtillus*</i>	(Blåbär)	↑
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	(Lingon)	
<i>Veronica chamaedrys</i>	(Teveronika)	
<i>Viola palustris</i>	(Kärrviol)	(↑)
<i>Viola sylvaticum</i>	(Skogsviol)	

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

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED
STATENS ENERGIMYNDIGHET



VÄRMEFORSK SERVICE AB
101 53 Stockholm
Tel 08-677 25 80
Fax 08-677 25 35
www.varmeforsk.se

Beställning av trycksaker
Fax 08-677 25 35