



**Kandidatarbete  
i skogsvetenskap**  
Fakulteten för skogsvetenskap

2019:1

**Är hyggesfritt en mossig framgång?**

- Blädningsbrukets effekter på mossors artrikedom och abundans i den boreala skogen

**Are continuous-cover forestry a success for bryophytes?**

- How bryophytes are affected by selective thinning concerning species richness and abundance in the boreal forests



Röd parasollmossa. Foto: Krister Wahlström 1983

Louise Almén & Michelle Granlund

---

Sveriges lantbruksuniversitet  
Självständigt arbete i skogsvetenskap, 15 hp  
Jägmästarprogrammet  
Umeå



## Kandidatarbete i skogsvetenskap

Fakulteten för skogsvetenskap,  
Sveriges lantbruksuniversitet

Enhet/Unit	Institutionen för skogs ekologi och skötsel/ Department of Forest Ecology and Management
Författare/Author	Louise Almén och Michelle Granlund
Titel, Sv	Är hyggesfritt en mossig framgång?
Titel, Eng	<i>Are continuous-cover forestry a success for bryophytes?</i>
Nyckelord/ Keywords	<i>Biologisk mångfald, bladmossor, kalhyggesfritt skogsbruk, levermossor, markvegetation, naturliga skogar/ Alternative forest management, biodiversity, forest floor vegetation, heterogeneous forests, liverworts, mosses</i>
Handledare/Supervisor	Petter Axelsson Institutionen för vilt fisk och miljö/ Department of Wildlife, Fish, and Environmental Studies
Examinator/Examiner	Tommy Mörling Institutionen för skogens ekologi och skötsel/ Department of Forest Ecology and Management
Kurstitel/Course	Kandidatarbete i skogsvetenskap/ Bachelor Degree in Forest Science
Kurskod	EX0911
Program	Jägmästarprogrammet
Omfattning på arbetet	15 hp
Nivå och fördjupning på arbetet	G2E
Utgivningsort	Umeå
Utgivningsår	2019

# Sammanfattning

Det moderna trakthyggesbruket har inneburit bruten kontinuitet samt homogenisering av de boreala skogarna, vilket haft en negativ inverkan på biodiversiteten. Under senare år har hyggesfria metoder, såsom blädning, ökat i intresse eftersom ett kontinuerligt trädskikt kan bibehålla de livsmiljöer som många skogslevande arter behöver. Kunskapen kring hur blädning påverkar markvegetationen är dock begränsad. Många marklevande mossarter är beroende av skugga och hög luftfuktighet vilket ett slutet krontak ger. Vi ville därför undersöka hur mossor påverkas av blädning. För att undersöka detta användes abundans av mossor för att estimerade funktionell förändring av markvegetationen och artrikedomen för att estimerade påverkan på biodiversitet. Nio lokaler i Norrland och norra Svealand, vardera försedda med en blädnings- och en kontrolllyta, inventerades före och efter blädning för insamling av mossdata. Huvudslutsatserna är (i) att abundansen och den totala artrikedomen av mossor inte påverkas av blädning, (ii) endast artrikedomen för bladmossor visade på en signifikant skillnad mellan kontroll- och blädningsytorna, (iii) en minskad artrikedomen har setts på kontrollytorna men inte på blädningsytorna och (iv) signalarterna samt de rödlistade arterna tycks inte ha påverkats av blädning i någon större utsträckning. Den extrema värme och torra som präglade sommaren 2018 kan ha orsakat de förändringar som observerats. Resultatet indikerar att blädning kan vara ett bra komplement till det traditionella skogsbruket eftersom blädningsytorna inte drabbats hårdare än kontrollytorna i avseende på abundans och artrikedomen hos mossor, vilket tyder på att blädning inte reducerar ett bestånds motståndskraft mot torra på kort sikt. För att dra slutsatser kring långtidseffekterna av återkommande blädning krävs fler studier som sträcker sig över en längre tidshorisont.

Nyckelord: *Biologisk mångfald, bladmossor, kalhyggesfritt skogsbruk, levermossor, markvegetation, naturliga skogar*

## Summary

Modern forestry has resulted in broken continuity and homogenization of the boreal forests, which has led to a negative impact on biodiversity. The interest regarding continuous-cover forestry methods, like selective thinning, has increased over the years since a continuous tree layer can maintain the habitats that many forest-living species need. However, the knowledge about how the vegetation on the forest floor is affected by selective thinning is limited. Many ground-living bryophyte species are dependent on a shady and humid climate provided by a closed canopy. We therefore wanted to investigate how bryophytes are affected by selective thinning. To study this, abundance of mosses was used to estimate functional change in the forest floor vegetation and species richness in order to estimate the impact on biodiversity. Nine stands in central boreal Sweden, each including one plot with selective thinning and one control plot, were inventoried before and after treatment for the collection of bryophyte data. The main results are (i) that the abundance and the total species richness of mosses are not affected by selective thinning, (ii) only species diversity of mosses showed a significant difference between the control sites and sites with selective thinning and (iv) signal species and red-list species do not appear to be affected by selective thinning. The heat and drought of the summer 2018 may have affected the results. The result indicates that selective thinning can be a good complement to modern forestry. Since, plots treated with selective thinning are not more affected than the control plots. Selective thinning can therefore retain the short term resistance against drought. More studies are required to investigate the long-term effects of continuous selective thinning.

*Key words: Alternative forest management, biodiversity, forest floor vegetation, heterogeneous forests, liverworts, mosses*

## Förord

Denna rapport är resultatet av vårt kandidatarbete på Jägmästarprogrammet vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) i Umeå. Arbetet har genomförts av Louise Almén och Michelle Granlund under vårterminen 2019.

### Ett stort tack

Först av allt skulle vi vilja tacka vår handledare Petter Axelsson vid institutionen för vilt, fisk och miljö för det stöd och oändliga tålamod som har hjälpt oss genom hela processen. Tack Monica Näslund från Språkverkstan, som hjälpt oss lyfta vårt skrivande till nya höjder. Ett ofantligt stort tack vill vi rikta till Hilda Edlund. För att du alltid tagit dig tid att hjälpa oss i statistikfrågor. Utan dig hade det inte blivit något resultat. Personalen på IT, servicecenter och på biblioteket som hjälpt oss med många praktiska uppgifter under vårt arbete. Skogsstyrelsen för initiativtagandet till försöken som vi fått använda data från och till de markägare som tillhandahållit försöksytorna. Tack Nils Ericsson och övriga inventerare på Pelagia Miljökonsult AB för ett värdefullt dataunderlag. Slutligen vill vi även tacka våra hjälpsamma klasskamrater som gett oss råd i nöd och lust (framförallt i nöd).

*Louise Almén och Michelle Granlund*

Umeå, 16 april 2019

# Innehållsförteckning

<b>1. INLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1 BAKGRUND.....	2
1.1.1 Blädningsbruk.....	2
1.1.2 Skogsbrukets påverkan på markvegetationen .....	2
1.1.3 Mossor i den boreala skogen .....	4
1.2 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR .....	4
<b>2 METOD.....</b>	<b>5</b>
2.1 FÖRSÖKSDESIGN.....	5
2.2 VAL AV LOKAL .....	5
2.3 VAL AV YTORNAS PLACERING .....	6
2.4 DATAINSAMLING.....	7
2.4.1 Inventering av mossornas abundans.....	7
2.4.2 Inventering av mossornas artrikedom.....	7
2.5 DATAANALYS.....	7
2.5.1 Abundans av mossor .....	8
2.5.2 Artrikedom av mossor .....	8
<b>3 RESULTAT .....</b>	<b>9</b>
3.1 ABUNDANS AV MOSSOR.....	9
3.2 ARTRIKEDOM AV MOSSOR .....	10
3.2.1 Bladmossor .....	10
3.2.2 Levermossor.....	11
3.2.3 Signalarter och rödlistade arter.....	12
<b>4 DISKUSSION .....</b>	<b>13</b>
4.1 ABUNDANS AV MOSSOR.....	13
4.2 ARTRIKEDOM AV MOSSOR .....	13
4.2.1 Bladmossor .....	14
4.2.2 Levermossor.....	15
4.2.3 Signalarter och rödlistade arter.....	15
4.3 FELKÄLLOR .....	16
<b>5 SLUTSATSER.....</b>	<b>17</b>
<b>6 REFERENSER .....</b>	<b>18</b>

BILAGOR

# 1 INLEDNING

Under de senaste århundradena har markanvändningen i de terrestriala landskapen förändrats globalt (Houghton, 1994) och de boreala skogarna är inget undantag. Dessa förändringar i markanvändning har kommit att ge stora konsekvenser, inte bara genom faktisk förändring av landskapets utseende utan även genom de effekter i ekosystemen som en förändrad markanvändning genererar (Houghton, 1994). Historiskt har skogslandskapet påverkats av naturliga störningar som exempelvis brand, storm och insektsutbrott i både större och mindre utsträckning (Shorohova *et al.*, 2011) till skillnad från idag då majoriteten av världens skogar modifieras av människan (Houghton, 1994).

Fennoskandien har en lång tradition av skogsbruk (Angelstam *et al.*, 1997), vilket inte är förvånande med tanke på att de boreala barrskogarna är det biom som dominerar (Esseen *et al.*, 1997). I och med mekaniseringen av skogsbruket har de boreala skogarna kommit att skötas allt mer intensivt under det senaste århundradet (Östlund *et al.*, 1997). Fram till mitten av 1900-talet var plockhuggning, som kan liknas vid blädning, den mest frekvent använda avverkningsmetoden i Sverige, då man tog ut de högst skattade träden från skogen (Lundmark *et al.*, 2017). Från 50-talet har däremot traktthyggesbruket kommit att dominera inom det svenska skogsbruket (Axelsson & Östlund, 2001; Albrektson *et al.*, 2012). På grund av det allt mer intensiva brukandet av skog, som mekaniseringen möjliggjort, har skogen gått från att under 1800-talet domineras av äldre skog till att under 1900-talet domineras av yngre skog (Östlund *et al.*, 1997). En kraftig minskning av andelen äldre skog skedde mellan 1910- och 1980-talet, från att över 80% klassats som gammelskog<sup>1</sup> till att mindre än 5% klassas som skog äldre än 160 år (Östlund *et al.*, 1997). Skogsbruket har på många sätt förändrat landskapet och skapat nya strukturer (Kuuluvainen, 2002) som har påverkat den biologiska mångfalden (Hansen *et al.*, 2001) under det senaste århundradet.

Forskning har på många sätt visat att utnyttjandet av skogen har en negativ inverkan på den biologiska mångfalden. Denna negativa inverkan på den biologiska mångfalden avspeglas i antalet rödlistade arter, där drygt hälften av de 4 273 arter som är rödlistade nyttjar skogsbruksmarker (ArtDatabanken, 2015). Det finns flera anledningar till att skogsbruket har en negativ påverkan på många arter. En orsak är att skogsbruket har en stor påverkan på vilka strukturer och funktioner som finns i ett skogsekosystem och således även vilka djur och växter som återfinns (Esseen *et al.*, 1997). Brukandet av skog har inneburit kalavverkningar och fragmenteringar av landskapet vilket har resulterat i en kraftig minskning av arter (ArtDatabanken, 2015). Minskningen av arter sker eftersom hyggen bryter den skogliga kontinuiteten vilket gör att de kontinuitetsberoende arterna får svårigheter i att klara av själva kalhyggesfasen, alternativt hinner inte deras livsmiljöer återskapas innan avverkning sker på nytt (ArtDatabanken, 2015). Kuuluvainen (2002) drar slutsatsen att dagens skogsbruk är för monotont och har för korta omloppstider för att ge den heterogenitet som påträffas i naturliga skogar. Därav menar Kuuluvainen (2002) att en diversitet av olika avverkningsmetoder behövs för att skapa ett mer heterogent landskap.

---

<sup>1</sup> ”Antingen (>150 år) jämgammalt bestånd eller ett fullskiktat bestånd med äldre individer (>150 år)” (Östlund *et al.*, 1997)

## 1.1 Bakgrund

I dagsläget finns det en debatt kring återupptagandet av hyggesfria metoder för att bland annat möta samhällets krav på ett mångfaldigt nyttjande av skogen (Pommerening & Murphy, 2004; Mårald & Nordlund, 2014) och för att efterlikna naturliga processer (Angelstam *et al.*, 1997). Blädning är en form av hyggesfri metod där marken aldrig kalläggs. Vid blädning upprätthålls en oavbruten följd av ett slutet krontak vilket bidrar till en stabil och skuggig livsmiljö för skogens markvegetation (Atlegrim & Sjöberg, 1996). I och med en längre tid av kontinuitet antar man att skogen vid blädning bibehåller gammelskogskaraktär vilket upprätthåller biodiversiteten (Wardle *et al.*, 2012). Därför är det intressant att studera hur markvegetationen påverkas av blädning.

### 1.1.1 Blädningsbruk

Blädningsbruk karaktäriseras av en fullskiktad skog med träd i olika storleksklasser och åldrar där den enda åtgärden är blädning, som sker med långa (20-25 år) eller korta (5-10 år) intervall (Lundqvist, 2005; Albrektson *et al.*, 2012). En förutsättning vid blädning är att beståndets diameterfördelning antar den klassiska konkava, inverterat J-formade diameterkurvan där antalet träd/ha avtar med ökande diameter (Hörnberg *et al.*, 1995; Albrektson *et al.*, 2012). När de mindre träden väl vuxit ur de lägre diameterklasserna fortgår tillväxten allt snabbare och därför har J-kurvan färre träd i de högre diameterklasserna och fler i de lägre. Det tar mellan 40-60 år för träden att nå 1,3 meter vilket betyder att de träd som tas ut vid blädning är ca 150-250 år (Lundqvist, 2005). Eftersom beståndet i stort sett konstant bibehåller ett slutet krontak begränsas blädningsbruket oftast till skuggtåliga trädslag såsom gran (*Picea abies* (L.) H. Karst.) i Sverige. Blädning kan därför vara ett bra alternativ på granmarker och främjar biodiversiteten då det potentiellt kan tillåta arter som kräver en längre kontinuitet av trädklädd skogsmark att etablera sig.

### 1.1.2 Skogsbrukets påverkan på markvegetationen

Aktuell forskning visar att de abiotiska förhållandena i markskiktet förändras vid skogsbruk. Vid avverkning ökar vanligtvis solinstrålningen, variationen i temperatur och vindhastigheten medan luftfuktigheten minskar (Hannerz & Hånell, 1997). Dessa abiotiska förändringar påverkar markvegetationens utbredning och artsammansättning (Atlegrim & Sjöberg, 1996; Hannerz & Hånell, 1997; Palviainen *et al.*, 2005a; Paillet *et al.*, 2010). De förändrade variablerna kan dessutom skapa en skiftning i markvegetationen, från sena till tidiga successionsarter, beroende på grad av påverkan (Huston, 1994).

Trakthyggesbrukets påverkan på markvegetationen är välstuderad. I vissa studier har markvegetationen på kalhyggen visat sig vara mer artrik än markvegetationen i gammal skog eftersom de arter som minskar efter kalavverkning ersätts av fler tidiga successionsarter (Haeussler *et al.*, 2002). De arter som gynnas av trakthyggesbruket är ofta opportunistiska och ljuskrävande arter såsom smalbladiga gräs medan de som missgynnas är exempelvis blåbär som utkonkurreras av snabbväxande gräs och örter (Bergstedt & Milberg, 2001). Åtskilliga studier visar att trakthyggesbruket har en negativ påverkan på förekomsten av blåbär (*Vaccinium myrtillus* L.) och lingon (*Vaccinium vitis-idaea* L.) (Atlegrim & Sjöberg, 1996; Hannerz & Hånell, 1997; Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001; Palviainen *et al.*, 2005b), trots att de är arter



som generellt dominerar markvegetationen i svenska skogar (Nilsson & Wardle, 2005). En stor störning som kalavverkning har även visat sig leda till en minskad täckning av de sena successionsarterna av mossorna gräsmossor (*Brachythecium* spp. Schimp.), kvastmossor (*Dicranum* spp. Hedw.), husmossa (*Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.), väggmossa (*Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.) och att de till viss del ersätts av tidiga successionsarter av mossor (Hannerz & Hånell, 1997; Palviainen *et al.*, 2005b; Marozas *et al.*, 2007). Vid kalavverkning har Palviainen *et al.* (2005a) uppmätt en drastisk minskning av mossornas biomassa, på drygt 90%, och efter fem år hade mossorna fortfarande inte återhämtat sig fullt ut. Även Dynesius & Hylander (2007) har visat att det kan ta lång tid för mossor att återhämta sig ifrån en störning som kalavverkning, och att effekten kan kvarstå i 30-50 år, vilket gör att mossor kan passa bra som indikatorarter för kontinuerligt trädskikt. Det verkar också som att det, efter en störning, finns en variation i återhämtningsförmåga mellan de olika mossarterna (Palviainen *et al.*, 2005b). Hur artrikedomen av mossor påverkas vid en slutavverkning finns splittrade forskningsresultat kring. Enligt en studie utförd i ett bestånd med blandskog av gran och tall i norra Sverige orsakar kalavverkning ingen signifikant skillnad av den totala artrikedomen av mossor (Dynesius & Hylander, 2007). Däremot konstaterades en signifikant minskning i artrikedomen av levermossor och mossor kopplade till skog och konvexa substrat, såsom död ved, då de är känsliga för uttorkning (Esseen *et al.*, 1997; Dynesius & Hylander, 2007). Till skillnad från Dynesius & Hylander (2007) har Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) visat på en signifikant minskning av artrikedomen hos mossor vid kalavverkning. De fann även att det verkar som att det finns en skillnad mellan de vanliga och de mindre vanliga arterna, där de vanliga påverkas i en mindre utsträckning än de mindre vanliga, som tycks försvinna. Dessutom kom de fram till att större störningar som kalavverkning påverkar förekomsten av mossor i de sena successionsstadierna och att mindre intensiva avverkningsmetoder krävs för att bevara dessa sena successionsarter även under föryngringsfasen (Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001).

Det finns inte lika mycket forskning som berör hur en mindre intensiv avverkningsmetod som blädning påverkar markvegetationen (Kuuluvainen *et al.*, 2012). Den forskning som finns visar att fyra år efter blädning resulterar blädning (uttag på 30% av antalet träd), precis som kalavverkning, i en minskad täckning av blåbär (Atlegrim & Sjöberg, 1996). Det visade sig också att påverkan på täckningen av blåbär var mindre vid blädning än vid kalavverkning. Efter blädning uppvisar blåbär dessutom en högre återhämtningsförmåga jämfört med efter en kalavverkning (Atlegrim & Sjöberg, 1996). Vid blädning (uttag på 33% av träden) har även en signifikant minskning i täckning och artrikedomen av mossor påvisats direkt efter avverkning, denna minskning var dock mindre än vid kalavverkning (uttag på 93% av träden) (Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001). Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) fann även att det var de ovanliga och sena successionsarterna av mossorna som påverkades i en större utsträckning. Tio år efter blädning (uttag på 33% av den stående volymen) hade täckningen av mossor fortfarande inte återhämtat sig (Vanha-Majamaa *et al.*, 2017). Även antalet arter av levermossor och mossor minskade signifikant efter blädning men efter tre år hade dessa ersatts av nya arter som koloniserade, efter tio år hade dock artrikedomen sjunkit igen. Efter tio år var täckningen av väggmossa lite högre än innan blädningen hade utförts. Täckningen av husmossa och vågig kvastmossa (*Dicranum polysetum* Sw. ex anon.) minskade signifikant och den senare hade inte återhämtat sig efter tio år (Vanha-Majamaa *et al.*, 2017).

### 1.1.3 Mossor i den boreala skogen

Mossornas betydelse för den boreala skogens ekosystem har kommit att uppmärksammas allt mer under de senaste decennierna. Anledningen till det ökade intresset för mossor är att de utgör en viktig del i skogens markvegetation, och forskning visar att de är en av de mest drivande komponenterna i skogsekosystemet (Nilsson & Wardle, 2005; Turetsky *et al.*, 2012). Det har visat sig att mossor påverkar växtsamhällets flöde av vatten, näring, energi och kol samt att mossornas närvaro i hög grad påverkar de boreala ekosystemens processer och återhämtningsförmåga (Turetsky *et al.*, 2012). Abundansen av mossor bestäms till stor del av ljusinsläpp och luftfuktighet (Kellomäki & Hari, 1976; Fenton & Bergeron, 2006). Dessa abiotiska variabler påverkas kraftigt av skogsbruksmetoder som kalhyggen, men även de kanter som hyggena genererar ger effekter på abundansen av mossor i intilliggande bestånd (Hylander, 2005). Vidare varierar även sammansättningen av mossarter över tid beroende på störningar i landskapet (Nitare, 2000). Vissa mossarter är känsliga för störningar, är svårspredda, har snäva nischer eller specifika miljökrav (Nitare, 2000). Därför är de lämpliga att använda som indikatorarter för att signalera höga naturvärden och kontinuerlig skog (Nitare, 2000; Dynesius & Hylander, 2007) till skillnad från många kärlväxter vars förekomst ofta varierar från år till år (Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001). Det är därför av intresse att studera hur mossors abundans och artrikedom i den boreala skogen påverkas av hyggesfria skötselmetoder, såsom blädning.

## 1.2 Syfte och frågeställningar

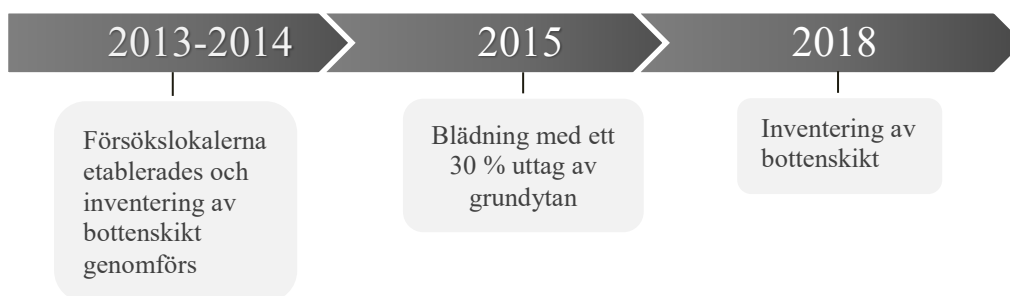
Syftet med denna studie är att undersöka hur mossor påverkas av blädning för att se om blädningsskogar behåller karaktärerna av en gammelskog. För att adressera denna frågeställning undersökte vi hur mossamhällen påverkades av blädning i ett försök utlagt på nio lokaler i Norrland och norra Svealand. Vi använde oss av abundans av mossor för att estimerar funktionell förändring av markvegetationen och artrikedom för att estimerar påverkan på biodiversitet.

1. Hur påverkar blädning abundansen av mossor?
2. Hur påverkar blädning mossors artrikedom?

## 2 METOD

### 2.1 Försöksdesign

Denna studie är av experimentell karaktär med randomisering av matchade ytor där den ena ytan blädades och den andra lämnades som kontroll. Studien pågick mellan 2013-2018 (Figur 1) och utfördes Norrland och norra Svealand. Under 2013-2014 etablerades de nio försökslokalerna: Tvärålund, Kulbäcksliden, Sidensjö, Boggsjö, Liden, Korpmarken, Hovde, Hjältanstorp och Enviken. Varje lokal försågs med två rektangulära ytor med måtten 40 × 25 m (1000 m<sup>2</sup>). Runt omkring varje yta lades en tio meter bred kapp som behandlades på samma sätt som försöksytan för att minimera inflytandet från den omgivande skogen. För varje lokal lottades vilken yta som skulle blädas respektive agera kontroll. Under januari till mars 2015 utfördes blädning med ett uttag på ca 30% av grundytan via stickvägsgående skördare och skotare. På alla ytor inventerades abundans och artrikedom före och efter utförd blädning med ca fem års mellanrum. Abundansen av mossor presenteras i procent där en stam/art har högre abundans ju fler gånger den påträffats på varje punkt i en lokal, i förhållande till antalet inventerade punkter.

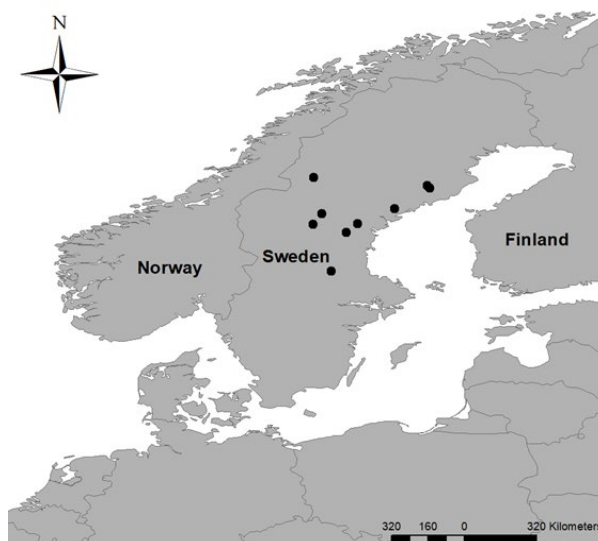


**Figur 1.** Tidslinje över försökets förlopp i stora drag  
*Figure 1. Timeline of the experiment*

### 2.2 Val av lokal

De lokaler som valdes ut uppfyller till stor del de kriterier rörande ståndorten och det geografiska läget som på förhand satts upp. Till att börja med eftersträvades en geografiskt spridning av lokalerna (Figur 2). Vidare var kraven att trädslagsblandningen skulle vara minst 80% gran och skogen ska vara flerskiktad till fullskiktad, vilket samtliga lokaler uppfyller (Tabell 1). För att kunna använda sig av blädning krävs att skogen är fullskiktad, dvs att det finns träd i alla storleksklasser (Albrektson *et al.*, 2012). Därför skulle ingen registrerad gallring ha ägt rum på minst 30 år. Boniteten på ståndorten bör vara G16 eller bättre och vara äldre slutavverkningskog eller medelålders gallringsskog, vilket samtliga lokaler uppfyller (Tabell 1). Marken bör vara frisk till frisk/fuktig och vitaliteten god, det vill säga välutvecklade kronor i alla skikt och begränsad förekomst av rotröta. Markvegetationen dominerades av blåbär på

samtliga lokaler. Det eftersträvades även att lokalerna låg i ett skyddat läge för att minska risken för stormfällning. Slutligen skulle avverkning kunna utföras maskinellt.



**Figur 2.** Den geografiska spridningen av de nio lokalerna som ingår i studien  
**Figure 2.** Location of the nine forest stands that are included in the experiment

**Tabell 1.** Beståndsdata för samtliga nio lokaler med avseende på ålder, ståndortsindex (SI), trädslagsfördelning (TGL), volym/ha (m<sup>3</sup>/ha) och grundyta/ha

**Table 1.** Information regarding the different stands including age, site index (SI), tree species distribution (TGL), volume/ha and basal area/ha

Lokal	Ålder	Ståndortsindex (SI)	Trädslagsfördelning (TGL)	Volym m <sup>3</sup> /ha	Grundyta m <sup>2</sup> /ha	Skiktning
Korpmarken	130	G20	1 9 0	250	32	Fullskiktad
Boggsjö	95-125	G19	2 8 0	260	31	Fullskiktad
Hjältanstorp	95	G20 -22	1 9 0	250	29	Fullskiktad
Liden	80-120	G20	2 8 0	215	28	Fler än två skikt
Enviken	67	G23	2 8 0	Okänd	28	Fler än två skikt
Sidensjö	80-120	G20	1 8 1	280	30	Fullskiktad
Hovde	-150	G16	0 8 2	180	29	Fullskiktad
Kulbäcksliden	186	G18	0 9 1	266	23	Fullskiktad

## 2.3 Val av ytornas placering

För att säkerställa att ytorna var jämförbara eftersträvades, vid utläggning av ytor, liknande grundyta och stamantal. Även en tydlig förekomst av ett lägre trädskikt än härskande och medhärskande stammar eftersträvades, framförallt av träd med en höjd kring 1/3–2/3 av de härskande stammarna. Likaså frånvaro av större luckor och större insekts- och svampangrepp. Precis som vid gallring, eftersträvades vid utläggningen av ytorna att stickvägarna skulle kunna placeras i befintliga luckor. Detta för att reducera antalet luckor i beståndet vilket då minskar risken för snöbrott och vindfällen.

## 2.4 Datainsamling

Under hösten (oktober) 2013-2014 och sommaren (juli-augusti) 2018 genomfördes inventeringar av markvegetationen på samtliga 18 ytor. Inventeringsmetoderna är pinpoint-inventering för att estimeras abundans (Strengbom *et al.*, 2018) och inventering via frisök av artrikedom.

### 2.4.1 Inventering av mossornas abundans

En pinpoint-inventering utfördes på bländnings- och kontrolltytor på samtliga lokaler för att inventera mossornas abundans. Pinpoint-inventeringen inleddes med att två linjer drogs diagonalt genom ytans centrum. Därefter slumpades 200 punkter ut på varje linje och vid varje punkt noterades art/släkte/stam för mossorna i bottenskiktet. För att beräkna ett/en släktes/stams abundans i procent per yta divideras totala antalet fynd av ett släkte/stam med totala antalet punkter. Tidsåtgången, effektiv tid per yta, beräknades till ca 3 timmar.

För stammen bladmossor (*Bryophyta* A.Braun) noterades följande släkten enligt Hallingbäck & Holmåsén (1982): björnmossor (*Polytrichum* s. lat.), brännmossor (*Ceratodon* Brid.), fyrtandsmossor (*Tetraphis*), gräsmossor, husmossor (*Hylocomium* Bruch & Schimp.), jordmossor (*Dicranella* (Müll.Hal.) Schimp.), kammossor (*Ptilium* De Not.), kvastmossor, raggmossor (*Racomitrium* Brid.), rosmossor (*Rhodobryum* (Schimp.) Limpr.), sidenmossor (*Plagiothecium* Bruch & Schimp.), stjärnmossor (*Mnium* Hedw.), vitmossor (*Sphagnum* L.), väggmossor (*Pleurozium* Mitt.), flätmossor (*Hypnum* Hedw.) och hakmossor (*Rhytidiadelphus* (Limpr.) Warnst.).

För stammen levermossor (*Marchantiophyta* Stotler & Crand.-Stotl.) noterades de specifika släktena: lummermossor (*Barbilophozia* Loeske), fransmossor (*Ptilidium* Nees), säckmossor (*Calypogeia*) och resterande levermossor klassades endast till stamnivå.

### 2.4.2 Inventering av mossornas artrikedom

Inventering via frisök genomfördes för att inventera mossarter på varje yta i samtliga lokaler. Varje art noterades endast en gång per yta. Ambitionen med frisöket var att totalinventera biodiversiteten av mossor på samtliga ytor. Förekomsten av nya taxa bestämdes i de flesta fall till artnivå men när detta inte var möjligt till finaste taxonomiska resolution.

## 2.5 Dataanalys

För att testa våra hypoteser att abundans och artrikedom inte skiljer sig mellan bländnings- och kontrolltytor använde vi oss av paired t-test enligt Samuels *et al.* (2010) där parningen baseras på de nio olika lokalerna. För att testa om det fanns någon signifikant skillnad mellan första och andra inventeringen för kontrolltytor respektive bländade tytor gjordes one sample t-test. Vid

samtliga analyser användes ett konfidensintervall på 95% och en signifikansnivå på 5%. Alla statistiska analyser utfördes i Minitab version 18.

### 2.5.1 Abundans av mossor

Paired t-tests användes för att analysera skillnaden i förändrad abundans mellan blädning och kontroll. För att analysera förändringen mellan den första och andra inventeringen användes one sample t-test. Analyserna gjordes dels med avseende på totala abundansen av mossor och för de specifika släktena husmossor, väggmossor, kammossor, kvastmossor samt lummermossor.

### 2.5.2 Artrikedom av mossor

Paired t-test användes för att analysera skillnaden i förändrad artrikedom mellan blädning och kontroll. För att analysera förändringen mellan den första och andra inventeringen användes one sample t-test. Analyser gjordes med avseende på den totala artrikedomen och för de två stammarna bladmossor och levermossor.

## 3 RESULTAT

### 3.1 Abundans av mossor

Den genomsnittliga abundansen av mossor har inte förändrats i någon större utsträckning mellan den första och den andra inventeringen och det är inte heller någon större skillnad mellan de blädade ytorna och kontrollytorna. Vid den första inventeringen var den genomsnittliga abundansen 86% för de ytor som lämnats som kontroll och 84% för de ytor som skulle blädas. Abundansen för de flesta släkten mossor har minskat vid den andra inventeringen, både på kontrollytorna och på de blädade ytorna. Husmossor har dock ökat något, både på de blädade ytorna och på kontrollerna, medan kvastmossor, lummermossor och vitmossor endast ökat på de blädade ytorna. Vid den andra inventeringen hade den genomsnittliga abundansen minskat med två procentenheter för kontrollytorna och med tre procentenheter för de ytor som blädats. Analyserna visar att dock att förändringen av abundansen, både den totala abundansen och abundansen för de sju släktena, inte är signifikant, varken för de blädade ytorna eller kontrollytorna ( $P > 0,102$  i samtliga fall, Tabell 2). De statistiska analyserna ger inte heller något stöd för att det skulle finnas någon skillnad mellan kontrollytorna och de blädade ytorna, varken för den totala abundansen eller i abundans för de sju släktena ( $P > 0,171$  i samtliga fall, Tabell 2).

**Tabell 2.** Abundans (% ± SE) av mossor i sju olika släkten och abundansen av alla mossor före behandling och tre år efter behandling i grandominerade bestånd som antingen blädats eller lämnats som kontrolltytor  
**Table 2.** The abundance (% ± SE) of seven genus of bryophytes (mosses and liverworts) and the abundance of all bryophytes, before and three years after treatment, in spruce dominated stands that have been treated with selective thinning or been left as controls

Släkte	Åtgärd	Abundans				
		Före (%±SE)	Efter (%±SE)	Medelförändring (%-enheter)	P-värde <sup>1</sup>	P-värde <sup>2</sup>
Björnmossor	Blädning	2,71±2,95	2,03±1,76	-0,682	0,470	0,881
	Kontroll	1,98±2,10	1,39±1,59	-0,592	0,243	
Husmossor	Blädning	29,54±4,65	31,50±6,91	+1,96	0,326	0,424
	Kontroll	32,93±8,92	36,92±10,53	+3,99	0,102	
Kammossor	Blädning	17,58±14,68	16,47±13,34	-1,11	0,397	0,405
	Kontroll	16,32±10,87	15,97±10,61	-0,35	0,815	
Kvastmossor	Blädning	7,90±4,67	8,25±3,65	+0,35	0,871	0,253
	Kontroll	10,16±7,20	7,69±3,39	-2,46	0,119	
Lumtermossor	Blädning	2,08±2,68	2,67±2,54	+0,58	0,612	0,395
	Kontroll	2,72±3,50	2,72±2,87	±0	1,000	
Vitmossor	Blädning	6,26±8,91	4,69±6,57	+0,6	0,176	0,171
	Kontroll	5,12±9,74	5,72±12,03	-1,56	0,558	
Väggmossor	Blädning	15,43±9,10	12,93±9,18	-2,49	0,191	0,721
	Kontroll	15,29±11,01	13,36±11,63	-1,93	0,243	
Totalt	Blädning	83,59±12,61	80,91±9,35	-2,69	0,472	0,827
	Kontroll	86,34±9,57	84,17±9,26	-2,18	0,297	

Medelförändringen visar den genomsnittliga förändringen i procentenheter, från den första till den andra inventeringen. P-värde<sup>1</sup> avser one sample t-test på förändringen mellan den första och den andra inventeringen. P-värde<sup>2</sup> avser paired t-test på skillnaden i förändrad abundans mellan blädning och kontroll. P-värde<sup>1</sup> & <sup>2</sup> avser båda en sannolikhetsgrad på 0,05.

## 3.2 Artrikedom av mossor

Vid analysen av skillnaden i artrikedom av alla mossor kunde ingen signifikant skillnad mellan kontrolltytorna och de blädade ytorna säkerställas (Tabell 3). Från den första inventeringen till den andra inventeringen har den totala artrikedomen av mossor minskat något på de blädade ytorna (minskat från 33 till 31,  $P=0,087$ ) och minskat signifikant på kontrolltytorna (från 34 till 31,  $P=0,004$ ) (Tabell 3).

### 3.2.1 Bladmossor

Vid den andra inventeringen hade artrikedomen av bladmossor ökat något på de blädade ytorna tillskillnad från på kontrolltytorna där en minskning av arter hade skett (Tabell 3). Varken för de blädade ytorna eller kontrolltytorna är förändringen i artrikedom av bladmossor signifikant (Tabell 3). För bladmossor ger den statistiska analysen däremot stöd för att det finns en signifikant skillnad mellan kontrolltytorna och de blädade ytorna ( $P=0,041$ ) (Tabell 3).



På blädningsytorna har fler arter tillkommit på lokalerna jämfört med på kontrollytorna (Tabell 4). Det är dessutom färre arter av bladmossor som försvunnit från lokalerna efter blädning jämfört med kontrollytorna (Tabell 4). Den bladmossa som har försvunnit från flest ytor är cirkelmossa (*Sanionia uncinata* (Hedw.) Loeske) (-5) (Tabell 4). Resultatet hos släktet vitmossor går isär där klubbvitmossa (*Sphagnum angustifolium* (Russ.) C. Jens.) och brokvitmossa (*Sphagnum russowii* Warnst.) försvunnit från lika många kontrolltytor (-3) medan tallvitmossa (*Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.) tillkommit på fem kontrolltytor (Tabell 4). Brännmossa (*Ceratodon purpureus* (Hedw.) Brid.) är den enda arten bland bladmossor som tillkommit på både blädnings- (+5) och kontrollytorna (+3) (Tabell 4).

### 3.2.2 Levermossor

Ingen signifikant skillnad mellan de blädade ytorna och kontrollytorna kan säkerställas för levermossor ( $P=0,604$ ), däremot är den negativa förändringen av artrikedomen av levermossor signifikant, både för de blädade- ( $P=0,002$ ) och för kontrollytorna ( $P=0,006$ ).

Det är ingen levermossa som har tillkommit på tre eller fler lokaler, varken på de ytor som blädats eller lämnats som kontrolltytor (Tabell 4). Det är något fler levermossor som förekommer på en lägre andel av lokalerna på de ytor som blädats (Tabell 4). Släktet flikmossor (hornflikmossa (*Lophozia longidens* (Lindb.) Macoun) och trubbflikmossa (*Lophozia obtusa* (Lindb.) A.Evans)) har tillsammans försvunnit på sex blädnings- och fyra kontrolltytor. En stor minskning ses även hos lummermossorna (lundlummermossa (*Barbilophozia barbata* (Schreb.) Loeske) och hedlummermossa (*Barbilophozia floerkei* (Web. & Mohr) Loeske)) (-8), men dessa har endast försvunnit på kontrollytorna.

**Tabell 3.** Artrikedomen (antal  $\pm$  SE) av mossor i två olika stammar och artrikedomen av alla mossor före och tre år efter behandling i grandominerade bestånd som antingen blädats eller lämnats som kontroll

**Table 3.** Species diversity (number  $\pm$  SE) for the two division of mosses and liverworts and the species diversity of all bryophytes (mosses and liverworts), before and after three years, in spruce dominated stands that have been treated with selective thinning or left as controls

Stam	Åtgärd	Artrikedomen				
		Före (antal $\pm$ SE)	Efter (antal $\pm$ SE)	Medelförändring (%-enheter)	P-värde <sup>1</sup>	P-värde <sup>2</sup>
Bladmossor	Blädning	19,56 $\pm$ 3,57	20,89 $\pm$ 4,11	+1,33	0,257	<b>0,041</b>
	Kontroll	20,56 $\pm$ 4,07	19,44 $\pm$ 5,03	-1,11	0,107	
Levermossor	Blädning	13,78 $\pm$ 3,35	10,44 $\pm$ 3,94	-3,33	<b>0,002</b>	0,604
	Kontroll	13,89 $\pm$ 4,46	11,11 $\pm$ 3,22	-2,78	<b>0,006</b>	
Totalt	Blädning	33,33 $\pm$ 5,83	31,33 $\pm$ 6,86	-2,00	0,087	0,237
	Kontroll	34,44 $\pm$ 7,11	30,56 $\pm$ 6,29	-3,89	<b>0,004</b>	

Medelförändringen visar den genomsnittliga förändringen i procentenheter, från den första till den andra inventeringen, för total artrikedomen och artrikedomen för de två stammarna blad- och levermossor. P-värde<sup>1</sup> avser one sample t-test på förändringen mellan den första och den andra inventeringen. P-värde<sup>2</sup> avser paired t-test på skillnaden i förändrad abundans mellan blädning och kontroll. P-värde<sup>1</sup> & <sup>2</sup> avser båda en sannolikhetsgrad på 0,05, där signifikanta värden står skrivna i fet stil för att belysas.

**Tabell 4.** Antal blädnings- och/eller kontrolltytor där arter av blad- och levermossor försvunnit eller tillkommit. Vetenskapliga namn ses i bilaga 1

*Table 4.* The number of sites where species, of both mosses and liverworts, have been lost or arised in the sites with selective thinning and control sites. The scientific names are found in appendix 1

Art	Blädningsytor		Kontrolltytor	
	-	+	-	+
<b>Bladmossor</b>	-	-	-	-
Sotmossa	-	-	-3	-
Brännmossa	-	+5	-	+3
Stor grävlingmossa	-	+3	-	-
Enbjörnmossa	-	+3	-	-
Cirkelmossa	-5	-	-	-
Klubbvitmossa	-	-	-3	-
Tallvitmossa	-	-	-	+5
Brokvitmossa	-	-	-3	-
<b>Levermossor</b>	-	-	-	-
Lundlummermossa	-	-	-5	-
Hedlummermossa	-	-	-3	-
Säckmossor	-3	-	-	-
Trådmossor	-4	-	-	-
Vedblekmossa	-3	-	-	-
Hornflikmossa	-3	-	-4	-
Trubbflikmossa	-3	-	-4	-
Stor fransmossa	-3	-	-4	-

Tabellen presenterar de mossarter som tillkommit (+) eller försvunnit (-) på tre eller fler ytor.

### 3.2.3 Signalarter och rödlistade arter

Sju signalarter och rödlistade arter hittades vid den första inventeringen varav fyra fanns på de blådade ytorna och sju på kontrollytorna (Bilaga 1). Vid den andra inventeringen hade antalet signal- och rödlistade mossor ökat med en art på de ytor som blädats medan det på kontrollytorna skett en minskning med tre arter.

## 4 DISKUSSION

Tidigare studier visar att det dominerande skogsbruket i Sverige, trakthyggesbruket kan påverka vissa arter negativt. Bland annat har det visats att mossor, speciellt de som redan är ovanliga i skogen, är känsliga för kalavverkning (Jalonen & Vanha-Majamaa, 2001). Syftet med denna studie var därför att undersöka hur mossor påverkas av blädning för att se om blädningsskogar behåller karaktärerna av en gammelskog. Vi ville även undersöka om det fanns någon skillnad i blädningens påverkan på bladmossor och levermossor. För att studera detta använde vi oss av abundans av mossor för att estimerar funktionell förändring av markvegetationen och artrikedom för att estimerar påverkan på biodiversitet.

### 4.1 Abundans av mossor

Vår studie finner inget stöd för att abundansen av mossor påverkas av blädning, varken den totala abundansen eller i de sju släktena (Tabell 2). Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) och Vanha-Majamaa *et al*, (2017) har däremot funnit att täckningen av mossor direkt efter blädning signifikant reducerats och att mossorna inte återhämtat sig efter 10 år. Det finns inte några större skillnader i utförandet av försöken mellan vår studie och Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) eller Vanha-Majamaa *et al*, (2017). Både blädningsstyrkan (ca 30%) och tidpunkten för blädning är densamma vilket innebär att de störningar orsakade av skogsmaskinerna bör vara likvärdiga. Det borde inte heller finnas någon större skillnad i miljön med tanke på att Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) och Vanha-Majamaa *et al*, (2017) studie utfördes i södra Finland och vår utfördes i Norrland samt norra Svealand vilka ligger på liknande breddgrader. Däremot skiljer valet av inventeringsmetod, där vi har använt pinpoint-inventering medan de har uppskattat täckningen av mossor visuellt. Till skillnad mot Jalonen & Vanha-Majamaa (2001) och Vanha-Majamaa *et al*, (2017), fann vår studie inte något stöd för en förändring i abundans efter blädning. Anledningen till de skilda skillnaden i resultat är oklar. Det kan vara så att vi har för lite underlag för att en signifikant förändring ska kunna säkerställas.

På kontrolltyorna kan vi inte se att en frånvaro av avverkning leder till en minskad abundans av arter. Bergstedt & Milberg (2001) fann däremot att abundansen av arter på de opåverkade tyorna hade minskat. Det som skiljer vår studie från deras är att de hade 10-11 år mellan inventeringarna medan vi endast kunnat studera de kortsiktiga effekterna efter 3 år.

Vad vi kan se verkar blädningssingreppet i sig inte ha påverkat abundansen hos de vanligaste mossorna. Inte heller de extrema väderförhållandena under sommaren 2018 (SMHI, 2019) verkar ha påverkat mossorna, vilket i sådana fall borde visat sig genom en minskning av deras abundans på kontrolltyorna (Tabell 2). Förvisso är uttorkning något som många mossor är anpassade till, nackdelen är då att de förlorar sin fotosyntetiserande förmåga och därmed tappar i tillväxt (Marschall & Proctor, 2004). Därför är det möjligt att effekterna av sommarens extrema värme och torra syns först om något år eller att det krävs flera år av torra för att ge något utslag på abundansen.

### 4.2 Artrikedom av mossor

Den totala artrikedomen av mossor har minskat från den första till den andra inventeringen, både på de blådade ytorna och på kontrollytorna men det är endast på kontrollytorna som minskningen är signifikant ( $P=0,004$ ) (Tabell 3). Det är möjligt att denna minskning beror på den extrema torka som inträffade under året för inventeringen. Denna slutsats stöds också av att det främst var arter som är kända för att kräva hög luftfuktighet som framförallt minskade, exempelvis cirkelmossa. Det verkar dock som att det framförallt är kontrollytorna som påverkades mest av denna nedgång. Anledningen till detta kan eventuellt vara att den mer varierade livsmiljön i blådade ytor gör dessa ytor lämpliga för fler arter med olika krav. Till exempel har det visats att ett bestånd med en varierad livsmiljö bidrar till habitat för både ljus- och skuggtåliga arter (Gao *et al.*, 2014). Tidigare forskning har också funnit att bestånd med delvis slutet kronskikt hade högre artdiversitet än bestånd som var helt slutna (Nygaard & Ødegaard, 1999; Sagar *et al.*, 2008; Gao *et al.*, 2014). Däremot har en välskött blädningsskog en mindre mängd död ved, speciellt av det grövre slaget, än en orörd granskog (Lundqvist, 2005). Liggande död ved är, enligt Coote *et al.* (2013), ett gott tecken på hög artrikedom av mossor i skogen. I denna studie har blädning dock endast utförts vid ett tillfälle och minskningen i artrikedom beror mer troligt på att arter försvunnit på grund av den extrema värme och torka som observerades under sommaren 2018 (SMHI, 2019). Sommarens väderförhållanden kan också vara en av huvudledningarna till varför antalet arter i stammen levermossor minskat signifikant på både blädnings- och kontrollytorna medan bladmossor har ökat vid blädning och minskat på kontroll.

#### 4.2.1 Bladmossor

Förändringen i artrikedom av bladmossor från den första inventeringen till den andra inventeringen är inte signifikant, varken för blädnings- eller kontrollytorna. Däremot fanns det för bladmossor en signifikant skillnad mellan kontrollytorna och de blådade ytorna ( $P=0,041$ ) där artrikedomen stigit på de blådade ytorna samt minskat på kontrollytorna (Tabell 3). Skillnaden mellan kontrollytorna och de blådade ytorna kan bero på att fler bladmossor gynnas än missgynnas av en mindre störning som blädning på grund av ökat ljusinsläpp och skapandet av nya habitat som exempelvis blottad mark i stickvägarna. På kontrollytorna är det möjligt att arter av bladmossor missgynnats av sommarens värme och torka samtidigt som få nya arter har kunnat etablera sig på grund av utebliven störning.

De bladmossor som försvunnit från vissa/alla ytor är tydligt förknippade med fuktig skogsmark eller våtmark. Särskilt de mossor som försvunnit på blädningsytorna, exempelvis cirkelmossa kräver hög luftfuktighet och släktet vitmossor gynnas av fuktiga habitat (Hallingbäck & Holmåsen). Dock minskade även vitmossor på kontrollytorna liksom sidenmossor. Dessa mossors försvinnande tros bero på sommarens värme och uteblivna nederbörd. Sotmossans (*Andreaea rupestris* Hedw.) försvinnande på kontrollytorna kan däremot inte bero på torkan eftersom den trivs i öppen terräng utan skyddande krontak. Förklaringen kan istället ligga i att sotmossan lätt konkurreras ut av andra mossarter (Hallingbäck & Holmåsen).

Alla arter av släktet bladmossa som ökat på fler än tre lokaler med blädning har liknande habitatkrav som karaktäriseras av torra, öppna eller kulturpåverkade marker, flera arter är även pionjärer på bar mark (Hallingbäck & Holmåsen). Brännmossa ökat mest på de blådade ytorna. Denna art anses vara mycket ovanlig i orörd skog där störning sällan sker vilket kan förklara varför den återfinns på fler ytor efter en störning som blädning (Hallingbäck & Holmåsen). På

kontrolltytorna är tallvitmossa den art som har ökat mest, denna art växer gärna på blottad mark i hållmarkstallskog (Hallingbäck & Holmåsen).

#### 4.2.2 Levermossor

Dynesius & Hylander (2007) fann en signifikant påverkan för den specifika gruppen levermossor vid kalavverkning. Vi har däremot inte kunnat se någon signifikant skillnad i förändringen mellan de blådade ytorna och kontrolltytorna ( $P=0,604$ ). Att levermossor påverkas negativt av kalaverkning (Dynesius & Hylander 2007) men inte av blädning i vår studie tyder på att blädning kan vara ett bra skötselalternativ till trakthyggesbruket för att bevara artrikedomen.

Artrikedomen av levermossor är signifikant lägre både på blädnings- och kontrolltytorna vid den andra inventeringen. Denna minskning kan tyda på att det är sommaren 2018-års väderförhållanden och inte ingreppet blädning som påverkat resultatet. Sommaren 2018 var extremt varm och torr (SMHI, 2019) vilket kan vara förklaringen till varför vi ser en minskad artrikedom av levermossor då levermossor generellt är mer skugganpassade och känsliga för uttorkning (Marshall & Proctor, 2004; Király *et al.*, 2013).

Ingen levermossa har tillkommit på fler än tre lokaler, varken på de blådade ytorna eller kontrolltytorna däremot är det ett flertal arter som har försvunnit (Tabell 6). På blädningsytorna har släktena säckmossor, trådmossor och arten vedblekmossa (*Lophocolea heterophylla* (Schrad.) Dumort.) minskat där säckmossor och vedblekmossa är knutna till fuktiga habitat och murken ved (Hallingbäck & Holmåsen). De arter som försvunnit på både kontroll- och blädningsytorna är hornflikmossa, trubbflikmossa och stor fransmossa (*Ptilidium ciliare* (L.) Hampe). Av dessa mossor är det endast hornflikmossans som är knuten till nedbruten död ved medan övriga arter inte har särskilt specifika habitatkrav (Hallingbäck & Holmåsen). De mossor som återfinns på färre kontrolltytor föredrar att växa på konvexa substrat eller blottad mark (Hallingbäck & Holmåsen). Även Dynesius & Hylander (2007) och Esseen *et al.* (1997) kunde observera en minskning av mossor på konvexa substrat men detta var vid en större störning som kalavverkning.

#### 4.2.3 Signalarter och rödlistade arter

Det är endast rödlistade arter och/eller signalarter med krav på lång skoglig kontinuitet, hög luftfuktighet och/eller skugga som visar på en minskning över tiden bland bladmossorna (Nitare, 2000; ArtDatabanken, 2010) vilket stödjer att det är torkan under 2018 som är orsaken till minskningen. En av dessa arter är mörk husmossa (*Hylocomiastrum umbratum* (Hedw.) M.Fleisch.) som både minskat på blädnings- och kontrolltytorna. De andra två arterna, stjärnmossa (*Plagiomnium cuspidatum* (Hedw.) T.J.Kop.) och vågig sidenmossa (*Plagiothecium undulatum* (Hedw.) Schimp.), har bara identifierats på ett fåtal kontrolltytor vid första inventeringen och inte återfunnits. De två levermossorna som klassats som rödlistade/signalarter, skogstrappmossa (*Anastrophyllum michauxii* (F.Web.) A.Evans) och vedflikmossa (*Lophozia longiflora* (Nees) Schiffn.), återfanns i samma utsträckning även efter blädning vilket kan vara en indikation på att blädning bibehåller de förhållandena vilka dessa arter är beroende av. För kontrolltytorna har däremot en signalart, vedtrappmossa

(*Anastrophyllum hellerianum* (Nees ex Lindenb.) R.M.Schust.), försvunnit. En förklaring till varför rödlistade-/signalarter blad- och levermossor har minskat mer på kontrollytorna jämfört med de blådade ytorna kan vara att det initialt fanns fler av dessa arter på kontrollytorna än blädningssytorna (Bilaga 1). Eftersom minskningen mest drabbat kontrollytorna tros anledningen vara sommarens väderförhållanden och inte blädningssingreppet. Tidigare forskning menar dock att de nischer som många störningskänsliga växtarter kräver inte finns i den rationellt skötta blädningsskogen (Lindhe & Drakenberg, 1992; Atlegrim & Sjöberg, 1996). Med tanke på att det var ett fåtal, totalt åtta, rödlistade-/signalarter som hittades och det faktum att respektive art endast återfanns på ett fåtal lokaler bör dessa tolkningar tas med försiktighet.

### 4.3 Felkällor

För det första kan resultatet ha påverkats av väderförhållandena under sommaren 2018 som präglades av extrem värme och torka. Eftersom att artrikedommen även påverkats på kontrollerna och det faktum att många mossor är känsliga för uttorkning (Esseen *et al.*, 1997; Dynesius & Hylander, 2007), tyder det på att en minskning i artrikedom beor på väderförhållandena snarare än av blädningssingreppet.

För det andra är det vissa variabler i beståndsdata som skiljer mycket mellan lokalaerna. Till exempelvis ålder, ståndortsindex och volym har relativt stora variationer mellan respektive lokal. Ålder på beståndet kan påverka vilka mossarter som hunnit etablera sig. Ståndortsindex, det vill säga boniteten, är även den avgörande för resultatet då områden med högre bonitet ofta är mer artrika (Reich *et al.*, 2012). Hur stor volym som står på ytan kan avgöra hur mycket ljus som når markvegetationen, vilket också kan påverka sammansättningen av mossarter. Skillnaderna mellan lokalerna kan orsaka brus i datat som gör det svårare att hitta skillnader. Men detta innebär också att de skillnader man hittar är mer generella och ger en mer representativ bild som kan appliceras på större delar av landet.

Slutligen bygger våra analyser på ett fåtal observationer vilket gör att det krävs extrema värden för att data inte ska kunna antas vara normalfördelad. Vi har använt oss av skillnader (differenser) vid analyser. Eftersom att våra skillnader låg nära varandra är det rimligt att anta data är normalfördelad.

## 5 SLUTSATSER

Denna studie visade att blädning, på kortsikt, inte påverkar den totala abundansen eller artrikedomen mossor. Det faktum att de ytorna som blädats inte drabbats hårdare än de som agerat kontroll tyder på att blädning bibehåller de karaktärer som en gammelskog har med avseende på livsmiljö. För att dra några slutsatser kring de långsiktiga effekterna av återkommande blädning krävs fler studier som sträcker sig över en längre tidshorisont. Resultaten från denna studie tyder dock på att blädning kan vara ett bra komplement till trakthyggesbruket för att skapa ett mer heterogent landskap med en större diversitet av livsmiljöer vilket skulle gynna fler mossor.

## 6 REFERENSER

- Albrektson, A., Elfving, B., Lundqvist, L., Valinger, E. & Skogsstyrelsen (2012). *Skogsskötselns grunder och samband*. (Skogsskötselserien nr 1).
- Angelstam, P.K., Anufriev, V.M., Balciuskas, L., Blagovidov, A.K., Borgegård, S.-O., Hodge, S.J., Majewski, P., Ponomarenko, S.V., Shvarts, E.A., Tishkov, A.A., Tomialojc, L. & Wesolowski, T. (1997). Biodiversity and Sustainable Forestry in European Forests: How East and West Can Learn from Each Other. *Wildlife Society Bulletin (1973-2006)*, vol. 25 (1), ss. 38–48.
- ArtDatabanken. *Calypogeia azurea - Blå säckmossa*. (2010). Available from: <https://artfakta.artdatabanken.se/taxon/231>. [Accessed 2019-04-11].
- ArtDatabanken (2015). *Rödlistade arter i Sverige 2015*. Uppsala: SLU. Available from: <https://pub.epsilon.slu.se/12339/>. [Accessed 2019-02-28].
- Atlegrim, O. & Sjöberg, K. (1996). Response of bilberry (*Vaccinium myrtillus*) to clear-cutting and single-tree selection harvests in uneven-aged boreal *Picea abies* forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 86 (1), ss. 39–50.
- Axelsson, A.-L. & Östlund, L. (2001). Retrospective gap analysis in a Swedish boreal forest landscape using historical data. *Forest Ecology and Management*, vol. 147 (2), ss. 109–122.
- Bergstedt, J. & Milberg, P. (2001). The impact of logging intensity on field-layer vegetation in Swedish boreal forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 154 (1), ss. 105–115.
- Coote, L., Dietzsch, A.C., Wilson, M.W., Graham, C.T., Fuller, L., Walsh, A.T., Irwin, S., Kelly, D.L., Mitchell, F.J.G., Kelly, T.C. & O'Halloran, J. (2013). Testing indicators of biodiversity for plantation forests. *Ecological Indicators*, vol. 32, ss. 107–115.
- Dynesius, M. & Hylander, K. (2007). Resilience of bryophyte communities to clear-cutting of boreal stream-side forests. *Biological Conservation*, vol. 135 (3), ss. 423–434 (The Conservation Ecology of Cryptogams).
- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. & Sjöberg, K. (1997). Boreal Forests. *Ecological Bulletins*, (46), ss. 16–47.
- Fenton, N.J. & Bergeron, Y. (2006). Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. *Journal of Vegetation Science*, vol. 17 (1), ss. 65–76.
- Gao, T., Hedblom, M., Emilsson, T. & Nielsen, A.B. (2014). The role of forest stand structure as biodiversity indicator. *Forest Ecology and Management*, vol. 330, ss. 82–93.
- Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y. & Kranabetter, J. (2002). Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica*, vol. 36 (1). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.565>.
- Hallingbäck, T. & Holmåsén, I. *Mossor - En fälthandbok*. Stockholm: Interpublishing.
- Hannerz, M. & Hånell, B. (1997). Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management*, vol. 90 (1), ss. 29–49.
- Hansen, A.J., Neilson, R.P., Dale, V.H., Flather, C.H., Iverson, L.R., Currie, D.J., Shafer, S., Cook, R. & Bartlein, P.J. (2001). Global Change in Forests: Responses of Species, Communities, and Biomes. Interactions between climate change and land use are projected to cause large shifts in biodiversity. *BioScience*, vol. 51 (9), ss. 765–779.
- Houghton, R.A. (1994). The Worldwide Extent of Land-Use Change. *BioScience*, vol. 44 (5), ss. 305–313.
- Huston, M.A. (1994). *Biological diversity. The coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge: University of Cambridge.
- Hylander, K. (2005). Aspect modifies the magnitude of edge effects on bryophyte growth in boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, vol. 42 (3), ss. 518–525.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. (1995). Stand dynamics, regeneration patterns and long-term continuity in boreal old-growth *Picea abies* swamp-forests. *Journal of Vegetation Science*, vol. 6 (2), ss. 291–298.
- Jalonen, J. & Vanha-Majamaa, I. (2001). Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management*, vol. 146 (1), ss. 25–34.
- Kellomäki & Hari (1976). Rate of photosynthesis of some forest mosses as a function of temperature and light intensity and effect of water content of moss cushion on photosynthetic rate. *Silva Fennica*, vol. 10 (4), ss. 288–295.
- Király, I., Nascimbene, J., Tinya, F. & Ódor, P. (2013). Factors influencing epiphytic bryophyte and lichen species richness at different spatial scales in managed temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, vol. 22 (1), ss. 209–223.



- Kuuluvainen, T. (2002). Natural variability of forests as a reference for restoring and managing biological diversity in boreal Fennoscandia. *Silva Fennica*, vol. 36 (1). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.552>.
- Kuuluvainen, T., Tahvonen, O. & Aakala, T. (2012). Even-Aged and Uneven-Aged Forest Management in Boreal Fennoscandia: A Review. *AMBIO*, vol. 41 (7), ss. 720–737.
- Lindhe, L. & Drakenberg, B. (1992). Modifierade skogsbruksmetoder och biologisk mångfald. *Skog och forskning*, (4), ss. 26–31.
- Lundmark, H., Josefsson, T. & Östlund, L. (2017). The introduction of modern forest management and clear-cutting in Sweden: Ridö State Forest 1832–2014. *European Journal of Forest Research*, vol. 136 (2), ss. 269–285.
- Lundqvist, L. (2005). *Blädningsbruk*. Umeå: SLU. (Rapporter Institutionen för Skogsskötsel; 61).
- Marozas, V., Racinkas, J. & Bartkevicius, E. (2007). Dynamics of ground vegetation after surface fires in hemiboreal *Pinus sylvestris* forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 250 (1), ss. 47–55 (Disturbances at multiple scales as the basis of forest ecosystem restoration and management).
- Marschall, M. & Proctor, M.C.F. (2004). Are Bryophytes Shade Plants? Photosynthetic Light Responses and Proportions of Chlorophyll a, Chlorophyll b and Total Carotenoids. *Annals of Botany*, vol. 94 (4), ss. 593–603.
- Mårald, E. & Nordlund, C. (2014). *Idéer och värderingar: rapport från Future Forests 2009-2012*. Umeå: Future Forests, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Nilsson, M.-C. & Wardle, D.A. (2005). Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 3 (8), ss. 421–428.
- Nitare, J. (2000). *Signalarter - Indikatorer på skyddsvärd skog*. Flora över kryptogamer. Jönköping: Skogsstyrelsens förlag.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. (1999). Sixty Years of Vegetation Dynamics in a South Boreal Coniferous Forest in Southern Norway. *Journal of Vegetation Science*, vol. 10 (1), ss. 5–16.
- Paillet, Y., Bergès, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.-J., Bruyn, L.D., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastià, M.-T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K. & Virtanen, R. (2010). Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe. *Conservation Biology*, vol. 24 (1), ss. 101–112.
- Palviainen, M., Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. (2005a). Changes in the Above- and Below-ground Biomass and Nutrient Pools of Ground Vegetation After Clear-cutting of a Mixed Boreal Forest. *Plant and Soil*, vol. 275 (1), ss. 157–167.
- Palviainen, M., Finér, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S. & Starr, M. (2005b). Responses of ground vegetation species to clear-cutting in a boreal forest: aboveground biomass and nutrient contents during the first 7 years. *Ecological Research*, vol. 20 (6), ss. 652–660.
- Pommerening, A. & Murphy, S.T. (2004). A review of the history, definitions and methods of continuous cover forestry with special attention to afforestation and restocking. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, vol. 77 (1), ss. 27–44.
- Reich, P.B., Frelich, L.E., Voldseth, R.A., Bakken, P. & Adair, E.C. (2012). Understorey diversity in southern boreal forests is regulated by productivity and its indirect impacts on resource availability and heterogeneity. *Journal of Ecology*, vol. 100 (2), ss. 539–545.
- Sagar, R., Singh, A. & Singh, J.S. (2008). Differential effect of woody plant canopies on species composition and diversity of ground vegetation: a case study. s. 9.
- Samuels, M.L., Witmer, J.A. & Schaffner, A. (2010). *Statistics for the Life Sciences, Fourth Edition*. Pearson Education. Available from: <http://lib.hpu.edu.vn/handle/123456789/28472>. [Accessed 2019-03-07].
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T. & Gauthier, S. (2011). Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. *Silva Fennica*, vol. 45 (5). DOI: <https://doi.org/10.14214/sf.72>.
- SMHI. *Året 2018 - Varmt, soligt och torrt år*. (2019). Available from: <https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-vader/aret-2018-varmt-soligt-och-torrt-ar-1.142756>. [Accessed 2019-03-15].
- Strengbom, J., Axelsson, E.P., Lundmark, T. & Nordin, A. (2018). Trade-offs in the multi-use potential of managed boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, vol. 55 (2), ss. 958–966.
- Sundberg, S., Carlberg, T., Sandström, J. & Sandström, G. *Värdväxters betydelse för andra organismer – med fokus på vedartade värdväxter*. Uppsala: ArtDatabanken SLU. (ArtDatabanken Rapporterar; 22).
- Turetsky, M.R., Bond-Lamberty, B., Euskirchen, E., Talbot, J., Frohling, S., McGuire, A.D. & Tuittila, E.-S. (2012). The resilience and functional role of moss in boreal and arctic ecosystems. *New Phytologist*, vol. 196 (1), ss. 49–67.

- Vanha-Majamaa, I., Shorohova, E., Kushnevskaia, H. & Jalonen, J. (2017). Resilience of understory vegetation after variable retention felling in boreal Norway spruce forests – A ten-year perspective. *Forest Ecology and Management*, vol. 393, ss. 12–28.
- Wardle, D.A., Jonsson, M., Bansal, S., Bardgett, R.D., Gundale, M.J. & Metcalfe, D.B. (2012). Linking vegetation change, carbon sequestration and biodiversity: insights from island ecosystems in a long-term natural experiment. *Journal of Ecology*, vol. 100 (1), ss. 16–30.
- Östlund, L., Zackrisson, O. & Axelsson, A.-L. (1997). The history and transformation of a Scandinavian boreal forest landscape since the 19th century. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 27 (8), ss. 1198–1206.

**Bilaga 1.** Arter av blad- och levermossor som finns på x av nio lokaler vid den första respektive andra inventeringen samt deras förändring. Röd/blå färg betyder att arten förekommer på en högre/lägre andel av ytorna

*Appendix 1. Species of mosses and liverworts which are found in x out of nine stands at the first and second inventory. Red/Blue colour means that the species are found on more/fewer sites*

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Arten finns på x antal lokaler					
		Blådat			Kontroll		
		Före	Efter	Förändring	Före	Efter	Förändring
<b>Bladmossor</b>	<b>Bryophyta</b>						
Bergkvastmossa	<i>Dicranum fuscescens s.lat</i> Sm.	9	7	-2	9	8	-1
Bergraggmossa	<i>Racomitrium heterostichum</i> (Hedw.) Brid.	-	1	+1	-	-	-
Blek stjärnmossa*	<i>Mnium stellare</i> Hedw.	-	-	-	1	-	-1
Brokvitmossa	<i>Sphagnum russowii</i> Warnst.	8	6	-3	8	5	-3
Brännmossa	<i>Ceratodon purpureus</i> (Hedw.) Brid.	1	6	+5	1	4	+3
Bäckrundmossa	<i>Rhizomnium punctatum</i> (Hedw.) T.J.Kop.	-	-	-	-	1	+1
Cirkelmossa	<i>Sanionia uncinata</i> (Hedw.) Loeske	8	3	-5	4	2	-2
Dvärgkryp-mossa	<i>Platydictya jungermannioides</i> (Brid.) H.A.Crum	-	-	-	-	1	+1
Enbjörn-mossa	<i>Polytrichum juniperinum</i> Hedw.	5	8	+3	4	6	+2
Filtrundmossa	<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i> (Bruch & Schimp.) T.J.Kop.	1	1	0	2	2	0
Fyrtandsmossa	<i>Tetraphis pellucida</i> Hedw.	9	8	-1	9	9	0
Granvitmossa	<i>Sphagnum girgensohnii</i> Russ.	6	4	-2	6	6	0
Gräsmossor	<i>Brachythecium s.lat sp.</i> Schimp.	-	2	+2	-	-	-
Husmossa	<i>Hylocomium splendens</i> (Hedw.) Schimp.	9	9	0	9	9	0
Hårgräsmossa	<i>Cirriphyllum piliferum</i> (Hedw.) Grout	-	-	-	1	-	-1
Jordmossor	<i>Dicranella sp.</i> (Müll.Hal.) Schimp.	-	2	+2	-	1	+1
Kammossa	<i>Ptilium crista-castrensis</i> (Hedw.) De Not.	9	8	-1	8	9	+1
Klipptussar	<i>Cynodontium sp.</i> Bruch & Schimp.	1	2	+1	-	2	+2
Klosidenmossa	<i>Plagiothecium curvifolium</i> Schlieph. ex Limpr.	8	8	0	7	5	-2
Klubbvitmossa	<i>Sphagnum angustifolium</i> (Russ.) C. Jens.	3	1	-2	3	-	-3
Klyvbladsvitmossa	<i>Sphagnum riparium</i> Ångstr.	-	-	-	1	-	-1
Kranshakmossa	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i> (Hedw.) Warnst.	1	-	-1	2	1	-1
Kruskalkmossa*	<i>Tortella tortuosa</i> (Hedw.) Limpr.	1	1	0	1	1	0
Kvastmossa	<i>Dicranum scoparium</i> Hedw.	9	8	-1	9	8	-1
Kärrbjörn-mossa	<i>Polytrichastrum longisetum</i> (Brid.) G.L.Sm.	-	1	+1	-	1	+1
Liten sågmossa	<i>Atrichum tenellum</i> (Röhl.) Bruch & Schimp.	-	-	-	1	-	-1
Lämmelmossa	<i>Tetraplodon mnioides</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	-	2	+2	-	-	-
Mörk husmossa*	<i>Hylocomiastrum umbratum</i> (Hedw.) M.Fleisch.	3	2	-1	7	5	-2
Nickmossa	<i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb.	9	9	0	8	7	-1
Nordlig björn-mossa	<i>Polytrichastrum alpinum</i> (Hedw.) G.L.Sm.	1	-	-1	1	1	0
Nordlig fjädermossa	<i>Neckera oligocarpa</i> Bruch	-	-	-	1	-	-1
Nordlig raggmossa	<i>Racomitrium microcarpon</i> (Hedw.) Brid.	2	1	-1	-	-	-
Opalmossa	<i>Pohlia cruda</i> (Hedw.) Lindb.	1	1	0	2	2	0
Parasollmossor	<i>Splachnum sp.</i> Hedw.	-	3	+3	-	1	+1

Planmossa	<i>Distichium sp.</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	-	-	-	1	-	-1
Praktvitmossa	<i>Sphagnum magellanicum</i>	-	-	-	1	-	-1
Päronmossa	<i>Leptobryum pyriforme</i> (Hedw.) Wilson	-	1	+1	-	-	-
Rak jordmossa	<i>Dicranella crispa</i> (Hedw.) Schimp.	-	-	-	-	1	+1
Rosmossa	<i>Rhodobryum roseum</i> (Hedw.) Limpr.	2	2	0	2	1	-1
Räffelmossa	<i>Aulacomnium palustre</i> (Hedw.) Schwägr.	1	-	-1	-	-	-
Skogsbjörnmossa	<i>Polytrichastrum formosum</i> (Hedw.) G.L.Sm.	1	1	0	1	-	-1
Skogssidenmossa	<i>Plagiothecium denticulatum</i> (Hedw.) Schimp.	-	-	-	1	1	0
Skogsspärrmossa	<i>Campylophyllum sommerfeltii</i> (Myrin) Hedenäs	-	1	+2	-	-	-
Skärbladsmossa	<i>Paraleucobryum longifolium</i> (Ehrh. ex Hedw.) Loeske	3	4	+1	4	4	0
Sotmossa	<i>Andreaea rupestris</i> Hedw.	4	4	0	4	1	-3
Spretgräsmossa	<i>Sciuro-hypnum curtum</i> (Lindb.) Ignatov	6	7	+1	6	6	0
Späd gräsmossa	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i> (Starke) Ignatov & Huttunen	1	-	-1	1	-	-1
Spärrgräsmossa	<i>Sciuro-hypnum starkei</i> (Brid.) Ignatov & Huttunen	8	7	-1	7	7	0
Spärrtrasselmossa	<i>Heterocladium dimorphum</i> (Brid.) Schimp.	1	1	0	-	-	-
Stor björnmossa	<i>Polytrichum commune s.lat.</i> Hedw.	8	9	+1	8	8	0
Stor grävlingmossa	<i>Pogonatum urnigerum</i> (Hedw.) P. Beauv.	1	4	+3	2	4	+2
Stor kvastmossa	<i>Dicranum majus</i> Sm.	9	9	0	9	9	0
Strumamossa	<i>Cynodontium strumiferum</i> (Hedw.) Lindb.	1	-	-1	1	1	0
Stubbkvastmossa	<i>Dicranum montanum</i> Hedw.	-	-	-	2	1	-1
Styv jordmossa	<i>Dicranella grevilleana</i> (Brid.) Schimp.	-	1	+1	-	-	-
Sumpvitmossa	<i>Sphagnum palustre</i> L.	1	-	-1	-	-	-
Sågmossor	<i>Atrichum spp.</i>	-	-	-	-	1	+1
Sågtrumpetmossa**	<i>Tayloria serrata</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	-	1	+1	-	-	-
Taigakvastmossa	<i>Dicranum drumondi</i> Müll. Hal.	-	1	+1	1	1	0
Tallvitmossa	<i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw.	3	5	+2	3	8	+5
Tandad lämmelmossa	<i>Tetraplodon angustatus</i> (Hedw.) Bruch & Schimp.	-	-	-	1	-	-1
Vedsidenmossa	<i>Plagiothecium laetum</i> Schimp.	9	9	0	9	9	0
Vågig kvastmossa	<i>Dicranum polysetum</i> Sw. ex anon.	4	6	+2	5	5	0
Vågig sidenmossa*	<i>Plagiothecium undulatum</i> (Hedw.) Schimp.	-	-	-	2	-	-2
Vågig sågmossa	<i>Atrichum undulatum</i> (Hedw.) P. Beauv.	-	2	+2	-	1	+1
Väggmossa	<i>Pleurozium schreberi</i> (Brid.) Mitt.	9	9	0	9	9	0

Svenskt namn	Vetenskapligt namn	Blädat			Kontroll		
		Före	Efter	Förändring	Före	Efter	Förändring
<b>Levermossor</b>	<b>Marchantiophyta</b>						
Bandmossa	<i>Metzgeria furcata</i> (L.) Dum.	1	-	-1	-	-	-
Barkflikmossa	<i>Lophozia ciliata</i> Damsh., L.Söderstr. & H.Weibull	5	4	-1	2	2	0
Bergveckmossa	<i>Diplophyllum taxifolium</i> (Wahlenb.) Dum.	1	1	0	1	-	-1
Fingerbålmossa	<i>Riccardia palmata</i> (Hedw.) Carruth.	-	-	-	1	1	0
Fingermossa	<i>Lepidozia reptans</i> (L.) Dum.	7	7	0	7	7	0
Flikmossor	<i>Lophozia spp.</i> (Dumort.) Dumort.	-	1	+1	-	-	-
Grönkornig flikmossa	<i>Lophozia ventricosa s.lat.</i> (Dicks.) Dumort.	9	7	-2	7	7	0
Handbålmossa	<i>Riccardia latifrons</i> (Lindb.) Lindb.	1	-	-1	1	-	-1

Hedlummersmossa	<i>Barbilophozia floerkei</i> (Web. & Mohr) Loeske	6	4	-2	7	4	-3
Hornflikmossa	<i>Lophozia longidens</i> (Lindb.) Macoun	7	4	-3	7	3	-4
Hårflikmossa	<i>Blepharostoma trichophyllum</i> (L.) Dum.	6	6	0	4	6	+2
Kalkflikmossa	<i>Leiocolea heterocolpos</i> (Thed. ex Hartm.) H.Buch	1	1	0	1	-	-1
Krusflikmossa	<i>Lophozia incisa</i> (Schrad.) Dumort.	-	1	+1	1	1	0
Leiocolea	<i>Leiocolea sp.</i> (Müll.Frib.) H.Buch	-	-	-	-	1	+1
Liten bräkenmossa	<i>Plagiochila asplenioides ssp. Porelloides</i> (Torrey ex Nees) Kaal.	-	-	-	1	1	0
Liten trappmossa	<i>Anastrophyllum minutum</i> (Schreb.) R.M.Schust.	-	-	-	1	-	-1
Lundlummersmossa	<i>Barbilophozia barbata</i> (Schreb.) Loeske	6	6	0	7	2	-5
Myrmylia	<i>Mylia anomala</i> (Hook.) S. Gray	1	-	-1	-	-	-
Pigglummersmossa	<i>Barbilophozia attenuata</i> (Mart.) Loeske	8	7	-2	8	8	0
Plattsvepemossa	<i>Radula complanata</i> (L.) Dumort.	1	1	0	1	-	-1
Praktbräkenmossa	<i>Plagiochila asplenioides ssp. Asplenioides</i>	3	1	-2	1	1	0
Skapanior	<i>Scapania sp.</i> (Dumort.) Dumort.	-	-	-	-	1	+1
Skogslummersmossa	<i>Barbilophozia lycopodioides</i> (Wallr.) Loeske	9	9	0	9	9	0
Skogstrappmossa*,**	<i>Anastrophyllum michauxii</i> (F.Web.) A.Evans	1	1	0	1	1	0
Stenlummersmossa	<i>Barbilophozia hatcheri</i> (Evans) Loeske	2	1	-1	2	1	-1
Stor fransmossa	<i>Ptilidium ciliare</i> (L.) Hampe	5	2	-3	7	3	-4
Stor lobmossa	<i>Tritomaria quinquedentata</i> (Huds.) Buch	-	-	-	1	-	-1
Sumpsäckmossa	<i>Calypogeia muellerian</i> (Schiffn.) K. Müll.	-	-	-	-	2	+2
Säckmossor	<i>Calypogeia spp.</i>	9	6	-3	8	9	+1
Trubbflikmossa	<i>Lophozia obtusa</i> (Lindb.) A.Evans	7	4	-3	9	5	-4
Trådmossor	<i>Cephalozia spp.</i> (Dumort.) Dumort.	8	1	-4	9	7	-2
Tät fransmossa	<i>Ptilidium pulcherrimum</i> (G. Web.) Vainio	9	9	0	9	9	0
Uddskapania	<i>Scapania mucronata</i> H.Buch	1	-	-1	-	-	-
Vedblekmossa	<i>Lophocolea heterophylla</i> (Schrad.) Dumort.	5	2	-3	5	4	-1
Vedflikmossa**	<i>Lophozia longiflora</i> (Nees) Schiffn.	4	4	0	4	4	0
Vedtrappmossa*,**	<i>Anastrophyllum hellerianum</i> (Nees ex Lindenb.) R.M.Schust.	-	-	-	1	-	-1
Älvskapania	<i>Scapania subalpina</i> (Nees ex Lindenb.) Dumort.	-	-	-	1	-	-1

\*=Signalart/Indicator species

\*\*=Rödlistad art/Redlisted species

