



Eken och elden

Modellering av ekmortalitet vid naturvårdsbränning i Sydsverige

Anaëlle Stenman

Examensarbete A2E • 30 hp
Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för Sydsvensk skogsvetenskap
Skogsbruk med många mål
Alnarp 2024



Eken och elden

Modellering av ekmortalitet vid naturvårdsbränning i Sydsverige

Anaëlle Stenman

Handledare: Igor Drobyshev, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap

Examinator: Mats Niklasson, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap

Omfattning: 30 hp

Nivå och fördjupning: Avancerad A2E

Kurstitel: Masterarbete i skogsvetenskap - sydsvensk skogsvetenskap

Kurskod: EX0985

Program/utbildning: Skogsbruk med många mål

Kursansvarig inst.: Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap

Utgivningsort: Alnarp

Utgivningsår: 2024

Omslagsbild: Anaëlle Stenman

Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.

Nyckelord: Kontrollerad naturvårdsbränning

Mortalitet

Bränslebäddar

Quercus robur

Sydsverige

Sveriges lantbruksuniversitet

Fakulteten för skogsvetenskap

Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap

Sammanfattning

Återkommande bränder har präglat skogsekosystemen i Sydsverige och naturvårdsbränning är ett av verktygen för att återställa och bibehålla naturtyper inom skyddade skogsområden. Kunskapen om hur naturvårdsbränningar i Sydsverige påverkar skogseken (*Quercus robur*) är relativt begränsad. Denna observationsstudie syftar till att 1) modellera sambandet mellan brösthöjdsdiameter (DBH) och ovanjordsmortalitet för eken efter brand, jämfört med andra trädslag, och 2) modellera de faktorer som kan förklara ekens ovanjordsmortalitet och förekomsten av nya skott. Data är hämtat från tre naturvårdsbränningar i Allgunnens naturreservat, Kalmar län.

Resultaten visar att sambandet mellan ovanjordsmortalitet och DBH skiljde sig signifikant mellan ek och gran, men inte mellan ek och tall. De främsta variablerna kopplade till ovanjordsmortalitet var ekens DBH, sotningshöjden på stammen och förbränningen av humuslagret runt trädet. Förekomst av olika bränsletyper intill eken såsom bärris, lövförna, andra träd, grenar, mossor och lavar visade sig inte ha någon avgörande effekt i modelleringen, vilket troligen beror på hur bränsledata samlades in i denna studie. Vid en högintensiv brand på en av lokalerna där 93 procent av ekarna förlorade sin ovanjordsdel, noterades nya skott vid 56 procent av ekarna. Förekomst av friskmossa var den enda statistiskt signifikanta förklarande variabeln kopplad till en högre sannolikhet för skott i marknivå. Modellen hade dock en låg förklaringskraft, vilket tyder på att andra faktorer som inte inkluderats i studien troligen påverkar skottskjutning mer. Skottskjutningen efter brand är en indikation på att eken har egenskaper anpassade till brandstörningar och kan gynnas av naturvårdsbränningar genom att konkurrerande vegetation bränns bort.

Nyckelord: kontrollerad naturvårdsbränning, mortalitet, bränslebäddar, *Quercus robur*, Sydsverige

Abstract

Recurring wildfires have shaped forest ecosystem dynamics in southern Sweden, and prescribed controlled burns are commonly used as a management tool for restoring and maintaining habitats within nature reserves. Knowledge about how prescribed burns affect pedunculate oak (*Quercus robur*) is however still limited. This observational study aimed to 1) model the relationship between diameter at breast height (DBH) and the likelihood of oak topkill following fire, compared to other tree species, and 2) model the variables associated with oak topkill and sprouting. The data was collected from three prescribed burns in the “Allgunnen” nature reserve in Kalmar County.

The results show that the relationship between diameter (DBH) and topkill was statistically significantly different between oak and Norway spruce, but not between oak and Scots pine. The main factors linked to oak topkill were DBH, scorch height and humus soil combustion. The presence or absence of different fuel bed types in the immediate vicinity of the tree such as lingonberry, litter, woody stems, mosses, and lichens did not statistically significantly explain mortality, which is likely a consequence of how the fuel bed variables were measured in this study. In a higher intensity prescribed burn, resulting in topkill for 93 % of the oak trees on the site, 56% of trees resprouted from the stem or near the stem base. Sprouting near the stem base was statistically significantly associated only with the presence of *Hylocomium* moss, which increased the likelihood of sprouting. However, the model for sprouting explained only a small proportion of the variance and deviance, which suggests that other unmeasured variables had a much greater influence. The high proportion of new sprouts indicates that pedunculate oak has traits adapted to fire disturbances and may benefit from reduced vegetative competition following prescribed burns.

Keywords: prescribed controlled burns, mortality, conservation management, forest fuel beds, *Quercus robur*, Southern Sweden

Innehållsförteckning

Tabellförteckning	7
Figurförteckning.....	8
Förkortningar	9
1. Inledning	10
1.1 Bakgrund.....	10
1.1.1 Brandhistorik i Sydsverige	10
1.1.2 Ek-brand hypotesen.....	10
1.1.3 Brandbeteende och bränslestrukturer	11
1.1.4 Naturvårdsbränningar för att gynna ek	13
1.2 Syfte och frågeställningar	14
1.3 Avgränsningar	15
2. Material och metod	16
2.1 Lokal.....	16
2.2 Inventeringsmetod	19
2.2.1 Sjömunnen och Norrskogen	19
2.2.2 Sandvik	19
2.3 Dataanalys	20
2.3.1 Programvara och analysverktyg	20
2.3.2 Förbehandling av data	20
2.3.3 Överlevnadsanalys av mortalitet	21
2.3.4 Regressionsmodellering av mortalitet mellan trädslag	22
2.3.5 Maskininlärningsanalys.....	22
2.3.6 Regressionsmodellering efter maskininlärning.....	23
3. Resultat och analys	24
3.1 Jämförelse av ekar mellan lokalerna	24
3.2 Jämförelse mellan trädslag	26
3.3 Modellering av ovanjordsmortalitet hos ek	30
3.4 Modellering av skottskjutning hos ek	31
4. Diskussion	34
4.1 Brandeffekt och tidsaspekt.....	34
4.2 Ovanjordsmortalitet.....	35

4.3	Skottskjutning.....	36
4.4	Kommentarer om metoden	37
5.	Slutsats	38
	Källförteckning	39
	Populärvetenskaplig sammanfattning	43
	Tack.....	44
	Bilagor	45

Tabellförteckning

Tabell 1 Exempel på hämmande och bidragande skogsmarksbränsle	12
Tabell 2 Sammanfattning av Länsstyrelsen i Kalmars målsättningar för bränningarna....	17
Tabell 3 Länsstyrelsen i Kalmars egna beskrivningar av bränningslokalerna	18
Tabell 4 Beskrivning av variabler, inmätta efter bränning vid lokalerna Sjömunnen och Norrskogen	21
Tabell 5 Beskrivning av variabler, inmätta före och efter bränning vid lokalen Sandvik ...	21
Tabell 6 Genomsnittliga värden för ekens DBH, sotningshöjd, ovanjordsmortalitet och förekomst av skott per lokal.	24
Tabell 7 Jämförelse av ovanjordsmortalitet mellan trädslagen från lokalerna Sjömunnen och Norrskogen.....	27

Figurförteckning

Figur 1 Karta över de prioriterade bränningslandskap i sydöstra Sverige för DEFGH-län som tagits fram inom projektet Eldskäl.	16
Figur 2 Karta över bränningslokalerna som ingick i studien.	17
Figur 3 Bildlig presentation av medelstotningshöjd och DBH för ek per lokal.	25
Figur 4 Samband mellan sannolikheten för mortalitet och DBH för ek per lokal.	26
Figur 5 Samband mellan sannolikheten för mortalitet och DBH per trädslag.	27
Figur 6 Samband mellan sannolikheten för mortalitet och DBH per trädslag, med modellerade lognormalfördelade sannolikhetskurvor.	28
Figur 7 Linjär regressionsmodellering av sambandet ovanjordsmortalitet-DBH per trädslag.	29
Figur 8 Icke-linjär regressionsmodellering av sambandet ovanjordsmortalitet-DBH per trädslag.	29
Figur 9 Relativa betydelsen av olika variabler för random forest klassificeringen av ovanjordsmortalitet på ekarna från Sandvikslokalen.	30
Figur 10 Partiell effekt av enskilda variabler på ovanjordsmortalitet när övriga variabler hålls konstanta.	31
Figur 11 Relativa betydelsen av olika variabler för random forest klassificeringen av skottskjutning på ekarna från Sandvikslokalen.	32
Figur 12 Partiell effekt av enskilda variabler på skottskjutning när övriga variabler hålls konstanta.	33

Förkortningar

AIC	Akaike information criterion
BIC	Bayesian information criterion
DBH	Brösthöjdsdiameter
DEFGH-län	Södermanlands län, Östergötlands län, Jönköpings län, Kronobergs län, Kalmar län
GAM	Generaliserade additiva modeller
GLM	Generaliserade linjära modeller
GNSS	Global navigation satellite system
Ha	Hektar
KI	Konfidensintervall
NIR	No information rate
Spp.	Species pluralis, avser flera arter inom ett släkte

1. Inledning

1.1 Bakgrund

1.1.1 Brandhistorik i Sydsverige

Storskaliga lågintensiva bränder har varit frekvent förekommande i Sydsverige och präglat skogsekosystemen under lång tid. Detta stöds av pollenanalyser och dendrokronologiska analyser (Drobyshev et al. 2021), samt av brandspår i bland annat Norra Kvills nationalpark (Niklasson & Drakenberg 2001; Borehag 2015). Fram till 1700-talet brann arealer i sydöstra Sverige i storleksordningen 50–200 ha regelbundet med 20–50 års intervaller (Niklasson 2011; Blank & Svensson 2013). Detta kan jämföras med norra Sverige, där merparten av den brända arealen brann i mycket stora bränder med ett genomsnittligt intervall på 80 år, och sällan oftare än vart tjugonde år (Niklasson & Granström 2000). Efter 1700-talet ersatte människans påverkan klimatet som den främsta drivkraften för ekologisk succession (Hannon et al. 2022). Särskilt brandbekämpning har påverkat brandregimen kraftigt.

1.1.2 Ek-brand hypotesen

Återkommande bränder betraktas vara en bidragande faktor för bibehållna ekpopulationer i Sydsverige (Nilsson et al. 2001; Lindbladh et al. 2003). En paleoekologisk studie av huvudsakligen orörd skog på Hallands Väderö visar att förekomst av *Quercus robur* (skogsek) är svagt positivt korrelerat med brand (Hannon et al. 2022). Dendrokronologiska analyser av ek i sex sydsvenska skogar visar på en 108–176 procentig ökning i grundyta efter brand (Drobyshev et al. 2021). Pollenanalyser visar på en signifikant positiv korrelation mellan ekpollen och kolmängd (Drobyshev et al. 2021) och att andelen ekpollen i södra Sverige har sjunkit till att vara endast 45–60 procent av värdena på 1600-talet (Lindbladh & Foster 2010). Resultaten från studierna stödjer att man kan anta ek-brand hypotesen i Sverige.

Ek-brand hypotesen vilar främst på nordamerikanska studier som påvisar ett samband mellan flera *Quercus*-arter och bränder. Hypotesen beskriver: 1) bränder som en viktig störningsregim i ekblandskogar i östra Nordamerika, 2) specifika fysiologiska egenskaper och anpassningar till bränder hos *Quercus* spp., 3) minskad föryngring kopplat med skogsbrandsbekämpning, och 4) hur naturvårdsbränningar kan öka förekomsten av *Quercus* spp. (Abrams 1992; Brose & Waldrop 2014). Trots att hypotesen har varit tongivande för restaurering med bränning, är det oklart om utförda naturvårdsbränningar gett tydlig effekt på ekens fortlevnad (Brose & Waldrop 2014).

Hos *Quercus* spp. är rotsystemen ofta djupa, välutvecklade och innehåller kolhydratreserver som möjliggör skottskjutning från vilande knoppar runt stambasen vid störning (Eaton et al. 2016; Taiz et al. 2016). Utöver motståndskraftiga egenskaper hos många av ekarterna, exempelvis tjock bark, rask sårhäkning och stark inneboende skottskjutningsförmåga, är flera av dessa arter också pyrofila, exempelvis *Quercus kelloggii* med sin lättantändliga lövförna (Nemens et al. 2018). Andra arter är mesofyter: snabbväxande men med tunnare bark, mindre antändlig lövförna och långsammare sårhäkning, exempelvis *Quercus nigra* (Varner et al. 2016). Vårtbjörk (*Betula pendula*), gran (*Picea abies*) och tall (*Pinus sylvestris*) är vanliga följearter till ek i sydsvenska blandskogar. Tallens barr utsöndrar eteriska oljor vilket förtärs av lågor och bidrar till eldspridningen i omgivningen, medan lövträd bromsar generellt elden mer än barrträd (Heisig et al. 2022). Likt tallen släpper eken lågt hängande kvistar som minskar sannolikheten för brandspridning uppåt (Varner et al. 2016), medan granen har en bränslestige som kan leda till initiering av kronbrand (Granström 2005). Eken och tallen utvecklar båda grov bark med värmeisolerande egenskaper. Detta är av betydelse eftersom det är allmänt dokumenterat att levande celler inte överlever exponering för 60 °C i mer än 1 minut (Pyne et al. 1996). Det är de stora kolhydratreserverna samt den stora stam- och stubbskottskjutningsförmågan efter störning som skiljer eken från andra störningsgynnande trädslag som björk och tall.

1.1.3 Brandbeteende och bränslestrukturer

Under en brand verkar olika processer som påverkar konsumtionen av organiskt material samt skadan på trädens kambium. När en flamfront etableras, kan temperaturer nå 800–1200 °C, med höga flammor som drivs på av det luckra förnalagret och bottenskiktet (Pyne et al. 1996). Flamfronten förflyttar sig snabbt, vilket innebär att exponeringstiden vid varje punkt blir kortvarig. Under denna tid bidrar tjock bark till skydd för trädens kambium, och humuslagret på marken skyddar mot värmeutveckling i djupare jordlager (Pyne et al. 1996). Flammorna lämnar sotmärken på trädstammarna, och sotningshöjden fungerar som en indikator

på brandens intensitet, men fångar inte fullt ut effekterna av vind eller luftfuktighet på brandintensiteten.

Efter att flamfronten passerat kan en glödbrand få fäste i murket trä och i humusen, förutsatt att den är tillräckligt torr (Granström 2005). Glödbrand sker när inte tillräckligt med brännbara gaser avges för att underhålla flammorna, vilket gör att en pyrande eld sprider sig långsamt genom humusen. Torr humus kan underhålla en glödbrand länge, vilket utsätter humusen och organisk material, som rötter, för temperaturer över 300 °C under en längre tid (Pyne et al. 1996). I fuktig humus slocknar glödbranden snabbt (Granström 2005). Konsumtion av humuslagret ger en bild av brandens 'hårdhet'.

Skog inom den boreonemorala vegetationszonen som sträcker sig från norra Skåne till den biologiska norrlandsgränsen (*Limes Norrlandicus*) kännetecknas av en högre mångfald av trädarter och annan undervegetation jämfört med boreala Sverige (Portoghesi 2006). Bränslets interaktion och påverkan på brandens effekt är ännu inte kartlagt i Sydsverige i samma utsträckning som i övriga landet.

Varje brand utvecklas olika, beroende på de komplexa faktorer som styr brandbeteende och beroende på varje skogs unika bränslestruktur (Pyne et al. 1996). Erfarenhet och forskning visar att levande trädstammar och grova grenar sällan brinner vid skogsbränder (Pyne et al. 1996). Däremot brinner död ved och kan starkt påverka humusförbränningen, beroende på trädslag, storlek, fuktighet och andelen röta. Pyne et al. (1996) sammanfattade att ju mer bränsle som förbränns, desto större blir värmepåverkan och desto högre är risken för skador på träden. Skogsmarksbränsle kan i grova drag delas upp som hämmande eller bidragande till brandspridning och några exempel sammanfattas i Tabell 1.

Tabell 1 Exempel på hämmande och bidragande skogsmarksbränsle

Hämmande bränsle	Örter och gräs (Granström 2005)
	Kompakt, fuktigt och tjockt lager av lövförna (Granström 2005; Wepryk 2023)
Bidragande bränsle	Risväxter som ljung, lingon och skvattram (Granström 2005)
	Luckra mossor som vägg- och husmossa (Granström 2005)
	Död ved och grenar (>7,6 cm i diameter) (Pyne et al. 1996)

1.1.4 Naturvårdsbränningar för att gynna ek

Kontrollerade naturvårdsbränningar är en insats som oftast görs i skyddad natur i ett försök att efterlikna den historiska brandstörningsdynamiken. Syftet är att förhindra övergång till sen succession med dominans av skuggtåliga trädslag, samt att hindra förlust av arter från landskapet. Åtgärden är kostsam och medför vissa risker. En grundförutsättning för att uppnå målbilden och ett säkert utförande är att brandintensiteten går att kontrollera. En hög brandintensitet innebär generellt stor trädmortalitet, ökade risker och ökad svårighet att kontrollera elden. Därför är intensiteten den viktigaste målbilden för en kontrollerad naturvårdsbränning (Ingvarson et al. 2012).

Skogsmarksbränslet och skogens struktur beaktas vid planering av en bränning. Förekomsten och kvantiteten av vissa bränslen går att påverka innan bränning, exempelvis genom röjning av gran. Brandens beteende och intensitet påverkas även av flera andra faktorer, varav lokala väderförhållanden (Ryan 2002; Zhang & Luo 2024) är särskilt viktigt och styr datumet för utförandet av bränningen. Antändningsmönster, antändningsmetod och tillgång till vatten för släckning tillåter ytterligare kontroll över brandens beteende.

Erfarenheten av naturvårdsbränningar är fortfarande relativt begränsad när det gäller sydsvenska ekblandskogar, eftersom forskning huvudsakligen har genomförts i norra Sverige. En stor del av kunskapen om naturvårdsbränningar för att gynna ek bygger därför på nordamerikansk forskning. Brand som naturvårdande skötsel inom nationalparker blev aktuellt i USA redan på 1960-talet, medan i Sverige var det först på 1990-talet som denna metod infördes (Hellberg & Granström 1999). Trots tydliga skillnader mellan Nordamerika och Sverige, finns det tillräckligt stora likheter för att den amerikanska forskningen ska kunna vara vägledande här. Likheterna återfinns i klimat, brandregim men även i de geografiska och ekologiska faktorer som påverkar artsammansättning (eng. *biogeography*) (Drobyshev et al. 2021). Samtidigt finns det stora skillnader i mångfald vad gäller trädarter: det finns över 30 gånger så många *Quercus* arter i USA än Sverige, och *Q. robur* är inte en av dem.

Få experimentella studier eller observationsstudier har gjorts i Sydsverige på ek och brand. År 2020 publicerades det hittills mest omfattande försöket att kartlägga effekten av brand, krontäckning (ljustillgång) och bete från hjortdjur på ek i Sydsverige (Pettersson et al. 2020). I detta försök visades att bränningar orsakade en statistiskt signifikant ökning av mortalitet både hos ek och andra trädslag. Två år efter bränning var en större andel ekar vid liv jämfört med andra lövträd och barrträd, vilket forskarna ansåg var väntat på grund av ekens stora skottskjutningsförmåga. Slutsatsen var att ek kan gynnas av lågintensiva bränder

genom att konkurrerande trädslag minskar både i antal och höjd. Andra forskare visar genom ett experiment i Västra Götalands län att planterade ekplantor överlever upprepade lågintensiva bränder bättre än andra träd i studien (Amsten et al. 2021). Övrig kunskapsutveckling och forskning inom ämnesområdet kommer främst från examensarbeten. Sammanfattningsvis har man studerat skottskjutningsförmågan efter brand (Backman 2004; Birkedal 2004); skillnader i föryngring för skott och fröplantor mellan obrända och brända objekt (Lexne 2022; Miles 2022); samt påverkan av bränsle- och väderförhållanden på brandens beteende (Wepryk 2023). Studier i detta ämne är ovanliga också i övriga Europa. En litteraturundersökning från 2018 (Bobiec et al. 2018) på 234 studier av föryngring av Europas vanligaste ekar, *Q. robur* och *Q. petraea*, hittade endast en studie som undersökte brandens effekt (Proença et al. 2010). Studien rapporterade hög skottskjutningsförmåga hos *Q. robur* efter brand.

1.2 Syfte och frågeställningar

Syftet med denna studie är att undersöka sambandet mellan brandens effekt, bränsletyperna i närmaste omgivningen och mortalitet hos *Q. robur* efter bränning i ett sydsvenskt naturreservat. Teoretiskt vilar studien på ek-brand hypotesen. Genomgående i denna uppsats används termen 'ovanjordsmortalitet' till att beskriva förlusten av levande trädskrona, och 'skottskjutning' till att beskriva förekomsten av nya skott i marknivå runt stammen eller skott från själva stammen.

Frågeställningar

1. Vilket är sambandet mellan brösthöjdsdiameter (DBH) och ovanjordsmortalitet för olika trädslag, och när sjunker sannolikheten för mortalitet under 50 procent?
2. Vilka variabler kan användas för att modellera ekens ovanjordsmortalitet och skottskjutningsförmåga efter brand?

Hypoteser

Hypoteserna för studien är följande: a) det finns ett signifikant samband mellan trädslag, DBH och ovanjordsmortalitet, b) förekomst av vissa bränsletyper på provytan påverkar ekens mortalitet och skottskjutning, c) humusförbränning ger en bättre indikation på förekomsten av skott än flamhöjd (uttryckt som sotningshöjd på stammen).

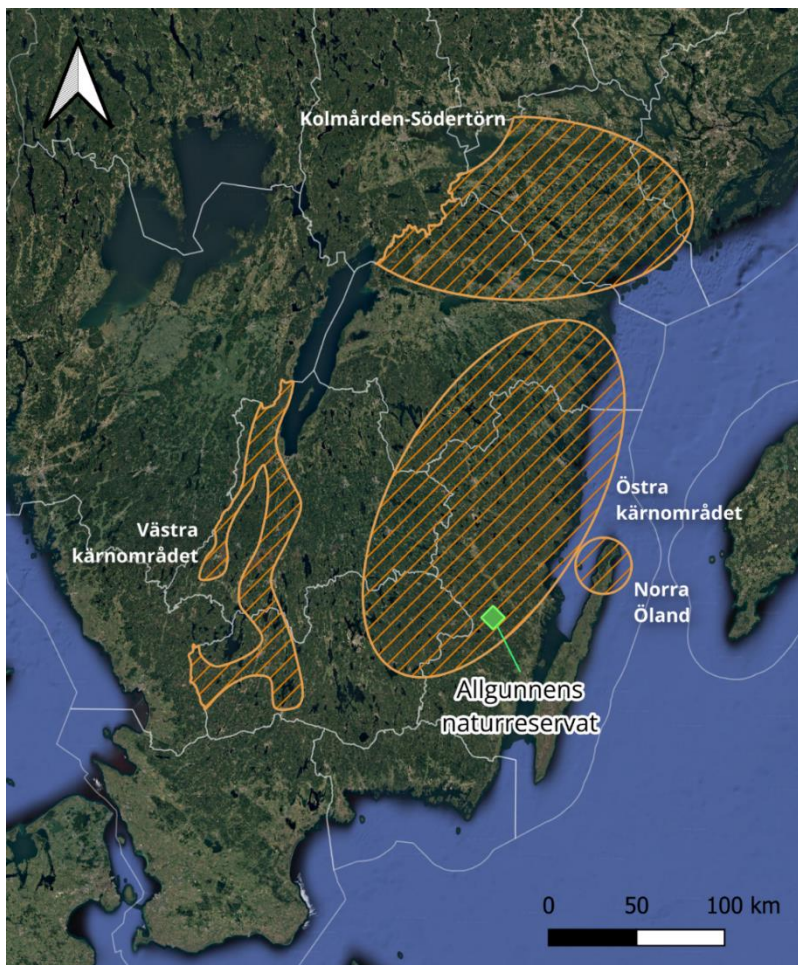
1.3 Avgränsningar

Denna observationsstudie undersöker enskilda träs överlevnad efter bränning i Allgunnens naturreservat. Fokus ligger på att analysera samband mellan mortalitet och enklare mätningar såsom DBH samt förekomsten av vissa bränsletyper runt trädet. Fokus är inte att göra en detaljerad mätning av bränslets egenskaper, såsom fukthalt eller densitet, även om det är dokumenterat att dessa faktorer påverkar brandens effekt.

2. Material och metod

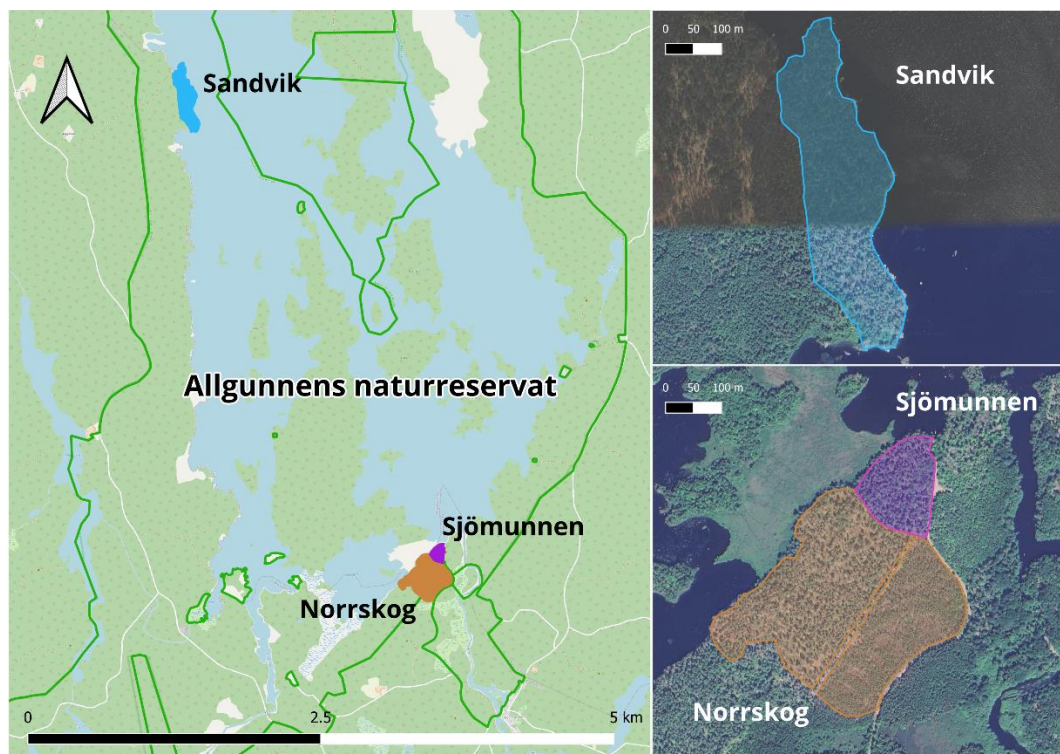
2.1 Lokal

Naturvårdsbränningarna utfördes av Länsstyrelsen i Kalmar i Allgunnens naturreservat och Natura 2000-område i Nybro kommun, Kalmar län. Området ligger inom ett prioriterat bränningslandskap i sydöstra Sverige som pekats ut av Länsstyrelserna i DEFGH-län (Ingvarson et al. 2012) (Figur 1).



Figur 1 Karta över de prioriterade bränningslandskap i sydöstra Sverige för DEFGH-län som tagits fram inom projektet Eldskäl. Kartan är skapad utifrån satellitbilder © 2024 Google; översiktskartan © Lantmäteriet och bränningslandskapet vektorlager © Länsstyrelserna DEFGH.

Tre bränningslokaler ingick i studien: Sandvik, Norrskogen och Sjömunnen. I studiens databas (Bilaga 1) benämns lokalen Norrskogen även som 'MainSite' men i denna uppsats används namnet Norrskogen genomgående. Samtliga lokaler låg inom Allgunnens naturreservat med undantag för 4,7 ha som låg inom Sveaskogs Ekopark Hornsö. En karta över området visas i Figur 2.



Figur 2 Karta över bränningslokalerna som ingick i studien. Kartan är skapad utifrån satellitbilder © 2024 Google, © [OpenStreetMap](#), och Fastighetskartan © Lantmäteriet.

De övergripande målsättningarna vid varje bränning sammanfattas i Tabell 2 och varierade utifrån lokalens förutsättningar (Länsstyrelsen i Kalmar 2018, 2022, 2023). Bränningarna utfördes år 2018 för Sjömunnen, år 2022 för Norrskogen, och år 2023 för Sandvik. En gemensam målbild för alla lokaler var att undvika att genomföra bränningen vid en tidpunkt då det fanns risk för ett alltför stort branddjup eftersom det kunde bland annat skada ekens rotsystem och orsaka alltför stor mortalitet.

Tabell 2 Sammanfattning av Länsstyrelsen i Kalmars målsättningar för bränningarna

Lokal	Övergripande målbild	Målbild för ek
Sjömunnen	Skapa karaktär som är typisk för naturtypen Västlig Taiga. Mellan 5–10 % tallmortalitet i det övre kronskiktet i reservatsdelen. 80 % granmortalitet genom skada på rot och stam (inte kronbrand). Mer än 90% av marken inom bränningsobjektet ska vara tydligt påverkad av branden, partier med	Ingen särskild målbild för ek.

	dåligt bränsle och lövbestånd med kompakt lövförna ej inräknat.	
Norrskogen	Skapa karaktär som är typisk för naturtypen Västlig Taiga. Mellan 0–10 % tallmortalitet i det övre kronskiktet i reservatsdelen. 80 % granmortalitet genom skada på rot och stam (inte kronbrand). Glesare skog med variation i slutenhetsgrad. Hämma granetablering. Större förekomst av skadade och döda träd. Föryngring av fröbanksarter liksom tall och lövträd.	Skapa karaktär som är typisk för naturtypen Näringsfattig Ekskog i de delarna där förutsättningar finns. Låg intensitet för att uppnå låg dödlighet.
Sandvik	Viss tallmortalitet i det övre kronskiktet. Glesare skog med variation i slutenhetsgrad. Hämma granetablering. Högre förekomst av död och skadad ved. Föryngring av tall och lövträd.	Överlevnad av ekar av olika ålder. Låg intensitet för att uppnå låg dödlighet hos äldre träd.

Sammanlagt brändes 21,5 ha skog av varierande karaktär. Skogen i Allgunnen har särskilt höga bevarade naturvärden kopplade till brand (Ingvarson et al. 2012). I detta område har spår av bränder dokumenterats från cirka 400 f.Kr. (Lindbladh et al. 2003), fram till 1800-talet, vilket är betydligt senare än många andra områden i sydöstra Sverige (Lindbladh et al. 2003). Området utgör en mosaik av naturtyper som är typiska för den boreonemorala vegetationszonen. Terrängen är mestadels flack med förekomst av stenblock och berggrunden är täckt av ett tunt lager morän (Tholin 2016). I Tabell 3 presenteras Länsstyrelsens egna beskrivningar av lokalerna, hämtade från Länsstyrelsens bränningsplaner (Länsstyrelsen i Kalmar 2018, 2022, 2023).

Tabell 3 Länsstyrelsen i Kalmars egna beskrivningar av bränningslokalerna

Lokal	Beskrivning	Storlek	SWEREF 99
Sjömunnan	Historisk utmarksbete bränt för att förbättra betet. 80–150 årig tallskog. Rik förekomst av löv och särskilt ek. Inslag av inväxande gran.	2,5 ha	N: 6315456, E: 562902
Norrskogen	Historisk utmarksbete bränt för att förbättra betet. 7,8 ha inom naturreservatet opåverkad av skogsbruk; 4,2 hektar 30-årig tallplantering inom Sveaskogs ekopark Hornsö.	12 ha	N: 6315459, E: 562962
Sandvik	Domineras av 150 år gammal tall, bitvis stort inslag av ung ek och asp. Relativt tät krontäckning. Igenväxning med gran.	7 ha	N: 6319292, E: 560303

2.2 Inventeringsmetod

2.2.1 Sjömunnen och Norrskogen

Sjömunnen och Norrskogen inventerades hösten 2022, efter att bränning utförts. Alla träd som var minst 2 cm i DBH inventerades inom en slumpmässigt utlagd transekt. Transekten var 25 meter bred och lades tvärsöver lokalen. Sammanlagt inventerades 1026 träd av följande trädslag: *P. sylvestris*, *Q. robur*, *P. abies*, *B. pendula*, *Salix caprea* och *Sorbus aucuparia*. För varje träd noterades trädslag, status (levande/död), DBH, sotningshöjd, förekomst av skott på stammen och skott i marknivå. I denna studie, i enlighet med andra studier, innebär död status att trädet har förlorat sin ovanjordsdel (krona). DBH och sotningshöjd mättes med måttband. Kontroller för att se om skott i marknivå härstammade från stubben, roten eller var självsådda plantor gjordes ej.

2.2.2 Sandvik

Sandvik inventerades våren 2023 innan bränning och en uppföljningsinventering genomfördes sommaren 2024 efter bränning. Urvalsmetoden var baserad på kvoturval. För att uppnå målet om att inventera minst 200 ekar, lades en 25 meter bred transekt slumpmässigt ut tvärsöver lokalen innan bränning. Ekar som var minst 2 cm i DBH inom transekten inventerades. Sammanlagt inventerades 205 ekar. Denna metod säkerställde att urvalet var representativt samtidigt som det gav en variation i trädens storlek.

Varje ek utgjorde en provyta med 1 meters radie, med ekstammen som mittpunkt. Vid första inventeringen markerades träden med en identitetsbricka. Trädets koordinatpunkt noterades med hjälp av en högprecisions GNSS-mottagare (Emlid Reach RX). Förekomsten av olika bränsletyper i bottenskiktet och i fältskiktet noterades och beskrivs i Tabell 5, *Avsnitt 2.3.2*. Humuslagrets djup mättes med en trälinjal ner till minerallagret vid fyra punkter, 10 cm ut från stammens ytterbark i västlig, nordlig, sydlig och östlig riktning. Fält- och bottenskiktet räknades inte med i mätningen av humusdjupet. Provträdet status (levande/död), DBH, kronhöjd och förekomst av stamskott och skott i marknivå intill stammen noterades. För övriga träd och död ved inom provytan noterades trädslag och diameter vid mittpunkt/DBH.

Vid uppföljningsmätningen användes GNSS-mottagaren och identitetsbrickorna för att hitta provträden. Status, skott i marknivå, stamskott och humusdjup noterades på nytt och sotningshöjden mättes vid den högsta och lägsta punkten på provträdet stam. Problem med att lokalisera provträden förekom vid uppföljningsmätningen. De främsta orsakerna var 1) felaktiga koordinater på grund

av låg precision på GNSS-mottagaren vid första inventeringen och 2) borttappad identitetsbricka. De sju provträden som inte gick att hitta vid uppföljningen räknades som bortfall.

2.3 Dataanalys

2.3.1 Programvara och analysverktyg

Bearbetning och lagring av data gjordes i Microsoft Excel innan det fördes in i en databas i Microsoft Access. Analys och visualisering genomfördes med programspråket *R* i statistikprogrammet RStudio v4.4.1 (R Core Team 2024).

I studien har tre olika analysmetoder använts:

- Kaplan-Meier för överlevnadsanalys.
- Modellering med linjär och icke-linjär regression.
- Maskininlärning med *random forest*.

Kaplan-Meier-analysen genomfördes med hjälp av R-paketet *survival* (Therneau 2024). Modellering med linjär och icke-linjär regression genomfördes med R-paketet *mgcv* (Wood 2023). För att utvärdera modellresidualer från regressionen användes R-paketet *DHARMA* (Hartig 2024). Maskininlärning med *random forest* genomfördes med R-paketet *caret* (Kuhn et al. 2023). Grafer och figurer har framställts med R-paketerna *ggplot2* och *survminer*. En länk till den fullständiga R-koden finns tillgänglig i Bilaga 1. Kartor framställdes i QGIS 3.38.3 'Grenoble'.

2.3.2 Förbehandling av data

Variablerna som mättes in och användes i analysen sammanfattas och beskrivs i Tabell 4 och 5. Data förbehandlades på följande sätt:

- Imputering genomfördes för att minimera ytterligare bortfall i data, genom att generera värden där en eller två variabelmätningar saknades. Imputering genomfördes med R-paketet *missForest* (Stekhoven & Bühlmann 2012).
- Skillnaden mellan humuslagerdjupet före och efter bränning beräknades för varje provyta för att få ett mått på humuskonsumtionen.
- Diameter-mätningarna för levande och döda träd inom provytan omvandlades till grundyta (provträdet ej medräknat).
- Gran i omgivningen separerades som en egen variabel.
- Normalitetstester utfördes med Shapiro-Wilk (Shapiro & Wilk 1965) och variablerna logtransformerades vid behov för att öka modellens prestanda.

Tabell 4 Beskrivning av variabler, inmätta efter bränning vid lokalerna Sjömunnen och Norrskogen

	Variabel namn	Beskrivning
Provträd	SpeciesID	Trädslag
	dbh	Diameter vid brösthöjd (cm)
Brandintensitet	flamma_max	Högsta sotningspunkten på stammen (m)
Mortalitet	status	Död eller levande efter bränning (0/1)
Föryngring	stubbskott	Skott i marknivå (0/1)
	stamskott	Skott på provträdet stam (0/1)

Tabell 5 Beskrivning av variabler, inmätta före och efter bränning vid lokalen Sandvik

	Variabel namn	Beskrivning
Provträd	ID	Provytans ID
	dbh	Diameter vid brösthöjd (cm)
	kronhojd	Avstånd från marken till första gren (m)
Brandens intensitet och hårdhet	flamma_max	Högsta sotningspunkten på stammen (m)
	flamma_min	Lägsta sotningspunkten på stammen (m)
	f_humus	Humusdjup innan bränning (cm)
	e_humus	Humusdjup efter bränning (cm)
	humus_snitt_skillnad	Skillnad i humusdjup före/efter (cm)
Bränsletyper i omgivningen	omgivning_levande	Diameter levande stammar inom provytan (cm)
	omgivning_dod	Diameter död ved inom provytan (cm)
	blabarsris	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	lingonris	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	friskmossa	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	lavar	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	grenar	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	lovforna	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	barrforna	Förekomst inom provytan innan bränning (0/1)
	Mortalitet	f_status
e_status		Provträdet status efter bränning (0/1)
Föryngring	stubbskott	Skott i marknivå (0/1)
	stamskott	Skott på provträdet stam (0/1)
	skott	Skott i marknivå eller från stammen (0/1)

2.3.3 Överlevnadsanalys av mortalitet

Mortalitet skattades med hjälp av Kaplan-Meier metoden, en väletablerad icke-parametrisk metod för att uppskatta tid till en händelse (Stalpers & Kaplan 2018). Vanligvis används denna metod för dödsfall i epidemiologiska studier. I denna studie användes DBH som enhet istället för tid, vilket har tillämpats vid överlevnadsanalyser inom skogsforskning tidigare (Woodall et al. 2005). Först jämfördes mortalitetskurvorna mellan ekarna från alla lokaler, därefter gjordes en jämförelse av de tre vanligaste förekommande trädslagen, ek, tall och gran, baserat på data från Sjömunnen och Norrskogen.

Mortalitetskurvorna jämfördes med ett icke-parametriskt log-rank test för att testa mot en nollhypotes. P-värden korrigerades enligt Bonferroni-principen för multipla

jämförelser på samma utfall, för att minska risken för typ-1 fel, vilket innebär en felaktigt förkastning av en sann nollhypotes (Dunn 1961). För att modellera överlevnaden med en parametrisk modell, jämfördes följande statistiska fördelningar: Weibullfördelning, exponentialfördelning, log-logistisk fördelning och lognormalfördelning. För att rangordna de statistiska fördelningarnas anpassning till data användes *Akaike information criterion* (AIC) och *Bayesian information criterion* (BIC). AIC-metoden kan anses vara något bättre lämpad för studiens syfte än BIC i enlighet med framtagna rekommendationer för modellpassning inom ekologi (Aho et al. 2014), men båda metoderna användes i denna studie.

2.3.4 Regressionsmodellering av mortalitet mellan trädslag

Skillnader i ovanjordsmortalitet mellan trädslagen modellerades sedan med hjälp av regression. Logistisk regression, en typ av generaliserad linjär modell (GLM), används för att analysera samband mellan en eller flera förklarande variabler och en binär responsvariabel. Genom regressionen beräknades en oddskvot, som ger ett mått på styrkan av sambandet. Den logistiska regressionen jämfördes med en annan typ av modell, en generaliserad additiv modell (GAM). En fördel med GAM är att variabler kan modelleras med flexibla, icke-linjära kurvor, vilket gör den till ett av de mest använda verktygen inom ekologiska studier för att analysera komplexa samband (Wood 2017; Clark & Wells 2022).

2.3.5 Maskininlärningsanalys

Maskininlärning valdes för att hantera det stora antalet oberoende variabler som fanns tillgängligt för analysen av Sandvikslokalen. Maskininlärningsalgoritmer kan automatiskt välja ut de variabler som har störst betydelse för modelleringen och underlätta hanteringen av ett stort antal variabler. Beslutsträd (*eng. decision tree*) är ett kraftfullt verktyg inom maskininlärning och används för bland annat klassificering. För att genomföra inlärningsprocessen delas data först in i tränings- och testdata. Träningsdata används för att bygga en modell som med hjälp av rekursion fattar ett beslut om klasstillhörighet och förutspår vilka utfall som är troligast. I denna studie var klasstillhörigheterna för mortalitet död ovanjordsdel (0) och levande ovanjordsdel (1). För skottskjutning var klasstillhörigheterna avsaknad av skott (0) och förekomst av skott (1). Modellen utvärderas därefter med testdata och modellen försöker klassificera testdata enligt inlärningen från träningsdata.

Algoritmen *random forest* kombinerar flera beslutsträd och är mindre känslig för överanpassning (*eng. overfitting*), vilket innebär att modellen undviker att vara alltför specifikt anpassad till träningsdatasetet (Breiman 2001). *Random forest* har en högre noggrannhet och lägre känslighet för brus i data än enskilda beslutsträd.

Dessutom tränas modellen på olika slumpmässiga uppsättningar av datasetet och använder olika förgreningar. *Random forest*-algoritmen användes i denna studie som ett första steg för analyserna av Sandvikslokalen.

Instruktionerna för R-koden hämtades huvudsakligen från en webbsida på *RPubs* (Armstrong 2020). För analysen av ovanjordsmortalitet förbehandlades data ytterligare, eftersom antalet levande träd var ojämnt fördelat jämfört med antalet döda träd, vilket leder till problem för modelleringen. Datasetet delades upp så att både tränings- och testdata hade en representativ andel träd med levande och död ovanjordsdel. R-paketet *ROSE* användes för att generera fler stickprov av levande träd för att öka storleken på träningsdata. För att utvärdera hur bra modellen presterar och klassificerar testdata användes en sammanblandningsmatrix (eng. *confusion matrix*). För att visualisera hur olika variabler påverkade klassificeringsmodellens beslut, rangordnades variablerna i en graf (eng. *variable importance plot*).

2.3.6 Regressionsmodellering efter maskininlärning

Generaliserad additiv modeller med logit-länkfunktion användes för att modellera de variablerna som rangordnats högst i maskininlärningen. Val av bästa modell gjordes genom en jämförelse av AIC värden, BIC värden, samt genom ett Chi-två-test (χ^2) och utvärdering av modellpassningen.

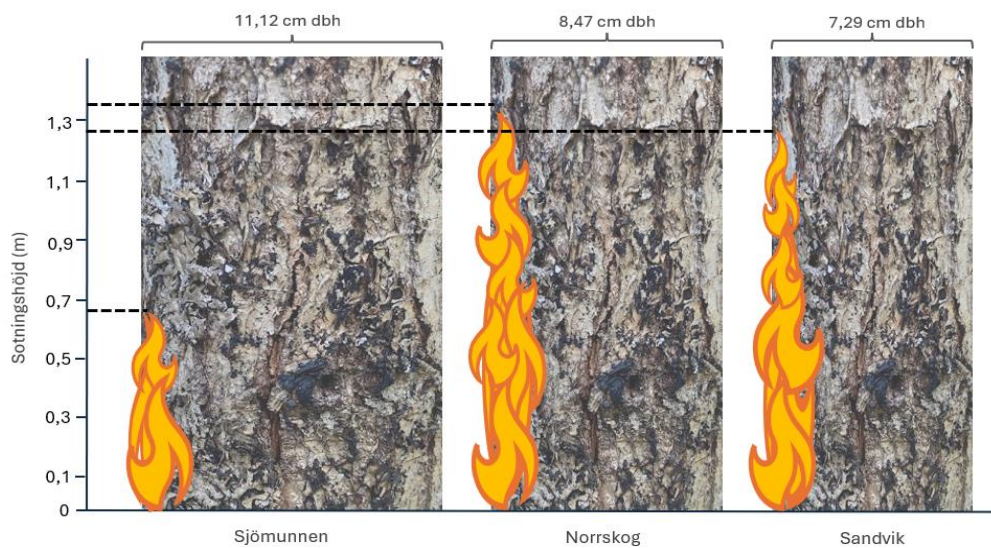
3. Resultat och analys

3.1 Jämförelse av ekar mellan lokalerna

Medelvärden för de oberoende variablerna DBH och sotningshöjd och de beroende variablerna ovanjordsmortalitet och skottskjutning har sammanställts för ek i Tabell 6. Sammanlagt analyserades 688 ekar från de tre lokalerna varav 79,1 procent (n = 544) hade en död ovanjordsdel och 59,9 procent (n = 412) hade skottskjutning. Från Sandvikslokalen analyserades 198 träd utav 205 inmätta träd, varav 92,9 procent hade en död ovanjordsdel, medan 55,0 procent uppvisade skottskjutning. Sotningshöjden på ekstammarna varierade mellan 0,0 m och 6,1 m. Majoriteten av stammarna var klena med en genomsnittlig DBH på 8,96 cm. Ekarna i Sjömunnen hade i snitt grövre stammar och lägre sotningshöjd jämfört med de andra två lokalerna (Figur 3).

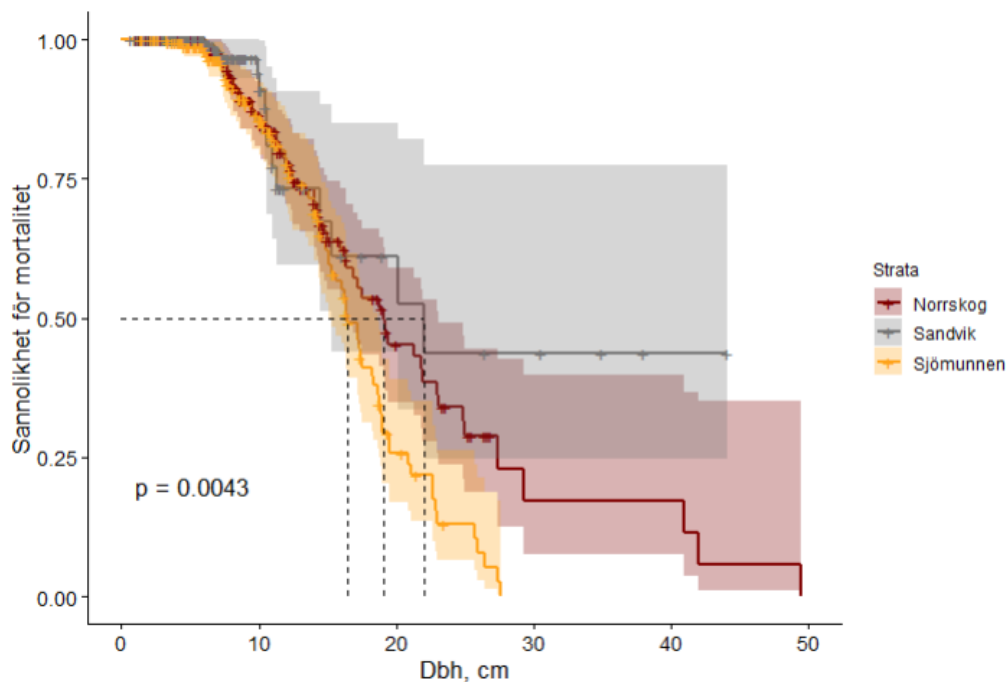
Tabell 6 Genomsnittliga värden för ekens DBH, sotningshöjd, ovanjordsmortalitet och förekomst av skott per lokal.

Lokal (n)	DBH	Sotningshöjd	Ovanjordsmortalitet	Skottskjutning
Sjömunnen n = 168	11,12 cm	0,67 m	58,3 % (98/168)	63,7 % (107/168)
Norrskogen n = 322	8,47 cm	1,35 m	81,1 % (262/322)	60,6 % (195/322)
Sandvik n = 198	7,29 cm	1,27 m	92,9 % (184/198)	55,6 % (110/198)
Sammanlagt N = 688	8,96 cm	1,10 m	79,1 % (544/688)	59,9 % (412/688)



Figur 3 Bildlig presentation av medelsotningshöjd och DBH för ek per lokal.

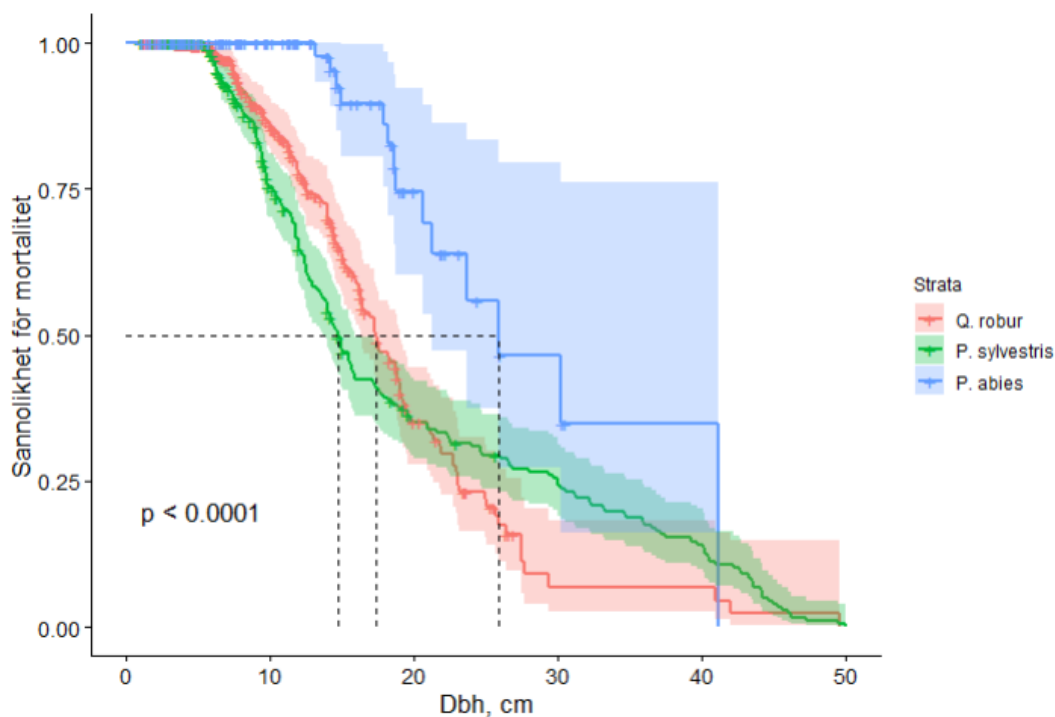
Resultaten från överlevnadsanalysen med DBH visar att sannolikheten för ekens mortalitet sjunker med stigande DBH på alla lokaler. Figur 4 illustrerar den uppskattade sannolikheten vid olika stamdiametrar. Den statistiskt signifikanta skillnaden mellan lokalerna fastställdes med ett log-rank test, vilket gav en chi-två-statistik: $X^2(2, N = 688) = 10,9, p = 0,004$. För ekarna på Sjömunnen var sannolikheten för mortalitet nära noll vid 28 cm DBH. För ekarna i Norrskogen föll sannolikheten nära noll först vid 50 cm DBH. För Sandvik observerades ingen minskning av sannolikheten efter 22 cm DBH, utan sannolikheten förblev runt 45 procent.



Figur 4 Samband mellan sannolikheten för mortalitet och DBH för ek per lokal. Sannolikheten för mortalitet sjunker med ökning i DBH för alla lokaler. I figuren syns även en konfidensintervall (95 %) för respektive lokal. P-värdet beräknades med ett log-rank test.

3.2 Jämförelse mellan trädslag

Skillnaden i den uppskattade sannolikheten för ovanjordsmortalitet mellan trädslag visas i Figur 5. Det fanns en signifikant samband mellan trädslag och DBH. Ett log-rank test användes för att förkasta nollhypotesen: $X^2(2, N = 951) = 21,6$, $p < 0,0001$. Vid 50-procentig sannolikhet för mortalitet var medeldiametern 14,7 cm för tall, 17,3 cm för ek, och 25,9 cm för gran.



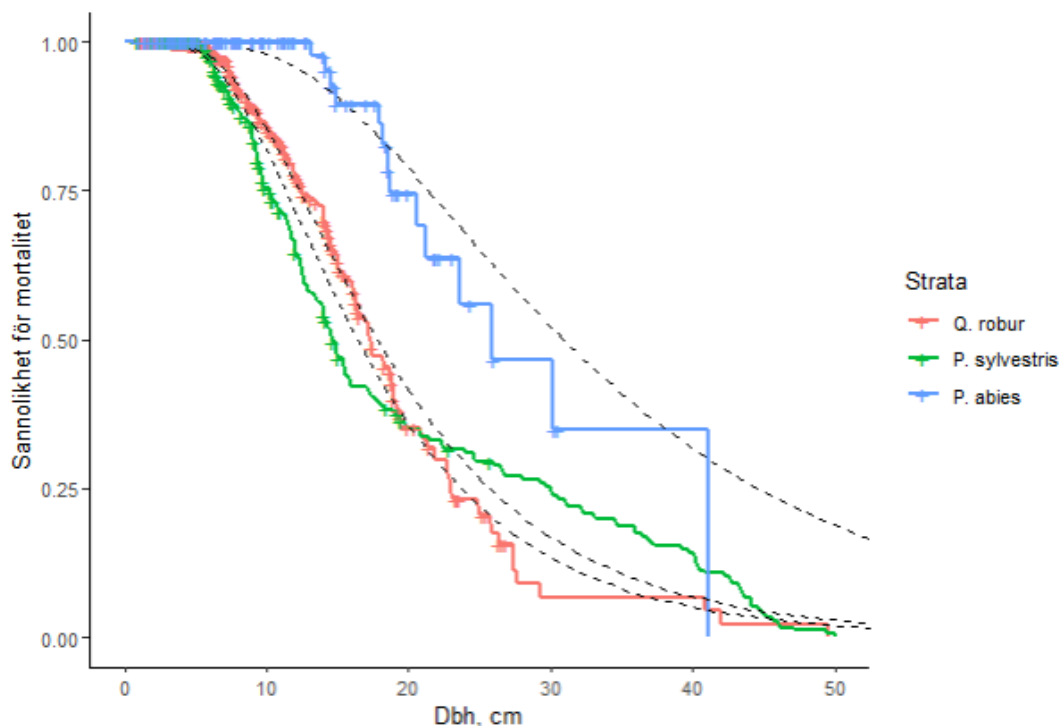
Figur 5 Samband mellan sannolikheten för mortalitet och DBH per trädslag. I figuren syns även respektive trädslags konfidensintervall (95 %). P-värdet beräknades med ett log-rank test.

Den parametriska modellen med bäst anpassning till den skattade mortaliteten hade en log-normalfördelad sannolikhetskurva. Kurvan visas tillsammans med mortalitetsskattningen i Figur 6. En post-hoc Tukey-jämförelse av sannolikhetskurvorna visade att skillnaderna var statistiskt signifikant mellan ek och tall, samt mellan gran och tall, men inte mellan ek och tall (Tabell 7).

Tabell 7 Jämförelse av ovanjordsmortalitet mellan trädslagen från lokalerna Sjömunnen och Norrskogen.

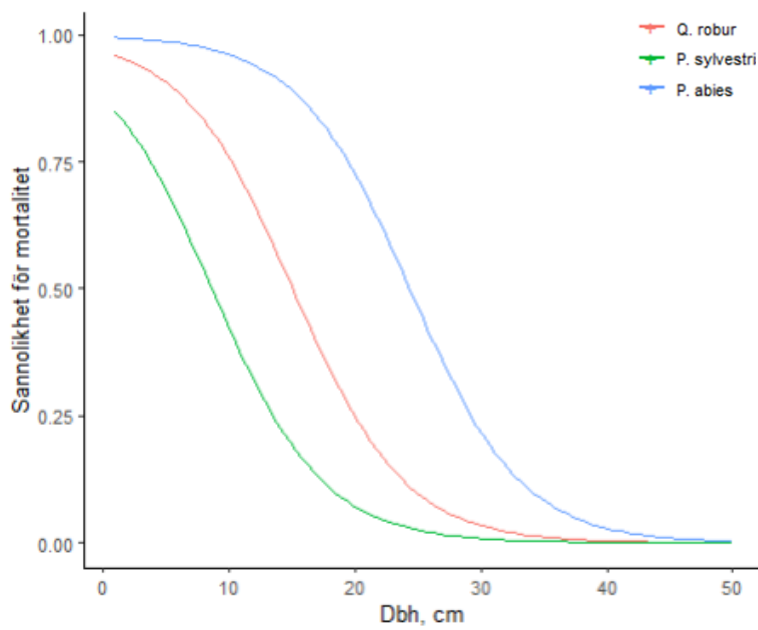
Jämförelse	Standardavvikelse	Error	z value	Pr(> z)
<i>P. sylvestris</i> – <i>Q. robur</i>	-0.10881	0.05463	-1.992	0.107
<i>P. abies</i> – <i>Q. robur</i>	0.51649	0.10797	4.784	<0.001 ***
<i>P. abies</i> – <i>P. sylvestris</i>	0.62529	0.10857	5.760	<0.001 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1 (Adjusted p values reported -- single-step method)

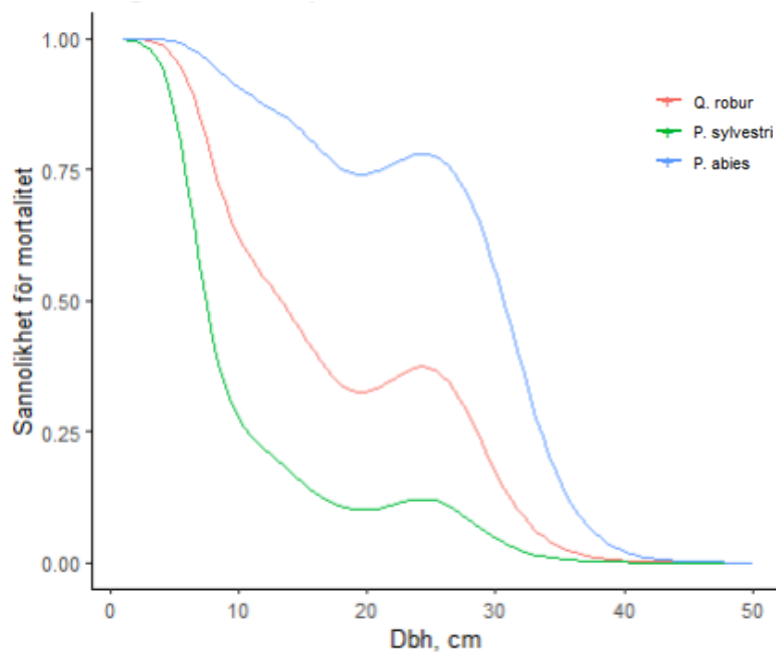


Figur 6 Samband mellan sannolikheten för mortalitet och DBH per trädslag, med modellerade lognormalfördelade sannolikhetskurvor.

Grafiskt presenteras de prognostiserade sannolikheterna från den linjära regressionsmodelleringen i Figur 8. För sambandet mortalitet-DBH var oddskvoten 8,03 för gran jämfört med ek (95 procent KI: 3,91–17,87). Oddskvoten var 0,23 för tall jämfört med ek (95 procent KI: 0,16–0,34). Residualtestet visade att dataunderlaget var normalfördelat (se Bilaga 2). Modellering med icke-linjära funktioner (GAM) för DBH resulterade i en bättre modellpassning och visas i Figur 7. GAM-modellen förklarade 45 procent av variationen i mortalitet.



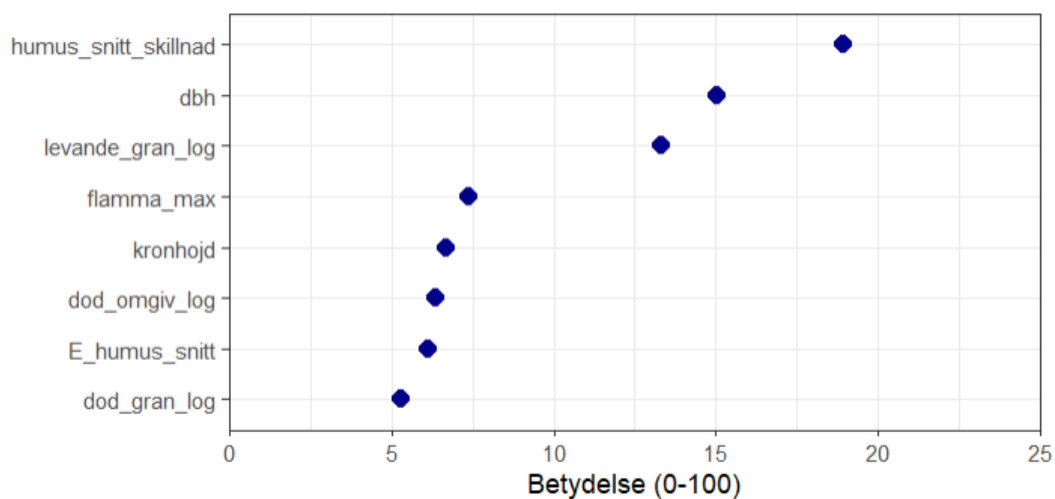
Figur 8 Linjär regressionsmodellering av sambandet ovanjordsmortalitet-DBH per trädslag.



Figur 7 Icke-linjär regressionsmodellering av sambandet ovanjordsmortalitet-DBH per trädslag.

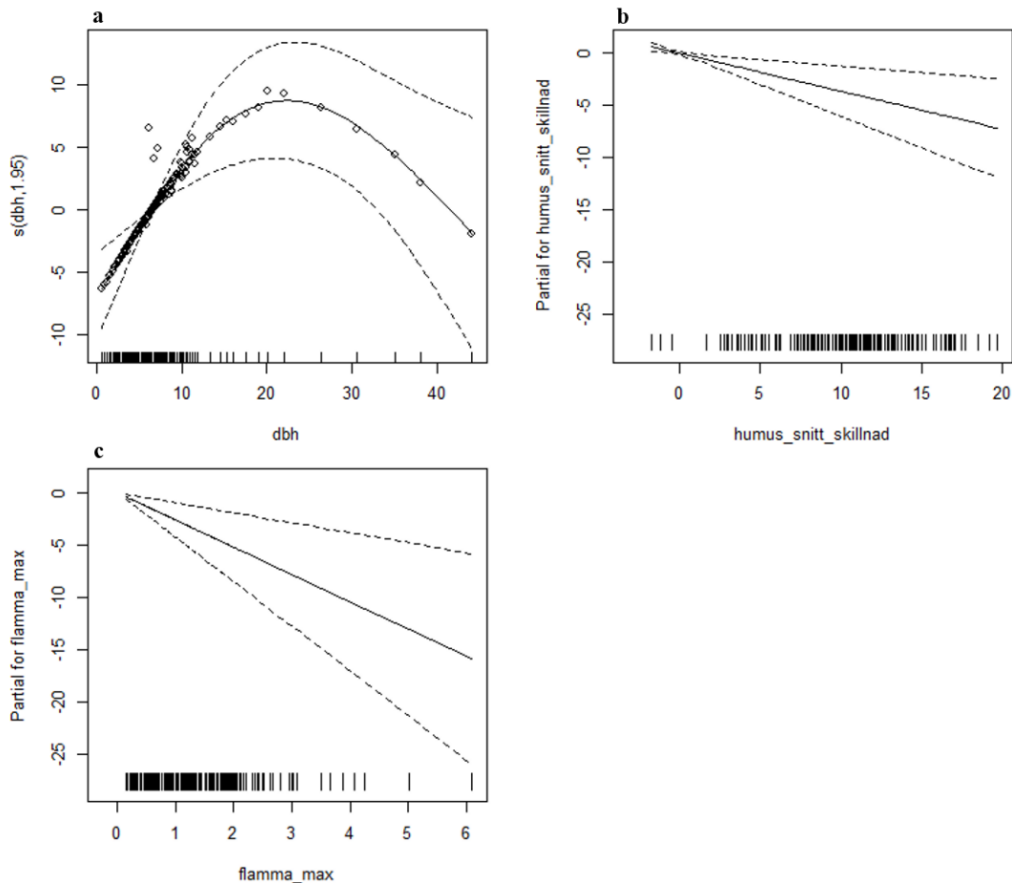
3.3 Modellering av ovanjordsmortalitet hos ek

Resultaten från *random forest* klassificering indikerade att humusförbränning, DBH, levande granar i omgivningen, sotningshöjden och kronhöjden bidrog mest till modellens klassificeringsbeslut för ovanjordsmortalitet (Figur 9). Utvärdering av modellen mot testdata visade god modellprestanda och perfekt överensstämmelse med de verkliga resultaten (Kappa 1). Noggrannheten härleddes från att modellen gjorde 100-procentigt korrekta prognoser av klassen 'död ovanjordsdel' enligt sammanblandningsmatrisen. Modellen uppvisade mycket hög känslighet för den starkt underrepresenterade klassen 'levande ovanjordsdel' och klassificerade rätt på alla levande träd från testdatasetet (2 utav 2). *No Information Rate* (NIR) låg på 94,7 procent, och skillnaden mellan NIR och modellen var statistiskt signifikant.



Figur 9 Relativa betydelsen av olika variabler för *random forest* klassificeringen av ovanjordsmortalitet på ekarna från Sandvikslokalen.

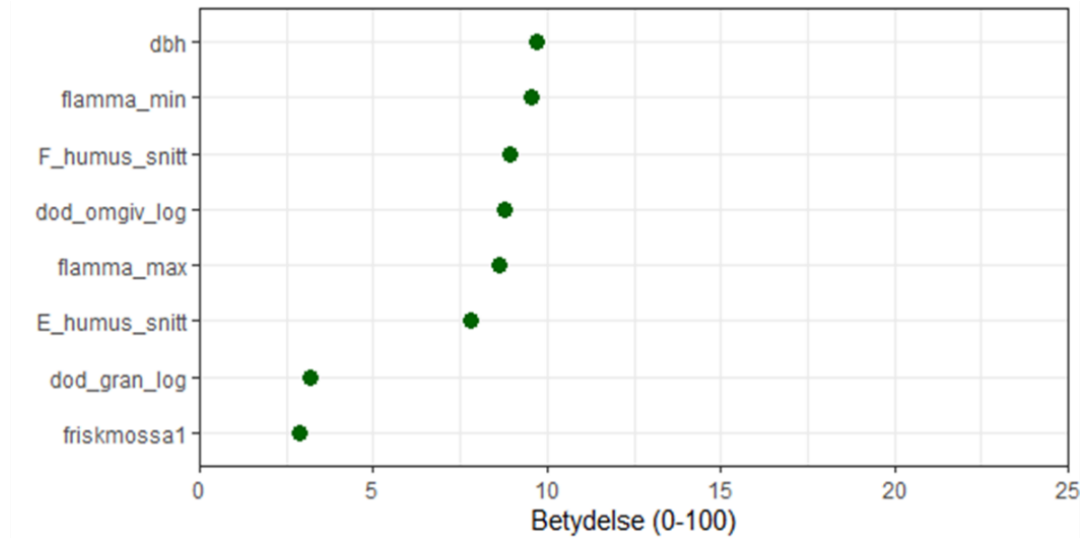
Regressionsmodellen som bäst förklarade variationen i ovanjordsmortalitet förklarade 53,8 procent av variationen med tre variabler: DBH, sotningshöjd och skillnaden i humuslagerdjupet. Modellen förklarade 57,6 procent av den totala avvikelserna. Figur 10 visar variablernas partiella effekt på överlevnad.



Figur 10 Partiell effekt av enskilda variabler på ovanjordsmortalitet när övriga variabler hålls konstanta. Figuren visar resultatet av en icke-linjär modell (GAM) med tre variabler: DBH, skillnaden i humusdjup och högsta sotningshöjd på stammen. Figur a) Y-axeln visar log-oddset av sannolikheten för överlevnad. X-axeln visar provträdens DBH. Figur b) Y-axeln visar den partiella effekten av humuslagerdjupet. X-axeln visar skillnaden i humuslagerdjup. Figur c) Y-axeln visar den partiella effekten av sotningshöjd. X-axeln visar sotningshöjder.

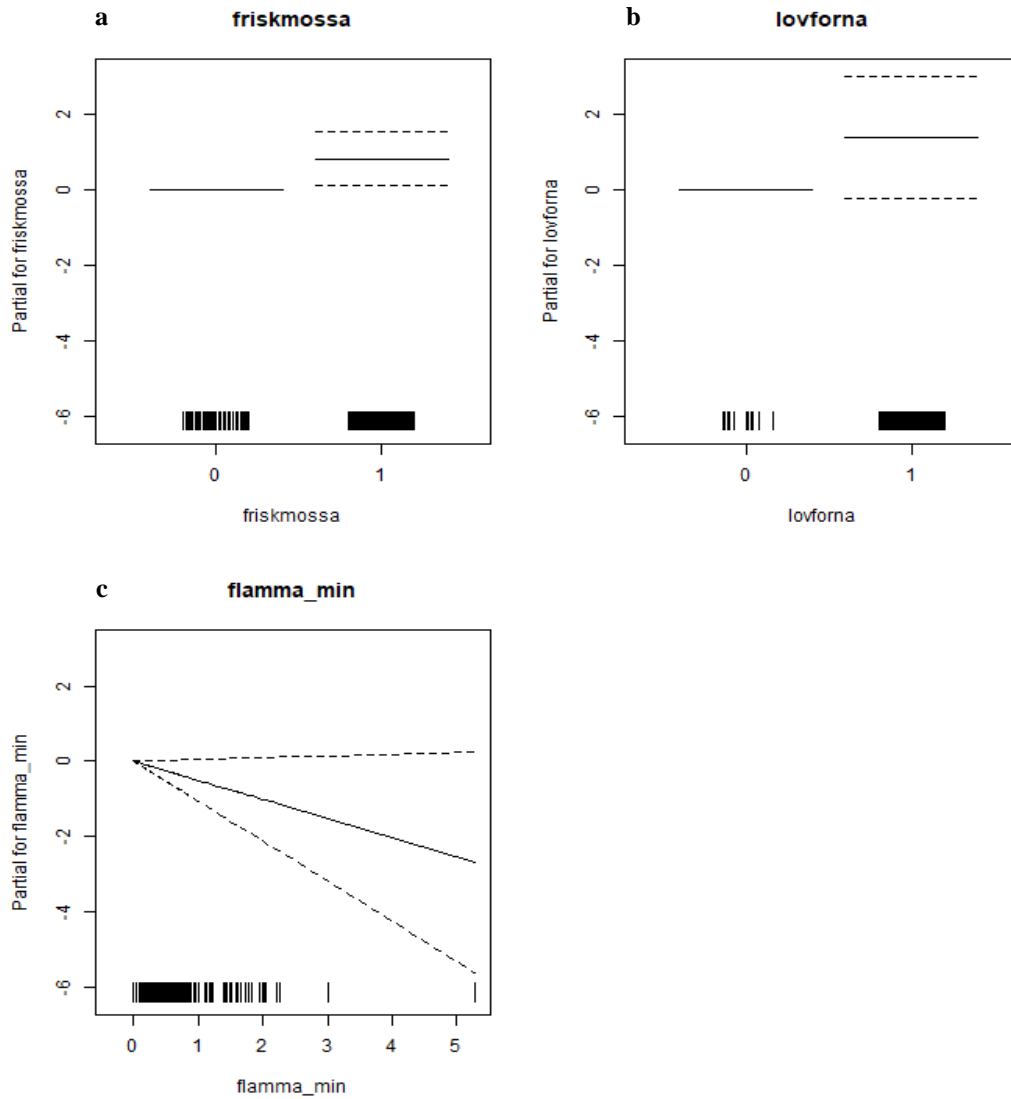
3.4 Modellering av skottskjutning hos ek

Det var inte möjligt att skapa en användbar klassificeringsmodell för skottskjutning med *random forest*. Modellering av endast skott i marknivå (kallad stubbskott i modellen) resulterade i bättre modellprestation men visade fortfarande dålig överensstämmelse med de verkliga resultaten. Modellen hade en noggrannhet på 46,2 procent (95 procent KI: 0,31–0,62, Kappa -0,08), vilket inte var statistiskt signifikant bättre än NIR. Sammanblandningsmatrisen visade att tolv träd klassificerades som falska positiva och nio träd som falska negativa. Figur 11 visar hur DBH, lägsta sotningshöjd, humusdjupet innan bränning, död ved i omgivningen och högsta sotningshöjd hade störst betydelse för modellens klassificeringsbeslut.



Figur 11 Relativa betydelsen av olika variabler för random forest klassificeringen av skottskjutning på ekarna från Sandvikslokalen.

Variablerna med störst betydelse för klassificering i *random forest* (Figur 11) bidrog inte till bättre modellpassning i regressionsmodelleringen. Den bästa modellen inkluderade variablerna friskmossa, lövförna och lägsta sotningshöjd och förklarade 6,1 procent av utfallet. Förekomsten av friskmossa bidrog positivt till förekomsten av skott i marknivå och var statistiskt signifikant. Lövförna bidrog positivt men var inte signifikant. Stigande höjd på lägsta sotningshöjd bidrog negativt till förekomsten av skott i marknivån men var ej statistiskt signifikant. Figur 12 visar variablernas partiella effekt på skottskjutning när övriga variabler hålls konstanta.



Figur 12 Partiell effekt av enskilda variabler på skottskjutning när övriga variabler hålls konstanta. Figuren visar resultatet från en icke-linjär modell (GAM) med variablerna friskmossa, lövförna och lägsta sotningshöjd på stammen. Figur a) Y-axeln visar den partiella effekten av förekomst av friskmossa. X-axeln visar ytor utan friskmossa (0) och ytor med friskmossa (1). Figur b) Y-axeln visar den partiella effekten av lövförna. X-axeln visar ytor utan lövförna (0) och ytor med lövförna (1). Figur c) Y-axeln visar den partiella effekten av lägsta sotningshöjd. X-axeln visar lägsta sotningshöjder.

4. Diskussion

4.1 Brandeffekt och tidsaspekt

För att sätta resultaten i rätt sammanhang är det nödvändigt att först kommentera intensiteten och 'hårdheten' av bränningarna samt skillnaderna i tidsförlopp mellan bränning och mätning, eftersom dessa aspekter påverkar tolkningen av mortaliteten.

Utifrån skillnaderna i sotningshöjd, som är ett uttryck av flamhöjd, är det troligt att bränningen i Sjömunnen var mindre intensiv än i Norrskogen och Sandvik. Data saknas för att jämföra konsumtionen av humuslagret och 'hårdheten' av branden mellan lokalerna, men enligt uppgifter från Länsstyrelsen i Kalmar så pågick det en glödbland både längre och djupare än förväntat på Sandvik. Det skulle kunna bidra till den högre mortalitetsnivån och lägre skottskjutningsnivån i Sandvik jämfört med Norrskogen.

I Sjömunnen inventerades träden 5 år efter utförd bränning, vilket kan antas ge en tydligare bild av långsiktig överlevnad än Norrskogen som inventerades samma år och Sandvik som inventerades 1 år efter bränning. Ytterligare mortalitet för Norrskogen och Sandvik är förväntad eftersom tidigare forskning har påvisat fördröjd mortalitet efter bränning för flera ekarter, bland annat *Quercus alba* (Yaussy & Waldrop 2010). Fördröjd mortalitet innebär att skador gör att trädet dör först ett par år efter bränning (Abella et al. 2021). Petersson et al. (2020) vars studie följer utvecklingen ett par år efter bränning, påvisar att även ljustillgångar och bete från hjortdjur påverkar långsiktig överlevnad för ek. Ytor som förbehandlades för att öka ljusinsläppet innan bränning resulterade i fler överlevande skott, och samma gällde för stängslade ytor, eftersom skott i marknivå var särskilt utsatta för bete under de först två åren.

4.2 Ovanjordsmortalitet

Resultaten visar att nollhypotesen för trädslag och mortalitet kan förkastas: det fanns en statistiskt signifikant skillnad mellan mortalitetsnivåer för ek, gran och tall. Enligt modellen hade en ek på 18 cm DBH en 50-procentig sannolikhet för överlevnad, medan en gran av samma grovlek hade en sannolikhet för överlevnad på endast 10 procent. Resultaten tyder även på att ekens överlevnad är lika bra som tallens vid samma DBH och statistiskt signifikant bättre än granens.

Ett viktigt resultat var att DBH, sotningshöjd och skillnad i humusdjup tillsammans bäst förklarade variationen i ovanjordsmortalitet för ek. De förklarade en förhållandevis stor del av variansen. Även *random forest* klassificeringen visade att dessa variabler var viktiga. I klassificeringen hade även grundytan på levande gran i omgivningen en stor betydelse, men detta reflekterades inte i regressionsmodelleringen.

Skillnaden på humuslagerdjupet var i de flesta modellerna mer indikativt för mortalitet än endast mätningen av djupet före bränning, eller djupet efter bränning. Detta tyder på mängden humus som brunnit är mer intressant som en förklarande variabel än bara tjocklek humus innan bränning. Tjocklek går inte nödvändigtvis att korrelera till om glödbranden får fäste, då detta påverkas av faktorer som fukthalt i humusen och vindförhållandena under bränningen (Pyne et al. 1996).

Den partiella effekten för DBH på Sandvik hade en oväntad parabolisk form och för att kontrollera att det var ett meningsfullt resultat gjordes en jämförelse av den partiella effekten för DBH mellan lokalerna (se Bilaga 3). Testet indikerar att den paraboliska formen var unik för Sandvik, vilket sannolikt kan förklaras av att färre provträd med grövre dimensioner inkluderades i mätningarna på Sandvik än på de andra lokalerna. Modellen återspeglar denna begräsning i data och visar på en stor osäkerhet i resultatet vid grövre diametrar.

Bränslefaktorer kunde inte kopplas till sannolikheten av ovanjordsmortalitet i studien. Brist på statistisk signifikans leder inte till slutsatsen att bränslefaktorer inte påverkar mortalitet. Snarare belyser det en begräsning i mätningen. Beslutet att mäta bränslet binärt (avsaknad/förekomst) gav antagligen för låg känslighet för att modellera hur bränslet påverkar branden och eventuell mortalitet. Täckningsgrad, volym, densitet, och fuktighetskvot av bränslet hade troligen gett en mer nyanserad bild av mortalitet. De variabler som främst förklarade mortalitet i den här studien var kopplade till brandintensitet och konsumtion av humuslagret.

4.3 Skottskjutning

Resultaten visade att trots skillnader mellan lokalerna observerades skottskjutning vid mer än hälften av ekarna, i genomsnitt 60 procent, vilket stämmer bra överens med tidigare studier av bland annat Backman (2004) samt Petersson et al. (2020). Backman (2004) rapporterade en ovanjordsmortalitet på 96 procent och skottskjutning på 58 procent. Petersson et al. (2020) rapporterade en ovanjordsmortalitet på 97 procent och skottskjutning på 88–96 procent, beroende på ljusställning på provytan. Det är även intressant att jämföra med en studie på en annan art, *Q. kelloggii* i Nordamerika, där 97 procent av ekarna med död ovanjordsdel uppvisade skottskjutning (Nemens et al. 2018). Skottskjutning från ek uppstår generellt vid störningar och inte bara vid brand. Mycket av skottskjutning efter brand kan med viss säkerhet anses vara en anpassning till återkommande bränder (Keeley et al. 2011; Hammond et al. 2015).

Ingen av modellerna kunde förklara en betydande del av variansen med skottskjutning. Trots ett statistiskt signifikant resultat för förekomst av friskmossa vilket ökade sannolikheten för skott i marknivå, förklarade modellen endast en liten del av variation, vilket tyder på en stor osäkerhet i resultaten. Resultaten visar även att skottskjutning kunde inte heller förklaras av DBH eller skillnaden i humuslagerdjup.

Var och hur djupt i marken eken ursprungligen gror kan utgöra en möjlig förklaring till de otydliga resultaten. Förlust av skottskjutningsförmåga tyder på att vilande knoppar vid rothalsen har skadats eller att trädet har förlorat sin fysiologiska kapacitet genom att kambiet eller rotsystemet förstörts. I en nordamerikansk studie av klena ekars överlevnad efter brand rapporterades att ekar med rothals i höjd med förnalagret uppvisade högre skottmortalitet än de vars rothals låg djupare i humuslagret (Brose & Van Lear 2002). Hypotesen är att knopparna vid rothalsen skyddas mer från flamfronten om ekollonet gror i humusen (Dey & Fan 2008). Detta ger en möjlig indikation till varför varken humusförbränning eller högsta sotningshöjd var korrelerade till skottskjutning.

I den här studien, likt Petersson et al. (2020), särskildes det inte huruvida skotten härstammade från trädet eller ekollon, vilket skulle kunna påverka slutsatserna. Skott som härstammar från trädet kallas adventivskott och är en form av vegetativ förökning från moderträdet. Adventivskott har tillgång till ett överdimensionerat rotsystem och kolhydratsreserv som möjliggör en mycket snabb tillväxt, medan självsådda ekplantor har ett betydligt mindre utvecklat rotsystem. Ekplantor är beroende av förekomsten och överlevnaden av ekollon i marken efter brand, medan adventivskott förutsätter att moderträdet överlever branden. Det kan inte uteslutas att vissa skott i denna studie härstammade från ekollon. Men på grund av att övriga

studier har visat att självsådda plantor har en försumbar betydelse för fortlevnaden av ek efter brand (Paula & Pausas 2008; Proença et al. 2010), beror svårigheterna att dra slutsatser av modelleringen sannolikt inte på detta.

4.4 Kommentarer om metoden

För att komma upp i stamantal på Sandvik användes transekt med kvoturval tills tillräckligt många träd inventerats. Urvalsmetoden innebär en risk för systematiska fel och minskar möjligheten att dra noggranna slutsatser på populationsnivån. Dessutom innehåller datasetet troliga beroendestrukturer som bidrar till pseudoreplikering eftersom träden inom lokalen är rumsligt korrelerade. Effekten av branden kan vara sammanblandad med andra okända faktorer som är specifika till lokalen. Ytterligare en tänkbar felkälla är antagandet om oberoende provpunkter inom datasetet, vilket inte alltid var fallet.

Endast en liten andel ekar överlevde branden med en intakt ovanjordsdel på Sandvik, vilket krävde försiktighet med modelleringen. Flera åtgärder vidtogs för att minska påverkan av det låga överlevnadsantalet, bland annat imputering för att minimera ytterligare bortfall och generering av fler stickprov för att förbättra kvaliteten på träningsdata för *random forest*. Dessa åtgärder bidrog till att minska osäkerheten i modelleringen, vilket stärker trovärdigheten i modellerna för ovanjordsmortalitet trots begränsningarna i data.

Åldersmätning med tillväxtborrh hade kunnat ge ytterligare information för modelleringen men samtidigt belastat fältinventering. DBH är en variabel som smidigt kan mätas ute i fält och resultaten är användbara för att snabbt skatta mortalitetssannolikheten för beståndet. Ytterligare studier behövs för att undersöka korrelationen mellan ålder och mortalitet.

Bedömningen av mortalitet gjordes endast utifrån ovanjordsmortalitet och förekomst av skott men en undersökning av kambiet hade också varit befogad. Genom bortskrapning av bark på icke-skottskjutande träd ger det möjligheten för en tredje parameter kopplat till mortalitet. Mörk eller gul färg på kambiet innebär att trädet troligen har dött; rosa eller vit signalerar ett levande kambium (McCreary & Nader 2011).

5. Slutsats

Ek-brand hypotesens huvudtes är att ekens egenskaper bidrar till konkurrenskraft efter brandstörning och att naturvårdsbränningar kan fungera som ett verktyg för att minska konkurrerande vegetation. Denna studie visade att eken, liksom tallen, överlevde lågintensiva naturvårdsbränningar bättre än granen, även vid klenare stamgrovekar. Ovanjordsmortaliteten var kopplad till sotningshöjd, DBH och hur mycket av humuslagret hade förbränts. Vid varje lokal uppvisade mer än hälften av de inventerade ekarna skott på stammen eller vid stambasen, vilket understryker ekens starka skottskjutningsförmåga efter brandstörning. Sammanfattningsvis tyder studien på att brand kan vara ett effektivt verktyg för att gynna ek i sydsvenska skogar med ett stort inslag av tall och gran.

Källförteckning

- Abella, S.R., Sprow, L.A. & Schetter, T.A. (2021). Delayed tree mortality after prescribed fires in mixed oak forests in northwestern Ohio. *Forest Science*, 67 (4), 412–418. <https://doi.org/10.1093/forsci/fxab022>
- Abrams, M.D. (1992). Fire and the development of oak forests. *BioScience*, 42 (5), 346–353. <https://doi.org/10.2307/1311781>
- Aho, K., Derryberry, D. & Peterson, T. (2014). Model selection for ecologists: the worldviews of AIC and BIC. *Ecology*, 95 (3), 631–636. <https://doi.org/10.1890/13-1452.1>
- Amsten, K., Cromsigt, J.P.G.M., Kuijper, D.P.J., Loberg, J.M., Churski, M. & Niklasson, M. (2021). Fire- and herbivory-driven consumer control in a savanna-like temperate wood-pasture: An experimental approach. *Journal of Ecology*, 109 (12), 4103–4114. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13783>
- Armstrong, K. (2020). *RPubs - RandomForest with caret*. https://rpubs.com/jkylearmstrong/RandomForest_w_caret [2024-11-09]
- Backman, H. (2004). *Mortalitet och skottskjutningsförmåga hos ek (Quercus robur) efter brand*. (Examensarbete nr 72). SLU.
- Birkedal, M. (2004). *Immediate Response to Artificial Burning and Cutting in Young Trees of Beech (Fagus sylvatica L.) and Oak (Quercus robur L.)*. (Examensarbete nr 48). SLU.
- Blank, S. & Svensson, M. (2013). *Artinriktad naturvård*. Artdatabanken, SLU.
- Bobiec, A., Reif, A. & Öllerer, K. (2018). Seeing the oakscape beyond the forest: a landscape approach to the oak regeneration in Europe. *Landscape Ecology*, 33 (4), 513–528. <https://doi.org/10.1007/s10980-018-0619-y>
- Borehag, M. (2015). *Spatial analysis of forest fires in Norra Kvill National park*. SLU. https://stud.epsilon.slu.se/8413/7/borehag_m_150827.pdf [2024-09-27]
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45 (1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Brose, P.H. & Van Lear, D.H. (2002). Survival of hardwood regeneration during prescribed fires: the importance of root development and root collar location. *Proceedings of Upland Oak Ecology Symposium: History, Current Conditions, and Sustainability*, Fayetteville, AR, 2002. 123–127. USDA Forest Service, Southern Research Station
- Brose, P.H. & Waldrop, T.A. (2014). Making sense out of confusion: a review of fire-oak papers published in the past 50 years., Asheville, NC, 2014. 12-24. USDA Forest Service, Southern Research Station
- Clark, N.J. & Wells, K. (2022). Dynamic generalised additive models (DGAMs) for forecasting discrete ecological time series. *Methods in Ecology and Evolution*, 14 (3), 771–784. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13974>
- Dey, D.C. & Fan, Z. (2008). A review of fire and oak regeneration and overstory recruitment., Carbondale, IL, 2008. Forest Service U.S. Department of Agriculture

- Drobyshev, I., Niklasson, M., Ryzhkova, N., Götmark, F., Pinto, G. & Lindbladh, M. (2021). Did forest fires maintain mixed oak forests in southern Scandinavia? A dendrochronological speculation. *Forest Ecology and Management*, 482, 118853. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118853>
- Dunn, O.J. (1961). Multiple Comparisons among means. *Journal of the American Statistical Association*, 56 (293), 52–64. <https://doi.org/10.1080/01621459.1961.10482090>
- Eaton, E., Caudullo, G., Oliveira, S. & de Rigo, D. (2016). *Quercus robur and Quercus petraea*. (European Atlas of Forest Tree Species). EU. https://forest.jrc.ec.europa.eu/media/atlas/Quercus_robur_petraea.pdf
- Granström, A. (2005). Skogsbrand: brandbeteende och tolkning av brandriskindex. Räddningsverket (SRV).
- Hammond, D.H., Varner, J.M., Kush, J.S. & Fan, Z. (2015). Contrasting sapling bark allocation of five southeastern USA hardwood tree species in a fire prone ecosystem. *Ecosphere*, 6 (7), art112. <https://doi.org/10.1890/ES15-00065.1>
- Hannon, G.E., Molinari, C. & Bradshaw, R.H. (2022). Factors influencing late-Holocene vegetation dynamics and biodiversity on Hallands Väderö, SW Sweden: A statistical evaluation. *The Holocene*, 32 (11), 1317–1326. <https://doi.org/10.1177/09596836211041748>
- Hartig, F. (2024). *DHARMA: Residual Diagnostics for Hierarchical (Multi-Level / Mixed) Regression Models*. <https://CRAN.R-project.org/package=DHARMA> [2024-11-11]
- Hellberg, E. & Granström, A. (1999). *Skogsbrand och miljö: organisation och tillämpningar för framtida arbete inom räddningstjänsten*. Räddningsverket.
- Ingvarson, K., Rova, J., Forsslund, A., Borehag, M., Unell, M. & Nordlind, E. (2012). *Strategi för naturvårdsbränning i sydöstra Sveriges skyddade skogsområden år 2012-2022*. Länsstyrelserna i Kalmar, Kronoberg, Jönköping, Östergötland och Södermanlands län. [2024-09-18]
- Keeley, J.E., Pausas, J.G., Rundel, P.W., Bond, W.J. & Bradstock, R.A. (2011). Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16 (8), 406–411. <https://doi.org/10.1016/j.tplants.2011.04.002>
- Kuhn, M., Wing, J., Weston, S., Williams, A., Keefer, C., Engelhart, A., Cooper, T., Mayer, Z., Kenkel, B., R Core Team, Benesty, M., Lescarbeau, R., Ziem, A., Scrucca, L., Tang, Y., Candan, C. & Hunt, T. (2023). *caret: Classification and Regression Training*. <https://CRAN.R-project.org/package=caret> [2024-11-11]
- Lexne, A. (2022). *Faktorer som påverkar ekföryngring: Pilotstudie med fokus på effekter av brand*. Linnéuniversitetet.
- Lindbladh, M. & Foster, D.R. (2010). Dynamics of long-lived foundation species: the history of *Quercus* in southern Scandinavia. *Journal of Ecology*, 98 (6), 1330–1345. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2010.01733.x>
- Lindbladh, M., Niklasson, M. & Nilsson, S.G. (2003). Long-time record of fire and open canopy in a high biodiversity forest in southeast Sweden. *Biological Conservation*, 114 (2), 231–243. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(03\)00043-0](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(03)00043-0)
- Länsstyrelsen i Kalmar (2018). Bränningsplan Allgunnen Sjömunnen. Intern rapport, opublicerad.
- Länsstyrelsen i Kalmar (2022). Bränningsplan Allgunnen Norrskogen. Intern rapport, opublicerad.
- Länsstyrelsen i Kalmar (2023). Bränningsplan Allgunnen Sandvik. Intern rapport, opublicerad.
- McCreary, D. & Nader, G. (2011). Burned oaks: which ones will survive? <https://doi.org/10.3733/ucanr.8445>

- Miles, B. (2022). *The combined influences of canopy openness, browsing protection, and low intensity fire on the natural regeneration of oak in southern Sweden*. SLU.
- Nemens, D.G., Varner, J.M., Kidd, K.R. & Wing, B. (2018). Do repeated wildfires promote restoration of oak woodlands in mixed-conifer landscapes? - ScienceDirect. *Forest Ecology and Management*, 427, 143–151. <https://doi.org/doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.023>
- Niklasson, M. (2011). *Brandhistorik i sydöstra Sverige*. (Länsstyrelsens meddelandeserie, 14). Länsstyrelsen Kalmar län. https://dendrochronology.se/wp-content/uploads/2021/03/niklasson_2011.pdf
- Niklasson, M. & Drakenberg, B. (2001). A 600-year tree-ring fire history from Norra Kivills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. *Biological Conservation*, 101 (1), 63–71. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00050-7](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00050-7)
- Niklasson, M. & Granström, A. (2000). Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. 81 (6)
- Nilsson, S.G., Hedin, J. & Niklasson, M. (2001). Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16 (sup003), 10–26. <https://doi.org/10.1080/028275801300090546>
- Paula, S. & Pausas, J.G. (2008). Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability. *Journal of Ecology*, 96 (3), 543–552. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01359.x>
- Petersson, L.K., Dey, D.C., Felton, A.M., Gardiner, E.S. & Löf, M. (2020). Influence of canopy openness, ungulate exclosure, and low-intensity fire for improved oak regeneration in temperate Europe. *Ecology and Evolution*, 10 (5), 2626–2637. <https://doi.org/10.1002/ece3.6092>
- Portoghesi, L. (2006). European Forest Types. Categories and types for sustainable forest management reporting and policy. *Forest@ - Rivista di Selvicoltura ed Ecologia Forestale*, 3 (4), 462–463. <https://doi.org/10.3832/efor0425-003>
- Proença, V., Pereira, H.M. & Vicente, L. (2010). Resistance to wildfire and early regeneration in natural broadleaved forest and pine plantation. *Acta Oecologica*, 36 (6), 626–633. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2010.09.008>
- Pyne, S., Andrews, P. & Laven, R. (1996). *Introduction to wildland fire*. Second Edition. John Wiley & Sons. https://frames.gov/documents/behavplus/publications/Pyne_etal_1996_Ch1.pdf
- R Core Team (2024). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://R-project.org>
- Ryan, K.C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica*, 36 (1). <https://silvafennica.fi/article/548>
- Shapiro, S.S. & Wilk, M.B. (1965). An analysis of variance test for normality. *Biometrika*, 52 (3–4), 591–611
- Stalpers, L.J.A. & Kaplan, E.L. (2018). Edward L. Kaplan and the Kaplan-Meier Survival Curve. *BSHM Bulletin: Journal of the British Society for the History of Mathematics*, 33 (2), 109–135. <https://doi.org/10.1080/17498430.2018.1450055>
- Stekhoven, D.J. & Bühlmann, P. (2012). MissForest—non-parametric missing value imputation for mixed-type data. *Bioinformatics*, 28 (1), 112–118. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btr597>
- Taiz, L., Zeiger, E., Moller, I.M. & Murphy, A. (2016). *Plant Physiology and Development*. Sixth Edition. Oxford University Press.

- Therneau, T. (2024). *A package for survival analysis in R*. <https://cran.r-project.org/web/packages/survival/vignettes/survival.pdf>
- Tholin, M. (2016). *Bevarandeplan för Natura 2000-området SE0330036 Allgunnen*. Länsstyrelsen Kalmar län.
- Varner, J.M., Kane, J.M., Hiers, J.K., Kreye, J.K. & Veldman, J.W. (2016). Suites of fire-adapted traits of oaks in the southeastern USA: multiple strategies for persistence. *Fire Ecology*, 12 (2), 48–64. <https://doi.org/10.4996/fireecology.1202048>
- Wepryk, Ö. (2023). *Effects of fuel and weather conditions on forest fire behaviour in Southern Sweden in oak dominated forests*. SLU.
- Wood, S. (2017). *Generalized Additive Models: an introduction with R (2nd Edition)*. Chapman & Hall/CRC. <http://jstatsoft.org/v86/b01/> [2024-11-12]
- Wood, S. (2023). *mgcv: mixed GAM computation vehicle with automatic smoothness estimation*. <https://CRAN.R-project.org/package=mgcv> [2024-11-11]
- Woodall, C.W., Grambsch, P.L. & Thomas, W. (2005). Applying survival analysis to a large-scale forest inventory for assessment of tree mortality in Minnesota. *Ecological Modelling*, 189 (1–2), 199–208. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.04.011>
- Yaussy, D.A. & Waldrop, T.A. (2010). Delayed mortality of eastern hardwoods after prescribed fire., 2010. 609–612. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station
- Zhang, Y. & Luo, A. (2024). Applicability analysis of flame height estimation based on Byram’s fireline intensity model under flat and windless conditions. *Scientific Reports*, 14 (1), 4441. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-55132-3>

Populärvetenskaplig sammanfattning

Skogsbränder är idag ovanligare än förr på grund av ökad brandbekämpning, vattenreglering och förändringar i markanvändningen på senare tid. Syftet med naturvårdsbränningar är att imitera skogsbranden för att gynna arter genom att bibehålla och restaurera livsmiljöer och naturtyper. Vanligtvis vid naturvårdsbränningar siktar man på att en viss andel av träden ska klara av branden, medan markvegetation och skuggtåliga träd bränns bort. Flera länsstyrelser i Sydsverige har tagit fram strategier för naturvårdsbränningar i skyddade områden, med tydliga mål och planer för genomförandet.

När man bränner påverkar skogsvegetationen eldspridning och brandintensitet på olika sätt. Det råder brist på kunskap och erfarenhet om hur vårt vanligaste ädellövträd, skogseken, påverkas av naturvårdsbränningar och om den bidrar till brandintensiteten på något viktigt sätt. I Nordamerika har det tagits fram en hypotes som beskriver hur lågintensiva bränder har varit nyckeln till förekomsten av ekträd i skogslandskapet och att eken kan gynnas av naturvårdsbränningar. Hypotesen heter *the oak-fire hypothesis* på engelska och *ek-brand hypotesen* på svenska. Tidigare forskning pekar på att hypotesen kan antas i Sydsverige.

Syftet med denna studie var att undersöka hur väl eken överlevde bränning i ett skyddat skogsområde i Sydsverige, jämfört med andra träslag. Syftet var även att hitta samband mellan olika förhållanden och koppla det till andelen ekar som överlevde branden. Resultaten visar att ekar var mer motståndskraftiga än granar mot brand och att de tålde branden lika bra som tallar med samma diameter. Ju grövre ekstammen var, desto mer kunde eken motstå brand. En av de viktigaste faktorerna för överlevnad var hur högt flammorna steg. En annan avgörande faktor var hur mycket av humuslagret – mull, torv och mår – som brann bort. Ekens rotsystem är djupt och välutvecklat men är ändå känsligt för djupgående glödbland. Studien kunde inte koppla förekomsten av specifika bränslen som växter, mossor eller död ved i den närmaste omgivningen till en högre sannolikhet för att trädet skulle dö. Ytterligare forskning behövs för att förstå påverkan. Vid mer än hälften av ekarna dök det upp nya skott från stammen och intill stammen, vilket påvisar en anpassning till brandstörning.

Tack

Tack **Igor Drobyshev** för handledning och för att jag fick ta del av ditt forskningsprojekt med relativt kort varsel. **Mats Niklasson**, för att du hjälpte mig förstå “brandens innersta” och även var till stor hjälp med språkgranskningen. **Olga Wepryk**, för det trevliga resesällskapet till Allgunnens naturreservat och för din hjälp med inventeringen i Sandvik. **Anna Jensen** från Linnéuniversitetet som besvarade mina frågor om ekens fysiologi. Bränningsplanerna fick jag av **Erik Nordlind**, reservatsförvaltare på Länsstyrelsen i Kalmar. Delar av R-koden fick jag av Igor. Tack till hen som utförde inventeringarna i Sjömunnen och Norrskogen innan jag anslöt mig till projektet. **Alexander Gower**, ett stort tack för ditt allomfattande stöd och för samtalen om dataanalys och programmering. Nära och kära, ingen nämnd och ingen glömd.

Till minnet av John Gower
(1960–2024)

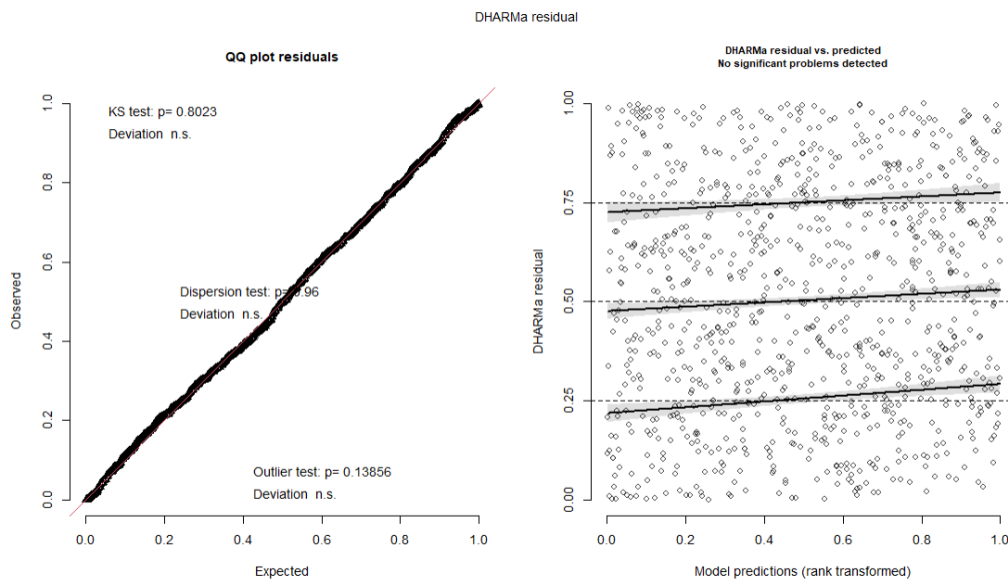
Bilagor

Bilaga 1

Länk till R-koden som skrevs för att utföra analyser i den här studien:
<https://github.com/stenmanae/naturvardsbranningar-ekmortalitet-allgunnen.git>

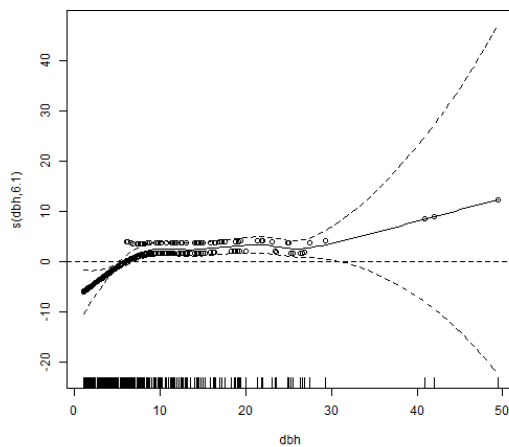
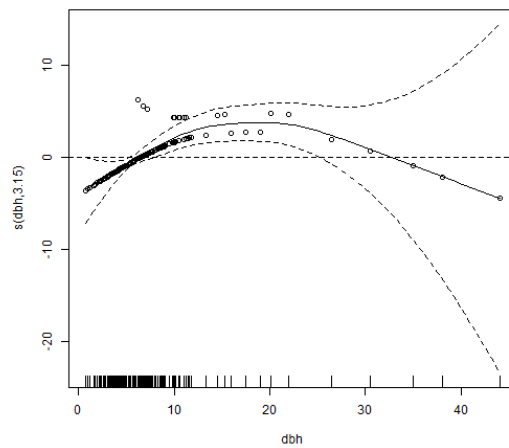
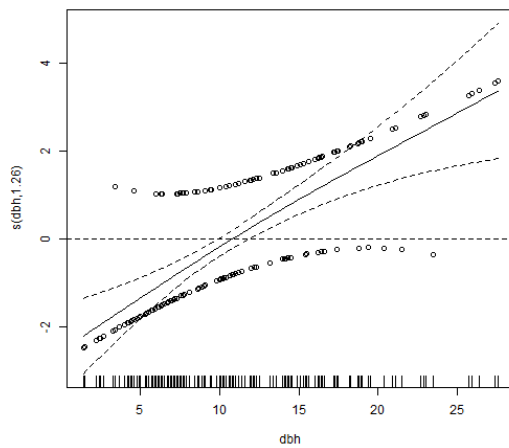
Bilaga 2

Plottar för residualer och varianser. Diagnostik för den linjära regressionsmodelleringen av data från lokalerna Sjömunnen och Norrskogen. Grafen till vänster visar en QQ-plot över kvadrerade avvikelser (residualer) från medelvärdet. Dataunderlaget är normalfördelat. Grafen till höger uppvisar homoskedasticitet, vilket tyder på lika varians för de förklarande variablerna.



Bilaga 3

Jämförelse av hur den partiella effekten för den förklarande variabeln DBH skiljer sig mellan de tre lokalerna. Den nedåtgående kurvan för Sandvik är unik. För de två andra lokalerna ökar oddsen för överlevnad med varje enhetsökning i DBH. Dataunderlaget för Sandvik och Sjomunnen var normalfördelat och uppvisade homoskedasticitet. Residualfördelningen för Norrskogen var inte normalfördelad och uppvisade heteroskedasticitet, vilket påverkar de slutsatser som kan dras för lokalen.



Bilaga 4

Texten reviderades efter första utkastet baserat på kommentarer från examinatoren för att undvika tvetydigheter. Utöver detta har jag följt specifika riktlinjer för det akademiska språket:

- Skrivguiden <https://skrivguiden.se/>
- SLU-biblioteket sök- och skrivguide <https://slu-se.instructure.com/courses/81/pages/skriva>

Få studier och dokument har publicerats på svenska om maskininlärning och *random forest*, och det saknas motsvarande svenska begrepp för många av de grundläggande begreppen, vilket utgjorde en utmaning vid skrivandet av uppsatsen och orsakade problem för läsaren. För att avgöra vilka begrepp som var lämpliga för att beskriva statistiken och maskininlärningen i metod- och resultatavsnitten vände jag mig till följande källor, skrivna och publicerade på svenska:

- Statistisk ordlista, Statistiskfrämjandet <https://statistikframjandet.se/surveyforeningen/kort-statistisk-ordlista/>
- Statistikhjälpen, Anders Sundell, Göteborgs Universitet https://stathelp.se/sv/wordlist_sv.html
- Ordbok i statistik <http://ollevejde.se/statistikord/index.htm>
- Statistisk ordlista, engelska-svenska, Chalmers tekniska högskola <https://math.chalmers.se/Stat/Grundutb/CTH/mve120a/0708/ordlista.pdf>
- Examensarbeten, maskininlärning
 - <http://diva-portal.org/smash/get/diva2:1118564/FULLTEXT01.pdf>
 - <http://diva-portal.org/smash/get/diva2:1119934/FULLTEXT01.pdf>
 - <https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordOid=9107063&fileOid=9107074>

Exempel på begrepp som jag har använt, och som stöds av dessa källor, är *kvoturval*, *förklaringskraft*, *oddskvot*, *sammanblandningsmatris* och *beslutsträd*. I vissa fall har jag i stället inkluderat de engelska begreppen för att undvika oklarheter.

Publicering och arkivering

Godkända självständiga arbeten (examensarbeten) vid SLU publiceras elektroniskt. Som student äger du upphovsrätten till ditt arbete och behöver godkänna publiceringen. Om du kryssar i **JA**, så kommer fulltexten (pdf-filen) och metadata bli synliga och sökbara på internet. Om du kryssar i **NEJ**, kommer endast metadata och sammanfattning bli synliga och sökbara. Även om du inte publicerar fulltexten kommer den arkiveras digitalt. Om fler än en person har skrivit arbetet gäller krysset för samtliga författare. Du hittar en länk till SLU:s publiceringsavtal på den här sidan:

- <https://libanswers.slu.se/sv/faq/228316>.

JA, jag/vi ger härmed min/vår tillåtelse till att föreliggande arbete publiceras enligt SLU:s avtal om överlåtelse av rätt att publicera verk.

NEJ, jag/vi ger inte min/vår tillåtelse att publicera fulltexten av föreliggande arbete. Arbetet laddas dock upp för arkivering och metadata och sammanfattning blir synliga och sökbara.