Rapport 2026/08

Skogsbränders påverkan på mark och släntstabilitet

Kunskapssammanställning



Myndigheten för civilt försvar
STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SKOGSSTYRELSEN

© Skogsstyrelsen 2026

Dnr 2023/4044

Projektledare/redaktör

Projektgrupp/författare

Anja Lomander och Karin Lundström

Omslag

Anja Lomander

Skogsstyrelsens rapporter publiceras som pdf-filer på vår webbplats: www.skogsstyrelsen.se.
Här kan även tidigare publicerade rapporter, liksom böcker och övriga trycksaker laddas ner eller beställas.

Innehåll

Förord 5

Sammanfattning 6
Förhindrande av brandetablering och brandspridning 6
Effekter av skogsbrand på förna och humusskikt samt den övre mineraljorden 7
Effekter på förutsättningar för jordrörelser 7
Metodik för identifiering av sluttningar känsliga för skogsbrand 7
Effekter på plantetablering efter brand 8
Skogsbruksåtgärder efter brand med negativ markpåverkan 8
Åtgärder efter släckning för att förhindra erosion och jordrörelser 8

Summary 10

1 Inledning 14

2 Ordlista 16

3 Förebyggande av brandetablering och brandspridning 20
3.1 Humus, förna och vegetation utgör bränslet för skogsbränder 21
3.1.1 Olika arters och skogstypers bränslevärde 23
3.2 Skötsel av vegetation 24
3.2.1 Övergripande om skogsskötselns betydelse för skogsbränder 24
3.2.2 Inverkan av skogsskötsel i boreala och nemorala skogar 25
3.3 Våtmarker och annat vatten 27
3.4 Vägar och likande konstruktioner 28

4 Effekter av skogsbrand på förna och humusskikt samt den övre mineraljorden 29
4.1 Biologiska effekter 29
4.1.1 Avdödande av rötter 29
4.1.2 Inverkan på marklevande organismer 30
4.1.3 Inverkan på frön 32
4.2 Fysikaliska effekter 32
4.2.1 Bulkdensitet 33
4.2.2 Porositet 33
4.2.3 Stabilitet hos aggregat 33
4.2.4 Hydrofobitet 34
4.3 Kemiska effekter 35
4.3.1 Markens surhetsgrad (pH) och elektrisk konduktivitet 36

4.3.2 Näringsämnen 37
4.3.3 Kväve 38
4.3.4 Kol 39

5 Effekter av skogsbrand på förutsättningar för jordrörelser 41
5.1 Inledning 41
5.2 Förutsättningar som påverkar stabiliteten i sluttningar 41
5.3 Effekter av förändrad infiltration och ytavrinning 44
5.4 Effekter på markstabilitet av dödade rottrådar 45
5.5 Effekt av tiden efter en brand 47
5.5.1 Kort sikt 48
5.5.2 Lång sikt 49

6 Metodik för identifiering av sluttningar känsliga för skogsbrand 50
6.1 Inledning 50
6.2 Beräkningsmodeller 51
6.3 Geotekniska egenskaper 53

7 Effekter av skogsbrand på plantetablering efter brand 55
7.1 Trädarters förmåga att överleva en brand 55
7.2 Frögroning och skottuppslag 56

8 Skogsbruksåtgärder efter brand med negativ markpåverkan 58
8.1 Körning 58
8.2 Upparbetningen av virke 58

9 Åtgärder för att förhindra jordrörelser efter en skogsbrand 59
9.1 Inledning 59
9.2 Erosionsbarriärer och täckande metoder 60
9.3 Återetablering av vegetation 62
9.4 Leda bort ytvatten 62

Referenser 63
9.5 Muntligt meddelande 78

Förord

Statens geotekniska institut och Skogsstyrelsen driver mellan 2023 och 2028 gemensamt forskningsprojektet *Klimatförändringens och skogsbränders inverkan på förutsättningarna för jordrörelser i brant terräng*. Projektet finansieras i huvudsak av Myndigheten för civilt försvar (MSB 2023-05747).

Syftet med projektet är att förebygga att jordrörelser i branta naturliga slänter påverkar människors säkerhet, bebyggelse, infrastruktur, möjligheten att bedriva skogsbruk och andra samhällsviktiga funktioner med hänsyn till klimatförändringen. Projektet omfattar områden som har och som inte har påverkats av skogsbränder.

Denna rapport är en litteraturstudie avseende skogsbränders effekt på markstabiliteten inom branta områden. Studien omfattar kunskapsläget både internationellt och nationellt och kommer, tillsammans med övriga resultat erhållna inom uppdraget, att ligga till grund för framtagning av målgruppsanpassade råd och rekommendationer för svenska förhållanden.

Rapporten är sammanställd av Anja Lomander, Skogsstyrelsen och Karin Lundström, Statens geotekniska institut. Värdefulla synpunkter på rapporten har lämnats av Carin Nilsson, Andreas Drott och Dan Rydberg på Skogsstyrelsen, Mats Eriksson och Helene Kennedy, Statens geotekninska institut (SGI), Joel Brask och Jenny Sander, Myndigheten för Civilt Försvar (MCF) samt Francoise Bigillon, Kjersti Gisnås och Jean-Sébastien L'Heureux, Norges Geotekniske Institutt (NGI). Rapporten har granskats av avdelningschefen Helene Kennedy (SGI) och enhetschefen Dan Rydberg (Skogsstyrelsen).

Uddevalla 2026-11-02

Dan Rydberg

Enhetschef, Skogsstyrelsen

Anja Lomander

Markspeciallist, Skogsstyrelsen

Sammanfattning

Denna litteraturstudie sammanfattar kunskapsläget avseende vad som styr skogsbränders beteende och vilken inverkan skogsbränder har på förutsättningarna för jordrörelser. Vidare redovisas hur känsliga områden kan identifieras och hur jordrörelser efter en brand kan förhindras genom olika typer av åtgärder. För att skapa en förståelse för orsak och verkan beskrivs skogsbränders inverkan på markkemiska, markfysikaliska och markbiologiska parametrar, samt efterföljande vegetationsetablering. Även inverkan av skogsbruksåtgärder på jordrörelser efter skogsbrand redovisas.

Litteraturstudien baseras huvudsakligen på vetenskapliga artiklar men även råd och observationer presenterade av myndigheter har tagits med. Vetenskapliga studier av skogsbränders effekter på markparametrar saknas till stor del för svenska förhållanden och detta är extra tydligt vad gäller inverkan på jordrörelser, där svensk litteratur saknas helt. Sammanställningen har därför, i möjligaste mån, koncentrerats till studier inom områden med likartade vegetations-, geologiska och klimatologiska förhållanden som de i Sverige. Kunskapsläget inom de olika områden som rapporten behandlar skiljer, vilket i vissa delar påverkat avsnittens detaljeringsgrad.

Rapporten ska främst ses som ett kunskapsunderlag och kan användas av den som vill skaffa sig en överblick av området. Inom projektet kommer rapporten främst att användas som underlag för att ta fram målgruppsanpassade råd och rekommendationer i syfte att förebygga och förhindra jordrörelser i brant terräng efter en skogsbrand. Även resultat från projektets nationella fältstudier och kunskapsutbyte med det etablerade nätverket, främst Kanada, utgör underlag.

Nedan följer en sammanfattning av varje enskilt kapitel. För att underlätta presenteras sammanfattningen av varje avsnitt under separata rubriker. Inga referenser till litteraturen ges i sammanfattningen.

Förhindrande av brandetablering och brandspridning

Skogsbränders etablering och spridning styrs av samspelet mellan klimat, topografi och bränslets egenskaper. Temperatur, nederbörd, relativ luftfuktighet och vind har även avgörande betydelse, liksom lutning och exponering. Exempelvis är en sydsluttning generellt mer brandutsatt än en nordsluttning.

Förna, humus och vegetation i olika skikt utgör bränslet för skogsbränder. Poröst och finfördelat material, så som barr, ris och mossa i bottenskiktet spelar en central roll för risken för antändning och brandetablering. Inom boreala och boreonemorala skogar har arter och skogstyper tydliga skillnader i bränslevärde. Tallskogar har högst brännbarhet, följt av granskog, medan lövinslag kraftigt reducerar såväl bränslebädd som beståndets brännbarhet. Redan ett måttligt inslag av löv kan sänka både brandintensitet och spridningshastighet.

Dagens skogsbruk, med brandbekämpning och med täta och mer trädslagsrena bestånd, ger en ackumulation av biomassa. I ett förändrat klimat, med längre perioder av höga temperaturer och torka, kan brandrisken öka. Samtidigt finns potential att, genom trädslagsblandning, naturvårdsbränning och annan anpassad skogsskötsel, minska risken för stora och svårkontrollerade bränder.

Våtmarker och andra områden med hög markfuktighet fungerar som brandhämmande element i landskapet. Våtmarker som torkat upp kan emellertid också fungera som spridningsvektorer. Skogsbilvägar kan fungera både som brandgator och underlätta släckning, samtidigt som de kan öka den mänskliga närvaron och därmed antändningsrisken.

Effekter av skogsbrand på förna och humusskikt samt den övre mineraljorden

Skogsbränders påverkan på marken beror främst på brandens intensitet, varaktighet och utbredning. Påverkan kan vara biologisk, fysikalisk och kemisk vilket i sin tur har inverkan på bland annat hydrologiska processer, efterföljande succession av växter samt markstabilitet.

Redan vid låg till måttligt intensiv brand kan 90 till 95 procent av mikroorganismerna slås ut, och återhämtningen kan ta mer än tio år. Även rötter kan dödas vid relativt låga temperaturer, vilket har stor betydelse för markstabiliteten. Brand påverkar även fröbanken. Generellt minskar såväl mängden som diversiteten av frön, särskilt vid hög brandintensitet. Vissa arter är dock brandgynnade och etableras snabbt efter händelsen.

Fysikaliskt förändras markens struktur. Bulkdensitet, porositet och aggregatstabilitet kan både öka och minska beroende på hur det organiska materialet påverkas vid branden. Ett centralt fenomen är dessutom brandinducerad hydrofobitet, som oftast uppstår vid måttliga marktemperaturer och leder till minskad infiltration och ökad ytavrinning under en tid efter branden.

Brand medför bildning av aska vilket generellt höjer markens pH och elektriska konduktivitet. Växttillgänglig fosfor och baskatjoner ökar ofta, medan kväve delvis förloras genom gasavgång. Markens kolinnehåll minskar vanligen, men lågintensiva bränder kan samtidigt öka andelen stabilt, förkolnat organiskt material.

Effekter på förutsättningar för jordrörelser

Vegetationens skyddande funktion är avgörande för att minska förutsättningar för erosion och ras i branta slänter och slamströmmar i raviner. Skogsbrand leder till att vegetationens skyddande effekt helt eller delvis förstörs genom att rötternas armerande funktion minskar, markstrukturen förändras, vegetationens vattenupptag och skydd mot regnets slagkraft minskar samt att ytavrinningen ökar. Hydrofobitet, minskad infiltration och höjd grundvattennivå efter brand bidrar dessutom till sänkt skjuvhållfasthet, vilket minskar sluttningarnas motståndskraft mot jordrörelser. Storleken på påverkan varierar kraftigt beroende på brandintensitet, topografi, jordart och vegetationstyp. Förutsättningar för erosion, ras och slamströmmar är ofta som störst under de första åren efter en brand, särskilt i samband med intensiva regn eller snabb snösmältning.

Metodik för identifiering av sluttningar känsliga för skogsbrand

Bedömning av en slänts stabilitet i brandpåverkade områden bygger ofta på modeller med plana glidytor och kunskaper om områdets topografi, jordarter,

geotekniska egenskaper och hydrologi. Flera olika beräkningsmodeller presenteras. Det finns modeller som tar hänsyn till hur skogsbränder påverkar förändringar i transpiration, rotförstärkning och infiltrationshastigheter. Ett förslag på bedömning av effekten av en minskad rotarea och ett förändrat grundvatten, presenteras också. Resultat från en studie, visar att skogsbränder kan minska en slänts motståndskraft mot ras med 25 %.

I Sverige finns en kartvisningstjänst i vilken det presenteras vilka sluttningar som är känsliga för skogsbruk och exploatering. Underlaget bygger bland annat på teorin om plana glidytor. Karttjänsten tar dock inte hänsyn till effekter av vegetation, utan visar enbart topografiska och geotekniska förutsättningar.

För att kunna beräkna stabiliteten för en slänt som påverkas av en skogsbrand, krävs mer erfarenhet i Sverige avseende provtagning och laboratorieförsök av friktionsjord, vilket ingår i föreliggande projekt.

Effekter på plantetablering efter brand

Växtsamhällens resiliens vid brand beror på både arters motståndskraft och förmåga till återhämtning. Tall kan ofta överleva lågintensiva bränder tack vare tjock bark, medan gran och björk generellt är mer känsliga. Brand kan både stimulera frögroning och skottuppslag hos vissa arter, samtidigt som högintensiva och ytomfattande bränder kraftigt reducerar fröbanken och dödar rotsystem, vilket minskar skottuppslag.

Pionjärarter som björk, asp, sälg och al spelar ofta en central roll i den tidiga successionen. Skogsbrand kan även leda till fördröjd dödlighet hos träd som initialt överlevt, genom ökad känslighet för torka, insekter och andra stressfaktorer.

Skogsbruksåtgärder efter brand med negativ markpåverkan

Efter brand vidtas ofta skogsbruksåtgärder med maskiner i syfte att nå, upparbeta och forsla ut virke. Att upparbeta virke som en akut första åtgärd riskerar ofta att medföra markskador. Dessa skador, tillsammans med anlagda brandgator, kan förstärka risken för erosion och ras, särskilt i instabila sluttningar. Studier visar att lämnade träd och viss skuggning av dessa kan främja både mikrobiell återhämtning och vegetationens återetablering.

Åtgärder efter släckning för att förhindra erosion och jordrörelser

Åtgärder efter en skogsbrand kan delas in i akut stabilisering, rehabilitering och långsiktig återställning. Vanliga metoder inkluderar erosionsbarriärer, marktäckning, återetablering av vegetation och bortledning av ytvatten.

Av vetenskapliga underlag och beprövad erfarenhet framgår att det är bättre att skydda en brandpåverkad sluttning med någon metod, än att inte göra något alls. Marktäckning och fysiska barriärer har visat sig särskilt effektiva även för att minska ytavrinning.

De flesta studier är dock genomförda i USA och Sydeuropa, vilket innebär att kunskapsunderlaget för skandinaviska förhållanden fortfarande är begränsat. Trots

detta är det tydligt att tidiga och välanpassade åtgärder efter brand är avgörande för att minska risken för erosion, ras och slamströmmar i brandpåverkade sluttningar.

Summary

This literature review summarizes the current state of knowledge regarding the factors governing forest fire behavior and the effects of forest fires on the conditions that influence mass movements. It further compiles methods for identifying susceptible areas and discusses measures that can be implemented to prevent post-fire mass movements. To provide an understanding of cause-and-effect relationships, the review describes the impacts of forest fires on soil chemical, physical, and biological properties, as well as on subsequent vegetation establishment. The effects of forestry operations on post-fire mass movements are also addressed.

The review is based primarily on peer-reviewed scientific literature, although recommendations and observations published by governmental agencies have also been included. Scientific studies examining the effects of wildfires on soil properties under Swedish conditions are largely lacking, and this knowledge gap is particularly evident with respect to mass movements, for which Swedish scientific literature is entirely absent. Consequently, the review has, whenever possible, focused on studies conducted in regions with vegetation, geological, and climatic conditions comparable to those of Sweden. The level of scientific understanding varies among the topics addressed in this report, which has influenced the degree of detail presented in different sections.

This report should primarily be regarded as a knowledge foundation and may serve as an overview for readers seeking a comprehensive understanding of the subject. Within the project, the report will mainly be used as a basis for developing target-group-specific guidance and recommendations aimed at preventing and mitigating mass movements in steep terrain following forest fires. Results from the project's national field studies, together with knowledge exchange within the established international network, particularly with Canada, also contribute to this knowledge base.

The following sections provide a summary of each chapter. For clarity, each topic is presented under a separate heading. References to scientific literature are omitted from the summary.

Prevention of fire ignition and spread

Forest fire ignition and spread are governed by interactions among climate, topography, and fuel characteristics. Air temperature, precipitation, relative humidity, and wind conditions are of critical importance, as are slope angel and aspect. For example, south-facing slopes are generally more susceptible to forest fire than north-facing slopes.

Forest floor litter, humus layers, and vegetation in different strata constitute the fuel for wildfires. Porous and fine particulate materials, such as needles, woody debris, and mosses in the ground layer, play a central role in ignition probability and fire establishment. Within boreal and hemiboreal forests, tree species and forest types differ markedly in fuel characteristics. Scots pine stands exhibit the highest flammability, followed by Norway spruce stands, whereas the presence of broadleaved species substantially reduces both fuel loads and stand flammability.

Even a moderate proportion of deciduous trees can significantly decrease fire intensity and rates of spread.

Contemporary forest management, characterized by effective fire suppression and dense, often monospecific forest stands, has contributed to the accumulation of biomass. Under a changing climate, with longer periods of elevated temperatures and drought, forest fire risk is expected to increase. At the same time, opportunities exist to reduce the likelihood of large and difficult-to-control fires through mixed-species stands, prescribed burning, and other adaptive silvicultural practices.

Wetlands and other areas with high soil moisture often function as natural firebreaks within the landscape. However, drained or desiccated wetlands may instead act as pathways for fire spread. Forest roads can serve both as firebreaks and as access routes for firefighting operations, while simultaneously increasing human presence and thereby the probability of ignition.

Effects of forest fire on litter, humus layers, and the upper mineral soil

The effects of forest fire on soils are primarily determined by fire intensity, duration, and spatial extent. These impacts may be biological, physical, or chemical in nature and consequently affect hydrological processes, vegetation succession, and soil stability.

Even forest fires of low to moderate intensity may eliminate 90-95% of soil microorganisms, with recovery periods often exceeding a decade. Root systems may also be killed at relatively low temperatures, with important implications for soil stability. Forest fire also affects soil seed banks. In general, both the abundance and diversity of seeds decline, particularly following high-intensity fires. However, certain fire-adapted species may benefit from burning and establish rapidly after disturbance.

Soil structure is also altered by fire. Bulk density, porosity, and aggregate stability may either increase or decrease depending on the extent to which organic matter is affected. A particularly important phenomenon is fire-induced soil hydrophobicity, which typically develops at moderate soil temperatures and results in reduced infiltration and increased surface runoff for a period following the fire.

Forest fire produces ash, which generally increases soil pH and electrical conductivity. Plant-available phosphorus and base cations often increase, whereas nitrogen is partially lost through volatilization. Soil carbon content generally declines, although low-intensity fires may increase the proportion of stable pyrogenic carbon.

Effects on conditions for mass movements

The protective functions of vegetation are essential for reducing susceptibility to erosion, shallow landslides on steep slopes, and debris flows in gullies and ravines. Forest fire reduces or eliminates these protective functions by weakening root reinforcement, altering soil structure, decreasing vegetation water uptake and interception of rainfall, and increasing surface runoff. In addition, post-fire

hydrophobicity, reduced infiltration capacity, and elevated groundwater levels contribute to reduced shear strength, thereby lowering slope stability and increasing susceptibility to mass movements.

The magnitude of these effects varies considerably depending on fire severity, topography, soil type, and vegetation characteristics. The risk of erosion, landslides, and debris flows is often greatest during the first years following a fire, particularly during periods of intense rainfall or rapid snowmelt.

Methodology for identifying slopes that are sensitive to forest fire

Assessment of slope stability in fire-affected areas is commonly based on infinite-slope models combined with information on topography, soil type, geotechnical properties, and hydrological conditions. Several modelling approaches are available. Some explicitly account for fire-induced changes in transpiration, root reinforcement, and infiltration rates. Approaches for evaluating the consequences of reduced root area and altered groundwater conditions are also presented. One study reported that wildfire reduced slope resistance to failure by approximately 25%.

In Sweden, a national mapping service identifies slopes considered sensitive to forestry operations and land development. The underlying methodology is partly based on infinite-slope theory. However, the service does not account for vegetation effects and therefore reflects only topographic and geotechnical conditions.

To accurately assess the stability of fire-affected slopes, greater experience is required in Sweden with sampling and laboratory testing of cohesionless soils, which is one of the objectives of the present project.

Effects on seedling establishment after fire

The resilience of plant communities to forest fire depends on both species' resistance and recovery capacity. Scots pine often survives low-intensity fires due to its thick bark, whereas Norway spruce and birch are generally more sensitive. Forest fire may stimulate seed germination and vegetative regeneration in some species, while high-intensity and extensive fires can severely reduce seed banks and kill root systems, thereby limiting vegetative resprouting.

Pioneer species such as birch, aspen, willow, and alder frequently play a central role during early successional stages. Forest fire may also result in delayed tree mortality among initially surviving trees due to increased vulnerability to drought, insect outbreaks, and other stressors.

Post-Fire forestry operations with negative soil impacts

Following forest fire, forestry operations are often conducted using heavy machinery to access, process, and transport timber. Salvage logging undertaken as an immediate response may increase the risk of soil disturbance and damage. Such disturbances, together with the construction of firebreaks, may exacerbate erosion and landslide risk, particularly on unstable slopes. Studies indicate that

retaining living and dead trees and maintaining partial shading can facilitate both microbial recovery and vegetation re-establishment.

Post-Fire measures to prevent erosion and mass movements

Post-fire interventions can generally be divided into emergency stabilization, rehabilitation, and long-term restoration measures. Common approaches include erosion-control barriers, soil mulching, vegetation re-establishment, and diversion of surface water.

Both scientific evidence and practical experience indicate that implementing some form of stabilization measure on fire-affected slopes is preferable to taking no action. Mulching and physical barriers have proven particularly effective in reducing both erosion and surface runoff.

Most available studies, however, have been conducted in the United States and Southern Europe, and the scientific basis for Scandinavian conditions remains limited. Despite this limitation, it is evident that timely and site-adapted post-fire interventions are crucial for reducing the risk of erosion, landslides, and debris flows in wildfire-affected landscapes.

1 Inledning

På global nivå medför klimatförändringen en ökad förekomst av skogsbränder. Även i Sverige medför den pågående klimatförändringen en ökad frekvens av perioder med hög temperatur och torka och därmed ökade förutsättningar för brand i skog och mark. Vegetation, som träd och buskar har, inom branta slänter med förekomst av erosionskänsliga jordar, en avgörande roll för släntens stabilitet. En skogsbrand som medför att vegetationen skadas eller avlägsnas helt kan i dessa områden öka förutsättningarna för efterföljande erosion, ras och slamströmmar. Kännedomen och beredskapen för att hantera dessa sekundära effekter till följd av skogsbrand är väl utvecklad i många länder som exempelvis medelhavsländerna, USA och Kanada. Trots att Sverige är ett land med en stor kontaktyta mellan brukad skogsmark och samhällsfunktioner, som exempelvis infrastruktur, bostäder och vattentäkter, saknar vi motsvarande kunskap och beredskap. För att klimatanpassa såväl samhället som skogsbruket behöver kunskapen öka om skogsbränders inverkan på förutsättningarna för jordrörelser, samt hur detta kan förhindras. Syfte med denna litteraturstudie har varit att sammanställa kunskap om vad som styr skogsbränders beteende och vilken inverkan skogsbränder har på förutsättningarna för jordrörelser. Vidare att sammanställa hur känsliga områden kan identifieras och hur jordrörelser efter en brand kan förhindras. För att skapa en förståelse för orsak och verkan beskrivs skogsbränders inverkan på markkemiska, markfysikaliska och markbiologiska parametrar, samt efterföljande vegetationsetablering. Även kunskap om inverkan av skogsbruksåtgärder på jordrörelser (geotekniska förhållanden) efter skogsbrand redovisas.

Litteraturstudien baseras huvudsakligen på vetenskapliga artiklar. I möjligaste mån har studier och litteratursammanställningar som är relevanta för de vegetationstyper och klimatzoner som förekommer i Sverige använts. Då utbudet har varit begränsat, har även relevanta studier från angränsande klimatzoner samt andra källor än vetenskapliga artiklar, så som myndighetsrapporter, inkluderats. Studier av vegetations- och klimatförhållanden relevanta för svenska förhållanden har bedömts som särskilt viktigt vid diskussioner kring brännbarhet av vegetation och återetablering. Vad gäller inverkan av skogsbrand på fysikaliska och markmekaniska parametrar bedöms dock att studierna inte behöver begränsas på motsvarande sätt då fysikaliska samband gäller oavsett klimatzon och jordart.

Rapporten är inte specifikt anpassad för målgrupper inom skog och skogsbruk utan ska främst ses som ett kunskapsunderlag, att användas av den som vill skaffa sig en överblick av området. Inom projektet kommer den främst att användas som underlag, för att ta fram målgruppsanpassade råd och rekommendationer i syfte att förebygga och förhindra jordrörelser i brant terräng efter en skogsbrand. Nationella fältstudier och utbyte med internationella experter, främst kanadensiska, utgör också underlag. Dessa råd och rekommendationer kommer att riktas mot såväl skogsägare, skogliga verksamhetsutövare, skogstjänstemän och myndigheter, som mot aktörer inom exploatering, kommunal planering och räddningstjänst.

Rapporten är upplagd med utgångspunkt att beskriva skeendet från brandetablering och brandspridning inklusive påverkande faktorer (Kapitel 3), till effekterna av skogsbrand på markekosystemet och markens stabilitet (Kapitel 4

och 5). Därefter behandlas identifiering av riskområden för jordrörelser till följd av brand (Kapitel 6), effekter av brand på plantetablering (Kapitel 7) inverkan av skogsbruksåtgärder vid upparbetning av virke efter brand (Kapitel 8) samt erosionsförebyggande åtgärder i riskområden efter brand (Kapitel 9).

Litteraturöversikten har ett brett angreppssätt eftersom jordrörelser är kopplade till såväl lokala förhållande som topografi, jordart, hydrologi och vegetationstyp som klimat och mänsklig påverkan. Dessa faktorer påverkar även brandetablering och brandspridning samt efterföljande succession av ny vegetation. Skogsbränders beteende, deras markpåverkan, och efterföljande återetablering av vegetation samt förutsättningar för jordrörelser är således tätt sammanlänkat. Det är även det som är huvudsyftet med projektet; att öka kunskapen och därmed förmågan att identifiera och bedöma förhållanden i såväl brandpåverkade som icke brandpåverkade slänter, i syfte att minska negativ påverkan på samhället. För en bra förståelse rekommenderas således en läsning av hela rapporten även om enskilda delar också kan läsas separat, utifrån intresse.

Rapporten är författad av specialister med olika kompetensområden, vilket bland annat avspeglar sig i ordval. För att underlätta för läsaren, samt för att öka tillgängligheten av innehållet för en bred målgrupp, har en ordlista skapats (se Kapitel 2).

2 Ordlista

Allelopati: när växter avger ämnen som hämmar andra arters frögroning, tillväxt eller överlevnad.

Artropod: leddjur vilket är en grupp inom djurriket där bland annat insekter, spindeldjur och mångfotingar ingår.

Bonitet: inom skogsbruket ett mått för att ange en lokals bördighet i form av den potentiella tillväxten hos ett bestånd under givna klimat- och markförhållanden.

Boreal: annat namn för taiga eller norra barrskogsbältet och omfattar större delen av Sveriges skogsmark.

Boreonemoral: benämning på övergångszonen mellan den boreala och den nemorala zonen (se förklaring nedan) med förekomst av huvudsakligen barrskog med inslag av ädellövskog (ek, bok, lönn, lind)

Bottenskikt: vegetationsskiktet närmas markytan i skogen och består av mossor och lavar.

Brandintensitet: beskriver den hastighet med vilken en brand frigör energi, det vill säga hur mycket värme som utvecklas under en viss tid. Inom brandekologi och skogsbrandsforskning används begreppet för att kvantifiera en brands styrka och dess potentiella påverkan på vegetation, mark och ekosystem.

Close-to-nature-liknande metoder: ett skötselsystem för att erhålla flerskiktade, olikåldriga skogar utan hyggesupptag med syfte att skapa varierad skog med höga miljövärden.

Draghållfasthet: mothållande krafter (per ytenhet) hos ett material mot att dras ut eller dras av.

Ectomykorrhiza: symbios (samliv mellan två organismer där de drar nytta av varandra) mellan träd och svamp där svampen täcker trädens finaste rötter. Symbiosen är central för trädens näringsupptag.

Evapotranspiration: avdunstningen består dels av direkt avdunstning från mark, våta växtdelar, vatten, snö och is (evaporation), dels av växternas transpiration. Båda dessa processer benämns gemensamt för evapotranspiration.

Floem: ledningsvävnad i växter för transport av socker och andra organiska ämnen från produktionsplatserna i bladen till förbruknings- eller lagringsplatser, exempelvis tillväxtpunkter eller rötter.

Fungi: är latinsk benämning för svampriket

Fältskikt: vegetationsskiktet i en skog som omfattar ris, gräs, örter och småplantor under 50 cm.

Friktionsjord: jord vars hållfasthet huvudsakligen byggs upp av friktionskrafter mellan kornen.

Friktionsvinkel: ur hållfasthetssynpunkt skiljer man mellan kohesionsjord och friktionsjord. Friktionsjord omfattar sand, grus samt sten- och blockjordar. I dessa byggs skjuvhållfastheten i huvudsak upp av friktion mellan kornen. Morän med dominerande innehåll av sand eller grus beter sig som en friktionsjord. Friktionsvinkel är ett mått på skjuvhållfastheten i sådana jordar.

Fröbank: förråd av vilande frön i marken, vilka kan stimuleras och gro vid speciella betingelser, exempelvis av en brand.

Förna: det översta skiktet av skogsmarken bestående av dött organiskt material som kvistar, barr och löv som ännu inte brutits ned.

Gallra: utglesning av skogen träd i syfta att öka tillväxten och förbättra virkeskvaliteten.

Glidyta: yta längs vilken jord rör sig ned för en sluttning.

Glödbrand: en förbränningsprocess som sker på ytan av fast organiskt material och som genererar värme utan synliga lågor. Glödbränder kan till exempel förekomma i torvmarker, humus- och förnalager, död ved, rötter, stubbar och myrstackar

Humus: nedbrutna växt- och djurdelar i marken.

Hydrofil: drar till sig vatten

Hydrofob: vattenavstötande

Huvudspänningar: de maximala och minimala normalspänningarna som verka på ett plan i vilket skjuvspänningen är noll.

Hydraulisk konduktivitet: ett jordmaterials genomsläpplighet (av vatten). Enheten m/s.

Jord: blandningen av organiskt material, avsatta mineralpartiklar samt vatten och luft som täcker jordklotets yta. Jämför ”mineraljord”

Jordmån: översta delen av jordlagret som utvecklat en specifik karaktär till följd av påverkan av klimat och växter.

Jordrörelse: samlingsbegrepp för de händelser som innebär att jordmassor förflyttar sig nedåt, exempelvis ras, skred, erosion och slamström

Kontrollerad bränning: bränning som utförs efter planering och under kontrollerad form med syfte att exempelvis minska mängden brännbart material och därmed faran för brandetablering och brandspridning. Naturvårdsbränning (se nedan) är också en kontrollerad form av bränning.

Mark: jordens yta i allmänhet men inom jord- och skogsbruk utgör det ofta även en beteckning för jord.

Megabrand: (eng. *megafire*) används för att beskriva exceptionellt stora, intensiva och svårkontrollerade skogsbränder. Internationellt vedertagen tröskel saknas utan begreppet omfattar vanligtvis en kombination av stor utbredning, hög brandintensitet, lång varaktighet och betydande påverkan på människor och ekosystem.

Micro-, meso- och macrofauna: beteckning på djurgrupper i marken beroende av storlek. I microfauna ingår till exempel bakterier och svampar, i mesofauna djur som är kring 0,1–1 cm, exempelvis hoppstjärtar, kvalster och små insekter. Macrofauna utgörs av djurgrupper som är mellan 0,5 och 5 cm, exempelvis sniglar och maskar.

Mineraljord: jord som består av sönderdelade eller kemiskt omvandlade bergarter. Jämför jord

Mykorrhiza: samliv, så kallad symbios mellan växt och svamp där båda individerna drar nytta av varandra.

Mår: en humusform, det vill säga organiskt material som bryts ned långsamt och ansamlas som ett tydligt organiskt lager ovanpå mineraljorden i skogsmark.

Naturvårdsbränning: en kontrollerad bränning som utförs med syfte att återskapa naturliga brandförlopp och gynna biologisk mångfald.

Nedbrytare: de organismer som bidrar till att bryta ned dött organiskt material som döda växtdelar och djur. Större nedbrytare som maskar fragmenterar materialet som sedan angrips av mikrobiella nedbrytare som svampar och bakterier. Processen bidrar till frigörelse av näringsämne som levande växter kan ta upp på nytt.

Nematod: millimeterlånga rundmaskar som lever i vattenfilmer i exempelvis marken.

Nemoral: vegetationszon som utmärks av vinterkala lövskogar och förhållandevis höga temperaturer sommartid. Områden med nemoral skog i Sverige finns från Bohuskusten till Ölands kust samt i Skåne.

Portryck: tryck hos vätska eller gas i por. Med portryck menas i regel tryck hos vatten i en jords porer, porvattentryck. I vissa fall skiljer man mellan porvattentryck och porgastryck.

Ras: snabb massrörelse i jord eller i berg. Vid ett ras rör sig de enskilda delarna fritt i förhållande till varandra under hela förloppet.

Röja: utglesning av plantskog med syfte att forma det framtida beståndet.

Torvmark: områden där hög grundvattennivå eller hög nederbörd lett till syrefattiga förhållande och en hämmad nedbrytning av organiskt material, vilket i sin tur lett till en uppbyggnad av ofullständigt nedbrutet organiskt material i marken. Vid utveckling av organiska lager över 30 cm klassas det som en torvmark.

Skred: ett skred är en massa av jord (lera och/eller silt) som kommer i rörelse och som åtminstone inledningsvis är sammanhängande.

Slamström: en flytande massa av vatten, jord och sten, som rör sig nedför en bäckravin eller en brant sluttning. Slamströmmar uppstår i samband med intensiva nederbördstillfällen eller vid snösmältning.

Släntstabilitet: beskriver hur stabil en slänt är mot att skreda eller rasa. Släntstabiliteten uttrycks ofta med en beräknad säkerhetsfaktor som beskriver hur stora de pådrivande krafterna är i förhållanden till de mothållande.

Skogsbrandindex: index för bedömning av brandrisk utifrån olika väderparametrar. Olika metoder finns där väderparametrar som exempelvis dygnsmedelnederbörd, middagsmedeltemperatur, relativ luftfuktighet och vindhastighet beaktas.

Skjuvhållfasthet: hållfasthet mot kraft som ger skjuvning (deformation där jordlager glider i sidled) i jorden.

Succession: i denna rapport avses en ekologisk process som beskriver övergången av ett växtsamhälle till ett annat exempelvis återetableringen av olika arter efter en brand.

Ytligt ras: ras längs en ytlig, närmast plan glidyta.

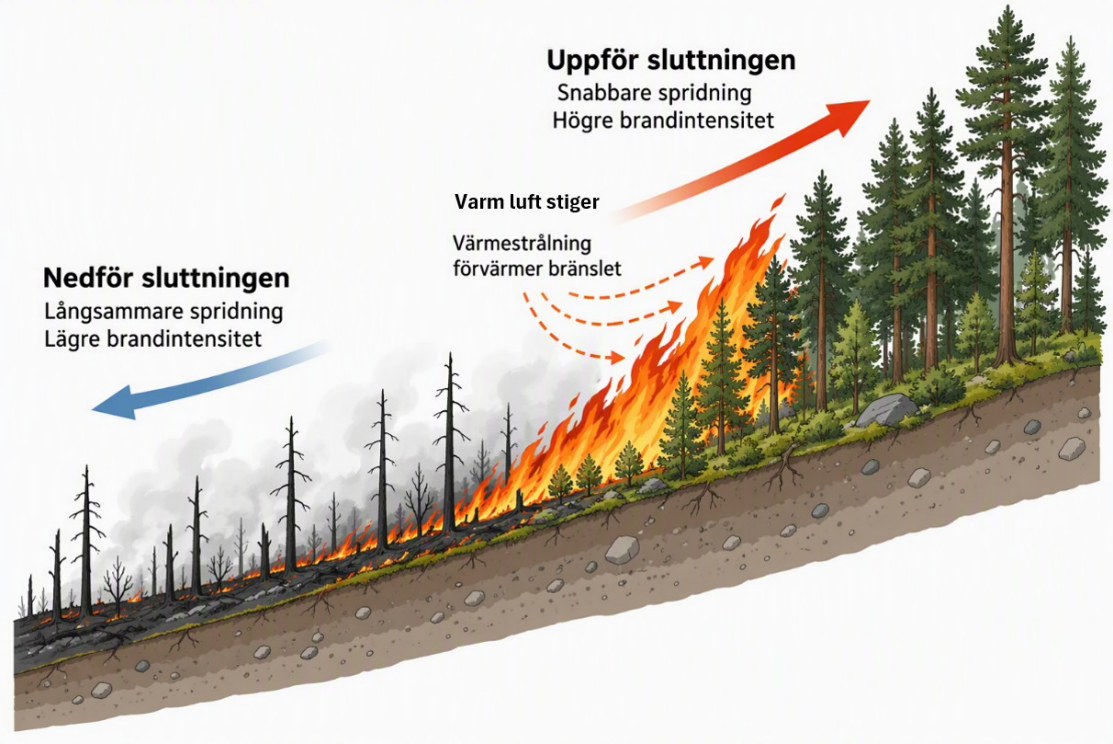
Ytråhet: ett mått på en ytans struktur, exempelvis om den är slät eller ojämn.

Xylem: ledningsvävnad som transporterar vatten och mineralnäring från rötterna och upp genom växten. Xylem består till stor del av lignin (vedämnen) varför det också bidrar till växternas stabilitet.

3 Förebyggande av brandetablering och brandspridning

Väder, topografi och bränslets egenskaper (beskrivs mer ingående under avsnitt 3.1) har störst inverkan på hur en brand beter sig. Vädrets utveckling har betydelse för fukt och temperatur i markytan och i luften. Det har även betydelse för relativ luftfuktighet vilket ligger till grund för FWI (Fire Weather Index), i Sverige översatt till ett brandriskindex (MCF, 2024). Tillsammans med jordmån och grundvattennivå är det lokala klimatet och framför allt väderutvecklingen före en brand de faktorer som styr utveckling av vegetationen, det vill säga egenskaperna hos bränslet för branden. Väderförutsättningarna påverkar även vindhastighet, vilket framför allt har betydelse för spridningshastighet, men även brandetablering (Rothermel, 1972).

Topografin har betydelse då den påverkar lokalklimatet och därmed även typ av vegetation (Pyne med flera, 1996). Exempelvis torkar vegetationen på en solbelyst sydsluttning upp fortare än vegetationen på en slänt i norrläge. Även sluttningens lutning har direkt betydelse för en brands spridning genom att värmeöverföringen från flammor till oförbränt bränsle ökar uppför en slänt och minskar nedför (Rothermel, 1972), se Figur 1.



Figur 1. Marklutningens påverkan på brandförloppet.

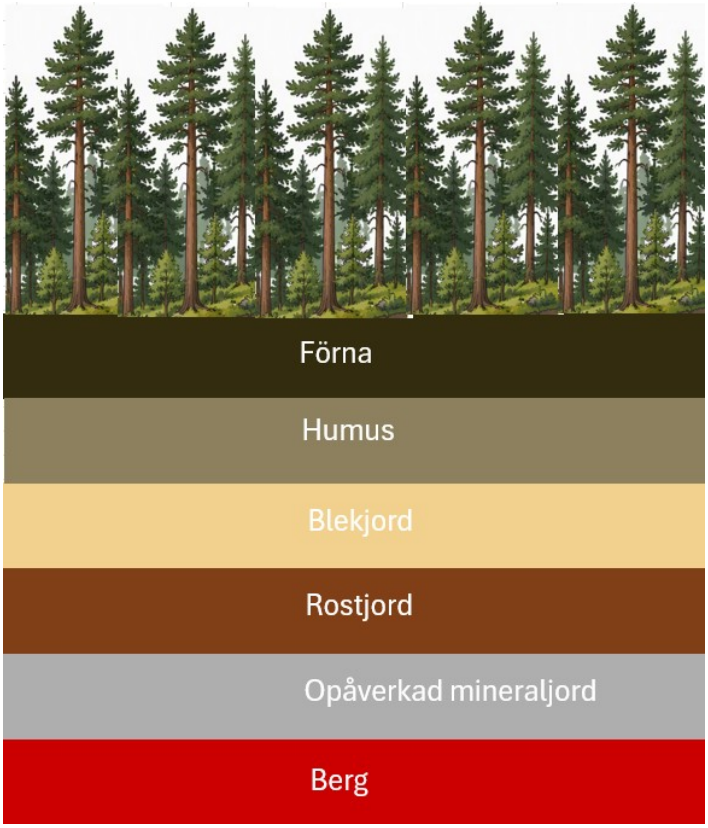
Bränsle, väder och topografi interagerar på ett komplext sätt, vilket gör att en brands beteende och utveckling varierar kraftigt över tid och rum. Därför är det en utmaning att förutsäga såväl brandrisk som brandbeteende (Pyne med flera, 1996).

Förutom att förhindra antändning och ha system för effektiv brandbekämpning, är typen av vegetation och skötsel av denna av central betydelse för att motverka brandetablering och spridning av brand. Även vatten i skogslandskapet, såsom vattendrag, utströmningsområden och våtmarker kan ha betydelse. Likaså har skogsbilvägar och andra vägar som genomkorsar skogslandskapet betydelse då de dels kan fungera som brandgata, dels underlättar upptäckt av brand. Dessutom underlättar de framkomligheten vid släckningsarbete. Vägar kan dock även påverka risken för antändning då de möjliggör för människor att komma ut i naturen. Ovarsam eldning är en av de främsta orsakerna till antändning, medan blixtnedslag enbart står för omkring 10% av vegetationsbränderna i Sverige (Sjöström och Granström, 2020).

Klimatförändringen förväntas leda till återkommande perioder med långvarig värme utan nederbörd (IPCC, 2023). Det leder i sin tur till kraftig uttorkning av mark, vegetation, våtmarker och vattendrag varvid faran ökar för skogsbränder och även för så kallade megabränder (IPCC, 2023; Abatzoglou med flera, 2025). Megabränder är till ytan mycket stora och varierar, beroende på kontinent, från 1000 ha och större (Linley med flera, 2022). De är intensiva bränder som är svåra att kontrollera och med stora samhällskostnader som följd. I de fall skogsbränder utvecklas till så kallade megabränder får vegetationens inverkan på brandens utveckling mindre betydelse. Ett exempel på detta är megabranden i Västmanland 2014, där även myrområden påverkades hårt av branden (Gustafsson med flera, 2019).

3.1 Humus, förna och vegetation utgör bränslet för skogsbränder

Organiskt material i skogsmark förekommer huvudsakligen som mikroorganismer, humus och levande och döda rötter i marken, samt förna och död ved av olika tjocklek ovanpå. I kontakt med detta finns organiskt material i form av ett vegetationsskikt direkt på markytan som mossor och lavar, samt de växtdelar som finns ovan markytan som exempelvis örter, gräs, buskar och stående träd. Det är detta organiska material som antänds och fungerar som bränsle och tillsammans med väder och topografi driver branden. En markprofils olika delar presenteras i Figur 2.



Figur 2. Markprofilens olika delar.

Karaktären på och fördelning av de olika bränsletyperna i skogsekosystemen påverkar brandförloppen. Luftigt, finfördelat material som mossor och fina fraktioner av förna på markytan, torkar lätt upp och är därför centralt för antändning och brandetablering (Pyne med flera, 1996). Bedömningen av uttorkningen av dessa fraktioner är därför en viktig parameter i riskbedömningen för etablering och spridning av skogsbrand (MSB, 2024). Bränsle i markytan eller nere i marken, bidrar till att understödja brandspridning och etablering samt bidrar till glödbränder som kan finnas kvar under lång tid och försvåra släckning (Pyne med flera, 1996).

En global sammanställning (Popović med flera, 2021) av 85 studier som genomförts med syfte att identifiera faktorer med inverkan på brandfarlighet hos vegetation, indikerar att den ökar med lägre fuktighet i det organiska materialet, större bladyta i vegetationen (kopplar till skugga) och förna, samt lägre densitet i förnan. Samtidigt minskar brandfarligheten med ökad bark- och bladtjocklek. Den kemiska sammansättningen av det organiska materialet kan påverka brännbarheten på olika sätt (Popović med flera, 2021).

Det är inte alltid som stående träd förbränns under en skogsbrand. När detta, som benämns kronbrand, inträffar erhålls vanligen en mycket hög brandintensitet och spridningshastighet. Utvecklade kronbränder bedöms därför vara den farligaste formen av skogsbrand och är närmast omöjlig att släcka utan inverkan av nederbörd. Kronbränder kan således orsaka stora samhällskostnader och det finns risk för att människor och djur omkommer. Detta har under senare år blivit alltmer uppmärksammat till följd av medierapportering från stora eller megastora

skogsbränder i bland annat Kanada, USA och Medelhavsländerna. Flera av dessa länder har av den orsaken tydligt utarbetade strategier för att förhindra och hantera uppkommen brand, se till exempel Canadian Council of Forest Ministers (2024).

Utveckling av kronbränder har inte varit vanligt förekommande i Skandinavien tidigare (Schimmel och Granström, 1997). En förklaring som ges (Schimmel och Granström, 1997) är de naturligt återkommande bränderna i tallskog som skedde innan modern skogsskötsel och brandövervakning infördes under början av 1900-talet. Bränderna minskade bränsletillgången med jämna mellanrum genom att bränna av förna och bottenskikt, vilket förhindrade utveckling av kraftigare bränder. Det generellt svalare och fuktigare klimatet sommartid i de nordiska länderna, jämfört med Nordamerika, bidrar också. Klimatförändringen ökar dock risken för kronbränder även i Skandinavien, där de stora bränderna 2014 i Västmanland och 2018 i Ljusdal är exempel. Kunskap om vad som styr faran för utveckling av kronbränder för de beståndsstrukturer som förekommer i Skandinavien, det vill säga artsammansättning och skiktning av bestånden vilket ger bränslefördelning i höjdled, är dock begränsad. Formas har nyligen beviljat anslag för projektet ”Mitigating crown fire risk in Fennoscandia – Mechanisms, predictive tools and decision” mellan åren 2025 och 2029 med syfte att öka kunskapen. Projektet koordineras av Sveriges lantbruksuniversitet, (SLU) i samarbete med RISE (Research Institutes of Sweden).

3.1.1 Olika arters och skogstypers bränslevärde

3.1.1.1 Bottenskiktet

Huvuddelen av Sveriges skogsmark ingår i det boreala och boreonemorala barrskogsbältet och en mindre andel i det nemorala lövskogsbältet. I den boreala och boreonemorala zonen dominerar skogar av tall (*Pinus Silvsteris*) och gran (*Picea Abies*), ensartade eller i blandning. Tallskog förekommer oftare på torrare mark än gran och tallens krona medför oftast en god ljusgenomsläpplighet till marken. Beroende på bonitet gynnar detta arter som renlav (*Cladona sp.*) och hus- och väggmossa (*Hylocomium splendens* och *Pleurozium schreberi*) i bottenskiktet. Detta är arter som lätt torkar ut och de utgör därmed ett bra bränsle för etablering och spridning av skogsbrand (Schimmel och Granström, 1997; Gilljam och Ahlkrona, 2016). I granskog, vilken i många fall förekommer på mer friska, fuktiga marker är insläppet av ljus till markytan vanligen lägre än i tallskog. Detta medför att markytan inte torkar ut lika lätt, samt att täta barrmattor med lite eller ingen vegetation i botten utvecklas, alternativt att ett bottenskikt av ris, gräs och örter etableras. Mossa, där hålrummen fyllts med barr och blivit kompakt, alternativt täta barrmattor utan vegetation, försämrar bränslevärdet och en ren barrmatta är i princip obrännbar (Schimmel och Granström, 1997; Gilljam och Ahlkrona, 2016).

Lövträd förekommer antingen i blandning med barrträd eller som rena lövbestånd. En inblandning av löv i tallskog, till och med så lite som 20 % löv, sänker förnans bränslevärde påtagligt och ju högre lövinblandning desto kompaktare förnaskikt och därmed försämrat bränslevärde erhålls (Plathner med flera, 2022). Även om olika löv brinner olika bra, exempelvis brinner ek (*Quercus spp.*) och asp (*Populus tremula*) bättre än björk (*Betula pendula och Betula pubescens*), har förnan under lövträd generellt ett sämre bränslevärde än torr mossa. En orsak är

att lövförna trycker samman mosskiktet och den kan även döda det (Gilljam och Ahlkrona, 2016; Plathner med flera, 2022).

3.1.1.2 Fältskiktet

Vanliga ristyper för svenska förhållanden, från låg till hög bonitet, är ljung (*Calluna vulgaris*), kråkbär (*Empetrum nigrum*), lingon (*Vaccinium vitis-idaea*) och blåbär (*Vaccinium myrtillus*). Bränslevärdet är högst för ljung och avtar sedan för att vara lägst för blåbär. I de fall gräs eller örter förekommer i fältskiktet har de en starkt dämpande effekt på brand, eller kan till och med hindra den (Gilljam och Ahlkrona, 2016).

3.1.1.3 Trädskikt och hela bestånd

I de fall brännbarhet av hela bestånd studerats dras slutsatsen att tallskog (*Pinus sylvestris*), nästan oavsett skogsbrandsindex, brinner bättre än granskog (*Picea abies*) (Taskanen, 2007; Schimmel och Granström, 1997; Plathner med flera, 2022). En analys av vegetationen i brandområdena kring Ljusdal 2018 visar att det företrädesvis var barr som brann, men att lövandelen inom området var för liten för att kunna bedöma effekten av branden på dessa. Dock har löv i fuktigare partier till viss del stått emot branden bättre. De extrema väderförhållandena och brandintensiteten som utvecklades medförde dock att även torvmark och annars fuktiga områden brann (Ahlstedt med flera, 2019).

Studier av brännbarhet av hela bestånd av lövskog, i form av björk (*Betula pendula och Betula pubescens*), asp (*Populus tremula*), samt av de olika ädellövsarterna som kan förekommande i rena bestånd (exempelvis *Fagus sylvatica, Quercus spp*), är svårt att hitta för nordiska förhållande. En större jämförande studie av olika beståndtypers inverkan på bränslebädd och därmed brännbarhet har dock publicerats i Sverige. Totalt studerades 23 lokaler med tall, (*Pinus sylvestris*), 20 med gran (*Picea abies*), 14 med björk (*Betula pendula*), 5 med ask (*Populus tremulus*) och 20 med ek (*Quercus robur*) lokaliserade mellan 55:e och 64:e breddgraden. Oavsett vindförhållande och bränslets fuktighet orsakade tall det allvarligaste brandförloppet, följt av gran, björk, asp och slutligen ek. Författarna lyfter att spridningshastigheten ökar med 50 % om en markbrand lämnar en granskog och kommer in i ett tallbestånd och med 200 % om den lämnar ett lövbestånd och når ett tallbestånd (Plathner med flera, 2022).

3.2 Skötsel av vegetation

3.2.1 Övergripande om skogsskötselns betydelse för skogsbränder

Fram till början av 1900-talet brann frisk skogsmark i genomsnitt ungefär en gång per sekel, torra marker två till tre gånger per sekel och fuktiga marker mer sällan i Sverige (Zackrisson, 1977). Detta innebar att skogsekosystemen, på framför allt torra och friska marker, anpassades till dessa tätare brandregimer med avseende på artsammansättning och med en begränsad upplagring av bränsle som följd. I och med skogsindustrins etablering under början av 1900-talet och att skogen därmed fick ett ökande ekonomiskt värde, började skogsbolagen och samhället att arbeta systematiskt för att släcka de bränder som uppstod i skogen. Detta resulterade i kraftigt minskad brandfrekvens i skogsmark samt minskade risker för samhället. Som ett led i detta har Sverige under det senaste århundradet haft få

större skogsbränder, jämför med till exempel Kanada och Ryssland (Sjöström och Granström, 2020).

Skogsstyrelsens uppföljning av utvecklingen av skogsbränder i Sverige visar dock att arealen skogsbrand under högriskår ökat över tid, om man jämför perioden 2004–2013 med perioden 2014–2023 (Skogsstyrelsens rapport 2024:19). Detta ligger i linje med studier av pågående klimatförändring, i såväl Norden (Wilcke med flera, 2020; Krikken med flera, 2021) som globalt (OECD, 2023), som visar på ökad förekomst av extremväder i form av långvarig värme och torka med ökad brandrisk och förekomst av megabränder som följd. Som ett led i att möta klimatförändringen, men även som ett resultat av framför allt bränderna 2014 och 2018 i Sverige, har en rad åtgärder vidtagits inom skogsbruket och samhället för att förhindra antändning samt förbättra upptäckt och släckning (se exempelvis MCF:s samlade information om skogs- och vegetationsbrand; Nordiska nätverket för skogs- och vegetationsbrand, 2021, och Skogforsks kunskapsbank, 2026). Beträffande de nordiska länderna är dock kunskapen idag kring skötsel av skog i syfte att förhindra skogsbrand bristfällig och behöver utvecklas (SNS, 2021).

3.2.2 Inverkan av skogsskötsel i boreala och nemorala skogar

Konventionell skogsskötsel

Artsammansättning i norra och mellanboreala områden skiljer sig från den i sydliga boreonemorala och nemorala skogar. Det påverkar brandförekomsten idag och kan komma att påverka den än mer i framtiden i Sverige (SNS, 2021). Enligt Riksskogstaxeringen dominerar tall och gran i den boreala regionen, medan lövinslaget samt arealen rena lövskogar ökar söderut och är högst i den nemorala zonen. Eftersom framför allt tall- och contortabestånd har hög brännbarhet, ökar de risken för skogsbränder i områden med höga volymer av tall, samtidigt som risken minskar i skogar med hög volym av löv (Jones med flera, 2025). Brännbarheten minskar markant med ökat lövinslag i barrskog och enbart ett inslag av 20% löv i ett tallbestånd ger en märkbar minskning (Plathner med flera, 2022). Ett ökat inslag av löv som björk, asp och men även ek sänker dessutom spridningshastigheten i boreala skogar (Plathner med flera, 2022).

Dagens skogsbruk, med plantering och skötsel för biomassaproduktion och med systematisk släckning av bränder, har även medfört tätare monokulturer med större volym av både död och levande biomassa, vilket kan fungera som bränsle vid antändning och därmed påverka skogsbrandrisken. Trakthyggesbruket med anläggandet av stora kala ytor där avverkningsrester lämnas och torkar ut, kan också bidra till ökade förutsättningar för antändning och etablering av brand. Exempelvis är risken för antändning och brandetablering stor på ett solbelyst tallhygge och närmast obefintlig i ett slutet granbestånd (Taskanen, 2007).

Det finns en rad studier om effekter av skogsskötsel med syfte att minska brandrisk och öka skogarnas resiliens mot brand. Det handlar om åtgärder i syfte att minska tillgången på bränsle eller öka markfuktigheten. Exempel på åtgärder är buskrensning, viss gallring, bränning av undervegetation och naturbaserade lösningar som bete (Remy med flera, 2024; Gorriz-Mifsud med flera, 2024). Gallring ökar generellt markfuktigheten under några år, men ytterligare studier behövs dels för klarlägga effekten utifrån beståndstyp, dels för att studera effekt på trädvitaliteten under torka (Ruthrof med flera, 2024). Dessutom ökar upprepad

utglesning eller gallring risken för kompaktering, samt bidrar till tillskott av död ved som kan fungera som bränsle (Ruthrof med flera, 2024). En studie av tallskog i alpområdena lyfter att vitaliteten av träden kan försämras av skötselåtgärder i skyddsskog och att åtgärderna därför måste diskuteras vidare (Piermattei med flera, 2024). Från sydvästra USA rapporteras exempel på att skogsskötsel, genom minskning av beståndens täthet (densitet) samt bränning av undervegetation och ris regelbundet, även bidrog till att bibehålla trädens tillväxt och beståndets diversitet av trädarter (Remy med flera, 2024).

Mark- och vattenförhållandena har betydelse för effekten av skogsskötsel på skogens resiliens mot brand. En tysk studie lyfter att torra, sandiga jordar som sedan industrialiseringen beskogats med barrskog, ger en ökad brandfara (Saha, 2024). En analys av bränderna i Sverige mellan 2016 och 2022 visar på låg brännbarhet av löv, speciellt på fuktig mark (Jones med flera, 2024).

Effekter av skogsskador, som stormfällning och barkborrar, på risken för antändning och spridning av skogsbränder, behöver studeras vidare. Såväl inverkan av den extra tillförseln av död ved som inverkan på upptorkning och brännbarheten av markbränsle, behöver analyseras (Mauri med flera, 2024).

Mycket barrskog, framför allt gran (*Picea abies*), svartgran (*Picea marina*) och tall (*Pinus sylvestris*), har planterats i Europa med syfte att producera biomassa. Efter brand av dessa sker ofta ett självuppslag av löv, vilket ger ett skifte av artsammansättningen i skogen på naturlig väg. Eftersom lövskog är mer resistent mot brand bör typen av skog som etableras i branta områden, enligt Taccaliti med flera (2024), diskuteras ur brandsäkerhetssynpunkt.

Övergivande och igenväxning eller igenplantering av åkermark bidrar också till ackumulation av bränsle och ökad brandrisk. Skogsbruksåtgärder, som uttag av skogsbränsle, kontrollerad bränning med syfte att minska förna och bottenskiktet och underlätta återväxt, samt anläggande av bete, lyfts som åtgärder att utveckla i Sverige, speciellt i närheten av bebyggelse eller andra identifierade riskområden (Nordiska nätverket för skogs- och vegetationsbrand, 2021)

Kunskapen kring främjande av biologisk mångfald och skogsskötsel, i syfte att förhindra brand, behöver också utvecklas markant för skogar i Norden (Nordiska nätverket för skogs- och vegetationsbrand 2021). Detsamma gäller utveckling av skötselåtgärder som plantering, röjning och gallring i syfte att skapa mindre brandfarliga skogar i ett landskap (Skogsstyrelsen, 2025a och 2025b). Detta innebär bland annat att ta fram skötselstrategier i relation till topografi, lämpliga trädarter, omgivande bestånd och lokalklimat.

Även om studier av skötsel av nordiska skogsekosystem i syfte att förhindra antändning och spridning av skogsbränder är bristfälliga, är det internationellt välkänt att skogsskötsel är en viktig brandskyddsåtgärd. Anpassning av skogsskötsel lyfts därför som en central del i den övergripande klimatanpassningen av samhället (se exempelvis Skr 2023/24:97 och OECD, 2023). Att enbart förlita sig på utvecklande av strategier för upptäckt och släckning, betonas i såväl nationella som internationella underlag, inte var tillräckligt för att förhindra att skogsbränder utvecklas till okontrollerbara megabränder

Alternativa skötselmetoder

Skogsskötsel som bidrar till variation av arter och beståndsstruktur och därmed också brännbarhet lyfts som en viktig åtgärd för att förhindra utveckling och spridning av bränder i landskapet (Pinto med flera, 2020a). Beroende på lokalisering kan dessa åtgärder stå i konflikt med andra mål, som exempelvis biomassaproduktion, kolinbindning och markstabilisering. Flera studier visar dock på synergier mellan att sköta skogen med syfte att minska skogens känslighet för brand och uppnå en rad miljömål samt skydda människors liv och samhällsfunktioner. Detta var också ett tydligt återkommande budskap under IUFROs 26:th World Congress i Stockholm 2024, samt under 2026 års konferens anordnad av International Boreal Forest Association (IBFRA).

Ett stort antal studier visar på vikten av att bibehålla naturliga skogar eller sköta skog med syfte att främja en mångfald av arter och strukturer, det vill säga skapa variation i beståndet, för att skapa skogsbestånd som är resilienta mot skogsbrand (se exempelvis Collado med flera, 2024; Konic med flera, 2024; Brocco med flera, 2024; Vacchiano med flera, 2024; Kulha med flera 2024). Mångfalden av arter betonas av den orsaken speciellt vid anläggande och skötsel av skyddsskogar (Konic med flera, 2024). Exempel på skötselmetoder för att nå naturskogsliknande tillstånd som lyfts är exempelvis ”close to nature-liknande metoder” (Collado med flera, 2024).

Det finns dock problem med close-to-nature och andra liknande metoder som främjar naturlig föryngring av de trädslag som finns och etableras naturligt på ståndorten. När man plockar ut mogna, stora träd etableras vanligen skuggtåliga trädslag i de luckor som skapas. Detta leder till långsamma processer när det gäller förflyttning av arter. Klimatförändringen som pågår leder till snabba förändringar till följd av torka, hetta och därmed skade- och brandförekomst, vilket kräver en snabbare förflyttning av arter än som sker via naturliga processer. Detta gör att frågan, om inte ”close -to -nature” och andra liknande metoder bör kompletteras med ett införande av arter som är anpassade till ett för lokalen framtida klimat, lyfts alltmer (Blattert med flera, 2024).

Behovet av att utvärdera effekten av naturvårdsbränning som en åtgärd att förhindra en uppbyggnad av bränslebädden och därmed förhindra skogsbrand lyfts också (Pinto med flera, 2020a). Exempelvis visar en studie av boreala skogsområden i centrala Sverige som påverkats av lågintensiva bränder att de kvarvarande trädens motståndskraft mot torka minskade de första fyra åren efter brand (Dukat med flera, 2024). Då frekvensen torkperioder bedöms öka i ett framtida klimat och därmed risken för torkstress av skogen, är det författarnas uppfattning att effekten av kontrollerad bränning med syfte att minska bränsletillgång och därmed förutsättningar för brandspridning i landskapet, bör studeras och utvärderas för nordiska förhållanden, innan eventuell storskalig tillämpning genomförs.

3.3 Våtmarker och annat vatten

Anläggning av våtmarker och igenläggning eller uteblivet underhåll av diken kan bidra till att hålla vatten i landskapet, vilket kan utgöra barriärer för brand. Det kan även minska tillgången på torr torv, som annars kan brinna länge (Hellberg med flera 2004).

En analys av data från 100 större skogsbränder (>10 ha) i Sverige mellan 2016 och 2022, visade på en minskad känslighet för skogsbrand i lövskogsområden på blöt mark (Jones med flera, 2025).

3.4 Vägar och likande konstruktioner

En stor del av den svenska skogsmarken sammanfaller med glesbygdsområden. Placering av skogsbilvägar, liksom underhåll av dessa, är därför en förutsättning för skogsbruket. De påverkar således möjligheten till tidigare nämnda anpassningsåtgärder, som att ta ut skogsbränsle eller genomföra kontrollerad bränning.

Skogsbilvägnätet är även centralt för släckningsarbete genom att det ger åtkomst till både brand och vatten för släckning samt att vägarna kan fungera som brandgator och därmed hindra brandspridning (se exempelvis Pinto med flera, 2020b; Päätalo, 1998; Nordiska nätverket för skogs- och vegetationsbrand, 2021).

Skogsbilvägar medför att fler människor tar sig ut i naturen och bidrar därmed också till ökade förutsättningar för antändning (Gucinski med flera, 2001; Sjöström och Granström, 2020; Pinto med flera, 2020b). Skogsbilvägar har även identifierats som en huvudfaktor till utlösande av erosion och ras i branta instabila slänter (Skogsstyrelsen, 2021). Detta är ett problem som kan förvärras i händelse av skogsbrand i anslutning till skogsbilväg, i eller i anslutning till instabila slänter, och bör beaktas vid såväl upprustning och underhåll som nyprojektering av skogsbilväg.

I de fall skogsbilvägar av olika anledningar inte finns anlagda, kan schaktning i syfte att få bort brännbar vegetation samt blottläggning av mineraljord användas i syfte att skapa brandgator. Denna teknik användes bland annat med syfte att stoppa vissa av bränderna kring Ljusdal under sommaren 2018. De hade i dessa fall ingen inverkan på brandförloppen då bränderna inte nådde fram till dem (muntligt meddelande Jenny Sander, MCF, 2026). Kostnad för avverkning, schaktning och återställande samt nytta utifrån val av metod, bör analyseras ytterligare (Länsstyrelsen Gävleborg, 2021).

4 Effekter av skogsbrand på förna och humusskikt samt den övre mineraljorden

Med mark avses i detta kapitel förna- och humusskikt samt underliggande mineraljord (Figur 2). Övergripande styrs en skogsbrands inverkan på marken av brandens intensitet, brandfrekvens (hur ofta det brinner i området) samt hur länge branden pågår. Intensitet kan beskrivas som eldens energikonsumtion per tidsenhet, det vill säga mängden bränsle som kan konsumeras av elden och hur snabbt elden förflyttar sig över marken (Granström, n.d.). Detta resulterar i en uppvärmning av marken, med en klassificering från låg intensitet (<100 grader C), medium (100 - 250 grader C) till hög intensitet (>350 grader C). Inverkan av en skogsbrand på marken beror förutom intensitet även på bränsletillgång, markfukt och jordart (Agbeshie med flera, 2022).

Graden av krontäckning varierar vanligen inom ett bestånd vilket ger upphov till variation i bränslemängd och fuktighet hos bränslet på markytan. Detta bidrar till att en brands intensitet kan variera mycket inom ett enskilt bestånd. Inom områden med torrt och luftigt bränsle kan bottenskikt, förna och humustäcket brinna upp, medan enbart förnan sveds av i de mer skuggiga och fuktiga/blöta partierna. En rumslig variation i brandpåverkan har därför visats i blandskog, med hårdare förbränning runt stammar och avtagande brandpåverkan med avstånd från stam (Hille och Stephens, 2005). Detta ger en rumslig variation i effekterna av brandpåverkan på marken. Skogsbrandens generella påverkan på skogsmarkens biologiska, kemiska och fysikaliska parametrar beskrivs i avsnitt 4.1 till 4.3.

4.1 Biologiska effekter

I detta avsnitt beskrivs brandens effekter på biologiskt liv i marken i form av rötter, frön, markdjur och mikroorganismer. Konsekvenserna av påverkan nämns också men avsnittet lägger framför allt grunden till avsnitt 4.3 och kapitel 5, 7 och 9, där det återkommer.

4.1.1 Avdödande av rötter

Rötter har en central betydelse för stabilisering av mark genom att de armerar och binder ihop markpartiklarna samt att de suger vatten. Betydelsen beskrivs som den primära styrande faktorn för markstabilitet på lokal nivå, då rötternas armerande effekt har stor rumslig variation utifrån artsammansättning, arternas ålder samt markens karaktär och vattentillgång (Masi med flera, 2021). Avdödande av vegetation och därmed även av rötter till följd av skogsbrand är en väldokumenterad orsak till ökade förutsättningar för erosion och ras inom branta instabila områden (Kumar med flera, 2021). Betydelse för markstabilitet utvecklas vidare i avsnitt 5.

Inverkan av brand på rotsystemen i marken beror av ovan beskrivna faktorer samt artsammansättningen på lokalen. Artsammansättningen styr rotsystemens känslighet för brand genom artspecifika egenskaper och hur djupt rötterna tränger ned i marken. Flertalet studier rapporterar att ett avdödande av finrötter sker vid temperaturer mellan 50 och 150 grader (exempelvis Alcañiz med flera, 2018; Agbeshie med flera, 2022). Finrötter är centrala för växternas vatten- och

näringsupptag, samt utgör kontaktyta mot markmikrober som svampar och bakterier. Kraftigt avdödande av finrötter torde därför bidra till att växten och därmed även det grövre rotsystemet dör och bryts ned med tiden (exempelvis Alcañiz med flera, 2018; Agbeshie med flera, 2022).

För gran (*Picea abies*) och tall (*Pinus sylvestris*) medför en brand som dödar ovanjordisk biomassa att även rotsystemen dör och bryts ned. En studie av tallskog i schweiziska alperna visade att rotsystemens armerande verkan hade minskat betydligt fyra år efter att beståndet bränts ned helt, jämfört med angränsande opåverkade skog (Vergani med flera, 2017). En liknande studie genomfördes även i kalavverkade bestånd i Alperna där man studerade tallrötternas nedbrytning och fann att den armerande verkan minskade med 60% under de första fem åren och helt hade försvunnit efter 15 år (Vergani med flera, 2016). Detta ligger även i linje med flera andra studier, exempelvis en av brandpåverkad subalpin barrskog i Sichuanprovinsen i Kina, där man fann en närmast halvering av såväl rotmängd som draghållfasthet hos rotsystemen två år efter brand (Lei med flera, 2022).

Vidare finns studier av rötternas betydelse för markstabilitet i bokskog. Rötternas armerande funktion efter en brand studerades i 34 bokbestånd (*Fagus sylvativa L.*) i södra alperna (Gehring med flera, 2019). Lågintensiv brand påverkande inte rötternas armerande effekt och därmed trädens skyddande effekt på ytliga jordrörelser. Däremot ledde högintensiv brand till att rötternas armerande funktion avlägsnades under upp till 15 år och ytliga jordrörelser ökade under *circa* 40 år. En mer djupgående beskrivning av brandens inverkan på markstabilitet ges i Kapitel 5.

Eftersom rötter skadas redan vid lågintensiva bränder skulle även kontrollerad bränning kunna bidra till rotpåverkan (Alcañiz med flera, 2018). Detta bekräftas delvis i en studie av boreala skogsområden i centrala Sverige (brandområden kring Ljusdal) som påverkats av lågintensiva bränder och där de kvarvarande trädens motståndskraft mot torka minskade under de första fyra åren efter brand. Skador på xylem och floem (vattentransporterande vävnad) i stam och bark och därmed inverkan på trädens vattentransport lyfts som bakomliggande orsak (Dukat med flera, 2024).

4.1.2 Inverkan på marklevande organismer

Huvuddelen av skogsmarkens mikroorganismer, det vill säga svampar (framför allt mykorrhizza och nedbrytare) och bakterier är lokaliserat till markens organiska material samt till rötterna i marken. I de svenska skogsekosystemen finns således en stor del av den mikrobiella biomassan i förna och humuslagret samt i anslutning till finrötterna.

I princip allt mikrobiellt liv, det vill säga fungi-, micro-, meso- och makrofauna avdödas när temperaturen stiger över 120 till 150 grader C i jorden (Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018). En skogsbrand, även av låg intensitet, orsakar således en påverkan på mikrobsamhället i marken och därmed den biologiska aktiviteten med inverkan på de biogeokemiska kretsloppen som följd. Skogsbrandens inverkan på kolkretsloppet samt näringsomsättning i mark beskrivs vidare under avsnitt 4.3.

Brand, där förna och humuslagret bränns bort, medför att den mikrobiella biomassan försvinner. Flera studier visar att den totala mikrobiella biomassan samt diversitet och fördelning av mikrober i marken minskar kraftigt i en skogsmark vid brand (Agbeshie med flera, 2022) och att detta gäller även efter lågintensiva bränder, exempelvis med naturvårdande syfte (Alcañiz med flera, 2018). En metastudie av 131 studier av markmikrobers respons på brand visar att 96% av mikrobsamhället försvinner vid brand och att svampar är mer känsliga än bakterier (Pressler med flera, 2019). Även nematodsamhället påverkas kraftigt, medan artropoder påverkas i mindre omfattning (Certini med flera, 2021).

Efter brand sker en återhämtning av mikrobsamhället men nämnda metastudie visar att återhämtningen går långsamt och kan ta över 10 år. Tiden för detta varierar dock stort mellan olika studier och beror bland annat på brandintensitet, markfukt, tillgång på organiskt material och plantetablering och fler studier krävs därför (Pressler med flera, 2019).

Befintliga studier visar på en förskjutning av mikrobsamhället i skogsmark efter brand, från svamp, vilken vanligen dominerar, till bakterier (Agbeshie med flera, 2022). Även artsammansättningen påverkas av brand och studier av skogsbränder i Kanada visar att förändringen blir större mellan obränd och bränd skogsmark ju intensivare skogen brunnit (Whitman med flera, 2019). Orsaken till förändringen av mikrobsamhället beror av brandintensitet och möjliga förklaringar är ökat pH-värde och tillgång på mineralnäring till följd av aska samt ökad tillgång på lättomsättbara kolföreningar, vilket vanligen gynnar bakteriesamhället (Agbeshie med flera, 2022).

Inverkan av bränder på förekomst av ectomykorrhiza är relaterat till trädens överlevnad. I händelse av intensiv skogsbrand som dödar träd och rötter, avdödas även ectomykorrhizasamhället. Vilka arter som sedan återetableras skiljer mellan tempererade och boreala områden beroende på att brandintensitet vanligen skiljer mellan dessa zoner (Dahlberg, 2002). I den tempererade zonen är intensiva bränder, som förtär hela vegetationsskiktet, vanligare jämfört med i den boreala zonen där bränder vanligen är av mer lågintensiv karaktär.

Det finns dock studier av framför allt planerade bränningar, exempelvis naturvårdsbränning, som visar på ökad mikrobiell biomassa efter bränderna. Dessa har då varit lågintensiva och sannolikt medfört tillförsel av lättomsättbara kolföreningar samt mineral i form av aska (Alcañiz med flera, 2018; Certini med flera, 2021). Ökningen erhålls även när brand återkommer periodiskt och ett ekosystem anpassat till återkommande bränder erhållits.

Förutom brandintensitet, brandåterkomst och lokalklimat (fukt och temperatur) har skötseln av skogen efter en brand, betydelse för återetableringen av mikrobsamhället. En kanadensisk studie av hårt bränd blandskog av vitgran (*Picea gluaca)* och asp (*Populus tremuloides)* visar att upparbetning av stående döda träd leder till en försämrad återhämtning av mikrobsamhället, jämfört med om de döda träden lämnas. Effekten kvarstår i 10 år. En studie av markrespiration, i områden i Ljusdal som drabbades av de stora skogsbränderna 2018, visar ett liknande mönster. Fyra år efter brand erhölls en fortsatt signifikant minskad markrespiration i de brända områdena efter upparbetning av träd, än i de områden där träden lämnats kvar, oavsett brandintensitet (Kelly med flera, 2025). Studier visar även att upparbetningen av brända träd inom brandhärjade områden leder till

en större påverkan på markens mikrobsamhälle än konventionell avverkning av träd på obrända områden (Norris med flera, 2023).

4.1.3 Inverkan på frön

Brandens intensitet och hur stor del av humuslagret som konsumeras, i kombination med artsammansättningen inom det brandpåverkade området, påverkar en lokals fröbank. Brandens inverkan på frögroning (beskrivs mer ingående under avsnitt 7.3) är således centralt för återetableringen av ny vegetation, såväl artsammansättning som hastighet med vilket detta sker. Brand påverkar fröbanken både direkt och indirekt på en rad olika sätt. Hetta, rök och aska kan, beroende på art, stimulera eller döda av frön i marken. Samtidigt kan brand ha en indirekt effekt på fröbankens vitalitet genom att påverka fysikaliska, kemiska och biologiska faktorer i marken. Exempel är markfukt, ljustillgång och förekomst av allelopatiska föreningar. Brand kan även leda till förändrade eller minskade konkurrensförhållanden mellan växter, med en förändring av fröbanken över tid som följd. Detta gör att brand har en avgörande effekt på växtekosystemens utveckling och funktion över tid (Baskin och Baskin, 2014).

Givet ovanstående, visar studier ett vitt spann av resultat rörande brandens effekt på fröbanken. En metastudie av 539 bränder (brandyta och referensyta) visar dock att brand minskar både mängd och artsammansättning av frön från träd och minskningen är även korrelerad till ökad brandintensitet (Shi med flera, 2022).

En analys av brandområdet i Västmanland (branden inträffande sommaren 2014) visar att över 90% av arealen hade kraftiga skador av branden på det organiska lagret (Nilsson med flera, 2014). Uppföljande ekologiska studier visar att brandgynnade arter som exempelvis svedjenäva (*Geranium bohemicum*), det vill säga arter vars frön stimuleras av de temperaturer som brand kan orsaka nere i marken (50–100 grader C), ökade i omfattning (Gustafsson med flera, 2019). För studier rörande trädetablering och växtsuccession hänvisas till avsnitt 7.3.

4.2 Fysikaliska effekter

De markfysikaliska parametrar som redogörs för nedan är enbart relaterade till humuslager och den övre, påverkade mineraljorden (Figur 2). Syftet är att redogöra för brandens inverkan på rotmiljön, och därmed syre och vattenförhållanden. Opåverkad mineraljord behandlas inte. Konsekvenserna av påverkan nämns också, men avsnittet lägger framför allt grunden till kapitel 5, 7 och 9, där det återkommer.

Markfysikaliska parametrar som bulkdensitet, porositet, stabilitet hos aggregat, vatteninnehåll och hydrofobitet påverkas av brand (förklaring sker i anslutning till respektive avsnitt nedan). Även texturen kan påverkas av brand genom att framför allt ler omvandlas till grövre partiklar (Agbeshie med flera, 2022). Detta bedöms dock som mer ovanligt för boreala områden då det krävs höga temperaturer (över 400 grader) samt att det främst är lerpartiklar som påverkas och lerinnehållet är vanligen begränsat i svenska boreala och nemorala skogsmarker.

4.2.1 Bulkdensitet

Bulkdensitet anger hur mycket en viss volymenhet jord väger. Det innebär att en kompakt jord, med mindre utrymme mellan partiklarna och mindre innehåll av organiskt material, har en högre bulkdensitet än en porös och luftig jord. Bulkdensiteten har således stor betydelse för markens förmåga att hålla vatten, näringsämnen och att genomträngas av växtrötter.

Det rapporteras om såväl höjd, sänkt som opåverkad bulkdensitet till följd av skogsbrand, samt att fler studier behövs för att tydliggöra bakomliggande orsaker (Agbeshie med flera, 2022). Exempelvis saknas studier av skogsbränders inverkan på bulkdensitet i boreala och nemorala skogar.

Studier som rapporterar ökad bulkdensitet förklarar detta med förbränning av organiskt material och därmed en kollaps av markstruktur och aggregat i jorden (Agbeshie med flera; 2022; Alcañiz med flera, 2021). Även inverkan av aska som täpper igen porsystem beskrivs som en bakomliggande orsak (Verma med flera, 2019). Resultat i form av sänkt bulkdensitet förklaras med tillförsel av delvis nedbrutet organiskt material samt en expansion av marken till följd av förångning (Agbeshie med flera, 2022).

4.2.2 Porositet

Mellan mineral- och humuspartiklar i marken finns det hålrum, så kallade porer, vilka antingen kan vara fyllda av luft eller vatten. Andelen porer i förhållande till volymen jord betecknas som en jords porositet. Den har betydelse för markens infiltrationskapacitet (genomsläpplighet) för vatten, men även rötters förmåga att tränga igenom marken och ta upp vatten och näring. Porositeten har även betydelse för rötternas syresättning samt syretillgång för markorganismer och därmed mikrobiell aktivitet och näringsomsättning i marken (Weil och Brady, 2017).

Markens porositet är omvänt korrelerad till bulkdensiteten, det vill säga en ökad bulkdensitet medför en minskad porositet och därmed en mer kompakt jord. Inverkan av bränder på bulkdensitet redogörs för i avsnitt 4.2.1. Porositeten är även kopplat till eventuella aggregats stabilitet, vilken redogörs för i avsnitt 4.2.3.

4.2.3 Stabilitet hos aggregat

Mindre partiklar i marken, som ler och silt, binds ofta ihop till större partiklar på kemisk eller biologisk/fysiskalisk väg, det vill säga de bildar stabila aggregat eller aggregerar. Olika typer av organiska föreningar i marken har en viktig funktion genom att fungera som ”klister” mellan mineralpartiklar av olika storlek. Detta gör att partiklar som ler och silt, men även sand, klistras ihop till större partiklar med en lösare struktur, så kallad aggregering. Denna process är central för en marks funktion och karaktär eftersom aggregaten bidrar till porositeten, samt utgör en reservoar för bland annat vatten och näring (se exempelvis Mataix-Solera med flera, 2011; Weil och Brady, 2017).

Vid brand sker förångning, förkolning samt fullständig oxidation av organiskt material. Förkolning av organiskt material börjar vid omkring 200 till 250 grader C och vid 460 sker en fullständig oxidering, vilket får aggregaten och därmed

markstrukturen att kollapsa och porositeten att minska påtagligt (se exempelvis Giovannini med flera, 1988; Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018; Mataix-Solera med flera, 2011). Vid temperaturer under 200 grader visar flera studier, av företrädesvis planerad bränning/naturvårdsbränning, att aggregatbildningen inte påverkas (Alcañiz med flera, 2018; Agbeshie med flera, 2022). Det finns dock studier av lågintensiva bränder som visar på en ökad aggregatbildning direkt efter branden, vilket förklaras av nybildandet av organiska föreningar eller att hydrofoba lager bildas på utsidan av aggregaten (Alcañiz med flera, 2018; Agbeshie med flera, 2022).

Brandens inverkan på markstruktur och porositet är således beroende av brandintensitet och hur snabbt branden rör sig, vilket påverkar den temperatur som uppstår i marken, över hur lång tid och hur djup ned temperaturhöjningen sker. Brandintensiteten är även relaterat till bränslemängd ovan markytan, tjocklek på förna och humuslager samt jordmån och textur. Komplexiteten förstärks av att aggregeringen beror av innehåll och typ av organiskt material i marken, mikrobsamhället i marken, hydrofobitet och markmineralogin (Mataix-Solera med flera, 2011). Ytterligare studier av brandens effekt på aggregatbildning och marstruktur behövs därför, bland annat i boreala och nemorala skogar.

4.2.4 Hydrofobitet

Hydrofobitet innebär att ett material blir vattenavstötande och i detta sammanhang medför det att ytan på markpartiklarna inte kan blötas av vatten eller är svår att blöta. En marks hydrofobitet har betydelse för dels infiltration, dels avrinning, vilken minskar respektive ökar med ökad hydrofobitet (DeBano, 2000). Detta har betydelse för efterföljande processer som erosion och ras, vilket behandlas i Kapitel 5.

En mark kan bli hydrofob efter långvarig torka men även skogsbrand kan medföra det. Framför allt vid lägre brandtemperaturer, temperaturer under 200 grader, erhålls en förångning av vissa organiska föreningar. Eftersom temperaturen avtar kraftigt med markdjup, kyls de gasformiga organiska föreningar som bildas av när de rör sig nedåt i markprofilen och kondenserar slutligen på ytan av markpartiklarna, där de kan skapa en hydrofob hinna (DeBano, 2000). Trots ett stort antal studier har typen av organiska föreningar som ligger bakom hydrofobiteten inte kunnat bestämmas, vilket beror på den mångfald och komplexitet av organiska föreningar som finns i marken och hur de kan omformas vid brand och andra nedbrytningsprocesser (DeBano, 2000). På grund av de stora problem som hydrofobitet av mark efter skogsbrand medför på övergripande hydrologiska förhållanden och markstabilitet i landskap, är effekterna av processen dock välstuderat över hela världen (DeBano, 2000). Även om studier för skandinaviska förhållanden verkar saknas, finns studier från exempelvis British Colombia (se exempelvis Henderson och Golding, 1983) som torde kunna relateras till svenska förhållanden.

Graden av hydrofobitet som uppstår vid brand är huvudsakligen knuten till brandtemperatur. Studier visar att temperaturer under 175 grader inte orsakar fenomenet medan en kraftig hydrofobitet uppstår efter bränder som orsakar marktemperaturer på mellan cirka 175 och 200 grader C. Vid temperaturer över

280 och 400 grader C, beskrivs en nedbrytning av hydrofobiteten (DeBano, 2000; Alcañiz med flera, 2018; Agbeshie med flera, 2022). Utöver temperaturer bedöms typ av vegetation, textur, markfukt och tid sedan brand inverka på graden av hydrofobitet. Flera av dessa variabler som artsammansättning, växtsamhällets struktur, fördelning av organiskt material samt markfukt, är kopplade till temperaturutvecklingen under en brand och tiden under vilken temperaturhöjningen kvarstår. Detta medför även att variationen av den spatiala fördelningen av hydrofobitet i marken är stor efter en brand (DeBano, 2000; Huffman med flera, 2001).

Som nämndes inledningsvis i detta avsnitt har en upptorkad jord en viss grad av hydrofobitet och den är naturligt som högst i markytan där hydrofoba organiska föreningar är mer förekommande än längre ner i jordprofilen. Jordar som har en hög naturlig grad av hydrofobitet kan i samband med brand få en sänkning eller höjning av hydrofobiteten beroende på brandtemperatur, medan studier av mer hydrofila jordar vanligen visar en ökad grad av hydrofobitet (Mataix-Solera med flera, 2011).

Studier visar på en avtagande hydrofobitet med markdjup och att skillnad i hydrofobitet, mellan brandpåverkade och inte brandpåverkande referensytor, i princip inte förekommer under 15 cm ned i mineraljorden (Chen och Liu, 2024; Henderson och Golding, 1983).

Tiden det tar för en jord att återgå till tillståndet som rådde innan branden, det vill säga att förlora brandinducerad hydrofobitet, varierar med brandintensitet. Ju högre intensitet och ju längre marken påverkats av branden, desto längre tid tar det för marken att återgå (DeBano, 2000; Chen och Liu, 2024). Hastigheten med vilken mikrobsamhället återetableras och hur snabbt ny vegetation återetableras, till exempel genom plantering, förs fram som faktorer som gynnar återhämtningen och därmed återgången till det tillstånd som rådde innan branden (Chen och Liu, 2024).

4.3 Kemiska effekter

Förbränningen av vegetation, förna samt humuslager har en stor inverkan på markens kemiska egenskaper, framför allt genom den tillförsel av aska som sker på och under markytan. Aska är de mineraler som blir kvar efter att organiska föreningar oxiderat. Brandens intensitet och varaktighet samt typ av vegetation och organiskt material i marken, styr mängd och karaktär på bildad aska. Många gånger sker inte en fullständig förbränning av det organiska materialet varför askan även kan innehålla förkolnade växtrester eller humus.

Eftersom en jords kemiska egenskaper är central för växternas tillgång på näring samt påverkar rötternas livsmiljö, är de kemiska förändringar som sker till följd av brand en viktig faktor för efterföljande plantetablering och planttillväxt (Weil och Brady, 2017). Av denna orsak sammanfattas nedan brandens inverkan på pH och konduktivitet (markens ledningsförmåga, vilket är ett mått på hur mycket joner som finns i marken) samt tillgång på kväve och övriga näringsämnen. Även inverkan på markens innehåll av kol sammanfattas. Som nämnts inledningsvis är syftet med litteraturstudien att beskriva bakomliggande faktorer som kan inverka på släntstabilitet. Det medför att skogsbränders inverkan på lokala och globala

kretslopp av kol, kväve och andra näringsämnen som fosfor inte sammanställts. Inte heller skogsbränders inverkan på vattenkvalitet i sjöar och vattendrag berörs.

4.3.1 Markens surhetsgrad (pH) och elektrisk konduktivitet

En jords surhetsgrad anges som pH och baseras på koncentrationen av vätejoner. Eftersom pH är en omvänt logaritmisk skala innebär ett lägre pH en högre koncentration av vätejoner. Ett pH-värde på 7 är neutralt, över 7 anges som baskiskt och under 7 som surt. Tillgängligheten av växtnäring, men även toxiska ämnen, styrs blad annat av pH. Elektrisk konduktivitet i markvätskan är mått på tillgången av lättlösliga ämnen och därmed tillgången på bland annat näringsämnen för växterna.

Humuslagret i svensk barrskog har vanligen ett pH kring 4 eller strax under, medan det i underliggande mineraljord med en lägre halt av organiskt material kan ligga kring 5,2 och uppåt, beroende på mineralogi. Brunjordar har vanligen ett högre pH än podsoler och torvjordar, vilka är de jordarter som är vanligast förekommande i svenska barrskogsbältet (SLU Markinfo, 2025).

Aska som bildas vid förbränning av organiskt material är rik på oxider, karbonater och baskatjoner, vilket leder till en höjning av pH i marken efter brand. Den elektriska konduktiviteten i markvätskan ökar på motsvarande sätt som pH efter brand (Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018). Höjningen av pH är även orsakad av den förlust av organiska syror och syragrupper som branden orsakar, samt omvandling av lermineral (Roshan och Biswas, 2023). Studier visar att ju högre brandtemperatur, över 450 grader C, desto mer fullständig förbränning av det organiska materialet och desto högre pH erhålls (Knicker, 2007; Johnson med flera, 2024). Det finns dock rapporter om opåverkat pH efter brand. Den förklaring som ges är vanligen en lägre brandintensitet i dessa områden (Alcañiz med flera, 2018). Förändringen av pH är även korrelerad till initialt pH och näringsstatus. Mindre förändringar av pH förekommer i sura jordar (svenska podsoler, pH kring 4.5) jämfört med jordar med ett pH mellan 6 och 7 (rapportförfattarnas notering). Detta kan troligen delvis förklaras med att pH utgörs av den negativa logaritmen av vätejonskoncentrationen, vilket innebär att en större andel sura joner måste neutraliseras vid låga pH-värden för att erhålla en höjning av pH jämfört med vid högre pH-värden.

Studier av brandområdena i Ljusdal 2018 visar en ökning av pH från cirka 3,8 till 4,3 i det organiska lagret efter medelintensiv och hård brand av mogen stående skog och en ökning till pH 5 i hårt bränd ungskog, ett år efter branden (Kelly med flera, 2021). För brandområdena i Västmanland noterades ett genomsnittligt pH-värde på 4,9 i de översta 5 cm efter branden. Variationen var dock stor mellan studerade lokaler, från pH 4,4 till pH 7,1 (Gustafsson med flera, 2019). En studie av 50 brända områden med angränsande obrända referensområden i Sverige under 2018, visar en genomsnittlig ökning av pH från 3,7 till 4,0 i den övre delen av det förkolnade organiska lagret (Eckdahl med flera, 2023).

Tillgänglighet för växterna av näringsämnen, men även av toxiska metaller, styrs av pH. Exempelvis är tillgängligheten av fosfor tydligt styrd av pH. Det ökade pH värdet i marken efter brand gynnar även etableringen av en rad arter och har således en stor betydelse för den biologiska mångfalden (Länsstyrelsen, 2011).

Förändringen av pH till följd av bränder har även stor betydelse för övriga biogeokemiska kretslopp, exempelvis de av kol, kväve och fosfor (Roshan och Biswas, 2023).

4.3.2 Näringsämnen

Brand påverkar tillgången på makro- och mikronäringsämnen genom att oxidera organiskt material. På så sätt kan näring frigöras i form av fria joner (salter) eller olika former av hydroxider, oxider och andra mineraler. Omvandlingen påverkar den totala mängden av näringsämnen i jorden, men även växttillgängligheten och rörligheten av dem (Roshan och Biswas, 2023). I detta avsnitt behandlas fosfor (P) och baskatjonerna kalium (K), kalcium (Ca), magnesium (Mg) och natrium (Na), medan inverkan på kväve (N) redogörs för i avsnitt 4.3.3.

Fosfor är ett centralt växtnäringsämne vars växttillgänglighet vanligen ökar till följd av brand. Den huvudsakliga förklaringen är bildning av fosfater genom oxidering av organiskt bunden fosfor, det vill säga fosfor i växtbiomassa, förna och humus. Ökningen av fosfor rapporteras generellt för den övre delen av mineraljorden. Beroende på jordens tidigare pH samt på den inverkan branden får på bildning av aska, askans innehåll samt pH, påverkas växttillgängligheten, lösligheten och därmed också rörligheten av fosfor efter brand (Roshan och Biswas, 2023; Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018).

Halterna av lättlösligt eller växttillgängligt kalium, kalcium, magnesium och natrium har rapporterats öka i de övre marklagren i ett stort antal studier av mark efter brand. Den oxidering av organiskt material som en brand medför anges som primär orsak (Roshan och Biswas, 2023; Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018). Förhöjningen av växttillgängliga och utbytbara joner kvarstår i många fall under ett flertal år (Alcañiz med flera, 2018). En urlakning eller upptag av envärda joner, som K^+, kan dock ske snabbare varför dessa generellt minskar snabbare i koncentration än exempelvis Mg^{2+} och Ca^{2+} vilka inte rör sig lika lätt. Det förekommer dock studier där man inte noterat lika kraftiga ökningar av växttillgängliga och utbytbara baskatjoner eller en snabb återgång till tidigare nivåer. Eftersom det krävs mycket hög temperatur för att baskatjoner ska kunna gå från lösning till gasfas jämfört med de temperaturer som vanligen erhålls under en skogsbrand, är förlusten av baskatjoner genom just gasavgång låg (Roshan och Biswas, 2023). Erosion av asklager, avrinning eller snabbt växtupptag är i stället troliga orsaker till en liten ökning eller en snabb återgång av halterna (Agbeshie med flera, 2022).

Endast ett fåtal studier av skogsbränders inverkan på växttillgänglig fosfor och baskatjoner i svensk boreal skogsmark har genomförts. En studie där data samlades in från 50 brända områden med angränsande obrända referensområden i Sverige under 2018, visar på ökande koncentrationer av fosfor och kalium på 349 % respektive 37 % (Eckdahl med flera, 2023). En studie av brända områden i trakten av Ljusdal 2018, visar på högre halter av vattenlöslig fosfor i obrända områden jämfört med brända (hög och låg intensitet) fyra år efter brand. De områden som drabbats av lågintensiv brand hade generellt högre halter av vattenlösligt fosfor jämfört med de som brunnit hårt (Kelly med flera, 2025).

Studier av vattenkemi i bäckar i anslutning till brandområden ger också en tydlig bild av inverkan på marken. Under de första veckorna och efterföljande sex till

tolv månaderna, syns kraftigt förhöjda halter av fosfor, kalcium och kalium i bäckvatten (Granath med flera, 2021).

4.3.3 Kväve

Kväve är vanligen tillväxtbegränsande i svensk skogsmark. Det förekommer dels i organisk form, dels i mineralform som joner av nitrat (NO_3^-) och ammonium (NH_4^+) i marklösningen.

Vid temperaturer över 200 grader C övergår kväve i gasform och bildar olika kväveoxider (NO_X) samt kvävgas (N_2). Detta innebär att det inte behövs en speciellt intensiv skogsbrand för att erhålla en förlust av kväve. Utöver gasavgång kan kväve förloras från mark i efterföljande avrinning/läckage samt vid erosion (Roshan och Biswas, 2023; Agbeshie med flera, 2022).

Trots att brand leder till att kväve förloras från skogsekosystemen finns rapporter om både ökat och minskat totalt innehåll av kväve i mark efter brand och det är svårt att relatera resultaten till brandintensitet (Roshan och Biswas, 2023; Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018). Minskningen av totalkväve i mark efter brand förklaras huvudsakligen genom gasavgång medan ökning förklaras med asknedfall och ökad kvävefixering (Roshan och Biswas, 2023).

Brandintensiteten har dock betydelse för omvandlingen av organiskt kväve till oorganiska former som nitrat och ammonium. Det totala innehållet av oorganiskt kväve i marken ökar med ökad brandintensitet och det kväve som inte avgår i gasform återfinns huvudsakligen som nitrat och ammonium efter brand. Detta innebär att växttillgängligheten av mineralkväve ökar direkt efter brand i markens övre lager. Brandens pH-höjande effekt samt temperaturhöjningen som följer efter en brand (mörk yta som absorberar värme), inverkar på kvävedynamiken i marken. Efter en brand kommer det kväve som inte avgår i gasform att mineraliseras till ammonium, vilket under gynnsamma förhållanden kan nitrifieras vidare till nitrat (Roshan och Biswas, 2023; Alcañiz med flera, 2018; Agbeshie med flera, 2022). Både nitrat och ammonium tas upp av växter. Ammonium, som är positivt laddad, kan även likt baskatjoner, binda in till negativt laddade ytor och på så sätt magasineras i marken under en tid.

En studie av 50 brända områden med angränsande obrända referensområden i Sverige under 2018, visar på ökande koncentrationer av nitrat och ammonium i brända områden jämfört med obrända. Koncentrationen av nitrat ökade mer än tio gånger den av ammonium efter en brand. Studier av brandområdena i Ljusdal 2018 visar en minskning av totalkväve (organiskt bundet kväve samt nitrat och ammonium) med brandintensitet, där hård brand av mogen stående skog närmast halverade mängden totalkväve ett år efter branden. Även koncentrationerna av ammonium uppvisade liknande mönster medan brand tenderade leda till ökade nitrathalter där en lätt brand resulterade i högst nivå (Kelly med flera, 2021).

Brand påverkar omsättningen av kol och kväve (C och N), vilket studerats i marken efter de stora bränderna i Sverige under 2018. En brand av låg intensitet, där humuslagret blir kvar, sänker C/N kvoten och ger en högre bruttomineraliseringen av kväve jämfört med i hårt bränd eller obränd mark (Andresen med flera, 2024).

Studier av vatten i fem bäckar med avrinnande vatten från skogsbrandområdet i Västmanland 2014, vilket avspeglar förhållandena i marken, visar på kraftigt förhöjda halter av såväl totalkväve som nitrat och ammoniumkväve de första månaderna efter branden (Granath med flera, 2021).

4.3.4 Kol

Boreala skogar lagrar stora mängder kol, dels i stående biomassa i form av vegetation, dels genom det kol som finns lagrat i marken i form av levande och dött organiskt material. I ett globalt perspektiv utgör markens innehåll av kol den näst största kolpolen efter haven (Schlesinger och Bernhardt, 2013).

Det döda organiska materialet i skogsmarken utgörs dels av förna, mår och humus i markytan, dels av olika former av organiska föreningar som exempelvis humusföreningar, djupare ned i markprofilen, där de kan förekomma fritt eller bundet till olika mineralpartiklar. Mängden organiskt material i en skogsjord minskar generellt med djupet i marken. Mikrobiell biomassa inkluderas ibland i markens kolpol. Brandens inverkan på denna beskrivs dock separat under avsnitt 4.1.2.

Fördelning och kvalitet på kol i en mark efter en brand har betydelse för markens kemiska och fysikaliska markegenskaper, som exempelvis vattenhållande och näringslevererande förmåga, porositet och temperatur. Alla dessa egenskaper har betydelse för återetablering av vegetation.

Skogsbränder påverkar såväl mängd som form och därmed stabiliteten av det kol som finns i marken. Organiskt material, i marken och på markytan, omvandlas vid brand till flyktiga organiska ämnen (ofullständig förbränning) och kol (så kallat amorft kol, ofullständig förbränning), koldioxid (fullständig förbränning) eller omvandlas på annat sätt genom exempelvis bindning till mineralytor (Roshan och Biswas, 2023). Förlusten och omvandlingen av det organiska materialet i marken beror bland annat av intensitet och tiden som branden varar, typ av biomassa och bränsletillgång (exempelvis skillnad mellan torvmark och mineraljord) och fuktigheten i biomassan och marken (Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018; Roshan och Biswas, 2023). Förlust av markkol startar generellt vid en brandtemperatur på mellan 200 och 250 grader C, medan en fullständig förbränning erhålls vid omkring 450 till 500 grader C (Certini, 2005).

Beroende på markkolets centrala funktion i en jord, vad gäller allt från näringsomsättning, vattenhållande förmåga och porositet till kolinlagring och inverkan på globala kolcykeln, är bränders inverkan på markkol mycket välstuderat. Rapporterna om minskat innehåll av organiskt kol i marken till följd av skogsbrand är många (se exempelvis Certini, 2005). Det finns dock flera studier kring både högintensiva och lågintensiva bränder som visar på ett oförändrat eller ökat innehåll av markkol efter en brand. De bakomliggande orsakerna till ett ökat eller oförändrat kolinnehåll, trots förlust genom flera flyktiga föreningar och CO_2, förklaras med tillförsel och inkorporering av förkolande växtrester i markytan efter branden (Agbeshie med flera, 2022; Alcañiz med flera, 2018; Roshan och Biswas 2023). Speciellt i samband med lågintensiva bränder som naturvårdsbränning eller kontrollerad bränning, beskrivs oförändrat eller ökat kolinnehåll.

Studier visar även på en förändring av kolpolens sammansättning efter bränder, speciellt till följd av lågintensiv brand, exempelvis föreskriven bränning/naturvårdsbränning och upprepade bränder. Kolet i förna och humus i markytan minskar vanligen påtagligt samtidigt som en ökning av förkolnat organiskt material kan ses där. Många gånger minskar även innehållet av fria organiska föreningar i den övre delen av mineraljorden, samtidigt som mer stabila organiska former, som exempel organiskt material bundet till mineralytor ökar (Roshan och Biswas, 2023; Pellegrini med flera, 2022). Diskussion pågår huruvida denna stabilisering av kolets kvalitet, vilket bland annat minskar nedbrytbarheten av kvarvarande kol, kan kompensera för brandens frigörelse av växthusgaser eller till och med bidra till en kolackumulering i brända områden (Roshan och Biswas, 2023). Inverkan av brand på det globala kolkretsloppet och växthusgasbalansen, är dock utanför denna sammanställning.

5 Effekter av skogsbrand på förutsättningar för jordrörelser

I detta avsnitt görs en kort summering av det internationella kunskapsläget avseende skogsbränders effekt på förutsättningarna för jordrörelser (ras, erosion, slamströmmar). Effekterna på förutsättningar för blocknedfall och laviner beskrivs inte, då dessa jordrörelser ligger utanför aktuellt uppdrag. Enligt Rankka (2002) kan vegetation hindra erosion och minska risken för ytliga ras medan förmågan hos vegetation att öka stabiliteten för djupt liggande glidytor, är små.

5.1 Inledning

Jordrörelser i slänter med jordarterna silt, sand, grus och morän (i fortsättningen benämnda friktionsjord) sker som ytliga rörelser (erosion), rörelser längs raviner (slamströmmar) eller djupa rörelser (ras och skred). Erosion avser lossgörande och transport av jordkornen i det allra översta jordlagret. Slamströmmar är snabba flöden av vatten och jord och som uppträder längs en smal bäckravin eller längs långsträckta, i lutningsriktningen, fördjupningar i markytan. I ett ras rör sig enskilda jordkorn fritt i förhållande till varandra ner längs en sluttning och den ursprungliga ordningen dem emellan kan inte urskiljas efteråt. Ras sker oftast ner till några meters djup. Slamströmmar och ras kan innebära stora destruktiva krafter och ge stor skada på omliggande marker och infrastruktur. Ras kan vid vissa förhållanden utvecklas vidare till en slamström och nedrasade jordmassor kan transporteras vidare av en slamström.

5.2 Förutsättningar som påverkar stabiliteten i sluttningar

Förutsättningar för jordrörelser påverkas framför allt av markens lutning, jordart, yt- och grundvattenförhållanden, belastning och vegetations- och avrinningsförhållanden.

Jordrörelser kan uppkomma enskilt eller kombinerat och utlöses ofta av starka vattenflöden, vanligen orsakat av kraftig nederbörd (Moody med flera, 2013). I samband med skogsbruksåtgärder eller en skogsbrand försämras markens motståndskraft mot jordrörelser, vilket leder till sänkta tröskelvärden för utlösande faktorer så som nederbördsmängd eller intensitet (Moody med flera, 2013; Vahedifard med flera, 2024; Kellogg och Vahedifard, 2025). Orsaker till det försämrade motståndet beskrivs i följande avsnitt. Det ska dock noteras att användningen av nederbörd som enskilt tröskelvärde för jordrörelser kan vara missvisande (Abbate med flera, 2019). Topografin har stor betydelse för var och hur ofta ytliga jordsrörelser inträffar. Inte bara själva lutningen utför sluttningen, utan också topografins krökning är viktig att beakta då den avgör hur nederbörd och avrinning sprids (Dietrich med flera (1998).

Längden på sluttningen påverkar hastigheten och mängden av ytvatten som avrinner. Det innebär att det i långa sluttningar finns större förutsättningar för erosion och ras, än i korta sluttningar förutsatt övriga förhållanden lika (Shi med flera, 2024).

Förutsättningar för skogsbränder påverkas av bränslen (vegetation), väder och topografi (exempelvis British Columbia, 2026 och U.S. National Park Service, 2026). Områdets topografiska förhållanden påverkar förutsättningar för skogsbrand enligt följande (efter British Columbia, 2026):

- Bränder tenderar att sprida sig snabbare uppför än nedför sluttningar, särskilt när de drivs av uppåtriktade vindar, se Figur 1.
- Nedåtgående vindar samt brinnande material som rullar nedför sluttningen bidrar också till ökad brandspridning.
- Sydvända sluttningar får mer solsken vilket torkar ut bränslen, höjer temperaturen och ökar brandaktiviteten.
- Vindhastigheten kan förstärkas i dalgångar, och i bergiga områden påverkas både vindhastighet och vindriktning. Sammantaget innebär detta att branta sluttningar är mer sårbara för skogsbränder än flacka områden.

Bränders påverka på stabiliteten visas i Figur 3.

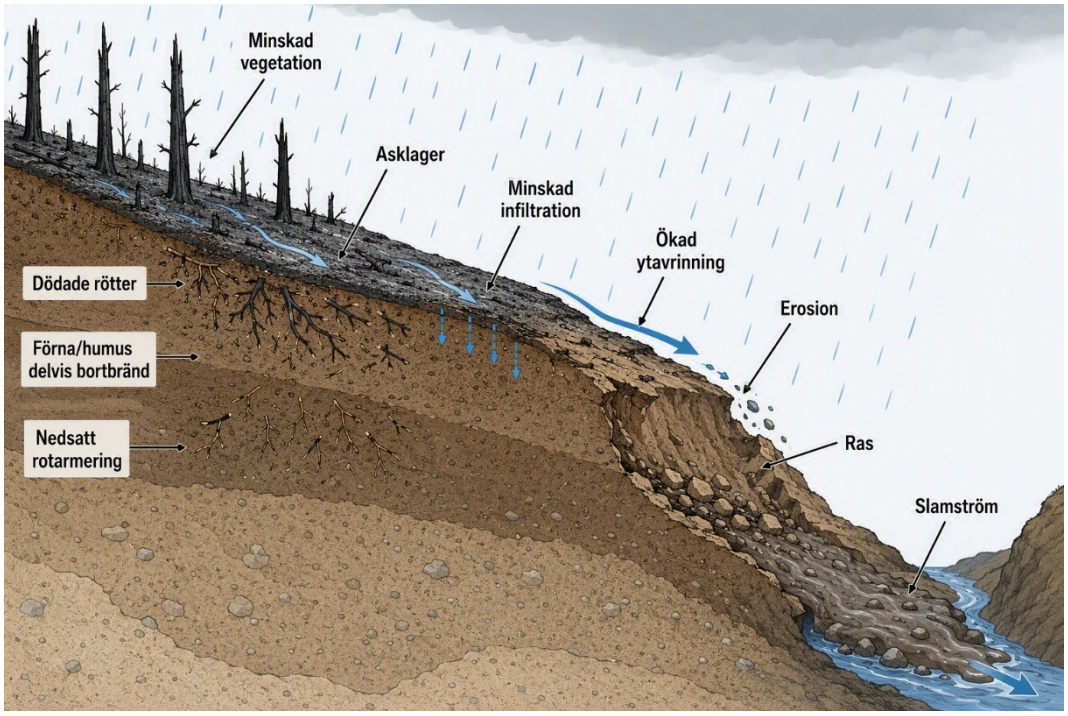
Undersökningar av Li med flera (2024) visade att bränder i buskvegetation ger förändringar i de strukturella, hydrologiska och mekaniska egenskaperna i jorden genom bildandet av grövre jordpartiklar, ökad permeabilitet, ökad grundvattennivå och minskad skjuvhållfasthet. Deras studie visade även att den dominerande orsaken till jordrörelser i sluttningar efter en brand, är minskningen av skjuvhållfastheten på grund av minskat rotsystem (se avsnitt 4.1 rörande bränders inverkan på rotsystem), vilket understryker behovet av effektiv markförvaltning och katastrofförebyggande åtgärder.

Följande, som är hämtat från en artikel av Curran med flera (2006), sammanfattar effekter av skogsbränder på förutsättningar för erosion.

> I en skogsmiljö skyddar träd och markvegetation jordytan och hjälper därmed till att förhindra eller minska yterosion. Vid en skogsbrand förstörs vegetationen helt eller delvis beroende på brandintensiteten. I områden med hög brandintensitet (definition av hög brandintensitet saknas i artikeln) minskar vegetationens upptagande förmåga av nederbörd och det skyddande markvegetationslagret försvinner eller minskar. Denna förändring ökar risken för yterosion vid kraftigt regn eller snabb snösmältning. Uppvärmning av marken vid branden kan förändra jordens struktur och minska innehållet av organiskt material i jorden, vilket ökar förutsättningarna för erosion. Förbränning kan förånga hydrofoba organiska ämnen, som vid exempelvis nederbörd kan röra sig nedför sluttningen och kondensera på kallare underliggande jordlager. Dessa kan skapa vattenavvisande jordar, speciellt i hårt brända områden. Sammantaget orsakar bränder att mer nederbörd når jordytan som kan ha erhållit en minskad vatteninfiltrationskapaciteten. Det slutgiltiga resultatet är både ett ökat ytvattenflöde och erosion. Ytvattenflöden, som också innehåller eroderad jord, kan koncentreras i kanaler, raviner och så småningom bäckar.

Inom branta sluttningar är ett vegetationsskikt viktigt som skydd mot jordrörelser. Erfarenheter visar att jordrörelser inträffar oftare på kala marker än på de som är täckta av vegetation (Breien med flera, 2013; Rengers med flera, 2016; Cannon och DeGraff, 2009; Shakesby och Doerr, 2006; Staley med flera, 2017). Avverkning samt skogsbrand kan därför öka förutsättningarna för blocknedfall,

ras, slamströmmar och snölaviner (ex. Bauerhansl med flera, 2010). Lundmark (1986) visar att avrinningen ökade med mellan 50 och 100 % efter en avverkning men att ökningen avtar med tiden efter avverkningen allt eftersom ny vegetation återetableras. Amerikanska undersökningar visar dock att avrinningen fortfarande är förhöjd 15 till 20 år efter avverkning (ex. Hibbert,1967 och Ma med flera, 2020). Ett forskningsprojekt i norra Sverige (se Kuglerová, 2010) visade att skogsavverkning starkt påverkar vattenbalansen i ett avrinningsområde och att en högre avrinning främst orsakas av lägre evapotranspiration under växtsäsongen samt högre ackumulering av snö och därför en större mängd smält vattenbidrag.



Figur 3. Skogsbrandens påverkan på en brant sluttning. Figuren visar hur minskad vegetation, dödade rötter och asklager kan bidra till minskad infiltration, ökad ytavrinning samt förhöjd risk för erosion, ras och slamströmmar.

Som beskrivits i avsnitt 4.2.4 kan rökgaser vid en skogsbrand bilda ett vaxskikt på jordpartiklarnas ytor, vilket gör marken hydrofob. Det medför att markskiktet blir mer eller mindre vattenavstötande, under en tid efter branden (ex. Shakesby och Doerr, 2006; Delwiche, 2009; Moench och Fusaro, 2012; Nyman med flera, 2014; Rengers med flera, 2020), vilket minskar markens infiltrationskapacitet och ökar risken för kraftig ytavrinning (ex. Delwiche, 2009; Nyman med flera, 2014; Cawson med flera, 2016). Avlägsnandet av vegetationens evapotranspiration medför i sig även en höjning av grundvattenytan. Beroende på brandintensitet, bränslebäddens tjocklek och jordmån skadas eller avlägsnas dessutom rötternas armerande funktion på släntstabiliteten (Schimmel och Granström, 1996) liksom markmikroorganismernas förmåga att utsöndra sammankittande organiskt material som är en viktig faktor för kohesion mellan markpartiklar (Shakesby och Doerr, 2006). Förlusten av rotförstärkning kan pågå i flera år efter skogsbranden, beroende på brandregimen, växternas resistivitet och deras återväxthastighet (De

Graff, 2018). En skogsbrand orsakar en stor mängd avbränd biomassa som dels kan sättas i rörelse vid regn, dels utgöra en kapillär barriär som förhindrar perkolation av regnvatten (ex. Nyman med flera, 2014). Det faktum att episoder av omfattande bränder ofta avslutas med kraftiga åskregn eller intensiv nederbörd, förvärrar situationen ytterligare (Staley med flera, 2017). Öppna områden, så som brandfält, ackumulerar mer snö än skogsklädd terräng samtidigt som snösmältningen går snabbare än i övrig skogsmark. Detta kan leda till högre flöden under våren i vattendrag inom eller nedströms brandhärjade områden.

5.3 Effekter av förändrad infiltration och ytavrinning

Jordens infiltrationsegenskaper förändras efter en skogsbrand, och varierar över tid efter branden (Moody med flera, 2013; Collar med flera, 2023). Infiltrationsegenskaperna beror bland annat på brandens karakteristika (markbrand/kronbrand, intensitet, varaktighet, utbredning, bränsle, väderförhållanden), och storlek samt på förhållanden i avrinningsområdet så som topografi, vegetationstäckning och arter inklusive dessas typ och omfattning av rotsystem (Moody med flera, 2013).

För stabiliteten i en slänt och för risken för erosion innebär en ökad infiltration att jorden får ett större vatteninnehåll, vilket kan minska dess hållfasthet och öka förutsättningar för ras. En minskad infiltration ger en ökad ytavrinning och därmed en ökad förutsättning för erosion.

Vegetation kan minska förmågan hos rinnande vatten att riva loss och transportera partiklar både genom sin uppbromsande effekt på vattenströmmen och sin skyddande effekt av markytan. Vegetation minskar avrinningshastigheten på grund av plantans friktion mot det rinnande vattnet. Både Styczen och Morgan (1995) och Coppin och Richards (1990) beskriver hur avrinningshastigheten (flödeshastigheten) är relaterad till råheten enligt kanalströmningsläran, det vill säga beräkningar av vattnets strömning i exempelvis en kanal. En tät vegetation kan dessutom fånga upp material som eroderats loss högre upp i slänten och förhindra uppsprickning av markytan. Utan vegetation blir jorden mer exponerad och torkar därför ut snabbare (ökad avdunstningshastighet). Om markytan är torr sker avrinningen huvudsakligen ovanpå markytan och ytvattnet kan få hög hastighet. Vatten med hög hastighet kan erodera jordpartiklarna. Det innebär också att jorden oftare och mer intensivt, utsätts för de fallande vattendropparnas eroderande förmåga

Enligt Styczen och Morgan (1995) ger hög biologisk aktivitet, rottrådar och organiskt material ett kontinuerligt porsystem med hög permeabilitet (genomsläpplighet) i jordmassan, vilket medför att växtlighet ökar infiltration av vatten. Avrinningsmängden vid regn är i storleksordningen 10–20 % av nederbörden i ett vegetationsbeklätt område men ökar till 30–40 % i områden under uppodling och till 60–70 % i ett urbaniserat område (Coppin och Richards, 1990). Gräsytor ger ett likformigt spridnings-mönster av regnvatten över ytan, medan träd kan ge upphov till ett mer koncentrerat droppande från lövverket (Coppin och Richards, 1990).

Undersökningar av Ma med flera (2020) av inträffade skogsbränder i Kaliforniens Sierra Nevada under perioden 1985–2017, visade att bränderna minskade

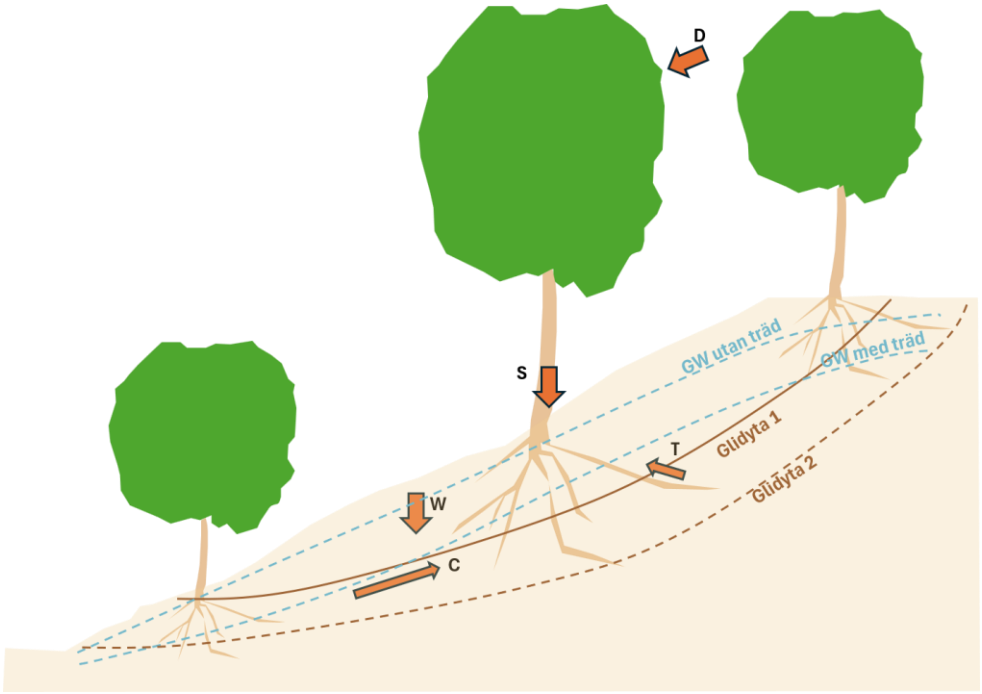
vegetationens evapotranspiration med i genomsnitt 36 % under det första året efter branden, och 23 % under de första 15 åren efter branden. Minskningen av avdunstning ökade med brandens svårighetsgrad och biomassan av växtlighet före branden. Täta, medelhöga städsegröna skogar uppvisade den största minskningen av avdunstning efter skogsbränder, enligt Ma med flera (2020). I Sverige saknas liknande studier. Lundmark (1986) visar dock att avrinningen ökade med mellan 50 och 100 % efter en föryngringsavverkning men att ökningen avtar med tiden efter avverkningen allt eftersom ny vegetation återetableras. Amerikanska undersökningar visar dock att avrinningen fortfarande är förhöjd 15 till 20 år efter avverkning (Hibbert,1967 och Ma med flera, 2020).

Det finns dock undersökningar som visar att effekten av skogsbränder på avdunstning (evapotranspiration) såväl ökar, minskar som inte ha någon påvisbar effekt alls beroende bland annat på var i landskapet branden sker och typ av vegetation som påverkats av brand (Collar med flera, 2023).

5.4 Effekter på markstabilitet av dödade rottrådar

Alla växter producerar en matta av ytliga rötter, vars funktion är att ta upp näringsämnen från de näringsrika ytliga jordlagren. Dessutom kan växten ha djupare rötter som fungerar som förankring, näringsförråd och för vattenupptag (Coppin och Richards, 1990). Träd kan ha olika typer av rötter (laterala, vertikala, sluttande med flera), men rotutvecklingen är artspecifik och styrs huvudsakligen av utrymme och tillgången på vatten, syre och näringsämnen (Gasson och Cutler, 1990).

Rotsystem i jorden bidrar till en hållfasthetsökning i jorden, dels genom att jorden binds samman, dels genom att rottrådar motverkar skjuvning längs en glidyta, se Figur 4. Hållfasthetsökningen på grund av vegetationen beror av rötternas mängd, draghållfasthet, förhållande mellan rotlängd och rotdiameter, friktion på rötternas yta, rötternas rakhet samt orientering av rötterna i förhållande till jordens huvudspänningar (Coppin och Richards, 1990; Cohen och Schwarz, 2017). Gräs, små buskar och ärtväxter kan ge en tydlig förstärkningseffekt ner till 0,75–1,5 meters djup medan träd ger djupare effekt och kan öka hållfastheten till 3 meters djup eller mer, beroende på rotmorfologin och växtart (Styczen och Morgan, 1995).



Figur 4. Krafter som verkar i en sluttning. Glidyta 1 påverkas av rötterna medan glidyta 2 inte gör det. S= vikt träd, W= vikt jord, D=vindkraft, T=dragkraft i rot, C=skjuvhållfasthet i jord

Det är klarlagt att alla rötter, från såväl gräs, buskar som träd, har betydelse för ytjordens sammantagna hållfasthet (Kumar med flera, 2021). Coppin och Richards (1990) och Wu med flera (1979) beskriver ett sätt att översiktligt bedöma effekten av rötters bidrag till stabiliteten i en sluttning. Bidraget, kallat kohesion, beräknas genom att mäta totala ytan i glidzonen som är täckt av rötter och bestämma rottrådarnas draghållfasthet i laboratorium. Flera mätningar har gjorts av rötters draghållfasthet och Gray och Sotir (1996) menar att denna vanligen ligger mellan 10 000 och 40 000 kN/m^2, samt att buskars och träds rötter har liknande värden på draghållfastheten. Rötters bidrag till hållfastheten i jorden är dock betydligt lägre och undersökningar av samma författare visade en ökning mellan 4 och 15 kPa per kg/m^3 biomassa.

Intressant att notera är att Schmidt med flera (2001) undersökte över 1000 rötters bidrag till hållfastheten i olika vegetationsområden; kalhyggen, planterad skog (34–123 år gammal) och naturlig skog (> 200 år gammal). Studien omfattade branta områden där jordrörelser är vanliga. En klar skillnad mellan värdena i de olika vegetationsområdena konstaterades. För kalhyggen uppmättes värden under 10 kPa medan värdena för vissa rötter översteg 100 kPa i skogsområden som inte påverkats av skogsbruksåtgärder.

I en annan studie av förekomst av enskilda rötter i 41 lokaler (barrskog, lövskog och undervegetation) visar (Schmidt med flera, 2001) att kohesionen är mellan 3 och 4 gånger högre för rötter i naturlig skog än i planterad skog och på kalhyggen. I det undersökta området bestod trädskiktet av douglasgran (*Pseudotsuga menziesii*), jättehemlock (*Tsuga heterophylla*), jättelönn (*Acer macrophyllum*), rödal (*Alnus rubra*) och vinlönn (*Acer circinatum*). En naturlig skog (i refererad studie angett som > 200 år) har både fler rötter med liten diameter per ytenhet, och fler rötter med maximal diameter per ytenhet, i jämförelse med brukad skog. I

samma studie påvisas att enbart rötter med 1 mm diameter, i områden som inte påverkats av skogsbruksåtgärder, ger mellan 1 och 7 kPa lateral kohesion, medan rötter upp till 10 mm i diameter behövs i planterad skog och kalhyggen för att uppnå motsvarande 1 kPa. Draghållfasthet för rötter i en avverkad skog kan in många fall likställas med förhållandena i en bränd skog.

Effekten av skogsbränder på rottrådar visar i flera studier en distinktion mellan rötter med diameter större eller mindre än två millimeter. Rötter med en diameter större än två millimeter kräver högintensiva bränder för att skadas (Lei med flera, 2022), men rötter med mindre diameter än 2 millimeter är de som bidrar mest till den mekaniska armeringseffekten av jorden. Tunna rötter dör redan vid låg intensitet (Cohen och Schwarz, 2017).

5.5 Effekt av tiden efter en brand

Efter en skogsbrand dör med tiden skadade rötter men allt eftersom ny vegetation etableras utvecklas nya rotsystem. Enligt flera studier (Schmidt med flera, 2001; Jackson och Roering, 2009) når rotstyrkan sitt minimum 8–12 år efter att träden har dött (studerade arter framgår av texten tidigare i detta avsnitt).

I Tabell 1 visas ett exempel på hur markens förutsättningar kan förändras över tid efter en skogsbrand (efter Lei med flera, 2022). Antalet rötter och deras draghållfasthet minskar kontinuerligt under de första två åren, medan jordens hydrauliska konduktivitet ökar och hydrofobiciteten minskar. Studien genomfördes i ett subalpint barrskogsområde i Kina och det bör poängteras att nedbrytningen av rötter är beroende av art och klimatzon.

Tabell 1 Exempel på hur markens förutsättningar förändras över tid efter en skogsbrand. Från Lei med flera, 2022).

	2 månader	1 år	2 år
Antal rötter	minskar	minskar	minskar
Rötternas draghållfasthet	minskar	minskar	minskar
Jordens hydrofobitet	ökar	minskar	samma som före brand
Hydraulisk konduktivitet	minskar	ökar	ökar

I följande avsnitt beskrivs förändringar som sker indelat på kort (några år) och lång (flera år) sikt efter en brand.

5.5.1 Kort sikt

Gerber (2004) studerade effekter på jordrörelser efter tre skogsbränder i Oregons kustlandskap. De fann att rötternas draghållfasthet minskade snabbt under det första året efter branden, och att rötter med liten diameter förlorade sin styrka snabbare än grövre rötter. Författaren menar att minskningen är liknande den efter en skogsavverkning, men då skogsbränder ofta även bränner av buskar och undervegetation, innebär det en större förlust av rottrådar.

Robichaud och Elliot (2006) menar att erosionen under det första året efter en skogsbrand kan vara upp till tre gånger större än erosionen i orörda skogar och att erosionshastigheter efter brand generellt minskar med en storleksordning för varje år efter branden.

Enligt Curran med flera (2006) är storskalig erosion och översvämningar troligast under intensiva sommar- eller höståskväder under det året som det tidigare har varit en brand, eller under intensiva sommarstormar som följer efter torka under efterföljande somrar. Författarna har undersökt förhållanden i bergiga områden i British Columbia. Förutsägelse av dessa nederbördshändelser som ofta styr erosion efter skogsbränder är, enligt författarna, svår eftersom de är sällsynta, varierar mycket i allvarlighetsgrad och generellt förekommer lokalt. Intensiv nederbörd under det första året efter en brand kan leda till storskalig erosion, särskilt om det föregås av en torrperiod. Faran kvarstår under följande år men mildras över tid av naturlig återväxt och gradvis försvagning av de hydrofoba beläggningarna på markpartiklarna. Vattenavvisande beteende kommer initialt att finnas varje sommar tills de drabbade jordarna gradvis blöts igen, vilket normalt sker under höstregn eller under snötäcket. Denna process varar vanligtvis bara några år i deras områden.

Erfarenheter från Medelhavsområdet visar att de första 4–6 månaderna efter en skogsbrand är kritiska med avseende uppkomst av yterosion. Intervallet bedöms härröra från årstidernas klimat, det vill säga att skogsbränderna sker under högsommaren och att intensiva regnperioder främst sker under höst och vinter. Effekten förstärks av att vegetationen inte hinner återetablera sig innan regnperioderna börjar (Lourenco med flera, 2012; Andreu med flera, 2001; Araújo Santos med flera, 2020). Samma mönster har observerats i Colorado, men där sommarens åskregn gav störst yterosion och endast lite erosion orsakades av ytavrinning från vinterns snösmältning (Delwiche, 2009).

Markens motståndskraft mot jordrörelser (på grund av nederbörd) omedelbart efter brand varierar dessutom med skogsbrandens karakteristika. Studier visar exempelvis att kronbrand tillför nytt, delvis förbränt organiskt material till markytan, vilket på kort sikt kan agera som erosionsskydd, i kombination med att rötterna initialt förblir intakta (Zavala med flera, 2014). Över tid försvinner dock den positiva effekten från rötterna till följd av att träden dör. Förekomsten av aska kan temporärt både öka och minska ytavrinning och erosion, beroende på asklagrets tjocklek och egenskaper (Bodí med flera, 2011). Generellt anses askan bidra med ett hydrofilt skikt, vilket minskar markinfiltrationen (Kinner och Moody, 2010) och agerar erosionshämmande, dock bara under första och/eller andra nederbördstillfället (Delwiche, 2009). Det finns dock exempel där askan i stället agerat hydrofobt (Bodí med flera, 2011). Effekten av ett initialt asktäcke är dock kortvarig i jämförelse med markens hydrofoba ytskikt (Ramirez med flera, 2024), se avsnitt 4.2.4.

Även slänternas lutning i förhållande till vädersträck, har konstaterats påverka erosionshastigheten omedelbart efter brand, med mer erosion i slänter som sluttar åt söder jämfört med mot norr. Detta härrör sig från ett torrare lokalklimat i söderslänter, vilket kan innebära glesare växtlighet innan branden, därmed mindre organiskt material efter branden. Den högre avdunstningen efter en brand har också betydelse (Andreu med flera, 2001).

Vid experiment med olika brandintensiteter för siltig sand framgår det att jordens naturliga friktionsvinkel är opåverkad av såväl brandintensitet som tiden efter branden, medan kohesionen minskar över tid efter brandtillfället (Ramirez med flera, 2024). Detta eftersom kohesionen påverkas av rötternas minskade biomassa vid en brand, och effekten av minskande kohesionen förstärks således med ökande brandintensitet (Ramirez med flera, 2024; Peduto med flera, 2022).

Avseende den mättade permeabilitet, minskar värdet initialt efter brand och är lägre än för obränd jord (Ramirez med flera, 2024; Lei med flera, 2022). Detta betyder att ytjorden initialt har sämre infiltrationsförmåga. På grund av nedbrytningstiden av rötternas biomassa, och de hålrum som skapas av dessa över tid, har den brända jorden 6 månader efter skogsbrand noterbart högre mättad hydraulisk konduktivitet än obrända marker (Ramirez med flera, 2024; Lei med flera, 2022). Vid avslutningen av en tvåårig studie, pågick fortsatt nedbrytning av rötter, därmed med fortsatt ökning av den hydrauliska konduktiviteten (Lei med flera, 2022).

5.5.2 Lång sikt

Beroende på brandens och områdets förutsättningar, kan en störning av ekosystemet pågå i upp till 10 år (Araújo Santos med flera, 2020), men variationen är stor. Exempelvis visar en studie av bokskog (*Fagus sylvatica*) i södra Alperna att återhämtning börjar efter 25 år (Gehring med flera, 2019), medan brandhärjade slänter i lösa jordar i Colorado återgick till ursprunglig erosionstakt efter fem till åtta år (Delwiche, 2009). Flera studier (Gehring med flera, 2019) visar att rotsystemen bryts ned under de första 10 åren efter skogsbrand i bokskog, och 10 till 15 år för gran (*Picea abies*) respektive tall (*Pinus sylvestris*). Typen av skogsbruk bidrar också, där en studie från Oregon Coast Range visar att rotdiametern och den laterala rot-kohesionen för hundraårig planterad skog är mer lik tio-åriga kalhyggen än skogsområden opåverkade av skogsbruksåtgärder (Schmidt med flera, 2001). Däri tillkommer även att själva återväxten av nya träd är starkt sammanbundet med brandens intensitet, eftersom en medelintensiv brand exempelvis förbättrar ljusinsläpp genom trädkronorna, medan en högintensiv brand försvårar fröetablering och andra arter etablerar sig temporärt (Gehring med flera, 2019).

6 Metodik för identifiering av sluttningar känsliga för skogsbrand

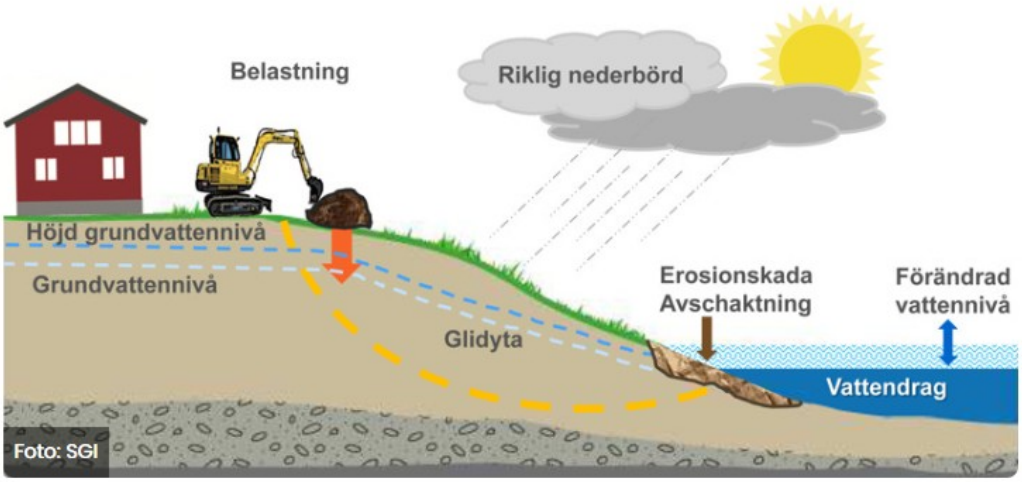
Förutsättningar för jordrörelser beror främst på jordart, lutning, grundvatten och avrinningsförhållanden. I detta kapitel beskrivs hur man kan bedöma vilka områden som har förutsättningar för jordrörelser i händelse av att markvegetationen försvinner och avrinningsförhållanden förändras.

6.1 Inledning

Skred och ras är brott som uppstår längs ett svaghetsplan (en så kallad glidyta) i jorden, se Figur 5. Längs svaghetsplanet verkar krafter som antingen är pådrivande och mothållande. Innan skredet är dessa krafter i jämvikt men om jämvikten rubbas så att de pådrivande krafterna blir större än de mothållande, sker ett skred eller ett ras. Jämvikten kan exempelvis rubbas genom ökad belastning ovan släntkrön, minskad motvikt vid släntfot, minskad hållfasthet i jorden eller vid högre grundvattennivåer.

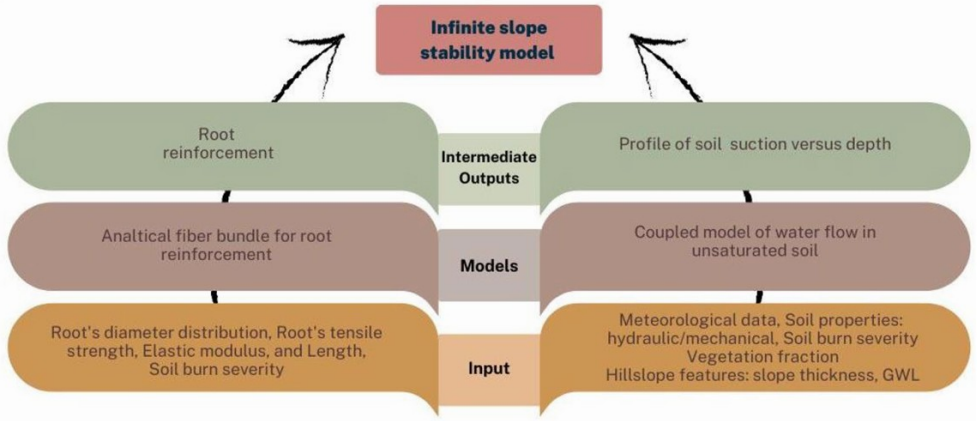
Den viktigaste mothållande kraften utgörs av jordens hållfasthet, i detta fall skjuvhållfastheten. Skjuvhållfastheten är en funktion av jordens interna friktionsvinkel och grundvattentryck men även bidrag av hållfastheten från rötter (Rankka, 2003). Torra jordar har generellt negativt porvattentryck, vilket tenderar att öka skjuvhållfastheten (Rahardjo med flera, 2005) och ger stabila sluttningar, medan infiltration av regn eller snösmältning kan ge jordar nära mättnad med låg skjuvhållfasthet (Gabet och Mudd, 2006; Germer och Braun, 2011). Rötter ökar generellt sammanhållning mellan jordpartiklar och bidrar på så sätt till skjuvhållfasthet och därmed stabilitet.

I syfte att bedöma om en slänt är stabil eller inte görs beräkningar med hjälp av olika beräkningsmodeller. Modellerna kan vara analytiska eller numeriska och de kräver alla olika förenklingar och antaganden. Exempelvis behöver olika form och djup för glidytan analyseras och känslighetsanalyser av grundvattennivåer utföras.



Figur 5. Skred längs en glidyta. Bild: SGI.

Abdhollahi med flera (2023) visar schematiskt, se Figur 6, vilka förhållanden som påverkar stabiliteten längs ytliga glidytor i branta slänter och modeller som kan användas för att bedöma effekter av skogsbrand.



Figur 6. Flödesschema för föreslagen modell för att utvärdera risken för ytliga jordskred efter skogsbränder.

6.2 Beräkningsmodeller

I de flesta beräkningsmodeller för att bedöma stabiliteten används antaganden om plana glidytor för att kunna uppskatta rörelser i långa, branta sluttningar exempelvis Springman med flera (2003), Escobar-Wolf med flera (2021) och Abdollahi med flera (2023). Detta beror på det ringa djupet för den kritiska brottytan i förhållande till längden på den samma (Springman med flera, 2003).

Vid översiktlig bedömning av moränslänters stabilitet i Sverige används vanligen modellen för plana glidytor med antagande att jordens skjuvhållfasthet inte påverkas av negativa portryck och av växterna, se exempelvis Rankka och Fallsvik (2005). Ett förslag på bedömning av effekten från en ökad skjuvhållfasthet på grund av rötter genom glidytan, vindlast på träd, tyngd av träd och negativa portryck ges bland annat av Rankka (2003) baserat på Coppin och Richards (1990). I kartvisningstjänsten Ras, skred och erosion (www.sgi.se) visas områden i Sverige där skogsbruk och exploatering kan orsaka erosion, ras och slamströmmar. Underlaget är framtaget av Lundström med flera (2016) och bygger bland annat på teorin om plana glidytor. Det tar dock inte hänsyn till effekter av vegetation, utan enbart topografiska och geotekniska förutsättningar.

Flera beräkningsmodeller finns framtagna för att, med hjälp av modellen för plana glidytor, bedöma stabiliteten i branta sluttningar med hänsyn till nederbörd, infiltration och vegetation, exempelvis SHALSTAB (Dietrich och Montgomery, 1998), PISA-m (Escobar-Wolf med flera, 2021, Koch med flera, 2025), TRIGRS (Baum med flera, 2002), SLIP model (Montrasio och Valentino, 2008). Abdollahi med flera (2023) beskriver också en modell med plana glidytor som tar hänsyn till föregående förhållanden för jord- och vegetationstäcke, förändringar orsakade av skogsbrand på transpiration och rotförstärkning samt tidsvarierande infiltrationshastigheter. I de undersökta fallen visades att skogsbränder kunde minska säkerheten mot skred (kallad säkerhetsfaktor) med 25%.

Dietrich med flera (1998) beskriver en modell, kallad SHALSTAB, för att översiktligt bedöma stabiliteten i ett område. Modellen bygger på digitala höjddata, teorin för plana glidytor och en enkel hydrologisk modell. Den hydrologiska modellen bygger på antagandet att all nederbörden i ett avrinningsområde rinner ner i marken och där rör sig genom jordlagren ut ur området.

Med hjälp av den enklaste varianten av modellen kan man exempelvis sortera ut områden som är instabila för olika djup till grundvattenytan (i förhållanden till glidytans djup) enligt följande.

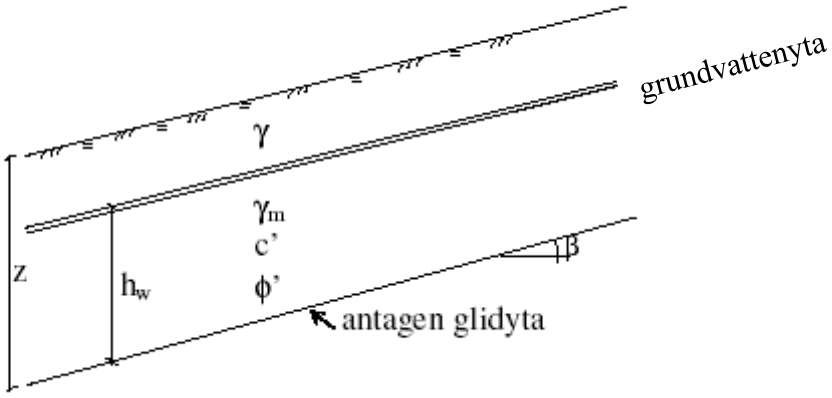
Modellen för plana glidytor med antagande om att inre kohesionen, c´=0, ger att säkerhetsfaktorn med ras kan uttryckas som (parametrar enligt Figur 7):

$$F = \frac{(\rho \cdot g \cdot z - \rho_w \cdot g \cdot h_w) \cdot tan\theta}{\rho \cdot g \cdot z \cdot tan\beta \cdot}$$

Genom att sätta säkerhetsfaktor F=1 kan man förenkla uttrycket så att

$$\frac{h_w}{z} = (1 - \frac{tan\beta}{tan\theta}) \cdot \frac{\rho}{\rho_w}$$

Vid en antagen kvot h/z och en inre friktionsvinkel kan man baserat på en digital höjdmodell sortera ut sluttningar med översiktliga förutsättningar för ras. Ett exempel på detta visas i Figur 8.



$\rho\rho = densitet\ jord, \rho_w = densitet\ vatten,\ g = gravitation, \theta = jordens\ friktionsvinkel$

Figur 7. Parametrar vid beräkning av en plan glidyta.

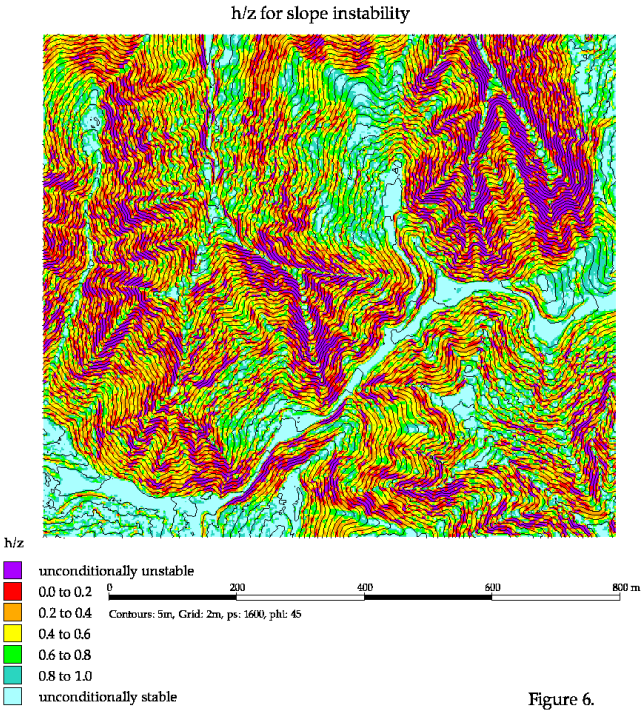


Figure 6.

Figur 8. Instabila områden oberoende av värdet på kvoten h/z (lila), värden på kvoten h/z som ger områden som är på gränsen till instabila och stabila områden oberoende av värdet på kvoten (ljusblå). Efter Dietrich och Montgomery (1998).

PISA-m använder teorin om plana glidytor, en digital höjdmodell (DEM), uppgifter om skogstäckning (från lidar-inventering) och en jordartskarta, för att bedöma områden där säkerhetsfaktorn är mindre än eller lika med ett (Koch med flera, 2025). Modellen har en möjlighet att översiktligt ta hänsyn till stabiliserande inverkan av trädrötter och destabiliserande inverkan av trädens tyngd. I områden som drabbats av skogsbrand skulle förändringen av antal rötters och tyngd av träd, kunna modelleras.

TRIGRS kombinerar modeller för infiltration av ytvatten och grundvattenflöde för att bedöma intensiva nederbördstillfällens effekter på sluttningars stabilitet över stora områden (Baum med flera, 2002). Stabiliteten använder plana glidytor utan effekter av vegetation. Modellen är känslig för indata vad gäller förhållanden och egenskaper vid starten av nederbördstillfället varför den inte är så lämplig för översiktliga analyser.

SLIP-model är avsedd för beräkningar av tunna glidytor i mycket branta sluttningar där undertryck i jorden, på grund av kapillära krafter, starkt bidrar till att slänten inte har rasat (Montrasio och Valentino, 2008). Modellen kräver att egenskaper för jorden (så som densitet, porositet, mättnadsgrad och skjuvhållfasthet) antingen bestäms eller uppskattas. Dessutom behöver olika nederbördsscenarier modelleras.

6.3 Geotekniska egenskaper

Vid stabilitetsberäkningar och bedömningar krävs kännedom om jordlagrens geotekniska egenskaper. Geotekniska egenskaper så som jordens tunghet (densitet), hållfasthet (friktionsvinkel), i jorden förekommande porer (portal) och

vattenkvot för grovkorniga och blandkorniga jordar är generellt svåra att bestämma. Detta eftersom det är svårt och kostsamt att ta upp ostörda prover i friktionsjordar. Därför görs bedömningar av egenskaperna huvudsakligen genom empiriska relationer baserat på fältundersökningar (Dehlbom med flera, 2023). Med empiriska relationer avses indirekta metoder för bestämning av egenskaper baserat på erfarenheter och tester. Den laboratorieutrustning som används i de flesta geotekniska laboratorier, för att bestämma skjuvhållfasthet, är dessutom inte anpassad för grova fraktioner (kornstorlek över 20 mm).

Under de senare åren har flera nya metoder för provtagning av friktionsjordar tagits fram. Översiktlig beskrivning av flera av dessa och vilka erfarenheter som finns från användning av metoderna huvudsakligen i Sverige, men även i utlandet, ges av Dehlbom med flera (2023).

För att bestämma jordlagrens tekniska egenskaper i en friktionsjord krävs förutom fältundersökningar (exempelvis sondering, grundvattenmätningar och provtagning) även laboratorieförsök. Jordens hållfasthet kan bestämmas med triaxialförsök kompletterat med skjuvförsök (Westerberg med flera, 2012). Dessa metoder är dock avancerade och resurskrävande samt förutsätter expertkunskaper, som få i Sverige har idag. Hållfastheten varierar mellan olika jordtyper och huvudsakligen är det kornstorlek (och fördelningen mellan dessa), kornens egenskaper (form, mineral), lagringstäthet (hur tätt kornen ligger), densitet och omgivande tryck som styr storleken (exempelvis Larsson, 1989; Bolton, 1986, Bareither m.fl, 2008).

Möjligheter att kalibrera en undersökningsmetod i fält mot resultaten av triaxialförsök bör studeras vidare, exempelvis har goda relationer erhållits för CPT (Cone Penetration Test) på sand (Robertson, 2010). Lebourg m.fl (2004) har föreslagit ett samband mellan friktionsvinkel och kornens formfaktorer (råhet och dimensioner) för moräner, vilket också bör studeras ytterligare. Dock är formfaktorer något som vanligen inte undersöks i geotekniska laboratorium. Friktionsvinkeln ökar med ökande kornstorlek (ex. Ai med flera, 2021; Li med flera 2022; Gong med flera, 2021). För friktionsjord som huvudsakligen har stora kornstorlekar (grus, sten) bör skaleffekter mellan resultat från laboratorieförsök och beteendet i fält beaktas (Li med flera, 2022; Ai med flera, 2021; Seif El Dine med flera, 2010).

7 Effekter av skogsbrand på plantetablering efter brand

Ekologisk resiliens hos ett växtsamhälle definieras av många som växtsamhällets förmåga att stå emot eller återhämta sig efter störning, alternativt omforma växtsamhället efter störningar, genom en rad mekanismer (Falk med flera, 2019) Skogsbrand är en sådan störning och motståndskraft mot brand kännetecknas av förmåga att överleva och att växtindivider därmed kan fortsätta att växa och reproducera sig. I de fall vegetation dödas av en brand kan ändå förmåga till återhämtning finnas genom att frön eller rötter från moderplantor finns kvar och kan gro och på så sätt leda till återhämtning av växtsamhället (Falk med flera, 2022). I båda dessa exempel, det vill säga att växterna ovan jord överlever eller att rötterna eller fröna från det tidigare växtsamhället överlever, kommer växtsamhället som återetableras att likna det som fanns ursprungligen.

I det fall det tidigare växtsamhället inte kan stå emot eller återhämta sig, exempelvis på grund av känsliga arter eller en mycket hård brand eller brand över stora sammanhängande arealer, kommer ett nytt växtsamhälle att etableras (Beisner med flera, 2003). Beroende på bland annat om störningarna fortsätter och om konkurrensförhållanden råder, kan det nyetablerade växtsamhället vara tillfälligt eller permanent. Ett exempel på etablering av ett nytt växtsamhälle kan vara det kraftiga lövuppslaget efter branden i Västmanland 2014 (författarnas iakttagelse). Ett annat är omvandlingen av skogsmark till busk- eller gräsmarker efter stora bränder. Denna process lyfts alltmer som ett resultat av skogsbrand och ett varmare och torrare klimat. (se exempelvis Coop med flera. 2020; Davis med flera. 2023). Tätt återkommande bränder, liksom brand i unga bestånd, riskerar också förändringar av vegetationen eftersom fröbanken utarmas (Davis med flera. 2023).

7.1 Trädarters förmåga att överleva en brand

Generella faktorer som styr trädarters förmåga att överleva en brand är barktjocklek (ex *Pinus Sylvestri*s), trädstorlek eller trädålder (vilket påverkar storlek och barktjocklek), brandintensitet och brandhastighet. Sistnämnda två faktorer styr i sin tur hur mycket av trädets ovanjordiska delar som skadas, samt hur djupt branden inverkar på marken och därmed på rotsystemet (Ahrens, 2025).

Tallskog (*Pinus Sylvestris*) i en ålder mellan 20 och 40 år, klarar generellt av att stå emot lågintensiva bränder i bottenskiktet, då tallar har utvecklat en tjock skyddande bark och fröna bibehåller sin vitalitet även om de förkolnar något (Kolström och Kellomäki, 1993). Gran- och björkskog är emellertid betydligt känsligare för brand då barken är tunn och rotsystemet ytligt. Där kan motsvarande lågintensiva brand ge upphov till dödliga skador oavsett beståndsålder (Kohlström och Kellomäki, 1993).

En studie av eukalyptus, medelhavstall (*Pinus pinaster*) samt ek (*Quercus robur*) i nordvästra Spanien visade att eken som var inhemsk, stod emot brand mycket bättre än tall och eukalyptus (Cruz med flera, 2024). Inverkan av skogsbrand i rena bokbestånd (*Fagus sylvatica*) har även studerats i sydvästra alperna (Maringer med flera, 2016). Bokskog bedöms i den studien som känslig för

skogsbrand där brand av hög intensitet ledde till avdödande av träd oavsett storlek. Vid en medelintensiv brand hade träd med en diameter över 36 cm en större chans att klara sig medan träd under denna diameter riskerade att dö. Dock stimulerade låg och medelintensiv brand frögroning och plantuppslag.

Skogsbrand kan även medföra ett latent avdödade av skog som initialt bedömts ha klarat sig. Bizzari med flera (2025) analyserade 16 studier av skogsbrand i barrskog i Europa, Nord Amerika och Asien, vilka selekterades fram från ursprungligen 2294 artiklar. Multipla skador och förändringar som påverkade vattenupptag och/eller vattentransport, näringsupptag och kolallokering, visade sig bidra till stress som i sin tur ökade känsligheten för sekundära biotiska eller abiotiska faktorer som skadeinsekter, torka eller storm (Bizzari med flera, 2025).

7.2 Frögroning och skottuppslag

Även om träd och annan vegetation bränns ned kan de överleva brand genom att frön överlever och gror och vissa arter kräver brand för att stimulera frögroning. Exempelvis stimuleras bokfröns groning av en medelintensiv eld (Maringer med flera, 2016). För arter som bildar rotskott kan brand även stimulera till skottuppslag (se exempelvis Government of Canada, 2025). Vid ytomfattande och intensiva bränder riskerar även fröbanken samt rotsystem i marken att dödas av. I de fallen blir vindspridning av olika arter centralt för återetableringen. Vindspridningen beror av art men även trädens lokalisering i landskapet och förhärskande vindriktning i relation till det. Exempelvis visar studier av björk (*Betula* spp.) att fröna, beroende på trädstorlek och lokalisering, kan flyga från ca 30 meter och upp emot 400 meter (Tiebel med flera, 2020; Liu och Evans, 2021). Andra pionjärarter i boreal skog, som är ljuskrävande och etableras snabbt med hjälp av fröspridning efter en större störning som exempelvis brand, är videarter (S*alix* spp.), asp (*Populus* spp.), klibb- och gråal (*Alnus* spp) och rönn (*Sorbus aucuparia)* (Tiebel med flera, 2018).

Det faktum att marken kan bli svart av sot och aska efter brand, samt att trädens skugga försvinner gör att marken kan bli varmare och därmed torrare än normalt, vilket i sin tur kan få negativ inverkan på frögroning (Ibáñez med flera, 2024). Den positiva inverkan av skuggande träd på frögroning och skottuppslag var tydligt i studier av brandområdet i Västmanland 2014 (Gustafsson med flera 2021). Skott av piprör (*Calamagrostis arundinacea*) och örnbräken (*Ptilidium aquilinium*) började etableras bara några veckor efter branden, även på de hårdast brända områdena. Två år efter branden återfanns mjölkört (*Chamaenerion angustifolium*), hallon (*Rubus idaeus*), kruståtel (*Deschampsia flexuosa*), ljung (*Calluna vulgaris*) samt bärris. Upparbetande av virke efter branden visade sig ha inverkan på efterföljande uppslag av träd. I områden som brunnit med lågintensiv brand och där virke upparbetats, bestod uppslaget av löv per hektar 2 år efter branden av cirka 5700 björkar (*Betula sp*), 3600 aspar (*Populus tremula*) och 2600 av sälgar (*Salix caprea*), samt cirka 740 tallar. Uppslaget av vegetation var betydligt högre i de områden där mogen skog brunnit samt lämnats för reservat. I dessa områden noterades mellan 12 000 och 16 000 plantor asp per ha, 4000–6000 sälgplantor och mellan 0 och 7000 för björk, samt cirka 8000 tallplantor per hektar.

Kelly med flera (2025) noterar också en betydligt lägre etablering av såväl lavar och mossor som kärlväxter fyra år efter branden i Ljusdalsområdet 2018, i områden som brunnit hårt och där virket upparbetats jämfört med områden som inte brunnit eller brunnit med lägre intensitet. Avsaknaden av skugga i de upparbetade områdena gav sommartemperaturer i markytan på närmare 30 grader jämfört med cirka 17 grader i de bestånd där träd lämnats kvar.

Återkolonisering av markvegetation och träd efter större bränder i schweiziska alperna har följts på olika altituder, där gran fanns på lägre altitud och tall samt lärk på högre. Direkt efter brand etablerades björk, asp och sälg (pionjärarter) på nordsluttningarna för att efter 10 år ha en stamtätheten på över 10 000 stammar/hektar. Ek och gran dominerade på sydsluttning och där var etableringen lägre än 1000 stammar/hektar efter 10 år. Återetablering av skog med syfte att skydda mot erosion och ras är centralt i området (Wohlgemuth med flera, 2024).

8 Skogsbruksåtgärder efter brand med negativ markpåverkan

Efter en skogsbrand i produktionsskog finns ofta ett intresse av att upparbeta och köra ut det virke som har blivit brandskadat med syfte att ta till vara delar av värdet samt förhindra andra typer av skadeutbrott när skadad skog dör. Exempelvis kan det handla om att förhindra angrepp av barkborre. Att upparbeta virket underlättar även återplantering.

8.1 Körning

I samband med akuta händelser är det risk för att skogsbruksåtgärderna utförs utan direkt planering (författarnas observationer). Detta kan leda till ökad fara för markskador, och dessutom begränsar skogsbränder ofta mängden ris som finns tillgängligt att köra på. Körskador har identifierats som en central faktor vid utlösning av erosion, ras och slamströmmar i instabila områden (exempelvis Skogsstyrelsen 2021:9).

8.2 Upparbetningen av virke

Studier genomförda för svenska förhållanden, dels efter den stora branden i Västmanland 2014, dels efter branden i Ljusdalsområdet 2018, visar att huggning och upparbetande av virke efter en brand, leder till en långsammare återetablering av träd (Gustafsson, med flera, 2021; Kelly med flera, 2025). Liknande resultat erhölls efter studier av en skogsbrand i Estland och rekommendationen efter denna var att behålla en viss andel träd för beskuggning för att förbättra återetableringen av tall (Parro med flera, 2015).

Som redogjorts för i tidigare avsnitt så är vegetation och rotsystem av central betydelse för en slänts stabilitet. Åtgärder som inverkar negativt på vegetationsutvecklingen inverkar således även negativt på släntstabiliteten.

9 Åtgärder för att förhindra jordrörelser efter en skogsbrand

I detta kapitel ges en översiktlig beskrivning av några av de metoder som förekommer i litteraturen för att förebygga erosion efter skogsbränder och erfarenheter från dessa.

9.1 Inledning

De metoder som ofta beskrivs är erosionsbarriärer (olika typer av hinder för vatten och sediment), täckande metoder (spridning av olika typer av växtmaterial på markytan, så kallad mulching) och bortledning av ytvatten. Det är samma metoder som används för att förhindra erosion på sluttningar som inte påverkats av brand.

Åtgärder för att förhindra jordrörelser efter släckning kan kategoriseras i; (i) akut stabilisering under 0–1 år, (ii) rehabilitering under 0–3 år, samt (iii) därefter återställning av skog (Robichaud, 2009). I studier från USA lyfts att akut stabilisering kan påbörjas redan innan en skogsbrand är under full kontroll, för att ha åtgärder på plats innan första nederbördstillfället (Robichaud med flera, 2000). I studien av Robichaud (2009) lyfts att den största erosionsrisken bedöms vara i sammanhängande områden (ej fläckvist brända områden) exponerade för hög brandintensitet och där det hydrofoba ytskiktet uppgår till 1–3 cm under markytan. Bautista med flera (2009) skriver att för sluttningar med lika stora områden med hög och låg brandintensitet, inträffade mer erosion när områden med hög brandintensitet låg högre på sluttningen än de med låg brandintensitet. För låga brandintensiteter menar bland annat Bautista med flera (2009) och Robichaud (2009), att den naturliga marktäckning som sker på grund av barrfällning från träden efter brand kan vara tillräcklig som skydd mot erosion.

Effekten av en markskyddande åtgärd är beroende bland annat av tidpunkt för åtgärden, intensitet, varaktighet och mängd av efterföljande nederbörd, samt områdets naturliga återhämtningsförmåga (Robichaud, 2009; Girona-García med flera, 2021). Gemensamt gäller att erosionen minskas främst genom att bibehålla eller återuppbygga marktäcket (Delwiche, 2009). Vid extrema tillfällen, så som korta, intensiva, skyfall visade dock Robichaud (2009) att utförda åtgärder för brandområden i Kalifornien, inte varit tillräckliga för att helt förhindra erosionen. De använde erosionsbarriärer, uppluckring av markytan, marktäckning och grässådd. De visade att för deras områden var marktäckning mest effektivt. Det bör påpekas att Kalifornien har flera klimatzoner - från medelhavsklimat, o mycket torrt klimat, till tundraklimat upp på bergssluttningar och kustnära tempererat klimat. De klimatologiska förhållanden kan därför i delar vara snarlikt södra delarna av Sverige.

Girona-García med flera (2021) utförde en stor uppföljande studie av olika åtgärder som använts mot erosion efter skogsbränder huvudsakligen i USA, Spanien och Portugal. Åtgärderna omfattade täckande metoder, erosionsbarriärer, fröspridning respektive kemisk behandling (polyakrylamid, en polymer som kan ta upp vatten). De menar att det är bättre att skydda en brandpåverkad sluttning med någon metod, än att inte göra något alls. De visar vidare att alla fyra metoder reducerar erosionen, men endast täckande metoder och fysiska barriärer minskade

ytavrinningen. Samma sammanställning konstaterar även att vetenskapliga studier främst utförts i USA, Spanien och Portugal. Detta indikerar att det finns en underrepresentation av studier i andra regioner, så som under skandinaviska geologiska, topografiska och klimatologiska förhållanden.

9.2 Erosionsbarriärer och täckande metoder

Erosionsbarriärer avser olika typer av hinder som anläggs i en sluttning för att bromsa ytvattnets hastighet, främja infiltration och fånga eroderade sediment. Med hjälp av sådana hinder kan man minska sedimentrörelser på brända sluttningar (Napper, 2009). Det kan vara terrasser, balar av halm eller kokosmatta, stockar (gärna brända träd), diken eller att luckra upp markytan.

Napper (2009) och Robichaud med flera (2000) understryker att placeringen av och lutningen på erosionsbarriärerna är avgörande för att inte skapa ansamlade flöden och vattenfåror. Stockarna ska placeras horisontellt, tvärs släntlutningen och kan med fördel placeras i ett rutmönster. Författarna menar att jorden bör vara relativt finkornig för att möjliggöra en stabil förankring av stockarna samt för att säkerställa god anliggning mellan stock och jord. Det senare innebär även att använda stockar behöver vara relativt raka för att kunna användas. Även släntlutning och förväntade flödeshastigheter av ytvatten, inverkar på barriärernas effektivitet, eftersom varje barriär kan lagra begränsat med sediment (Robichaud med flera, 2000).

Fördelen med barriärer är att markägare lätt kan utnyttja tillgängligt bränt virke (Araújo Santos med flera, 2020) och metoden i sig ger omedelbar dämpande effekt på erosionen under den initiala kritiska fasen (Robichaud med flera, 2000; USDA, 2026). Å andra sidan är tekniken relativt kostsam och kräver mycket manuellt arbete.

I de fall användning av stockar som barriärer inte är praktiskt möjligt, kan prefabricerade fiberrullar i stället användas. De byggs av avlånga nedbrytbara säckar, exempelvis jutesäck, fylld med halm. Tekniken är relativt dyr, och är främst lämplig för låga flödeshastigheter, men har visat sig gynna den fröbaserade återväxten.

Utspridning av växtmaterial, så kallad mulchsådd, är en vanlig och effektiv metod för att minska erosion och efterföljande ras eller slamströmmar efter bränder i branta instabila områden (Fernández, 2023; Bautista med flera, 2009). Författarna menar att både marktäckning och infiltrationen ökar momentant, vilket leder till minskad ytavrinning och således minska erosion under den akuta stabiliseringsfasen. Utöver det ökar åtgärden jordens vattenhållande förmåga, vilket i sin tur förbättrar jordens biologiska och fysiska egenskaper. Det är dock en relativt kostsam metod, dels på grund av hanteringen vid utspridningen, dels på grund av materialkostnaden och tillhörande transporter (Bautista med flera, 2009).

Marktäckning (ofta kallad mulching) kan göras med så kallad torr teknik (exempelvis halm, flis och bark) eller med våt teknik (så kallad hydraulisk mulchsådd). Torr teknik innebär att material läggs ut förhand eller med exempelvis grävmaskin i sluttningen. Hydraulisk mulchsådd är en metod där en blandning av vatten, frön, bindemedel och eventuellt gödning, sprutas ut över markytan. Som bindemedel kan exempelvis stärkelsebaserade material användas.

Stärkelsebaserade material innehåller små mängder av naturligt kväve, som fungerar som ett långsamt frisättande av gödningsmedel och som lätt absorberar och behåller fukt. (Bautista med flera, 2009). Det finns även andra varianter, exempelvis halmpellets preparerat med bindemedel. Pelletsen expanderar vid vätning och i samband med det frigörs bindemedel på markytan (Bautista med flera, 2009). Oavsett materialval, är syftet att skapa ett sammanhängande skikt ovanpå den brända marken. Halmstrån och exempelvis flisad ved ger en positiv låsningseffekt mellan fibrerna (Bautista med flera, 2009; Groenier och Showers, 2004). Med dessa blir ytskiktet grövre jämfört med nakna ytor, vilken minskar hastigheten på ytavrinningen (Napper, 2006; Girona-García med flera, 2021). Små fraktioner, å andra sidan, så som träfibrer, bindemedel och frön, blandas med vatten och skapar en slät och tät matta (Bautista med flera, 2009). Det senare har visat sig mest effektivt på korta slänter, där ytavrinningens hastighet normalt är lägre (Napper, 2006).

Försök har även gjorts genom att placera ut halm i strängar tvärs höjdkurvorna (strip mulching), vilket är mer tids- och kostnadseffektivt än att täcka hela brandytan. I nordvästra Spanien utfördes två fullskaleförsök med 67% marktäckning, vilket minskade erosionen, men inte tillräckligt bra för att nå acceptabel erosionstakt (Fernández, 2023). Studien visade att markfuktigheten ökade i ett av de två försöksområdena, men att lokala förhållanden påverkade utfallet. I detta fall noterade författarna att halmen inte gynnade etablering av främmande arter eller påverkade den inhemska växtkompositionen, i jämförelse med tidigare nämnda observationer från USA

Effektiviteten av marktäckning beror på en kombination av den positiva erosionsskyddande effekten och den negativa påverkan på de naturliga växternas återhämtning och frögrodd. Bäst effekt för (torr) marktäckning har visats fås vid jämn applicering (både över ytan och tjockleken). Tekniken är främst beprövad med halm, där spridning via helikopter (helimulching) har ökat i popularitet som ett mer kostnadseffektivt alternativ till rent manuell, markbaserad, hantering (Bautista med flera, 2009). Exempel på mer praktiskt utförande finns exempelvis i Bautista med flera (2009) och Napper (2006).

Den främsta nackdelen med att använda halm som marktäckning är risken att artfrämmande frön, ogräs och invasiva arter följer med, vilket på sikt hämmar den naturligt förekommande biologiska mångfalden. Risken för spridning av främmande arter kan minskas genom medvetenhet vid val av halm, exempelvis arter som har dålig etablering och tillväxt i bränd jord (Bautista med flera, 2009). Å andra sidan tyder en fallstudie från västra USA över 9–13 år att långtidseffekterna på inhemsk vegetation vid användning av halm är marginella (Bontrager med flera, 2019).

Användning av halm är känsligt för starka vindar, vilket kan leda till att materialet ansamlas lokalt eller blåser bort från åtgärdsområdet. Detta kan i viss mån motverkas genom att öka tjockleken på marktäcket, eller genom att täcka halmskiktet med fällda träd och grenar. Både risken för ofrivillig fröspridning och negativa vindeffekter kan undvikas genom att istället använda träbaserade fraktioner (Bautista med flera, 2009). En studie i västra USA, i vilken man använt täckning med halm, träflisor och hydraulisk mulchsådd, visar att den erosionsreducerade effekten över tid direkt korrelerar med materialets nedbrytningstid (Robichaud med flera, 2013).

Användningen av både flisad ved och kortare träfraktioner har ökat i popularitet, då materialet dessutom kan produceras av brända träd direkt på plats (Bautista med flera, 2009). Genom användning av robusta skogsmaskiner behöver inte råmaterialet gallras från jord, stenar eller bark (Groenier och Showers, 2004). Därmed kommer även eventuella kottar att malas ned, vilket skulle kunna gynna fröspridning och naturlig återväxt, men studier saknas på den övergripande effektiviteten av detta över tid (Groenier och Showers, 2004).

Noterbart är att kortare träfraktioner skapar ett tätare lager än andra alternativ; vilket återigen är fördelaktigt som kortsiktig erosionsåtgärd, men hämmar frögroning och återetablering av den naturliga vegetationen över tid (Diaz med flera, 2022). Fullskaleförsök i Spanien för tallskog jämförde frösådd, marktäckning respektive frösådd i kombination med marktäckning, där frösåddеn innefattade lokala arter av gräs, örter, låga och höga buskar. Även obehandlade brandytor användes som referens. Det tvååriga försöket visade att endast kombinationen av frösådd-marktäckning förbättrade täckningsgraden för markvegetation (Bautista med flera, 2009). Försöken utfördes i sluttande terräng.

9.3 Återetablering av vegetation

Frösådd är mindre lämplig som metod för att förhindra jordrörelser i den kritiska fasen efter släckning, men kan öka vegetationstäcket i slutet av första växtsäsongen och nästkommande år. Det är dock oklart till vilken grad frösådd gynnar eller motverkar den naturliga frösåddеn och återväxten över tid (Robichaud med flera, 2000). Exempelvis rekommenderar U.S. Forest Service (2020) att naturligt förekommande växtarter är att föredra, idealt med lokalt ursprung, i annat fall rekommenderar de kontrollerade fröer.

9.4 Leda bort ytvatten

Leda bort ytvatten från en av skogsbrand påverkad sluttning, görs i syfte att minska mängden ytvatten och minska ytvattnets hastighet i känsliga delar. Detta är ofta en effektivt och nödvändig metod.

Metoder som är lämpliga är samma som används för sluttningar som inte brandhärjats. Det kan exempelvis vara att gräva avledande diken, placera ut hinder (stockar, balar av halm eller kokosnät) i slänten eller i diken/bäckar eller att åtgärda körskador orsakade av skogsmaskiner (se exempelvis Lomander med flera, 2016).

Referenser

Abatzoglou, J.T., Kolden, C.A., Cullen, A.C.. Sadegh, M., Williams, E. L., Turco, M., Jones, M. W (2025). Climate change has increased the odds of extreme regional forest fire years globally. Nature Communications 16, 6390 (2025). https://doi.org/10.1038/s41467-025-61608-1

Abbate, A., Longoni, L., Ivanov, V. I., och Papini, M (2019). Wildfire impacts on slope stability triggering in mountain areas. *Geosciences (Switzerland)*, *9*(10). https://doi.org/10.3390/geosciences9100417

Abdollahi, M., Vahedifard, F., och Tracy, F. T (2023). Post-Wildfire Stability of Unsaturated Hillslopes Against Rainfall-Triggered Landslides. *Earth's Future*, *11*(3). https://doi.org/10.1029/2022EF003213

Agbeshie, A. A., Abugre, S., Atta-Darkwa, T., och Awuah, R (2022). A review of the effects of forest fire on soil properties. *Journal of Forestry Research* 33(5), 1419–1441. Northeast Forestry University. https://doi.org/10.1007/s11676-022-01475-4

Ahlstedt, O., Ene, S., Haglund, M., Lindqvist, M., Lood, O., Lundgren, L. och Norberg, S (2019). *Analys av vegetationen i brandområdena 2018* (Uppsats) Uppsala universitet, Institutionen för geovetenskap. Hämtad från: https://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:uu:diva-384451

Ahrens, G. 2025. Will my tree live? Assessing postfire survivability. EM9557. Oregon State University Extension Service

Ai, X., Wang, G., Kong, X., Cui, B., Hu, B., och Ma, H (2021). The scale effect of coarse-grained materials by triaxial test simulation. *Advances in Civil Engineering*, *2021*(6665531), 13 p. https://doi.org/10.1155/2021/6665531

Alcañiz, M., Outeiro, L., Francos, M., och Úbeda, X (2018). Effects of prescribed fires on soil properties: A review. *Science of The Total Environment*, *613–614:* 944–957. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.144

Andresen, L. C., Ibanez, T., Doerr, S., Santing, C., Kelly, J., Ekroos, J., och Rousk, J (2024). Assessing soil carbon and nitrogen cycles three years after a large wildfire in Scots pine forest. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. S1.3, p. 371.

Andreu, V., Imeson, A. C., och Rubio, J. L (2001). Temporal changes in soil aggregates and water erosion after a wildfire in a Mediterranean pine forest. *Catena*, *4.* www.elsevier.comrlocatercatena

Araújo Santos, L. M., Correia, A. J. P. M., och Coelho, P. A. L. F (2020). Post-wildfire slope stability effects and mitigation: a case study from hilly terrains with unmanaged forest. *SN Applied Sciences*, *2*(11). https://doi.org/10.1007/s42452-020-03660-8

Bareither, C. A., Edil, T. B., Benson, C. H., och Mickelson, D. M (2008). Geological and physical factors affecting the friction angle of compacted sands. *Journal of Geotechnical and Geoenvironmental Engineering, 134*(10):1476-1489. https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-0241(2008)134:10(1476)

Bauerhansl, C., Berger, F., Dorren, L., Duc, P., Ginzler, C., Kleemayr, K., Koch, V., Koukal, T., Mattiuzzi, M., Perzl, F., Prskawetz, M., Schadauer, K., Schneider, W., och Seebach, L (2010). Development of harmonized indicators and estimation procedures for forests with protective functions against natural hazards in the alpine space. *European Commission Joint Research Centre Institute for Environment and Sustainability*. Luxembourg

Baum, R. L., Savage, W.Z., Godt, J.W (2002). TRIGRS—A Fortran program for transient rainfall infiltration and grid-based regional slope-stability analysis. U.S. Department of the Interior U.S. Geological Survey

Bautista, S., Robichaud, P. R., och Bladé, C (2009). Post-fire mulching. In Cerdá, A., och Robichaud, P. R (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies 1*(5), 353–372. Science Publishers. https://doi.org/10.1201/9781439843338

Beisner, B. E., Haydon, D. T., och Cuddington, K (2003). Alternative stable states in ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *1*(7), 376–382. https://doi.org/10.1890/1540-9295(2003)001[0376:ASSIE]2.0.CO;2

Bizzarri A, Paladini M, Frassinelli N, Marchi E, Zampieri RM, Giovannelli A, Cocozza C. 2025. Deciphering the Fate of Burned Trees After a Forest Fire: A Systematic Review Focused on Conifers. Biology (Basel). 2025 Oct 8;14(10):1372. doi: 10.3390/biology14101372. PMID: 41154775; PMCID: PMC12562202.

Blattert, C., Mutterer, S., Thrippleton, t., Diaci, J., Fidej, G., Bont, L. G. & Schweier, J. (2024). Managing European Alpine forests with close-to-nature forestry to improve climate change mitigation and multifunctionality. *Ecological Indicators. 165*. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2024.112154.

Bodí, M. B., Mataix-Solera, J., Doerr, S. H., och Cerdà, A (2011). The wettability of ash from burned vegetation and its relationship to Mediterranean plant species type, burn severity and total organic carbon content. *Geoderma, 160*(3), 599–607. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.11.009

Bolton, M.D (1986). The strength and dilatancy of sands. *Géotechnique, 36*(1), 65-78.

Bontrager, J. D., Morgan, P., Hudak, A. T., och Robichaud, P. R (2019). Long-term vegetation response following post-fire straw mulching. *Fire Ecology, 15*(1). https://doi.org/10.1186/s42408-019-0037-9

Breien, H., Høydal, O.A., och Sandersen F (2013). *Forslag til kriterier for vernskog mot skred*. Rapport 20120078-01-R, Norges geotekniske institutt, NGI. Oslo. 45 p.

British Columbia (2026). All about wildfire - Province of British Columbia. https://www2.gov.bc.ca/gov/content/safety/wildfire-status/wildfire-response/about-wildfire [2026-02-23]

Brocco, S., Berretti, R., Motta, R., Vizzarri, M., och Vacchiano, G (2024). Application of the Carbon Budget Model to assess the contribution of climate-smart forestry for climate change mitigation in Alpine forests. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.4, p. 805.

Baskin, C.C. & Baskin, J.M. (2014) Seeds: Ecology, Biogeography, and Evolution of Dormancy and Germination (second ed), Academic, New York (2014)

Canadian Council of Forest Ministers (2024). Canadian Wildland Fire Prevention and Mitigation Strategy: Taking Action Together. Canadian Council of Forest Ministers. https://doi.org/10.4095/st000011

Canadian Council of Forest Ministers (2024). Canadian Wildland Fire Prevention and Mitigation Strategy: Taking Action Together. https://doi. org/10.4095/st000011

Cannon, S. och DeGraff, J (2009). The increasing wildfire and post-fire debris-flow threat in Western USA, and implications for consequences of climate change. In: Sassa, K., Canuti, P (eds) *Landslides – Disaster Risk Reduction*. Springer, Berlin, Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-69970-5_9

Cawson, J.G., Nyman, P., Smith, H.G., Lane, P.N.J., Sheridan, G.J (2016). How soil temperatures during prescribed burning affect soil water repellency, infiltration and erosion. *Geoderma, 278*, 12-22. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.002

Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia, 143*, 1–10.

Certini, G., Moya, D., Lucas-Borja, M. E., och Mastrolonardo, G (2021). The impact of fire on soil-dwelling biota: A review. *Forest Ecology and Management*, *488*, 118989. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.118989

Chen, H., och Liu, F (2024). Soil depth and recovery interval mediate soil water repellency under different forest types and fire intensity levels in China: Evidence for ecosystem resiliency. *Soil and Tillage Research*, *237*, 105982. https://doi.org/10.1016/j.still.2023.105982

Cohen, D., och Schwarz, M (2017). Tree-root control of shallow landslides. *Earth Surface Dynamics, 5*(3), 451–477. https://doi.org/10.5194/esurf-5-451-2017

Collado, E., Coello, J., Beltran, M., Coll, L., och Pique, M (2024). Close-to-nature forest management in sub-humid Mediterranean mixed forests: description and evaluation of the silvicultural treatments. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. S1.1, p. 304.

Collar, N.M., Ebel, B.A., Saxe, S., Rust, A.J. & Hogue, T.S. (2023). Implications of fire-induced evapotranspiration shifts for recharge-runoff generation and vegetation conversion in the western United States. *Journal of Hydrology X, 621, 129646*. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129646.

Coop, J. D., Parks, S. A., Stevens-Rumann, C. S., Crausbay, S. D., Higuera, P. E., Hurteau, M. D., Tepley, A., Whitman, E., Assal, T., Collins, B. M., Davis, K. T., Dobrowski, S., Falk, D. A., Fornwalt, P. J., Fulé, P. Z., Harvey, B. J., Kane, V. R., Littlefield, C. E., Margolis, E. Q., North, M., Parisien, M.-E., Prichard, S. och Rodman, K. C (2020) Wildfire-Driven Forest Conversion in Western North American Landscapes, *BioScience*, Volume 70, Issue 8, August 2020, Pages 659–673, https://doi.org/10.1093/biosci/biaa061

Coppin, N. J., och Richards, I. G (1990). *Use of vegetation in civil engineering*. Construction industry research and information association, Butterworths : CIRIA, London. 310 pp.

Cruz, Ó., Riveiro, S. F., García-Duro, J., Casal, M., och Reyes, O (2024). European Atlantic deciduous forests are more resilient to fires than Pinus and Eucalyptus plantations. *Forest Ecology and Management*, *561*, 121849. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121849

Curran, M.P., B. Chapman, G.D. Hope och D. Scott. (2006). Large-scale erosion and flooding after forest fires: understanding soil conditions. B.C. Min. För. och Range, Res. Br., Victoria, B.C. Tech. Rep. 030

Dahlberg, A (2002). Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in Fennoscandian boreal forests. *Silva Fennica 36*(1): 69–80. https://doi.org/10.14214/sf.551

Davis, K.T., Robles, M.D., Kemp, K.B., Higuera, P.E., Chapman, T. Metlen, K.L., Peeler, J.L., Rodman, K.C., Woolley, T., Addington, R.N., Buma, B.J., Cansler, C.A., Case, M.J., Collins, B.M., Coop, J.D., Dobrowski, S.Z., Gill, N.S., Haffey, C., Harris, L.B. Harvey, B.J., Haugo, R.D., Hurteau, M.D., Kulakowski, D., Littlefield, C.E., McCauley, L.A., Povak, N., Shive, K.L., Smith, E., Stevens, J.T., Stevens-Rumann, C.S., Taylor, A.H., Tepley, A.J., Young, D.J.N., Andrus, R.A., Battaglia, M.A., Berkey, J.K., Busby, S.U., Carlson, A.R., Chambers, M.E., Dodson, E.K., Donato, D.C., Downing, W.M., Fornwalt, P.J., Halofsky, J.S., Hoffman, A., Holz, A., Iniguez, J.M., Krawchuk, M.A., Kreider, M.R., Larson, A.J., Meigs, G.W., Roccaforte, J.P., Rother, M.T., Safford, H., Schaedel, M., Sibold, J.S., Singleton, M.P., Turner, M.G., Urza, A.K., Clark-Wolf, K.D., Yocom, L., Fontaine, J.B. och Campbell, J.L. (2023) Reduced fire severity offers near-term buffer to climate-driven declines in conifer resilience across the western United States, Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A. 120 (11) e2208120120, https://doi.org/10.1073/pnas.2208120120 (2023).

DeBano, L. F (2000). The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology*, *231–232*, 195–206. https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3

Dehlbom, B., Lundström, K och Andersson, M. (2023). *Provtagning av silt, sand, grus och morän. Beskrivning av provtagningsmetoder och erfarenheter av dessa*. SGF Rapport 1:2023. Linköping.

Delwiche, J (2009). Post-fire soil erosion and how to manage it. *Fire Science Brief, 69,* 1-6. http://digitalcommons.unl.edu/jfspbriefs

Díaz, M. G., Lucas-Borja, M. E., Gonzalez-Romero, J., Plaza-Alvarez, P. A., Navidi, M., Liu, Y. F., Wu, G. L., och Zema, D. A (2022). Effects of post-fire mulching with straw and wood chips on soil hydrology in pine forests under Mediterranean conditions. *Ecological Engineering*, *182*. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106720

Dietrich, W. E., och Montgomery, D. R (1998). *SHALSTAB: A digital terrain model for mapping shallow landslide potential* (Digital tekn. rapport) University of California Berkley. https://calm.geo.berkeley.edu/geomorph/shalstab/index.htm [2026-02-23]

Dietrich, W. E., Real De Asua, R., Coyle, J., Orr, B., och Trso, M (1998). *A validation study of the shallow slope stability model, SHALSTAB, in forested lands of Northern California*. Department of Geology and Geophysics. University of California Berkeley.

Dukat, P., Kelly, J., Doerr, S. H., Edvardsson, J., Hölttä, T. S., Lehner, I., Lindroth, A., Santín, C., och Kljun, N (2024). Boreal forest tree growth and sap flow after a low-

severity wildfire. *Agricultural and Forest Meteorology*, *347*, 109899. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2024.109899

Ebel, B. A., Hammond, J. C., Walvoord, M. A., Partridge, T. F., Rey, D. M., och Murphy, S. F (2025). A review and synthesis of post-wildfire shifts in hydrologic processes and streamflow generation mechanisms. *Environmental Research: Water, 1*(4), 042001. https://doi.org/10.1088/3033-4942/ae2a64

Eckdahl, J. A., Kristensen, J. A., och Metcalfe, D. B (2023). Climate and forest properties explain wildfire impact on microbial community and nutrient mobilization in boreal soil. *Frontiers in Forests and Global Change*, *Volume 6-2023*. https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1136354

Escobar-Wolf, R., Sanders, J. D., Vishnu, C. L., Oommen, T., och Sajinkumar, K. S (2021). A GIS tool for infinite slope stability analysis (GIS-TISSA). *Geoscience Frontiers*, *12*(2), 756–768. https://doi.org/10.1016/j.gsf.2020.09.008

Escobedo, V. M., Acuña-Rodríguez, I. S., García, L. Y., Torres-Díaz, C., Atala, C., Suazo, M. J., Gómez-González, S., Newsham, K. K., och Molina-Montenegro, M. A (2024). Native woody species depend on the soil microbiome to establish on burned soils, while non-native do not. *Journal of Applied Ecology*, *61*(12), 2971–2984. https://doi.org/10.1111/1365-2664.14809

Falk, D. A., van Mantgem, P. J., Keeley, J. E., Gregg, R. M., Guiterman, C. H., Tepley, A. J., JN Young, D., och Marshall, L. A (2022). Mechanisms of forest resilience. *Forest Ecology and Management*, *512*, 120129. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120129

Falk, D. A., Watts, A. C., och Thode, A. E (2019). Scaling Ecological Resilience. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *7*. https://doi.org/10.3389/fevo.2019.00275

Fernández, C (2023). Effects of post-fire application of straw mulch strips on soil erosion, soil moisture and vegetation regeneration in European dry heathlands in NW Spain. *Ecological Engineering*, *196*. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107095.

Gabet, E.J., Mudd, S.M., 2006. The mobilization of debris flows from shallow landslides. Geomorphology 74, 207–218

Germer, K. och Braun, J. (2011). Effects of Saturation on SlopeStability: Laboratory ExperimentsUtlizing External Load. Vadose zone Journal. Vol 10.

Gasson, P. E. & Cutler, D.F. (1990). Tree root plate morphology. Arboricultural Journal 14, (3), pp 193-264.

Gehring, E., Conedera, M., Maringer, J., Giadrossich, F., Guastini, E., och Schwarz, M (2019). Shallow landslide disposition in burnt European beech (Fagus sylvatica L.) forests. *Scientific Reports*, *9*(1). https://doi.org/10.1038/s41598-019-45073-7

Gerber, M., (2004). Geomorphic response to wildfire in the Oregon coast range. Thesis Department of Geological Sciences and the Graduate School of the University of Oregon.

Gilljam, C., och Ahlkrona, E (2016). *Metodutveckling för kartering av brandbränsle i Sverige* (Tekn. rapport) Myndigheten samhällsskydd och beredskap.

Giovannini, G., Lucchesi, S., och Giachetti, M (1988). Effect of heating on some physical

and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science 146*(4), 255-261.

Girona-García, A., Vieira, D. C. S., Silva, J., Fernández, C., Robichaud, P. R., och Keizer, J. J (2021). Effectiveness of post-fire soil erosion mitigation treatments: A systematic review and meta-analysis. In *Earth-Science Reviews vol. 217*. Elsevier B.V. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103611

Gong, C., Cao, Z., Song, X., Zhang, L., och Yuan, S (2021). Effect of particle size on mechanical properties of coarse-grained soil. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, *651*(3). https://doi.org/10.1088/1755-1315/651/3/032097

Gorriz-Mifsud, E., Rovellada, M., Taüll, M., Castellano-Durán, G., och Gallego-Soriano, M (2024). Grazing amidst forests as Nature-Based Solution for wildfire risk mitigation. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T3.5, p. 2163.

Government of Canada, 2025. Fire ecology - Natural Resources Canada. 2025-03-03

Granath, G., Evans, C. D., Strengbom, J., Fölster, J., Grelle, A., Strömqvist, J., och Köhler, S. J (2021). The impact of wildfire on biogeochemical fluxes and water quality in boreal catchments. *Biogeosciences*, *18*(10), 3243–3261. https://doi.org/10.5194/bg-18-3243-2021

Granström, A (n.d.). Skogsbrand. Brandbeteende och tolkning av brandriskindex. Statens Räddningsverk. Karlstad.

Gray, D. H. & Sotir, R. B. (1996). Biotechnical and soil bioengineering slope stabilisation. A practical guide for erosion control. Wiley & Sons,Inc., New York.

Groenier, J. S., och Showers, C (2004). shredding small trees to create mulch for erosion control. In *Tech Tip 0471–2335–MTDC* (1–6). U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Missoula Technology and Development Center, Missoula, MT.

Gucinski, H., Furniss, M. J., Ziemer, R. R., och Brookes, M. H (2001). *Forest roads: A synthesis of scientific information*. Gen. Tech. Rep. PNWGTR-509. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 103 p.

Gustafsson, L., Berglind, M., Granström, A., Grelle, A., Isacsson, G., Kjellander, P., Larsson, S., Lindh, M., Pettersson, L. B., Strengbom, J., Stridh, B., Sävström, T., Thor, G., Wikars, L., och Mikusiński, G (2019). Rapid ecological response and intensified knowledge accumulation following a north European mega-fire. *Scandinavian Journal of Forest Research*, *34*(4), 234–253. https://doi.org/10.1080/02827581.2019.1603323

Hellberg, E., Niklasson, M. och Granström, A. (2004). Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. Canadian Journal of Forest Research. 34(2): 332-338.

Henderson, G.S. och Golding, D.L (1983). The effect of slash burning on the water repellency of forest soils at Vancouver, British Columbia. *Canadian Journal of Forestry Research 13*(2), 353–355. https://doi.org/10.1139/x83-052

Hibbert, A. R (1967) Forest treatment effects on water yield. In: *Forest Hydrology*, Sopper, W. E. och Lull, H. W (Eds.), Pergamon Press, New York, 527-543.

Hille, M. G., och Stephens, S. L (2005). Mixed conifer forest duff consumption during

prescribed fires. Tree crown impacts. *Forest Science 51*, 417- 424.

Huffman, E.L., MacDonald, L.H., och Stednick, J.D (2001). Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front Range. *Hydrological. Processes 15*(15), 2877-2892. https://doi.org/10.1002/hyp.379

Ibáñez, T. S., Gundale, M. J., Wardle, D. A., Barthelemy, H., Strengbom, J., Granath, G., Vishwanathan, K., och Nilsson, M-C (2024). Wildfire, Management and Heatwaves: Conifer Tree Regeneration in a Changing Climate. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.5, p. 857.

IPCC, 2023: Sections. In: *Climate Change 2023: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Lee, H., och Romero, J (Eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 35-115, https://doi.org/10.59327/IPCC/AR6-9789291691647

Jackson, M., Roering, J.J., (2009). Post-fire geomorphic response in steep, forested landscapes: Oregon Coast Range, USA. Quaternary Science Reviews 28, 1131–1146.

Johnson, D. B., Yedinak, K. M., Sulman, B. N., Berry, T. D., Kruger, K., och Whitman, T (2024). Effects of fire and fire-induced changes in soil properties on post-burn soil respiration. *Fire Ecology*, *20*(1), 90. https://doi.org/10.1186/s42408-024-00328-1

Jones, S. S., Matsala, M., Delin, E. V., Subramanian, N., Nilsson, U., Holmström, E., och Drobyshev, I (2025). Forest structure, roads and soil moisture provide realistic predictions of fire spread in modern Swedish landscape. *Ecological Modelling*, *499*, 110942. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110942

Jones, S., Matsala, M., Delin, E. V., Subramanian, N., Holmström, E., Nilsson, U., och Drobyshev, I (2024). Linking forest fire modelling and simulation with decision-support systems in Sweden. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T5.26, p. 3736.

Kellogg, J., och Vahedifard, F (2025). impacts of wildfires on geotechnical properties of soils. *International Journal of Geomechanics*, *25*(12), 4025293. https://doi.org/10.1061/IJGNAI.GMENG-10789

Kelly, J., Andresen, L., Doerr, S. H., D'Onofrio, C., Dukat, P., Holst, T., Ibanez, T. S., Islam, Md. R., Lehner, I., Lindroth, A., Santín, C., Soares, M., och Kljun, N (2024). Wildfire impacts on a managed boreal forest: an interdisciplinary perspective. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. S1.3, p. 464.

Kelly, J., Doerr, S. H., Ekroos, J., Ibáñez, T. S., Islam, Md. R., Santín, C., Soares, M., och Kljun, N (2025). No recovery of soil respiration four years after fire and post-fire management in a Nordic boreal forest. *Agricultural and Forest Meteorology*, *364*, 110454. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2025.110454

Kelly, J., Ibáñez, T. S., Santín, C., Doerr, S. H., Nilsson, M.-C., Holst, T., Lindroth, A., och Kljun, N (2021). Boreal forest soil carbon fluxes one year after a wildfire: Effects of burn severity and management. *Global Change Biology*, *27*(17), 4181–4195. https://doi.org/10.1111/gcb.15721

Kinner, D. A., och Moody, J. A (2010). Spatial variability of steady-state infiltration into a two-layer soil system on burned hillslopes. *Journal of Hydrology, 381*(3–4), 322–332. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.12.004

Knicker, H (2007). How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen and carbon? A review. *Biogeochemistry 85*, 91–118. https://doi.org/10.1007/s10533-007-9104-4

Koch, H.J., Haneberg, W.C., Crawford, M.M., Dortch, J.M., och Swallom, M.L (2025). *Evaluating the physics based slope stability program PISA-m at a regional scale*: Kentucky Geological Survey, ser. 14, Report of Investigations 1, 22 pp.

Kolström, T och Kellomäki, S (1993). Tree survival in wildfires. *Silva Fennica, 27*(4), 277–281. https://doi.org/10.14214/sf.a15682

Konic, J., Schüler, S., Heiling, C., Chakraborty, D., Salzmann, S., Kudrnovsky, H., Paternoster, D., Schwarzl, B., och Lapin, K (2024). Adapting forests to climate change: evaluating opportunities and risks of non-native tree species on ecosystem services. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T3.20, p. 2467.

Krikken, F., Lehner, F., Haustein, K., Drobyshev, I., och van Oldenborgh, G. J (2021). Attribution of the role of climate change in the forest fires in Sweden 2018. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, *21*(7), 2169–2179. https://doi.org/10.5194/nhess-21-2169-2021

Kuglerová, L (2010). Effects of forest harvesting on the hydrology of boreal streams. The importance of vegetation for the water balance of a boreal forest. Examensarbete. Umeå: SLU, Institutionen för skogens ekologi och skötsel.

Kulha, N., Barrere, J., Korhonen, K. T., Kunstler, G., Peltoniemi, M., Reineking, B., och Honkaniemi, J (2024). Does stand structural diversity increase disturbance resistance? In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T5.15, p. 3502.

Kumar, P., Debele, S. E., Sahani, J., Rawat, N., Marti-Cardona, B., Alfieri, S. M., Basu, B., Basu, A. S., Bowyer, P., Charizopoulos, N., Jaakko, J., Loupis, M., Menenti, M., Mickovski, S. B., Pfeiffer, J., Pilla, F., Pröll, J., Pulvirenti, B., Rutzinger, M., Sannigraphi, S., Spyrou, C., Tuomenvirta, H., Vojinovic, Z., Zieher, T (2021). An overview of monitoring methods for assessing the performance of nature-based solutions against natural hazards. *Earth-Science Reviews*, *217*, 103603. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2021.103603

Lebourg, T., Riss, J., och Pirard, E (2004). Influence of morphological characteristics of heterogeneous moraine formations on their mechanical behaviour using image and statistical analysis. *Engineering Geology*, *73*(1–2), 37–50. https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2003.11.004

Lei, M., Cui, Y., Ni, J., Zhang, G., Li, Y., Wang, H., Liu, D., Yi, S., Jin, W., och Zhou, L (2022). Temporal evolution of the hydromechanical properties of soil-root systems in a forest fire in China. *Science of the Total Environment, 809*. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151165

Li, Y., Wakai, A., Costa, S., (2024). Bushfire effects on soil properties and post-fire slope stability: Natural Hazards and Earth System Sciences. https://doi.org/10.5194/nhess-

2024-132. Preprint.

Linley, G. D., Jolly, C. J., Doherty, T. S., Geary, W. L., Armenteras, D., Belcher, C. M., Bliege Bird, R., Duane, A., Fletcher, M.-S., Giorgis, M. A., Haslem, A., Jones, G. M., Kelly, L. T., Lee, C. K. F., Nolan, R. H., Parr, C. L., Pausas, J. G., Price, J. N., Regos, A., Ritchie, E. G., Ruffault, J., Williamson, G. J., Wu, Q., och Nimmo, D. G (2022). What do you mean, 'megafire'? *Global Ecology and Biogeography*, *31*(10), 1906–1922. https://doi.org/10.1111/geb.13499

Liu, Z och Evans, M. (2021). Effect of tree density on seed production and dispersal of birch (Betula pendula Roth and Betula pubescens Ehrhs). *Forests 2021, 12(7), 929*; https://doi.org/10.3390/f12070929.

Lomander med flera (2016)

Lourenco, L., N., A., Bento-Goncalves, A., och Vieir, A (2012). Soil Erosion After Wildfires in Portugal: What Happens When Heavy Rainfall Events Occur? In *Research on Soil Erosion*. IntechOpen. https://doi.org/10.5772/50447

Lundmark, J-E (1986). Skogsmarkens ekologi. Ståndortsanpassat skogsbruk. Skogsstyrelsen. Jönköping.

Lundström. K, Andersson, M., Olsson, P, Hedfors, J. (206). Möjligheter att minska stabilitetsrisker i raviner och slänter vid skogsbruk och exploatering. Metodik för identifiering av slänter och raviner känsliga för vegetationsförändringar till följd av skogsbruk eller exploatering. Skogsstyrelsen Rapport 10.

Länsstyrelsen Gävleborg (2021). Fas 3 - Efterarbetet. När räddningsinsatsen har avslutats. Rapport 2021:1.

Länsstyrelsen (2011). Brandgynnade arter i sydöstra Sverige Länsstyrelsens meddelandeserie 2011:16 ISSN 0348-8748.

Ma, Q., Bales, C.R., Rungee, J., Conklin, M.H., Collins, B.M., Goulden, M.L. (2020) Wildfire controls on evaportranspiration In California´s Sierra Nevada. Journal of Hydrology. Volyme 590.

Maringer, J., Ascoli, D., Küffer, N., Schmidtlein, S., och Conedera, M. (2016). What drives European beech (Fagus sylvatica L.) mortality after forest fires of varying severity? *Forest Ecology and Management*, *368*, 81–93. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.008

Masi, E. B., Segoni, S., Tofani, V. (2021). Root reinforcement in slope stability models: A review. Geosciences 2021, 11,212. https://doi.org/10.3390/geosciences11050212

Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A., och Zavala, L. M. (2011). Fire effects on soil aggregation: A review. *Earth-Science Reviews, 109*(1), 44–60. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2011.08.002

Mauri, L., Taccaliti, F., och Lingua E. (2024). Modeling the interaction between bark beetle outbreaks and wildland fire behavior: new perspective for Italian forests affected by the storm Vaia. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.11, p.1011.

McAulay, J., Danyagri, G., Querejeta, J. I., och Barbeito, I., (2024). Impact of wildfire

severity on natural regeneration of Douglas-fir in interior British Columbia. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.16, p. 1186.

MCF 2024. MCFs samlade information om skogs- och vegetationsbrand. Skogsbrand och vegetationsbrand

Meili, N., Beringer, J., Zhao,J., Fatichi,S. (2023). Aerodynamic effects cause higher forest evapotranspiration and water yield reductions after wildfires in tall forests. Global Change Biology. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/gcb.16995

Moench, R., och Fusaro, J. (2012). *Soil Erosion control after wildfire*. Colorado State University Extension, 4/02. Fact Sheet No 6.308.

Montrasio, L., och Valentino, R (2008). A model for triggering mechanisms of shallow landslides. *Natural Hazards and Earth System Sciences*, *8*(5), 1149–1159. https://doi.org/10.5194/nhess-8-1149-2008

Moody, J. A., Shakesby, R. A., Robichaud, P. R., Cannon, S. H., och Martin, D. A (2013). Current research issues related to post-wildfire runoff and erosion processes. In *Earth-Science Reviews 122*, 10–37. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.03.004

MSB (2024). Framtida brandrisk – förändringar i perioder av hög brandrisk enligt FWI-modellen. Rapport MSB2301. ISBN: 978-91-7927-469-6.

Napper, C. (2006). *Burned Area Emergency Response Treatments Catalog*. Report 0625 1801-SDTDC. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, San Dimas Technology och Development Center, Washington D.C.

Nilsson, B., Tyboni, M., Pettersson, A., Granström, A., och Olsson, H., (2014). *Punktgittertolkning av brandområdet i Västmanland. Redovisning av uppdrag från Skogsstyrelsen.* Arbetsrapport 433 2014. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för skoglig resurshushållning. Umeå.

Nordiska nätverket för skogs- och vegetationsbrand (2021). Report 2021. Knowledge compilation on forest fires in the Nordic countries

Norris, C. E., Quideau, S. A., Oh, S.-W., Swallow, M. J. B., och Kishchuk, B. E (2023). Post-fire and harvest legacy on soil carbon and microbial communities in boreal forest soils. *Forest Ecology and Management*, *542*, 121136. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121136

Nyman, P., Sheridan, G. J., Smith, H. G., och Lane, P. N. J (2014). Modeling the effects of surface storage, macropore flow and water repellency on infiltration after wildfire. *Journal of Hydrology*, *513*, 301–313. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.02.044

OECD (2023), *Taming Wildfires in the Context of Climate Change*, OECD Publishing, Paris, https://doi.org/10.1787/dd00c367-en

Parise, M., och Cannon, S. H (2012). Wildfire impacts on the processes that generate debris flows in burned watersheds. *Natural Hazards*, *61*(1), 217–227. https://doi.org/10.1007/s11069-011-9769-9

Parro, K., Metslaid, M., Renel, G., Sims, A., Stanturf, J., JÃµgiste, K. och Kaster, K (2015). Impact of postfire management on forest regeneration in a managed hemiboreal forest, Estonia. *Canadian Journal of Forest Research. 45: 1192-1197.* Doi 10.1139/cjfr-

2014-0514

Peduto, D., Iervolino, L., Esposito, G., Foresta, V., Matano, F., och Masi, R (2022). Clues of wildfire-induced geotechnical changes in volcanic soils affected by post-fire slope instabilities. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, *81*(10). https://doi.org/10.1007/s10064-022-02947-x

Pellegrini, A. F. A., Harden, J., Georgiou, K., Hemes, K. S., Malhotra, A., Nolan, C. J., och Jackson, R. B (2022). Fire effects on the persistence of soil organic matter and long-term carbon storage. *Nature Geoscience*, *15*(1), 5–13. https://doi.org/10.1038/s41561-021-00867-1

Piermattei, A., Ascoli, D., Crivellaro, A., Berretti, R., Bono, A., Garbarino, M., Marzano, R., Meloni, F., Morresi, D., Musio, L., Secchi, F., Vecchio, D., och Motta R (2024). Results of forest management for fire prevention on trees' vitality under extreme drought events. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. S1.1, p. 325.

Pinto, G. A. S. J., Niklasson, M., Ryzhkova, N., och Drobyshev, I (2020a). A 500-year history of forest fires in Sala area, central Sweden, shows the earliest known onset of fire suppression in Scandinavia. *Regional Environmental Change*, *20*(4), 130. https://doi.org/10.1007/s10113-020-01718-2

Pinto, G. A. S. J., Rousseu, F., Niklasson, M., och Drobyshev, I (2020b). Effects of human-related and biotic landscape features on the occurrence and size of modern forest fires in Sweden. *Agricultural and Forest Meteorology*, *291*, 108084. https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2020.108084

Plathner, F. V., Sjöström, J. och Granström, A (2022). Influence of tree species on surface fuel structure in Swedish forests. In *Advances in Forest Fire Research 2022* - D. X. Viegas, D.X., och Ribeiro, L.M (Eds.) 1157-1166. https://doi.org/10.14195/978-989-26-2298-9_176

Popović, Z., Bojović, S., Marković, M., och Cerdà, A (2021). Tree species flammability based on plant traits: A synthesis. *Science of The Total Environment, 800*, 149625. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149625

Pressler, Y., Moore, J.C. och Cotrufo, M.F (2019). Belowground community responses to fire: meta-analysis reveals contrasting responses of soil microorganisms and mesofauna. *Oikos, 128*(3) 309-327. https://doi.org/10.1111/oik.05738

Pyne, S., Andrews, P.L. och Laven, R.D (1996). *Introduction to wildland fire*. John Wiley och Sons, New York. 769 p.

Päätalo, M.-L., (1998). Factors influencing occurrence and impacts of fire in northern European forests. *Silva Fennica 32*(2), 185–202. https://doi.org/10.14214/sf.695.

Rankka, K. (2002). Slå rot och växa upp. Vegetation som förstärkningsmetod. Litteraturstudie. Räddningsverket.

Ramirez, R. A., Jang, W., och Kwon, T. H (2024). Wildfire burn severity and post-wildfire time impact mechanical and hydraulic properties of forest soils. *Geoderma Regional, 39*. https://doi.org/10.1016/j.geodrs.2024.e00856

Rankka, K (2002). Slå rot och växa upp. Vegetation som förstärkningsmetod. Litteraturstudie. MSB Rapport. Karlstad.

Rankka, K., och Fallsvik, J (2005). *Stability and run-off conditions - Guidelines for detailed investigation of slopes and torrents in till and coarse-grained sediments*. Report 68. Statens geotekniska institut. Linköping.

Remy, C., Krofcheck, D., Keyser, A., Litvak, M., Collins, S., och Hurteau, M (2024) Effects of thinning and prescribed burning on future forest productivity and composition in southwest US. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.11, p. 1000.

Rengers, F. K., McGuire, L. A., Kean, J. W., Staley, D. M., och Hobley, D. E. J (2016). Model simulations of flood and debris flow timing in steep catchments after wildfire. *Water Resources Research*, *52*(8), 6041–6061. https://doi.org/10.1002/2015WR018176

Rengers, F. K., McGuire, L. A., Oakley, N. S., Kean, J. W., Staley, D. M., och Tang, H (2020). Landslides after wildfire: initiation, magnitude, and mobility. *Landslides*, *17*(11), 2631–2641. https://doi.org/10.1007/s10346-020-01506-3

Robertson, P.K (2010). Estimating in-situ state parameter and friction angle in sandy soils from CPT. In: *2nd International Symposium on Cone Penetration Testing*, Huntington Beach, California, USA, May 2010.

Robichaud, P. R (2009). Post-fire Stabilization and Rehabilitation. In Cerdá A och Robichaud P. R (Eds.), *Fire effects on soils and restoration strategies*, 299–320. Science Publishers.

Robichaud, P. R., Beyers, J. L., och Neary, D. G (2000). *Evaluating the effectiveness of postfire rehabilitation treatments*. Report RMRS-GTR-63. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station.

Robichaud, P. R., Lewis, S. A., Wagenbrenner, J. W., Ashmun, L. E., och Brown, R. E (2013). Post-fire mulching for runoff and erosion mitigation. Part I: Effectiveness at reducing hillslope erosion rates. *Catena, 105,* 75–92. https://doi.org/10.1016/j.catena.2012.11.015

Robichaud, Peter R.; Elliot, William J. (2006). Protection from erosion following wildfire. Unpublished paper written for presentation at the 2006 ASABE Annual International Meeting, Portland Convention Center, Portland, OR, July 9-12, 2006. ASABE Paper No. 068009. St. Joseph, MI: American Society of Agricultural and Biological Engineers.

Roshan, A., och Biswas, A (2023). Fire-induced geochemical changes in soil: Implication for the element cycling. *Science of The Total Environment*, *868*, 161714. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.161714

Rothermel, R. C (1972). *A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels*. Research Paper INT-115. Ogden, UT: U.S. Department of Agriculture, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 40 p.

Ruthof, K., McGrath, G., Van Dongen, R., Veber, W., Brennan, S., och Fotaine, J (2024) Thinning in a resprouting forest for climate change adaptation. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. S1.1, p. 331.

Saha, S (2024). Germany is becoming a forest-fire land: are we ready for that? In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.16, p. 1185.

Scherrer, D., Moser, B., och Wohlgemuth, T (2024). Close-to-nature silviculture worn out? From preserving the status quo to suiting climate change. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. S1.1, p. 305.

Schimmel, J., och Granström, A (1996). Fire Severity and Vegetation Response in the Boreal Swedish Forest. *Ecology*, *77*(5), 1436–1450. https://doi.org/10.2307/2265541

Schimmel, J., och Granström, A (1997). Fuel succession and fire behavior in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, *27*(8), 1207–1216. https://doi.org/10.1139/x97-072

Schlesinger, W. H. och Bernhardt, E. S. (2013). Biogeochemistry – An analysis of global change. Elsevier Science. ISBN 9780128012635

Schmidt, K. M., Roering, J. J., Stock, J. D., Dietrich, W. E., Montgomery, D. R., och Schaub, T (2001). The variability of root cohesion as an influence on shallow landslide susceptibility in the Oregon Coast Range. *Canadian Geotechnical Journal, 38*(5), 995–1024. https://doi.org/10.1139/cgj-38-5-995.

Seif El Dine, B., Dupla, J. C., Frank, R., Canou, J., och Kazan, Y (2010). Mechanical characterization of matrix coarse-grained soils with a large-sized triaxial device. *Canadian Geotechnical Journal*, *47*(4), 425–438. https://doi.org/10.1139/T09-113

Shakesby, R. A., och Doerr, S. H (2006). Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews*, *74*(3), 269–307. https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2005.10.006.

Shi, F., Zhang, F., Shen, N., Yang, M. (2024). Quantifying interactions between slope gradient, slope length and rainfall intensity on sheet erosion on steep slopes using Multiple Linear Regression. Science of the total environment. Elsevier. Volume 908.

Shi, Y.-F., Shi, S.-H., Jiang, Y.-S., och Liu, J (2022). A global synthesis of fire effects on soil seed banks. *Global Ecology and Conservation*, *36*, e02132. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02132

Sjöström, J., och Granström, A (2020) *Skogsbränder och gräsbränder i Sverige – Trender och mönster under de senaste decennierna*. MSB, Publ nr MSB1536. ISBN: 978-91-7927-032-2

Skogforsks kunskapsbank om skogsbrand, Skogsbrand - Skogforsk (hämtad 2026-10-15)

Skogsstyrelsen 2021. Skogsbruksåtgärder och skador på samhällsfunktioner. Rapport 2021:9

Skogsstyrelsen 2023. Analys av regelverk utifrån behov av klimatanpassning av skogen och skogsbruket. Rapport 2023:17

Skogsstyrelsen 2024. Uppföljning av klimatanpassning och effekter i skogen. Rapport 2024:19.

Skogsstyrelsen 2025a. Klimat- och sårbarhetsanalys 2025. Rapport 2025:08.

Skogsstyrelsen 2025b. Klimatanpassning av Sveriges skogar 2026-2030 – mål, förslag på åtgärder och handlingsplan. Rapport 2025:09

Skr 2023/24:97. Nationell strategi och regeringens handlingsplan för klimatanpassning. Regeringens skrivelse 2023/24:97

SLU Markinfo, 2025. pH | slu.se

SNS rapport 2021:10. SNS Nordic Forest research. Knowledge compilation on forest fires in the Nordic region rapport-210928-2.pdf

Springman, S. M., Jommi, C., och Teysseire, P (2003). Instabilities on moraine slopes induced by loss of suction: a case history. *Géotechnique 5*(1), 3–10. https://doi.org/10.1680/geot.2003.53.1.3

Staley, D. M., Negri, J. A., Kean, J. W., Laber, J. L., Tillery, A. C., och Youberg, A. M (2017). Prediction of spatially explicit rainfall intensity–duration thresholds for post-fire debris-flow generation in the western United States. *Geomorphology*, *278*, 149–162. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2016.10.019

Stritih, A., Senf, C., och Seidl, R (2024). Mapping the natural disturbance risk to protective forests across the European Alps. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.15, p. 1158.

Styczen, M. E. and Morgan, R. P. C. (1995). Engineering properties of vegetation. *In* Morgan R.P.C. och Morgan, R.J. Slope stabilitization and erosion control: A Bioengineering approach. E & FN Spon. London

Taccaliti, F., Tonelli, E., Vitali, A., Urbinati, C., Marzano, R., Garbarino, M., Kobal, M., Shaw, L., Nespola, G., Bocchini, V., Prosdocimi, M., Marchi, N., Meloni, F., och Lingua, E (2024). Settlers in the aftermath: early regeneration in burnt artificial Pinus nigra forests through an altitudinal and latitudinal gradient. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.11, p. 1013.

Taskanen, H (2007). *Fuel conditions and fire behavior characteristics of managed Picea abies and Pinus sylvestris forests in Finland*. Dissertationes Forestales 40. ISSN 1795-7389. ISBN 978-951-168-2. https://doi.org/10.14214/df.40

Tiebel, K., Huth, F., Frischbier, N., Wagner, S (2020) Restrictions on natural regeneration of storm-felled spruce sites by silver birch (*Betula Pendula* Roth) through limitations in fructification and seed dispersal. *Eur. J. For. Res.* **2020**, *139*, 731–745.

Tiebel, K., Huth, F., Wagner, S (2018) Soil seed banks of pioneer tree species in European temperate forests: a review. *Forest - Biogeosciences and Forestry, Volume 11, Issue 1, Pages 48-57 (2018)* doi: https://doi.org/10.3832/ifor2400-011

U.S. Forest Service (2020). *Forest Service Manual: Watershed and Air Management, Chapter 2520 – Watershed Protection and Management*. U.S. Department of Agriculture, National Headquarters.

U.S. National Park Service, 2026. *Wildland fire spread and suppression*. https://www.nps.gov/articles/wildland-fire-spread-and-suppression.htm [2026-02-23]

USDA (2026). US Natural resources conservation service. https://www.nrcs.usda.gov/resources/guides-and-instructions/after-the-fire-log-erosion-barriers

Vacchiano, G., Nevola, E., och Piazza, N (2024). Climate-smart forest management may decrease vulnerability of forest carbon to disturbances. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.4, p. 810.

Vahedifard, F., Abdollahi, M., Leshchinsky, B. A., Stark, T. D., Sadegh, M., och AghaKouchak, A (2024). Interdependencies between wildfire-induced alterations in soil properties, near-surface processes, and geohazards. *Earth and Space Science*, *11*(2), e2023EA003498. https://doi.org/10.1029/2023EA003498

Vergani, C., Schwarz, M., Soldati, M., Corda, A., Giadrossich, F., Chiaradia, E. A., Morando, P., och Bassanelli, C (2016). Root reinforcement dynamics in subalpine spruce forests following timber harvest: a case study in Canton Schwyz, Switzerland. *Catena, 143*, 275–288. https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.03.038

Vergani, C., Werlen, M., Conedera, M., Cohen, D., och Schwarz, M (2017). Investigation of root reinforcement decay after a forest fire in a Scots pine (Pinus sylvestris) protection forest. *Forest Ecology and Management*, *400*, 339–352. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.005

Verma, S., Singh, D., Singh, A. K., och Jayakumar, S (2019). Post-fire soil nutrient dynamics in a tropical dry deciduous forest of Western Ghats, India. *Forest Ecosystems*, *6*(1), 6. https://doi.org/10.1186/s40663-019-0168-0

Weil, R. och Brady, N., (2017). The Nature and Properties of Soils. 15th edition.

Whitman, T., Whitman, E., Woolet, J., Flannigan, M. D., Thompson, D. K., och Parisien, M.-A (2019). Soil bacterial and fungal response to wildfires in the Canadian boreal forest across a burn severity gradient. *Soil Biology and Biochemistry*, *138*, 107571. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2019.107571

Wilcke, R. A. I., Kjellström, E., Lin, C., Matei, D., Moberg, A., och Tyrlis, E (2020). The extremely warm summer of 2018 in Sweden – set in a historical context. *Earth System Dynamics, 11*(4), 1107–1121. https://doi.org/10.5194/esd-11-1107-2020

Wittenberg, L., Malkinson, D., och Barzilai, R (2014). The differential response of surface runoff and sediment loss to wildfire events. *Catena, 121*, 241–247. https://doi.org/10.1016/j.catena.2014.05.014

Wohlgemuth, T., Moser, B., Dengler, J., Gauye, C., Vittoz, P., och Scherrer, D (2024). Insolation drives ecosytem resilience after stand-replacing forest fires on South- and North-exposed slopes in a dry central-Alpine valley. In *Book of abstracts, IUFRO World Congress 2024,* Stockholm, Sweden. T1.11, p. 1008.

Zackrisson O. 1977. Influence of forest fire on the north Swedish boreal forest. *Oikos 29*(1), 22–32. https://doi.org/10.2307/3543289

Zavala, L. M., de Celis, R., och Jordán, A (2014). How wildfires affect soil properties. A brief review. *Cuadernos de Investigación Geográfica 40*(2), 311-331. https://doi.org/10.18172/cig.2522

Zêzere, J. L., Vaz, T., Pereira, S., Oliveira, S. C., Marques, R., och Garcia, R. A. C (2015). Rainfall thresholds for landslide activity in Portugal: a state of the art. *Environmental Earth Sciences, 73*(6), 2917–2936. https://doi.org/10.1007/s12665-014-3672-0

9.5 Muntligt meddelande

Jenny Sander MCF, 2026