



Myndigheten för
sällsskydd
och beredskap

Skogsbränder under ett förändrat klimat

En forskningsöversikt

Skogsbränder under ett förändrat klimat –

En forskningsöversikt

Anders Granström
Institutionen för skogens ekologi och skötsel
Sveriges lantbruksuniversitet
901 83 Umeå

Anders.Granstrom@svek.slu.se

Inledning

Skogsbränder orsakar idag förhållandevis små problem i Sverige, även om de direkta och indirekta kostnaderna kan vara betydande. Händelser under extrema år, som exempelvis 2006 i nordligaste delen av landet, illustrerar dock att det även i vårt land finns en potential för högintensiva bränder och att räddningstjänsten då lätt förlorar kontrollen över situationen. Den uppenbara kopplingen mellan väder och skogsbränder gör det motiverat att försöka analysera konsekvenserna för landets brandscen av en förväntad framtida klimatförändring. Denna kunskapsöversikt har gjorts på uppdrag av Sekretariatet för forskning och analys vid Räddningsverket som ett led i myndighetens strävan att identifiera framtida hot och nödvändiga anpassningar. Översikten är en av flera som tagits fram genom Räddningsverkets försorg inom området Naturolyckor, och det samlade materialet skall bland annat ligga till grund för fortsatta forskningssatsningar inom den nya Myndigheten för samhällsskydd och beredskap (MSB). Ett annat syfte med översikten är att göra kunskaper från den internationella forskningen mer spridda i Sverige. Översikten baseras på litteratursökning i databaser för vetenskaplig litteratur (ISI Web of knowledge), samt i tillämpliga delar även sökning på allmänt tillgängliga nätsidor. Artiklarna har sen införskaffats via SLUs biblioteksaccess. I denna översikt har störst fokus lagts på forskning som rör norra halvklottets barrskogsdominerade regioner, vilken är mest relevant för svenska förhållanden, både vad gäller bränsletyper och klimat.

Vegetationsbränder i relation till biom och klimatzoner

De tre fundamentala förutsättningarna för vegetationsbränder är att det finns en tillräcklig mängd bränsle, att bränslet når en tillräckligt låg fukthalt (<25% för dött bränsle) samt att det antänds. Samtliga faktorer varierar dramatiskt mellan olika delar av världen, huvudsakligen som en följd av skillnader i klimat. Med långsiktiga förändringar i klimatet kommer också förutsättningarna för vegetationsbränder att ändras, både genom direkt ”väder”-styrning och genom den indirekta effekten via förändrad vegetation.

Bränslet genereras av växtsamhället, som till stora delar definieras av klimatet. Likaså är upptorkningen av bränslet en funktion av klimatet. Antändningen sker naturligt genom blixtnedslag, men här har också människan idag en dominerande roll i de flesta regioner. Av detta följer att världens olika biom, det vill säga områden med likartat klimat och vegetation, också har en likartad brandproblematik, trots att de kan ligga på skilda kontinenter. Så har man exempelvis i så kallad ”Mediterran skog och betespräglad krattvegetation” (benämning av olika biom följer här Widén & Widén (2008)) allvarliga problem med högintensiva bränder: i Kalifornien på Nordamerikas västkust så väl som i Spanien och Grekland vid Medelhavet. Nyckelelementen här är förhållandevis hög nederbörd under vinterhalvåret som möjliggör hög biomassaproduktion, samt en lång torrperiod under sommaren. Den årsvisa sommartorkan har också selekterat för torktåliga

växter, vilka ofta har läderartade blad med hög koncentration extraktivämnen, vilket bidrar ytterligare till brandbenägenhet.

Över långa tidsrymder har bränder antagligen samverkat med klimatfaktorer och biotiska faktorer till utbredningen av vissa vegetationstyper. Ett ofta anført exempel är gräsdominerade marker som stäpp och savann (Bond och Keeley 2005). Balansen mellan träd och gräs styrs av brandfrekvens och brandintensitet. I en simulering fann Bond m fl (2005) att andelen mark som är skogklädd (>80% trädtäckning) globalt skulle fördubblas under ett scenario av fullständig brandeliminering: från 27 till 56% av den vegetationstäckta landytan. Det största skiftet skulle ske i tropiska savannområden, där ett antal långvariga experiment med brandeliminering också ger empiriskt stöd till hypotesen att dessa biotoper till stor del är brandberoende (Bond et al. 2005).

Förutsättningarna för bränder varierar alltså dramatiskt beroende på klimat och vegetation. I den ena änden av ett kontinuerligt spektrum finns biom som har för låg vegetationstäckning för att generera en kontinuerlig bränslebädd (öken), eller som har så korta torrperioder att bränder är sällsynta (tropisk regnskog, tundra). I andra änden finns ett antal biom där brand är en naturlig och definierande faktor: tempererade respektive tropiska gräs- och savannområden, buskmarker i medelhavsklimat samt boreal skog (Bond et al. 2005).

Under de senaste åren har man gjort stora ansatser att kvantifiera brandarealer och bränslekonsumtionen via satellitbildsolkningar av dels värmeemissionen från aktiva bränder, dels kartering av färskt avbrända marker (Chuvieco et al. 2008). Globalt beräknas den årliga brända arealen till $3.5 \cdot 10^6$ km², vilket motsvarar nära 8 gånger Sveriges landareal. Största delen faller i savannområden inom tropikerna, där ofantliga arealer bränns med intervall av 1 till några få år. Här är bränder vanligen inget samhällsproblem, utan en förutsättning för rationell skötsel av betesmarken.

I världens nuvarande savannområden har klimatförändringar troligen liten potential att förändra brandregimen, då den huvudsakligen styrs av mängden antropogen antändning, snarare än av klimatfaktorer. Däremot kan klimatändringar i samverkan med antropogena bränder driva betydande arealer tropiska skogsmarker mot savann; en ofta anført positiv förstärkning som kan vara svår att bryta. Markbränslet blir både rikare och torkar ut lättare när väl trädsiktet är borta (Golding och Betts 2008)

Inom Medelhavsområdet varierar brandintervallen mycket mellan regioner, till stor del beroende på socioekonomiska orsaker. Det finns områden i Spanien och Grekland där intervallen är kortare än 10 år (Diaz-Delgado et al. 2002). Samtidigt orsakar bränder i Meditterana biom allvarlig ekonomisk skada genom att ödelägga dels bebyggelse, dels skogsplanteringar. Hotet mot bebyggelse är akut främst i Västra USA, där villabebyggelse tillåtit infiltrera brandbenägna busk- och skogsmarker. I Sydeuropa däremot är de hotade intressena huvudsakligen skogsplanteringar. Problemen har ökat dramatiskt under senare år, antagligen främst som en följd av ändrad markanvändning: minskat betestryck från får och getter, igenväxning av åker, skogsplanteringar

(Viedma et al. 2006). Samtidigt finns i vissa regioner, exempelvis Galizien i NV Spanien och angränsande delar av Portugal en omfattande pyromani som bottenar i sociala konflikter; statliga skogsplanteringar har etablerats på tidigare betesmarker (Moreira et al. 2001, Tabara et al. 2003).

I de flesta Mediterrana regioner är antändningen helt dominerad av människan, men ändå är dagens problem starkt kopplade till klimatet. Det är främst efter långvarig torka och i extremlägen av mycket låg luftfuktighet och starka vindar som man förlorar kontrollen över bränder. Delvis kan det vara en effekt av den speciella bränslestrukturen, då det är buskskiktet snarare än finbränslet på marken som driver elden (Keeley och Keeley 1988). Mediterrana områden kan därför beskrivas som labila vad gäller brandsituationen, och klimatförändringar har stor potential att förvärra de redan idag allvarliga problemen.

Stora delar av Väst- och Centraleuropa samt östra Nordamerika hör till den tempererade lövskogsregionen. Här är sommarklimatet förhållandevis humitt, samtidigt som bränslena generellt är dåliga: På de flesta marker dominerar lövträd, med ganska ringa förnamängder på marken och ofta örtrik markflora. Brandintensiteten tenderar därför att bli låg och bekämpningen enkel. Dessutom är uppodlingsgraden stor och det är ont om större sammanhängande skogsområden. Bränder utgör därför knappast något problem. Undantagen är vissa lågproduktiva regioner, till exempel den Tyska delstaten Brandenburg i östra Tyskland, där man har stora tallskogar på sandiga marker. Detta är också ett område med ringa sommarnederbörd.

Sverige ligger nästan i sin helhet inom det boreala området. Bara Skåne, Halland och Blekinge räknas till den tempererade lövskogsregionen. Visserligen brukar södra Sverige upp till Dalälven ofta klassas som en övergångszon (den ”hemiboreala regionen (Ahti et al. 1968)), på grund av förekomsten av sydliga trädarter (ek, lind, lönn etc). Från brandsynpunkt är dock detta inslag helt försumbart idag, inte minst för att skogsbruket ensidigt gynnat boreala trädarter som tall och gran. Markvegetation och bränslestruktur skiljer sig inte nämnvärt från situationen längre norrut i landet.

Boreal vegetation är på flera sätt gynnsam för skogsbränder: marktäckningen är vanligen mossa eller lav, som tillsammans med inblandad förna utgör ett utmärkt markbränsle (Schimmel och Granström 1997). Därtill domineras fältskiktet ofta av risväxter som lingon, ljung etc med en hög torrsubstanshalt i bladverket. Slutligen utgör själva trädskiktet ett gynnsamt bränsle, förutsatt att det rör sig om barrträd. På näringsrikare mark stiger inslaget av gräs och örter, men så länge som barrträd dominerar trädskiktet brukar man ha en för skogselden gynnsam bränslebädd. I de fall man har ett stort inslag av lövträd som björk och asp, kvävs dock mossmattan och man får en väsentligt sämre bränslebädd, särskilt när björk är det dominerande trädslaget (Berglund 1998)

Den typiska boreala bränslebädden kan brinna efter bara några dagars torka, oavsett när under barmarkssäsongen det sker. Moss- eller lavmattan på marken har ingen spärr mot avdunstning och kan inte nämnvärt uppfuktas från djupare markskikt (Tanskanen et al. 2006). Detta skiljer dramatiskt från

savann, stäpp och andra gräsmarker (inklusive våra egna övergivna odlingsmarker), där grässets vissnande, antingen vinterbetingat eller som en följd av verkligt långvarig torka (som tömmer hela rotzonen i marken), är en förutsättning för brand.

I den boreala regionen finns de enda områden i världen där man fortfarande har en i huvudsak naturlig brandregim, och som till stora delar ligger utanför mänsklig kontroll. I avlägsna delar av Kanada och Alaska och Sibirien står blixtantändningar för merparten av antändningarna.

Generellt gäller för boreala områden ett icke-linjärt samband mellan klimatfaktorer och brandproblematik. Visserligen kan bränder sprida sig vid mediokra väderlägen, men vid särskilt gynnsamma förhållanden går elden upp i kronskiktet, vilket mer än fördubblar bränslemängderna och därmed orsakar dramatiska ändringar i spridningshastighet och intensitet. De största arealerna brinner under extrema episoder, då brandbekämpning i huvudsak är verkningslös. I de fall klimatförändringar ändrar frekvensen av dessa extremlägen finns alltså en stor potential för allvarligt försvårad brandproblematik i boreala regioner, inklusive Fennoskandien.

Bränslestrukturen är ganska likartad över hela det cirkumpolära norra barrskogsbältet, men klimatiskt finns stora regionala skillnader och det avspeglar sig också i brandsituationen. Inom Kanada har man för atlantprovinsen Labrador skattat de historiska brandintervallet till 200 år eller mer (Carcaillet et al. 2001), medan det i de mer kontinentala delarna (Ontario, Saskatchewan, Alberta) ligger mellan 30 och 100 år (Weir et al. 2000). För Eurasien finns likaså en öst-västlig gradient, med de kortaste brandintervallen i östra Sibirien (Sannikov och Goldammer 1996). Även inom Sverige finns klimatskillnader som avspeglar sig i brandsituationen. De sommartorra områdena i östra Götaland och östra Svealand har exempelvis mer än tre gånger så hög täthet av blixtantändningar per ytenhet som i västra Götaland och fem gånger så högt som i norra Norrlands inland (data 1955-1975 (Granström 1993)).

Förväntade vegetationsförändringar i norra Europa

Antaganden om framtida vegetationsförändringar som en följd av ett ändrat klimat baseras till stor del på paleoekologiska rekonstruktioner av sambandet mellan forntida klimat och vegetation. Den nuvarande utbredningen av olika växtsamhällen i Skandinavien har varit relativt stabil under lång tid. Den senaste stora omvälvningen skedde för mellan 2 och 3000 år sedan, i och med granens expansion på bekostnad av bland annat lind, ek och alm (Giesecke 2005). Det anses vanligen att detta skifte avspeglar klimatförändringar, men i vegetationsmodelleringar som utnyttjar rekonstruerade klimatdata över de senaste 9000 åren (Miller et al. 2008) har man inte lyckats reproducera granens sena expansion.

Ett antal olika klimatvariabler kan sätta absoluta gränser för olika trädslag (Giesecke et al. 2008): exempelvis minimitemperaturer under högvintern, vår

eller höstfroster, vegetationsperiodens längd, sommartorka etc. Det är emellertid konkurrensen mellan de olika arterna i skogsbestånd, under inverkan av olika biotiska och abiotiska faktorer som avgör vilka arter som kan göra sig kvantitativt gällande. Detta visas klart av att olika trädarter vanligen kan odlas långt utanför sina naturliga utbredningsområden i landet.

Enkla analogier gör gällande att den nuvarande gränsen för den ”hemiboreala” regionen (som sammanfaller med ekens nordgräns) kan komma att flyttas upp till Övre Norrlands inland i ett scenario av drygt 3°C ökning av årsmedeltemperaturen. Det är också det resultat man funnit i mer avancerade modellsimuleringar baserade på ekofysiologiska variabler för de olika trädarterna och regionala klimatsimuleringar för perioden 2070-2100 (Koca et al. 2006). Fortfarande skulle dock tall och gran vara de dominerande trädslagen över större delen av landet. Detta är alltså simulerad potentiell ”naturlig” vegetationsförändring. I realiteten kommer trädslagsfördelningen att väsentligen styras av skogsbrukets framtida strategier. Det är troligt att dessa kommer att vara ganska konservativa och baseras på ”löpande” skattning av risker (Keskitalo 2008). Dessutom finns det en betydande tröghet i systemet bara på grund av de långa generationstiderna. De skogsbestånd som etableras idag förväntas slutavverkas först om 60-110 år (beroende på läge i landet och markens bördighet), när alltså klimatförändringen enligt de flesta modeller redan är långt gången.

Biomasseproduktionen i skog förväntas öka inom de flesta regioner i landet (Koca et al. 2006, Anonymus 2007a), både som ett resultat av klimatändringen och av den ökade CO₂-halten i sig. Ett antal storskaliga experiment med artificiell CO₂-tillförsel visar betydande tillväxtökningar (>20% vid fördubbling av dagens CO₂-halt), både till följd av högre bladmassa och effektivare fotosyntes (Norby et al. 2005). En global modellering indikerar dock att nettoeffekten minskar i nordliga ekosystem (Hickler et al. 2008). Om kronskiktet tätnar kan det leda till minskad produktion i markvegetationen på grund av ljusbrist. Samtidigt ökar trädskiktets förnaproduktion. Nu är biomasseproduktionen i sig ingen avgörande faktor för bränslestrukturen. Nettolagret av finbränsle på marken tenderar att nå ett stabilt läge oavsett skogens biomassaproduktion (Schimmel och Granström 1997)

För fjällregionen förväntas en höjning av trädgränsen vilket tillför ny skogsmark. I motsats till de områden där man har ett aktivt skogsbruk, kommer antagligen människans direkta skötselverkan på vegetationsförändringarna att vara obetydlig i fjällregionen. Modelleringar som gjordes för Klimat och sårbarhetsutredningen (Anonymus 2007a) indikerade att en stor del av de svenska kalfjällen kan bli beskogade redan inom en 50-års period. Detta är dock ur brandsynpunkt den minst utsatta regionen i landet, på grund av kort sommar och hög nederbörd. Dessutom visade modellen att marken först tas i besittning av björk, vilken genererar en för elden ofördelaktig bränslebädd (Berghlund 1998).

I global skala förväntas en stor del av de nordliga tundraområdena tas över av barrskog. En prognos för Rysslands norra tundraområden (MacDonald et al.

2008) indikerar att trädgränsen kommer att flyttas ända ut till Norra ishavet inom ett århundrade, vilket innebär en återgång till situationen under den postglaciala varmetiden.

I Rysslands tundra, liksom i de svenska fjällen (Kullman 2008), har man registrerat en snabb nykolonisation av trädplantor under de senaste decennierna, vilket tolkas som en respons på en effekt av pågående uppvärmning. Andra indikationer i den riktningen är allt tidigare blomning hos ett antal växter (Fitter och Fitter 2002), liksom tidigare lövsprickning på norra halvklotet (Lucht et al. 2002, Goetz et al. 2005, Cleland et al. 2007)

Om nuvarande vegetationsgränser i norr förväntas flytta norrut i ett förändrat klimat kan man få andra typer av omvälvningar i de sydligare delarna av olika arters utbredning. En dendrokronologisk analys av tillväxtmönster i relation till klimatvariation över det senaste århundradet i Eurasien (Lloyd och Bunn 2007), visar att det ofta varit ett negativt samband mellan temperatur och tillväxt, i synnerhet i sydligare delar av de olika arternas utbredningsområden, vilket föreslås bero främst på värmestress och i mindre grad på vattenstress. I den simulering Koca m fl (2006) gjort för ett framtida klimatläge fann man också en tillbakagång av främst gran i sydligaste Sverige, där ju redan idag den naturliga sydgränsen för granen går.

Sammanfattningsvis kan man inte förvänta sig några dramatiska förändringar i bränsleförhållandena i Sverige för framtiden, så länge skogsbruket fortsätter att satsa på barrdominerade bestånd. Skulle man få en större omföring mot lövskog förändras dock läget, dels genom att finbränslet på marken blir mindre gynnsamt för brandspridning (Berglund 1998), men också genom att kronbrand, och verkligt högintensiva bränder, då är så gott som uteslutna (Van Wagner 1977).

Bränders återkoppling till klimatförändringar

Vegetationsbränder står för en betydande post i den globala kolbudgeten. Deras sammanlagda koldioxidemission utgör i storleksordningen 1/3 av de från förbränning av fossila bränslen, och detta faktum har genererat en hel del forskningsinsatser under senare år för att kvantifiera bränders nuvarande inflytande i skilda regioner och hur det kan komma att ändras med ändrat klimat. Det boreala bältet är jordens största skogklädda biom och globalt viktigt ur klimatsynpunkt på grund av de enorma förråd av kol som finns lagrade i form av humus och torv. Eftersom uppvärmningen förväntas bli störst i nordliga områden (IPCC 2007) finns risken att dessa förråd mineraliseras, antingen direkt via bränder, eller en ökad nedbrytning (Hyvönen et al. 2007). Därtill finns metan låst i permafrost som riskerar att frigöras och ytterligare förstärka denna feed-back för växthuseffekten (Kim et al. 2002, Schuur et al. 2008).

Bränder frisätter kol direkt i samband med branden, men också indirekt genom att påverka nedbrytning av organiskt material i marken under tiden efter brand. Brand i boreal skog kan omsätta mer kol i själva branden än i

många andra ekosystem, bland annat för att där ofta finns ett lager av humus ovanpå mineraljorden, vilket har ackumulerats över lång tid. Nu behöver inte dessa djupare organiska skikt beröras alla gånger. Det är bara de övre delarna av bränslebädden, mossor/lav och föna, som förbränns direkt i den flammade elden (Van Wagner 1983). De djupare skikten är alltför kompakta, men om de är tillräckligt torra kommer de att konsumeras av glödbland efter att flamfronten har passerat. Den totala kolomsättningen i boreala bränder är därför högst varierande och styrs till stor del av hur lång torka som har föregått branden. Kasischke m fl (2005) skattade kolomsättningen till allt emellan 2 och 70 ton/ha för boreal skog, huvudsakligen till följd av variation i förbränningsdjup. 70 ton/ha motsvarar ca 25 cm kompakt humus eller torv.

Boreala bränder genererar också en större andel CO₂ än till exempelvis savannbränder, på grund av den stora andelen förbränning genom pyrande glödbland med svag syretillförsel (Kasischke et al. 2005). Modelleringar av kolbalansen för Kanadas boreala skog för de sista 50 åren identifierar bränder som den viktigaste styrande faktorn (Bond-Lamberty et al. 2007). Enligt denna studie har det varit ett nettoutflöde till atmosfären av kol från centrala Kanadas skogar sedan början av 1970-talet, i och med en ökad brandareal.

Ett karakteristikum för bränder i boreal skog är att man kan få extremt hög brandintensitet, på grund av trädskiktets flambarhet. Det leder till att konvektionen kan bli våldsam och lyfta rök ända upp i den övre troposfären och till och med överbrygga inversionen mellan troposfären och stratosfären (Fromm och Servranckx 2003) vilket leder till lång residenstid och stora spridningsavstånd för aerosoler (Damoah et al. 2004, Randerson et al. 2006). Risken för återkoppling till klimatsystemet ökar då (Kasischke et al. 2005). Inte minst finns möjligheten att det nära liggande Arktis påverkas, både genom ökad aerosolmängd i atmosfären (minskad nettoinstrålning) och genom sotförorening på snö och is, vilket sänker albedot (Quinn et al. 2008)

Skogsbrandförsvarets nuvarande organisation och strategi i skilda delar av det boreala bältet.

De nordiska länderna avviker från de flesta skogrika länder i och med att skogsbrandskyddet enbart sköts som en del av det allmänna brandförsvaret. Finland är indelat i 22 räddningsområden som samordnar kommunernas räddningsarbete. Norges organisation liknar i det stora hela Sveriges, med kommunerna som ansvariga för skogsbrandförsvaret, och en flygspaning som upphandlas av respektive fylke (Johnsen 2008). Ett särdrag är att man har en statlig skogsbrandhelikopter i beredskap under skogsbrandsäsongen, vilken flyttas mellan olika distrikt alltefter brandrisksituationen. Denna administreras av DSB, Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap. Därtill har DSB tecknat kontrakt på ytterligare helikopterresurser vid behov. De operativa besluten rörande dessa helikopterresurser ligger under Hovedredningsentralen, (av vilka det finns en för norra Norge och en för södra och som ansvarar för bl a sjöräddningen i landet).

I Sverige är kommunerna självstyrande över räddningsverksamheten, även om man på många håll gått ihop i förbund som omfattar flera kommuner. Därtill kommer att länen handlar upp brandbevakningen via flygklubbar, samt att det finns ett antal materieldepåer spridda över landet, som administreras av MSB. Det har inte gjorts någon analys huruvida avsaknaden av en specialiserad skogsbrandorganisation utgör något problem, men fokus för räddningstjänsterna ligger av förklarliga skäl på ”brand i byggnad”. Exempelvis finns idag ingen specifik fältträning i skogsbrandsläckning på räddningsskolorna.

I Ryssland ligger brandförsvaret över statens markinnehav på federal nivå. Sedan flera decennier har man utvecklat flygburna styrkor för brandbekämpning i mer avlägsna regioner. Taktiken går ut på att sätta ner en mindre styrka med hjälp av helikopter, röja en spärrlinje med hjälp av sprängkabel där naturliga begränsningslinjer saknas, samt skyddsavbränna.

Ryssland har lagt en administrativ gräns för ”brandskydd” som avgränsar verkligt nordliga områden där inga brandbekämpningsåtgärder görs, därför att man inte har något ekonomiskt nyttjande av skogsråvaran (Valendik 1996). Inom denna norra zon finns dock ett antal stora områden som (åtminstone nominellt) skall skyddas på grund av sin betydelse för olika renskötande folk. Det anses att brandförsvaret kollapsade i samband med Sovjetunionens sammanbrott (Stocks et al. 1996). Idag är det svårt att hitta information om organisation och resurser.

Sedan 1995 finns en station för nedladdning av satellitdata från Sibirien och angränsande områden i Krasnoyarsk. Det gör att man kan detektera och lokalisera aktiva bränder (via MODIS) och även få tillförlitliga data om brandarealer. Enligt dessa analyser brann i perioden 1996-2005 i medeltal 9,3 miljoner ha per år i Ryssland (Flannigan et al. 2008). Statistik från Sovjettiden har visat sig vara helt otillförlitlig, så dessa siffror kan inte sättas i något historiskt perspektiv. Det pågår dock ett arbete att analysera äldre sovjetiska satellitbilder för att skapa en dataserie från 1970-talet och framåt (Flannigan et al. 2008). Därigenom blir det möjligt att analysera trender för arealen bränd mark och dess koppling till klimatförändringar. För Kanada finns redan idag en lättillgänglig databas över alla större bränder (>200 ha) sedan 1959 (Stocks 2003).

Av Kanadas boreala skogar har ännu inte mer än 50% allokerats till skogsbruk. Nära 50% av den brända skogsmarksarealen i Kanada hänförs till bränder som inte bekämpas, på grund av att de ligger avlägset, inte hotar ekonomiska intressen, eller som tillåts brinna av ekologiska skäl (Stocks 2003). I medeltal har 2,5 miljoner ha brunnit per år under senare decennier. Antalet bränder ligger kring 8000, varav blixtantändningar utgör 45%. Dessa står för en oproportionerligt stor andel av total avbränd yta: 81%. Skogsbrandskyddet är ett ansvar för provinserna (respektive territorierna), även om man har en nationell samordning av resurser via CIFFC (Canadian Interagency Forest Fire Centre). Bekämpningskostnaderna är inemot en halv miljard CAD årligen.

Strukturen på brandförsvaret skiljer sig en del mellan Kanadas olika provinser, men exempelvis British Columbia (ungefär dubbla Sveriges yta) har 350 "initial attack"-skogsbrandmän säsongsanställda under brandsäsongen. Dessa är organiserade i enheter om 3 personer, förlagda vid 50 baser och sätts till största delen ut med helikopter. Dessutom har man 27 grupper om 20 man, som sätts in vid större bränder, det vill säga när första-attacken inte lyckats begränsa elden. Taktiken bygger på snabbt insatt flygbekämpning från helikopter och framförallt vattenbombande flygplan, av vilka provinsen har 15 stycken.

Förutom provinsernas skogsbrandskydd har kommuner ansvar inom en varierande räjong kring samhällen. En intim kontakt mellan skogs- och annat brandförsvaret är nödvändig och det förekommer ofta evakueringar av hela samhällen i samband med större bränder. I motsats till situationen i Sverige finns sällan några barriärer av odlad mark kring smärre samhällen i boreala Kanada och Alaska, vilket ökar sårbarheten.

Flera av de stora nationalparkerna i Kanada har dessutom egna brandförsvaret, men vid större insatser samordnas personella och materiella resurser via det federala CIFFC.

Sett i ett cirkumborealt perspektiv är skogsbrandsituationen i Fennoskandien förhållandevis enkel, vilket avspeglar sig i hur man organiserat skogsbrandförsvaret. Anledningen kan antas vara att vi har ett relativt humitt sommarklimat jämfört med exempelvis Sibirien (Stocks et al. 1998). Redan under senare delen av 1800-talet lyckades man i vårt land dramatiskt reducera arealen bränd mark (Granström och Niklasson 2008), parallellt med att skogen blev en ekonomiskt viktig resurs. Samtidigt har samhället idag identifierat brand som en viktig störningsfaktor i skogslandskapet, vilket gör att man både inom skogsbruket och inom den statliga naturvården börjat använda bränning som ett skötselredskap.

Även om ingen tillförlitlig statistik finns att tillgå är det idag antagligen de flesta år en större areal som brinner i kontrollerade bränningar än i "vilda" bränder. Inom de större skogsföretagen är målsättningen att bränna 5% av den årliga avverkningsytan, vilket ger en årsyta om ca 4000 ha (Hellberg och Granström 1999). Bränning i skogsreservat har länge diskuterats, men har först de allra senaste åren kommit igång på allvar (Naturvårdsverket 2004). Det faktum att de flesta reservat i Sverige är mycket små, i jämförelse med andra delar av det boreala bältet, gör det nödvändigt att göra kontrollerade avbränningar, i stället för att som i vissa delar av Kanada eller USA låta blixtantända bränder agera fritt. Denna ökande bränningsaktivitet har naturligtvis fört med sig vissa ökade risker, men samtidigt har det lett till en generell kompetensuppbyggnad och ökning av antalet människor som är vana att hantera eld i skogen.

Vad styr antal bränder respektive arealen bränd mark?

Arealen bränd mark är en funktion av antalet bränder och deras storlek. Båda dessa styrs av klimatet, men också av människan. Idag dominerar mänskliga antändningar över blixtantändningar inom de flesta regioner. För Sveriges del är statistiken bristfällig eftersom drygt 30% av bränderna noteras för ”orsak okänd” (Räddningsverkets årsrapporter), men om man antar att de flesta av dessa är antropogena, ligger blixtantändningar troligen omkring 10%.

För Ryssland/Sibirien finns ingen tillförlitlig statistik, men satellitbildsanalyser visar att tätheten av antändningar sjunker med avståndet till väg, och en modellering av dessa data indikerar att för hela Ryssland nära 90 % av bränderna är antropogena (Acharid et al. 2008). Med exploateringen av naturresurser (timmer, olja, gas, mineraler) kan man vänta ett ökat antal bränder, både på grund av ökat antal människor och på grund av utbyggnaden av vägnätet in i tidigare orörda områden och därmed ökad access till skogen.

I Kanada som helhet ligger de antropogena bränderna kring 50% men även här står blixtantändningar för merparten av bränderna i verkligt avlägsna områden.

För att en brand skall kunna starta krävs en initial glöd, pilotflamma eller gnista, men också att bränslet är av en gynnsam struktur och tillräckligt torrt för att antändas; inte sällan först som en glödbrand som senare övergår i öppet flammande eld (Van Wagner 1983). För blixtantändningar har man funnit att det optimala antändningsmaterialet är humus eller rötad ved (Latham och Williams 2001), på grund av att den impuls som krävs för att orsaka en glödbrand är mindre i ett finfördelat men ändå förhållandevis kompakt material, som dessutom har låg värmeledning och därför konserverar värmen under den initiala antändningsfasen. Detta är emellertid material som laddas med stora mängder vatten under vintern och under övriga perioder av riklig nederbörd och som kräver långa torrperioder för att bli nog torrt för att tändas av en blix. Blixtantändningar, åtminstone i boreala områden, tenderar därför att vara koncentrerade till perioder av avancerad torka under högsommaren (Nash och Johnson 1996). Det är också då man har förutsättningar för lokala värmeåskväder, vilka tycks orsaka betydligt fler bränder än åskväder i samband med kallfrontpassager (Larjavaara et al. 2005).

Vad gäller antropogen antändning finns ett stort spektrum av orsaker, men för de flesta gäller att fukthalten i den övre delen av bränslebädden är mer avgörande än fukthalten på större djup, eftersom markytan tar emot de flesta tändimpulserna. Ytbränslet kräver ingen lång tid för att komma till jämviktsfukthalt och fukthalten står därför efter bara några dagars torka i närheten av momentan samvariation med den relativa luftfuktigheten. Sannolikheten för att exempelvis en kastad fimp skall orsaka en antändning ökar dramatiskt med sjunkande luftfuktighet (Markalas 1985). Förutom dessa styrningar är naturligtvis det mänskliga beteendet en avgörande faktor, och det i sin tur styrs av ett stort antal variabler (kunskapsnivå, information, intentioner etc). Det är därför svårare att konstruera prediktiva modeller för antropogen antändningar än för blixtantändningar, liksom att prognostisera vad effekten av ett ändrat klimat kan innebära för antalet bränder och deras fördelning med avseende på ”riskscenarier” (Wotton och Martell 2005). De

allra flesta antändningar släcks snabbt och bränner av bara en mindre yta medan ett fåtal resulterar i verkliga problem, vanligen till följd av hög brandintensitet.

Intensiteten i en skogsbrand (definierat som energiutveckling per längdenhet i flamfronten (Byram 1959) är avgörande för bekämpningsmöjligheterna, både på grund av intensiteten i sig och på grund av kopplingen mellan intensitet och spridningshastighet. För ett och samma bränsle är det ett rätlinjigt samband mellan intensitet och spridningshastighet, vilket innebär att högintensiva bränder snabbt kan växa ut över stora arealer. Intensiteten beror på ett litet antal variabler. Förutom bränslemängder och bränslestruktur samt topografin är det vindstyrkan och finbränslets fukthalt, vilket helt styrs av luftfuktigheten när väl det fria vattnet har avdunstat (Van Wagner 1983).

Ett typiskt mönster är alltså att ett litet antal bränder står för den allra största arealen. I Kanada klarar man att kontrollera 97% av alla skogsbränder innan de nått 200 ha storlek, men de resterande 3% resulterar i 97% av den sammantagna brandarealen (Stocks 2003). Brandproblemen genereras med andra ord till allra största delen av ett litet antal bränder som lyckas ta sig ur den första bekämpningsfasen, vanligen under extrema vädersituationer. För Sverige finns inga motsvarande data, men det är troligt att relationerna är liknande. En storleksanalys av bränder i Mellannorrland över 9 år visade att 80% var mindre än 1 ha (Engström 2000). Nära hälften av den totala avbrända arealen (2000 ha) härrörde från blott två bränder, av sammantaget 844 som räddningstjänsterna hade ryckt ut på.

Bränslestrukturen i boreala områden ger förutsättningar för hög brandintensitet, eftersom trädsiktet domineras av barrträd som kan involveras i branden. För att branden skall utveckla sig till en kronbrand krävs dock dessutom att vädret är gynnsamt (exempelvis låg luftfuktighet, vind (Van Wagner 1977)). Det är emellertid just dessa extrema brandepisoder som blir kvantitativt betydelsefulla och som också är de problematiska ur bekämpningssynpunkt. Brandintensiteten är också viktig eftersom den bestämmer trädmortaliteten i trädsiktet, och därmed har långsiktig inverkan på bland annat områdets CO₂-dynamik (Hurteau et al. 2008).

En nyckel till förståelse av skogsbrandproblematiken och hur den kan komma att förändras med ändrat klimat ligger i kopplingen till storskaliga bakomliggande mekanismer. Det har gjorts omfattande analyser av klimatologin i samband med skogsbränder i skilda delar av världen. Förutsättningarna är generellt en utpräglad torka och ofta rör det sig om avvikelser från det mer normala vädermönstret. Redan Kinnman (1936) påtalade betydelsen av blockerande högtryck för skogsbränder i Sverige. För Nordamerika har ett flertal studier under senare år visat samband mellan bränder och variation i storskaliga klimatmönster, så kallade telekonnektioner. Det mest kända är ENSO (El Nino Southern Oscillation) som genereras av variationer i ytvattentemperaturer i skilda delar av Stilla Havet nära ekvatorn. Med oregelbundna intervall (3-7 år under de senaste århundradena, med en varaktighet av 12-15 månader) centreras höga vattentemperaturer österut och därmed även konvektionscentrum och värmningen av atmosfären. En sådan

episod kallas El Nino. Dessa skiften har långtgående spatialt inflytande, med olika fördröjning i olika delar av världen och med olika effekter vad gäller nederbörden. El Nino-förhållanden ger lägre nederbörd än normalt i västra Stilla havet, bland annat i Indonesien och Australien.

Den rekordstarka El Nino-episoden 1997-1998 ledde till extrem torka och mycket omfattande bränder i regnskog på Borneo. Likaså finns belägg för att förmodat antropogena bränder i Amazonas varit mer frekventa under perioder med hög El Nino-aktivitet (Marshall et al. 2008), även om dessa episoder hade ännu bättre matchning mot solstrålningsminima. El Nino ger också en tidig snösmältning i nordvästra USA och därmed lång skogsbrandsäsong (Swetnam 1993). Motsatta förhållanden (La Nina, dvs ett förstärkt "normaltillstånd" vad gäller temperaturgradienten i Stilla havet) ger torka i sydvästra USA och är starkt korrelerad med brandaktiviteten där.

Kitzberger et al (2001) fann en samvariation i brandaktivitet mellan så skilda regioner som sydvästra USA och Norra Patagonien i Argentina. Särskilt omfattande bränder inträffar i båda dessa regioner när man går från en utpräglad El Nino till La Nina-förhållanden. El Nino ger riklig nederbörd till dessa normalt torra områden och resulterar i uppbyggnad av stora mängder finbränsle (gräs/örtförna) som sen brinner under den efterföljande La Nina-inducerade torkan.

Fauria och Johnson (2006) hittade komplexa samband mellan ENSO-PDO¹, AO² och stora (>200 ha) blyxtantända bränder i Kanada och Alaska i en retrospektiv analys för perioden 1959-1999. För områden i västra Kanada öster om klippiga bergen innebar en varm PDO-regim förhöjda temperaturer i centrala Kanada och frekventa blockerande högtryck över västra Nordamerika, vilka hejdar införseln av fuktig luft. De visade också att den ökning i bränd areal som skett i boreala Nordamerika under de senaste decennierna orsakats av ett skifte efter 1976 till en varmare PDO-regim och mer enhetligt positiva AO-situationer. Likaså visar en analys som spänner över de senaste 500 åren i västra Nordamerika (Kitzberger et al. 2007), en tydlig samvariation mellan ENSO, PDO, AMO och brandaktivitet. För analys av brandaktivitet använde de kronologier från brandljudiga träd och för rekonstruktion av ENSO etc årsringsbredder. ENSO-PDO hade starkast inflytande, men AMO (Atlantic Multidecadal Oscillation) hade en förstärkande effekt i tidsperioder över flera decennier.

Slutsatsen är alltså att det inte finns någon enkel koppling mellan förändrat klimat och brandaktivitet. I synnerhet i boreala områden, där förekomsten av blockerande högtryck kan generera en väsentlig del av problembänderna.

¹ PDO, Pacific Decadal Oscillation är en långvägig variation i ytvattnets temperatur i de norra delarna av Stilla havet. Varma och kalla perioder växlar med intervall av 20-30 år, vilket möjliggör viss prognostisering. De bakomliggande mekanismerna är inte kända, men det finns en samverkan med ENSO.

² AO, Atlantic Oscillation härleds ur lufttrycksvariation i polarområdet visavi Nordatlanten. Anses vara styrt av samma mekanismer som NAO. Samvarierar med vädermönster i Arktis, Nordeuropa och Nordamerika öster om Klippiga bergen.

För Eurasien finns det färre analyser som direkt kopplar telekonnekationer till brandaktivitet. Den mest anförda styrmekanismen för väderläget i Nordeuropa är den så kallade North Atlantic Oscillation (NAO), vilken indikerar avvikelser från normaltillståndet vad gäller tryckskillnader mellan högtrycket vid Azorerna och lågtrycket vid Island. När tryckskillnaderna är starka är det ett dominant västvindsinflytande med riklig nederbörd över NV Europa och torrt över Iberiska halvön. När tryckskillnaderna är mindre markanta råder motsatta förhållanden, det vill säga mindre nederbörd i NV Europa. NAO-indexet är då negativt. Inflytandet av NAO för Nordeuropa är mest markant vintertid (Hurrell 1995) och har visat sig korrelera med ett antal biologiska fenomen (Grotan et al. 2005). En analys av sambandet mellan vinter-NAO och torkindex för perioden 1901-2000 har emellertid även visat på en mer kvardröjande effekt (Lopez-Moreno och Vicente-Serrano 2008). Under år med utpräglat negativ vinter-NAO (dec-mars) var det nederbördsunderskott under efterföljande sommar i en region som omfattade Sverige-Finland och delar av Balticum. Här skulle alltså finnas en viss prognosmöjlighet över flera månader.

Det har också visat sig att årsringsbredder kan utnyttjas för långtidsrekonstruktion av NAO. I norra Skandinavien styrs trädväxten huvudsakligen av sommartemperaturen, men i Spanien av sommarnederbörden. Genom att analysera årsringsserier från nordligaste Sverige respektive Spanien-Italien för perioden 1600-2000 fann Meyers & Pagani (2006) dels en 25-årscykel i styrkan av NAO och dels skillnader över riktigt långa tidsrymder, med ett minimum under 1600-talets senare del.

Det har föreslagits att NAO kan vara under inflytande av global uppvärmning via ökad värmning av havsvatten i tropikerna (Hoerling et al. 2001).

NAO har alltså en stark koppling till vintertemperaturen i Skandinavien (Chen och Hellström 1999), men har föga inflytande över klimatet under brandsäsongen (maj-augusti). Dock finns det indikationer på lågfrekventa variationer i sommarnederbörd i Nordeuropa. Briffa m fl (1994) beräknade ett torkindex över sommarmånaderna för perioden 1891-1991 och fann ett antal exceptionellt torra perioder, exempelvis 1930-talet (van der Schrier et al. 2006). Vidare identifierade man ett antal regioner där torkperioderna var korrelerade. För Sveriges del en nordlig Fennoskandisk region och en sydlig region omfattande Nordvästeuropa och Sydsandinavien. Mekanismerna bakom denna typ av svängningar för Nordeuropa är inte kända.

Sett över riktigt långa tidsperioder har det varit stora variationer i såväl temperatur som nederbörd i Sverige (Seppa et al. 2005). Antonson et al (2006) har föreslagit att den post-glaciala värmetidens klimat (5000 år sedan) präglades av ett annat cirkulationsmönster under sommarhalvåret, med högre frekvens av blockerande högtryck. Under de senaste 150 åren var medelfrekvensen av dagar med etablerade högtryck (anticykloner) under sommaren kring 10% i centrala Sverige, men med en variation mellan år från 2% till 55%, och medföljande variation i temperatur och nederbörd (Antonsson et al. 2006). Med tanke på de blockerande högtryckens betydelse

för brandrisken är det tänkbart att små förändringar i deras frekvens kan ge stora utslag i brandsituationen i landet. Det finns åtminstone en modelleringsstudie som indikerar att de blockerande högtrycken på norra halvklotet påverkas under ett 2 x CO₂-scenario (Lupo et al. 1997).

Prognoser om den framtida skogsbrandsituationen i skilda delar av världen

Bedömningar om den framtida brandregimen har gjorts i ett flertal regioner. Ofta bygger de på simuleringar av brandriskindex med hjälp av GCM-data, men ibland inkluderar man också mer invecklade modeller för att generera areal bränd mark. En stor del av dessa arbeten rör Kanada, Alaska och västra USA, där brandsituationen redan idag är besvärlig. Den enda studie som täcker större delen av det boreala bältet gjordes av Stocks m fl (1998) som analyserade nutida och förväntad framtida brandrisk för boreala Kanada och Ryssland. De utgick från verkliga väderdata från ett stort antal stationer i de två länderna för perioden 1980-1989 och beräknade ett kumulativt brandriskindex (MSR, monthly severity risk; se (Stocks et al. 1989)). För att få ett surrogat till 2 x CO₂-klimat gjorde man därefter en omräkning av datat med ändringar av temperatur och nederbörd enligt månadsanomalier som man erhållit från olika GCM under 2 x CO₂. Temperaturkorrektionen gjordes för varje dag genom att lägga till den förväntade ändringen i månadsmedelvärde (skillnaden mellan 1 x CO₂ och 2 x CO₂ i GCM-simuleringarna för närmaste gridcell), medan nederbördskorrektionen gjordes som en procentuell korrigeringsfaktor för varje observerad nederbördsdag (baserad på månadsvisa skillnader i nederbördsmängd mellan 1 x CO₂ och 2 x CO₂).

Analysen identifierade att det idag finns två regioner där extremt brandväder är det ”normala”: östra Sibirien och centrala Kanada. Under 2 x CO₂ växte dessa extrema områden till att omfatta väsentligt större geografiska områden; för Rysslands del hela Sibirien. Ändringarna var störst i juni och juli. Det bör noteras att detta är månadsmedelvärden, som kan dölja enstaka episoder av hög risk. I den här analysen gjordes ingen ändring av vindstyrka eller relativ luftfuktighet, eftersom månadsmedelvärdena för dessa var ganska oförändrade i 2 x CO₂-simuleringarna. Dessutom gjorde man ingen ändring av antal nederbördsdagar. Samtidigt behöll man en viss realism i de spatiala mönstren, i och med att man utgick från ett stort antal punkter med verkliga data.

För Kanada gjorde Flannigan et al (2005) en modellering av förväntade brandarealer baserad på samband mellan månadsmedelvärden för brandriskindex och arealen avbränd mark under perioden 1959-1997. De extrapolerade dessa samband till modellerade framtida klimat som genererats av två olika GCM (en kanadensisk modell resp Hadley) under ett scenario av 3 x CO₂. Ett problem var att klimatmodelleringarna för den historiska perioden (1959-1997) gav mycket större antal nederbördsstillfällen per gridcell än de verkliga observerade data för punkter (stationer). För att kompensera detta gjordes ett avdrag om 1,5 respektive 2 mm nederbörd per nederbördsdag, vilket gav en god simulering av både nederbördsmängdernas frekvensfördelning och de nederbördsfria periodernas längd. Sambandet

mellan månatliga väderindex och bränd areal analyserades på det historiska materialet och applicerades slutligen på simulerade GCM-data. Under dessa antaganden beräknades att arealen bränd mark kommer att öka med 70-120% fram till slutet av århundradet.

Antändning av bränder är en nyckelfaktor som fortfarande knappast analyserats ur klimatändringsperspektiv. Det finns ett par exempel på prognostisering av både blyxtantändningar och antändningar orsakade av människan, vilka (som beskrivits ovan) styrs av olika klimatologi. Wotton (2003) prognosticerade en 50% ökning av antropogena antändningar till slutet av 2000-talet till följd av ändrat klimat i centrala Kanada. Price (1994) fann en 44% ökning av blyxtantända bränder i sydvästra USA. Hittills finns dock inga modeller som inkorporerar antändning i realistiska modelleringar av arealen bränd mark. I viss mån kan man säga att antändningstätheten är begränsande för arealen bränd mark (allt annat lika) och i framtiden torde det bli nödvändigt att utveckla mer mekanistiska modeller som simulerar bränd mark från antändningar och brandspridningsförlopp, med olika scenarier av klimat och brandbekämpningsinsatser.

För västra Nordamerika har Westerling m fl (2006) velat leda i bevis att man redan nu kan detektera ett skifte mot högre brandaktivitet till följd av klimatförändringar, huvudsakligen via en tidigare vår och längre brandsäsong. Bilden här kompliceras emellertid av pågående förändringar i bränslestrukturen. Fram till omkring 1870 hade man i stora delar av västra USA en regim av frekvent återkommande, lågintensiva bränder (Covington och Moore 1992). Brandbekämpning under 1900-talet ledde till bränsleuppbyggnad och successivt tätande skogar, vilka kan generera kronbränder efter episoder av långvarig torka. Den påtagligt ökande omfattningen av stora, högintensiva bränder i detta område under senare år (Westerling et al. 2006), kan alltså vara orsakad av både klimatförändringar och bränsleförändringar. Man fann dock en ökning av mängden stora bränder också i regioner där den ursprungliga brandregimen var dominerad av kronbränder, vilket talar för att det huvudsakligen rör sig om en klimatrelaterad-signal. En ytterligare komplikation är att brandregimen i Västra Nordamerika är så styrd av lågfrekventa telekonnectioner såsom ENSO-PDO (se tidigare beskrivning), varför det kan krävas mycket långa observationsserier för att säkert hänföra förändringar i arealen bränd mark till antropogen uppvärmning.

En annan region där man fruktar stora förändringar i brandregimen är Amazonas, där också konsekvenserna kan bli allvarliga på grund av områdets betydelse för det regionala klimatet (Golding och Betts 2008). GCM-modellering under 2 x CO₂ gav minskade nederbörds mängder i Amazonas, vilket omsatt till ett brandriskindex indikerade en kraftigt ökad brandrisk. Situationen här försvåras dessutom av en förväntad ökning av arealen störd mark till följd av skogsexploatering, vilket ökar mängden bränsle på marken och gör det mer utsatt för upptorkning.

Troliga effekter av klimatförändringar på Sveriges skogsbrandsituation

Flera olika klimatvariabler som förväntas ändras i framtiden torde inverka på skogsbrandsituationen i Sverige. Den potentiella brandsäsongen bör bli förlängd som en direkt följd av stigande medeltemperatur. I norra delen av landet begränsas starten idag ofta av snötäcket, men söderut snarare av den låga avdunstningstakten under vinter och tidig vår till följd av låg temperatur och hög luftfuktighet. Det är inte orimligt att starten på den ”potentiella” brandsäsongen kommer att tidigareläggas lika mycket som vegetationssäsongen, enligt Klimat och sårbarhetsutredningen med mer än en månad i södra Sverige.

Den förväntade nederbördsökningen under vintern kommer antagligen inte att inverka nämnvärt på brandsäsongens start; den typ av bränslen vi har håller bara begränsade vattenlager. För en typisk, mossdominerad skogsmark motsvarar det maximala vattenlagret i finbränslet på marken kring 5 mm nederbörd. Än mer gäller det gräsmark, där lagret är maximalt ca 1 mm (Granström et al. 2000).

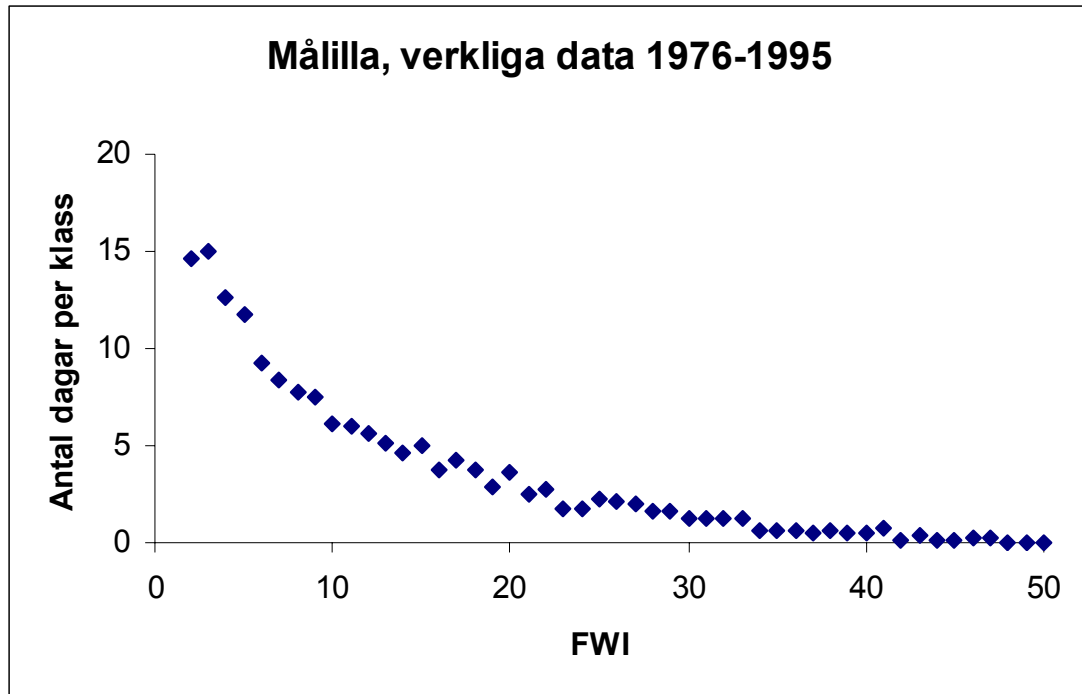
Gräsdominerad mark skiljer ut sig i och med att bränslet försämras så snart färsk grönmassa växer in i bränslebädden. Gräsbrandsäsongens start begränsas därför av snötäcket alternativt temperaturen/relativa luftfuktigheten på våren och dess avslut av det nya grässets tillväxt. Att gräsbrandsäsongen kommer att förläggas tidigare under våren är rimligt, men det är svårare att bedöma om dess längd ändras nämnvärt, annat än i de områden där man idag har ett snötäcke som begränsar säsongens start (Jylha et al. 2008).

Skogsbrandsäsongens avslut kan förväntas senareläggas, men det är antagligen mindre allvarligt, eftersom den potentiella avdunstningen är relativt låg, bland annat i och med de allt kortare daglängderna under hösten. Det finns ingen nationellt heltäckande analys av dagens situation, men under 1990-talet var det i Mellannorrland en sjunkande trend i antalet bränder från och med augusti månads början. Säsongens avslut var i månadsskiftet september/oktober (Engström 2000). Den avbrända arealen var dock obetydlig under september. Sammanfattningsvis är det troligt att den potentiella brandsäsongen kommer att förlängas, det vill säga den del av året när bränder kan förekomma efter ett antal dagar utan nederbörd.

De beräkningar av förändringar i brandriskvärden som gjorts indikerar ganska betydande förändringar. Flannigan m fl (1998) utnyttjade en kanadensisk GCM för beräkning av brandriskvärden under 1 x CO₂ respektive 2 x CO₂ över Nordamerika och Europa. För norra Sverige gav 2 x CO₂-scenariot en oförändrad situation vad gäller medelvärdet av dagliga brandriskindex under perioden maj-augusti. För södra halvan av landet var det en svag ökning.

Som en del av sårbarhetsutredningen gjordes också en analys av förväntade ändringar i brandrisk baserad på SMHIs regionala modellering av GCM-data (Anonymus 2007b). Beräkningar av brandriskindex gjordes för 24 positioner spridda över landet med dagliga väderdata simulerade enligt Hadley-modellen och Echam-modellen för kontrollperioden 1961-1990 respektive perioden

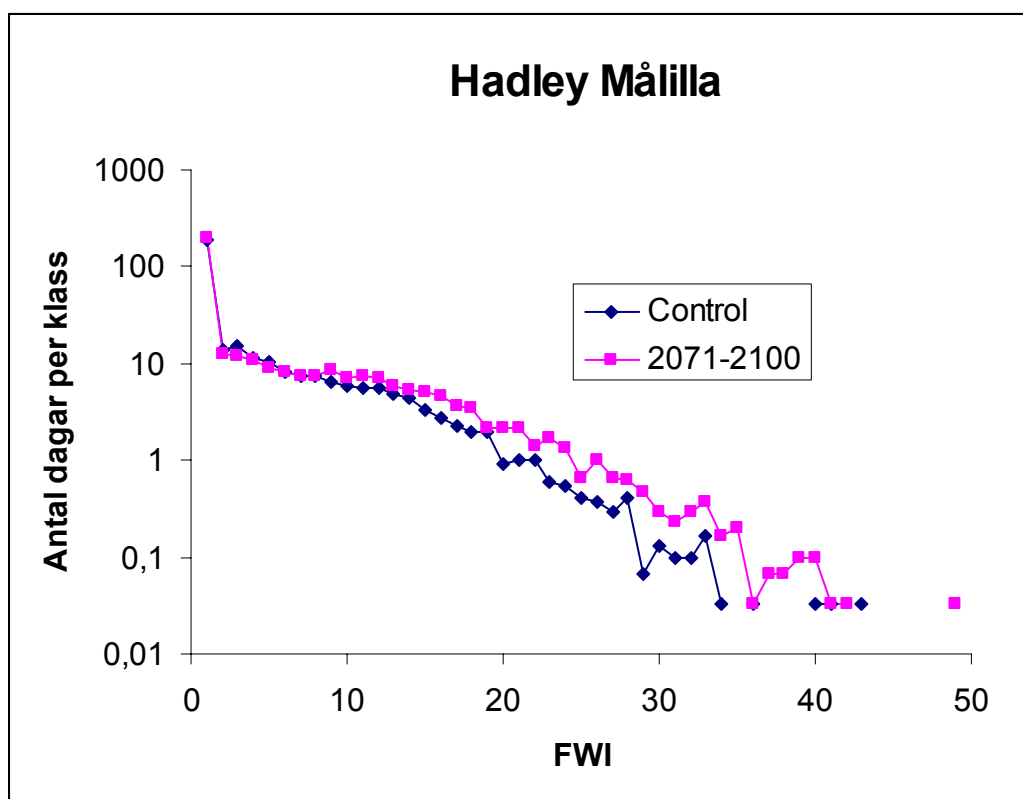
2071-2100 under CO₂-scenario B2 (vilket innebär en stegring under perioden från c 520 till 610 ppm). Dessutom gjordes indexberäkningar för 14 platser i landet på verkliga väderdata för perioden 1976-1995, vilka sedan jämfördes med de två GCM-modelleringarna för perioden 1961-1990. Detta gjordes för att kunna bedöma precisionen i modelleringarna.



Figur 1. Frekvensfördelning av antal dagar med olika FWI-index för Målilla i SÖ Götaland. Medeltal per år, beräknat på verkliga väderdata för perioden 1976-1995. Klassbredden har satts till 1 FWI-enhet. Klassen 0-1 var allra störst, med omkring 100 dagar och har inte tagits med i figuren. Hög brandrisk föreligger vid FWI-värden över 20 och extremt hög risk vid FWI-värden över 30. Från Anonymus (2007b).

Det brandriskindex som beräknades var FWI, vilket indikerar relativ brandintensitet i en skogsbrand (Gardelin 1997). Ett exempel på frekvensfördelningen av dagar med avseende på FWI-nivån ges i Figur 1, för Målilla i det sommartorra östra Götaland. Antal dagar per klass är exponentiellt avtagande med stigande FWI.

Det visade sig att index beräknade på både Echam och Hadley-simuleringar för det sena 1900-talet var genomgående lägre än de som beräknats på verkliga data. Mest uttalat var avvikelserna för Echam-modellen. Det är inte känt vilka vädervariabler som orsakar detta fel, men det är möjligt att simuleringarna ger för stort antal dagar med ringa nederbörd, som påtalades av Flannigan m fl (2005). En jämförelse av antal högriskdagar för de olika platserna i landet indikerade att antal dagar med verkliga FWI-värden över 20 (vid FWI>20 är brand möjlig även i slutna skog (Granström och Schimmel 1998)) motsvarades av antal dagar med FWI>10 i Hadley-simuleringarna.



Figur 2. Frekvensfördelning av antal dagar per FWI-klass (klassbredd 1 enhet) för Hadley-modellens simulerade data för två olika tidsperioder för Målilla i sydöstra Götaland. De två tidsperioderna är det sena 1900-talet (control = 1961-1990) respektive det sena 2000-talet (2071-2100). Y-axeln har logaritmerats för att skillnader skall kunna urskiljas vid höga FWI-värden. Från Anonymus (2007b).

För både verkliga data och modelleringarna var det ett exponentiellt avtagande antal dagar per klass med ökande index, vilket antyder att frekvensfördelningen för de modellerade data har en realistisk form, men på en för låg nivå. Det visar också att skillnader mellan exempelvis två platser i antal dagar över ett visst tröskelvärde även indikerar skillnader i antal riktigt extrema riskdagar. För att bedöma kommande trender i brandrisksituationen gjordes därför en jämförelse av antal dagar med $FWI > 10$ för Hadley-simuleringarna för perioden 1961-1990 och 2071-2100.

För norra Sverige gav det en marginell minskning av antal högriskdagar. För södra Sverige upp till södra norrlandskusten däremot en betydande ökning. Allra störst var den i delar av östra Götaland där vissa inlandslokaler fick 20 fler högriskdagar (ca 50% ökning). Det gjordes ingen vidare analys av vilka vädervariabler som styr förändringen i antal dagar med hög brandrisk. Potentiellt skulle det kunna vara ändringar i nederbörd, temperatur, relativ luftfuktighet eller vindstyrka. Det är dock troligt att temperatur och nederbörd varit mest drivande, då de beräknade medelvärdesförändringarna för sommarhalvåret (SWECLIM) går i riktning varmare-fuktigare för norra Sverige och varmare-torrare för södra Sverige.

Med de skisserade förändringarna följer sannolikt dels ett större antal bränder i södra Sverige (fler dagar när antändning är möjlig), och fler stora bränder (på

grund av fler dagar med extremt brandväder). Dessutom är det troligt att episoder med multipla bränder ökar, med risk att släckorganisationen mättas.

Övriga potentiellt betydelsefulla trender

Förutom de direkta effekterna av ändrat klimat på brandrisksituationen skulle flera delvis klimatkopplade trender kunna influera brandsituationen i landet, men här finns ännu sämre underlag för en bedömning av effekterna. Förändrad skogsskötsel genererar förändrad bränslestruktur både i beståndsskala och i landskapsskala. Ett exempel är den storskaliga introduktionen av contortatall som skedde under slutet av 1900-talet, och som har potential att ändra brandbeteendet (Granström 1998). För närvarande finns ca 500 000 ha contortaskog, och de senaste åren har det varit en svagt uppåtgående trend efter ett antal år av svalare intresse, bland annat till följd av restriktioner från Skogsstyrelsen. Planteringen av contorta kan mycket väl åter komma att öka då produktionen är väsentligt högre än för inhemska trädarter på magra marker. (Elfving et al. 2001)

Det finns ännu inga tecken att skogsbruket påtagligt ändrat inriktning inför ett ändrat klimat, men skulle exempelvis ett ökat antal svåra stormar leda till en övergång till lövträd på granens bekostnad i södra Sverige, medför det en dramatisk ändring av brandpotentialen. Likaså kan man potentiellt få en ändrad skogsskötsel till följd av svamp- eller insektsangrepp som triggas av ett ändrat klimat eller patogener (Kirilenko och Sedjo 2007). Ett ofta anförda exempel är den extrema barkborre-epidemi som under senare år härjat miljoner ha contortaskogar i västra Kanada (Parkins 2008). Nyckeln tros vara varmare vintrar som möjliggör larvernans överlevnad. Denna härjning har haft genomgripande effekter på hela skogsnäringen i området och har följdverkningar också på brandsituationen (Dordel et al. 2008).

Skogsbrukets vägnät är en förutsättning för effektiv brandbekämpning med den taktik som används idag. Under de senaste decennierna har det skett en mycket stor utbyggnad av vägnätet och det är troligt att den kommer att fortsätta. Nya vägar byggs mest i samband med avverkning av äldre bestånd, men underhålls bara efter behov. Det finns ingen analys av hur utbredning och status av skogsbilvägnätet kan komma att se ut under kommande decennier.

I Sverige har vi haft små brandproblem med det som internationellt benämns ”urban-wildland interface”, det vill säga gränsen mellan bostäder och naturmark. Idag ligger det vanligen en bård av odlingsmark kring bostäder. Inte sällan har man problem under gräsbrandsäsongen, men senare under skogsbrandsäsongen är dessa områden utmärkta skyddsbarriärer, även om det rör sig om nedlagd jordbruksmark. Ju större del som utvecklas mot ren skogsmark, desto större risk för skador på infrastruktur och behov av evakueringar i samband med skogsbrand. Ett memento är Frolandsbranden i Sydnorge under försommaren 2008, då bland annat 22 sommarstugor brann ned inom ett 2000 ha stort område.

Under senare år har det vidare varit en trend mot allt mer dyrbara installationer i tidigare ”tomma” skogar: mobilmaster och vindkraftparker med åtföljande anläggningar. Åtminstone vad gäller vindkraft torde vi bara stå i början av en explosiv utveckling, där stora arealer kommer att tas i anspråk. Första tiden efter installation har man öppna grusbäddar kring anläggningarna, men småningom kommer för elden gynnsamma bränslebäddar att etablera sig. Det är inte känt hur känsliga den här typen av anläggningar är för skogsbrand.

En relativt ny trend inom skogsbruket är att göra ett separat uttag av hyggesavfall för energiproduktion. Detta medför regelmässigt åtminstone en extra körning med tunga maskiner över hygget, vilket bör öka risken för antändning. Samtidigt kan uttaget av denna biomassa förändra bränslebädden och troligen reducera brandintensiteten.

Befolkningsutvecklingen i landet är inte direkt kopplad till ett ändrat klimat, men kan få en avgörande betydelse för framtidens brandproblematik. Den nuvarande trenden är en befolkningsminskning över av stora delar av landets glesbygder, och denna trend tros fortsätta (Landstingsförbundet 2000). Inom brandförsvaret finns en trend till allt mer samordning över kommungränser, men med ett mindre befolkningsunderlag per ytenhet kommer de relativa kostnaderna för kommunernas skogsbrandförsvaret att stiga, även om man har ett oförändrat antal skogsbränder. Möter man detta med resursneddragning kan man förvänta sig kraftigt ökad brandareal, allt annat lika.

Anpassningsmöjligheter till en förändrad brandscen

En förändrad brandscen kan mötas på flera olika sätt. Det klassiska är ökad resurstilldelning för brandbekämpning, men det är inte säkert att det är kostnadseffektivt. Flannigan m fl (2008) argumenterar för att resursökningen till skogsbrandskyddet i Kanada nått vägs ände och att man bland annat måste prioritera insatserna i framtiden till de mer värdefulla områdena. I Ontario har man utvecklat ett instrument för att strategiskt hantera skogsbrandresurser optimalt (LEOPARDS; level of protection analysis system) och som inkorporerar både brandbeteende och släckningsresurser (McAlpine och Hirsch 1999). Systemet implementerar bland annat det kanadensiska brandrisksystemet (som idag är i bruk även i Sverige) och kan appliceras i andra regioner med likartade bränsleförhållanden.

För vissa regioner med svår brandproblematik har det också förts fram tanken att genom mer aktiv skogsskötsel (skörd av potentiellt bränsle) och skötselriktade bränningar skulle kunna minska risken för katastrofscenarier (Chapin et al. 2008, Hurteau et al. 2008, Moritz och Stephens 2008). Dessa idéer är inte invändningsfria. Risken finns att man istället selekterar för mer brännbar vegetation. Det kan dock vara viktigt att beakta bränslestrukturen och de topografiska förutsättningarna för brand i anslutning till bebyggelse och annan infrastruktur.

För Sverige finns knappast några förslag av genomgripande anpassningar av naturlandskapet till ett förändrat klimat, med undantag för biodiversitetsproblematiken (Chapin et al. 2007).

Det finns ingen närmare analys av det svenska skogsbrandskyddets förmåga att med nuvarande organisation och resurstilldelning absorbera en ökning av antalet högintensiva bränder. Frågan berördes översiktligt i Klimat- och sårbarhetsutredningen (Anonymus 2007b), som särskilt pekade på riskerna med flera samtidiga bränder. En trolig utveckling är att man på sikt får en högre grad av samverkan mellan skogsbruket och räddningstjänsterna. Här finns potential för både förbättrad brandprevention och brandbekämpning.

Kunskapsluckor

Den framtida skogsbrandsituationen är svårbedömd. Även om man har tilltro till riktningen i de generella klimatförändringarna står ”brandväder” under komplext inflytande av flera vädervariabler, varför felskattningar i en eller två av dessa kan få dramatiska effekter på slutresultatet. Detta är särskilt allvarligt då ett litet fåtal situationer med extremt brandväder kan orsaka mycket stora problem. De ansatser till analys av framtida brandväder som gjorts bör därför betraktas kritiskt, och förbättras allteftersom nya klimatmodelleringar blir tillgängliga.

För Sverige finns ingen närmare kunskap om dagens skogsbränder i olika delar av landet vad gäller deras orsaker, samband med säsong, position i landskapet och brandvädersituation. Landet är förhållandevis variabelt ur ett skogsbrandperspektiv, med skarpa gradienter i klimat, befolkningstäthet etc, varför man kan förvänta sig stora regionala skillnader i både antändningsorsaker, brandbeteende och släckinsatser. Sådana analyser kräver en förbättrad statistikinsamling. Engströms (2000) undersökning av ett antal bränder visade till exempel att arealskattningen i dagens rapportering är undermålig (i medeltal 2 ggr överskattning). Dessutom behöver man få en koppling till löpande brandrisknivåer, och kraftigt reducera det antal bränder som hänförs till ”orsak okänd”.

Högkvalitativ statistik är också en förutsättning för att under kommande år kunna detektera en eventuell ”brandsignal” till följd av ett ändrat klimat. De variabler som kan tänkas svara tydligast på klimatförändringar är brandsäsongens längd och antal bränder. Arealen bränd mark är mer labil och starkt beroende av bekämpningsinsatsernas kvalitet.

Som tidigare nämnts är brandorsakerna för närvarande dåligt kända ens på ett översiktligt plan, men det har inte heller gjorts någon mer djupgående forskning om tändorsaker och mekanismerna bakom. Vanligen har de hanterats med en översiktlig statistisk analys för att etablera samband mellan exempelvis brandriskindex och antändning, men det är sällan man gått på djupet med mer experimentella undersökningar av tändningsförloppet i relation till agens, bränslestruktur och fukthalt etc.

Inför ett ändrat klimat, som i de mest utsatta delarna av landet hotar att förvärra brandsituationen, behövs analyser av optimal resursallokering och alternativa insatsstrategier. Det bör finnas förutsättningar att bygga på erfarenheter från främst Kanada (bland annat LEOPARDS-systemet (McAlpine och Hirsch 1999)). Ett första steg i ett sådant arbete vore att analysera större bränder under senare år för att hitta de kritiska faktorer som ledde till de inte kunde tas ner i förstaläget (och därmed växa sig stora).

Citerad litteratur

- Achard, F., H. D. Eva, D. Mollicone, och R. Beuchle. 2008. The effect of climate anomalies and human ignition factor on wildfires in Russian boreal forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **363**:2331-2339.
- Ahti, T. L., L. Hämet-Ahti, och J. Jalas. 1968. Vegetation zones and their sections in northwestern Europe. *Annales Botanici Fennici* **5**:169-211.
- Anonymus. 2007a. Modelleringar av vegetationsförskjutningar i Sverige under framtida klimatscenarier. *in* Sverige inför klimatförändringarna. Hot och möjligheter. Slutbetänkande av klimat- och sårbarhetsutredningen. SOU 2007:60, bilaga B 23.
- Anonymus. 2007b. Vegetationsbrand 2020, 2050 och 2080 *in* Sverige inför klimatförändringarna. Hot och möjligheter. SOU 2007:60, bilaga B 21.
- Antonsson, K., S. J. Brooks, H. Seppä, R. J. Telford, och J. B. Birks. 2006. Quantitative palaeotemperature records inferred from fossil pollen and chironomid assemblages from Lake Giltjärnen, northern central Sweden. *Journal of Quaternary Science* **21**:831-841.
- Berglund, L. 1998. Fuel conditions and fire potential in deciduous forests in Northern Sweden. Department of forest vegetation Ecology, SLU.
- Bond-Lamberty, B., S. D. Peckham, D. E. Ahl, och S. T. Gower. 2007. Fire as the dominant driver of central Canadian boreal forest carbon balance. *Nature* **450**:89-+.
- Bond, W. J., och J. E. Keeley. 2005. Fire as a global 'herbivore': the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **20**:387-394.
- Bond, W. J., F. I. Woodward, och G. F. Midgley. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* **165**:525-537.
- Briffa, K. R., P. D. Jones, och M. Hulme. 1994. Summer Moisture Variability across Europe, 1892-1991 - an Analysis Based on the Palmer Drought Severity Index. *International Journal of Climatology* **14**:475-506.
- Byram, G. M. 1959. Combustion of forest fuels. Pages 90-123 *in* K. P. Davis, editor. *Forest fire: control and use*. McGraw-Hill, New York.
- Carcaillet, C., Y. Bergeron, P. J. H. Richard, B. Frechette, S. Gauthier, och Y. T. Prairie. 2001. Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *Journal of Ecology* **89**:930-946.
- Chapin, F. S., K. Danell, T. Elmqvist, C. Folke, och N. Fresco. 2007. Managing climate change impacts to enhance the resilience and sustainability of Fennoscandian forests. *Ambio* **36**:528-533.
- Chapin, F. S., S. F. Trainor, O. Huntington, A. L. Lovecraft, E. Zavaleta, D. C. Natcher, A. D. McGuire, J. L. Nelson, L. Ray, M. Calef, N. Fresco, H. Huntington, T. S. Rupp, L.

- Dewilde, och R. L. Naylor. 2008. Increasing wildfire in Alaska's boreal forest: Pathways to potential solutions of a wicked problem. *Bioscience* **58**:531-540.
- Chen, D., och C. Hellström. 1999. The influence of the North Atlantic Oscillation on the regional temperature variability in Sweden: spatial and temporal variations. *Tellus* **51**:505-516.
- Chuvieco, E., L. Giglio, och C. Justice. 2008. Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data. *Global Change Biology* **14**:1488-1502.
- Cleland, E. E., I. Chuine, A. Menzel, H. A. Mooney, och M. D. Schwartz. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution* **22**:357-365.
- Covington, W. W., och M. M. Moore. 1992. Postsettlement Changes in Natural Fire Regimes - Implications for Restoration of Old-Growth Ponderosa Pine Forests. US Dept Agr, Forest Serv Rocky Mt Forest & Range Exptl Stn, FT Collins/CO 80526.
- Damoah, R., N. Spichtinger, C. Forster, P. James, I. Mattis, U. Wandinger, S. Beirle, T. Wagner, och A. Stohl. 2004. Around the world in 17 days - hemispheric-scale transport of forest fire smoke from Russia in May 2003. *Atmospheric Chemistry and Physics* **4**:1311-1321.
- Diaz-Delgado, R., F. Lloret, X. Pons, och J. Terradas. 2002. Satellite evidence of decreasing resilience in Mediterranean plant communities after recurrent wildfires. *Ecology* **83**:2293-2303.
- Dordel, J., M. C. Feller, och S. W. Simard. 2008. Effects of mountain pine beetle (*Dendroctonus ponderosae* Hopkins) infestations on forest stand structure in the southern Canadian Rocky Mountains. *Forest Ecology and Management* **255**:3563-3570.
- Elfving, B., T. Ericsson, och O. Rosvall. 2001. The introduction of lodgepole pine for wood production in Sweden - a review. *Forest Ecology and Management* **141**:15-29.
- Engström, A. 2000. Nutidens skogsbränder. En analys av situationen i Mellan-norrland under 1990-talet (Summary: Forest fires of today. An analysis of the situation within a section of northern Sweden during 1990-1998). 14, Rapporter och Uppsatser. Department of Forest Vegetation Ecology, Umeå.
- Fauria, M. M., och E. A. Johnson. 2006. Large-scale climatic patterns control large lightning fire occurrence in Canada and Alaska forest regions. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences* **111**.
- Fitter, A. H., och R. S. R. Fitter. 2002. Rapid Changes in Flowering Time in British Plants. *Science* **296**:1689-1691.
- Flannigan, M., B. Stocks, M. Turetsky, och M. Wotton. 2008. Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Global Change Biology* **14**:1-12.
- Flannigan, M. D., Y. Bergeron, O. Engelmark, och B. M. Wotton. 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *Journal of Vegetation Science* **9**:469-476.
- Flannigan, M. D., K. Logan, B. Amiro, W. Skinner, och B. J. Stocks. 2005. Future area burned in Canada. *Climatic Change* **72**:1-16.
- Fromm, M. D., och R. Servranckx. 2003. Transport of forest fire smoke above the tropopause by supercell convection. *Geophysical Research Letters* **30**:1452.
- Gardelin, M. 1997. Brandriskprognoser med hjälp av en kanadensisk skogsbrandsmodell. Rapport Räddningsverket **P21-168/97**.
- Giesecke, T. 2005. Holocene dynamics of the southern boreal forest in Sweden. *Holocene* **15**:858-872.

- Giesecke, T., A. E. Bjune, R. C. Chiverrell, H. Seppa, A. E. K. Ojala, och H. J. B. Birks. 2008. Exploring Holocene continentality changes in Fennoscandia using present and past tree distributions. *Quaternary Science Reviews* **27**:1296-1308.
- Goetz, S. J., A. G. Bunn, G. J. Fiske, och R. A. Houghton. 2005. Satellite-observed photosynthetic trends across boreal North America associated with climate and fire disturbance. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**:13521-13525.
- Golding, N., och R. Betts. 2008. Fire risk in Amazonia due to climate change in the HadCM3 climate model: Potential interactions with deforestation. *Global Biogeochemical Cycles* **22**.
- Granström, A. 1993. Spatial and temporal variation in lightning ignitions in Sweden. *Journal of Vegetation Science* **4**:737-744.
- Granström, A. 1998. Framtidens skogsbränder. Ändrad brandrisk genom förändrad skogsskötsel. Räddningsverket **P21-243/98**.
- Granström, A., L. Berglund, och E. Hellberg. 2000. Gräsbrand. Uttorkning och brandspridning i relation till brandriskindex. Grass fuels in Northern Sweden. Moisture relations and fire spread in relation to fire-weather indices. Räddningsverket, Swedish Rescue Service **P21-337/00**.
- Granström, A., och M. Niklasson. 2008. Potentials and limitations for human control over historic fire regimes in the boreal forest. *Philosophical Transactions of the Royal Society London B* doi:10.1098/rstb.2007.2205
- Granström, A., och J. Schimmel. 1998. Utvärdering av det kanadensiska brandrisksystemet. Testbränningar och uttorkningsanalyser. P21-244/98, Räddningsverket, Karlstad.
- Grotan, V., B.-E. Sther, S. Engen, E. J. Solberg, J. D. C. Linnell, R. Andersen, H. Broseth, och E. Lund. 2005. Climate causes large-scale spatial synchrony in population fluctuations of a temperate herbivore. *Ecology* **86**:1472-1482.
- Hellberg, E., och A. Granström. 1999. Skogsbrand och miljö. Räddningsverket **P21-285/99**.
- Hickler, T., B. Smith, I. C. Prentice, K. Mjofors, P. Miller, A. Arneth, and M. T. Sykes. 2008. CO₂ fertilization in temperate FACE experiments not representative of boreal and tropical forests. *Global Change Biology* **14**:1531-1542.
- Hoerling, M. P., J. W. Hurrell, och T. Xu. 2001. Tropical Origins for Recent North Atlantic Climate Change. *Science* **292**:90-92.
- Hurrell, J. W. 1995. Decadal Trends in the North-Atlantic Oscillation - Regional Temperatures and Precipitation. *Science* **269**:676-679.
- Hurteau, D., W. Koch G, och B. A. Hungate. 2008. Carbon protection and fire risk reduction: toward a full accounting of forest carbon offsets. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**:493-498.
- Hyvönen, R., G. I. Ågren, S. Linder, T. Persson, och M. F. Cotrufo. 2007. The likely impact of elevated [CO₂], nitrogen deposition, increased temperature and management on carbon sequestration in temperate and boreal forest ecosystems: a literature review. *New Phytologist* **173**:463-480.
- IPCC. 2007. IPCC fourth assessment report. Climate change 2007. Synthesis report
- Johnsen, S. 2008. Skogbrannberedskap og håndtering av den senere tids skogbranner i Norge. Rapport fra arbeidsgruppe opprettet av Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap etter oppdrag fra Justis- og politidepartementet. Oslo 31 oktober 2008.
- Jylha, K., S. Fronzek, H. Tuomenvirta, T. R. Carter, och K. Ruosteenoja. 2008. Changes in frost, snow and Baltic sea ice by the end of the twenty-first century based on climate model projections for Europe. *Climatic Change* **86**:441-462.

- Kasischke, E. S., E. J. Hyer, P. C. Novelli, L. P. Bruhwiler, N. H. F. French, A. I. Sukhinin, J. H. Hewson, och B. J. Stocks. 2005. Influences of boreal fire emissions on Northern Hemisphere atmospheric carbon and carbon monoxide. *Global Biogeochemical Cycles* **19**:GB1012.
- Keeley, J. E., och s. C. Keeley. 1988. Chaparral. Pages 165-207 *in* M. G. Barbour och W. D. Billings, editors. *North American terrestrial vegetation*. Cambridge University Press, New York.
- Keskitalo, E. C. H. 2008. Vulnerability and adaptive capacity in forestry in northern Europe: a Swedish case study. *Climatic Change* **87**:219-234.
- Kim, Y. W., N. Tanaka, M. Fukuda, och K. Kushida. 2002. Effect of forest fire on fluxes of CH₄ and N₂O in boreal forest soils, interior Alaska. Pages 55-60 *in* *Non-CO₂ greenhouse gases: scientific understanding, control options and policy aspects*. Proceedings of the Third International Symposium, Maastricht, Netherlands, 21-23 January 2002. Millpress Science Publishers, Rotterdam Netherlands.
- Kinnman, G. 1936. Skogseldsrisker och väderleken. *Svenska Skogsvårdsföreningens Tidskrift* **34**:481-512.
- Kirilenko, A. P., och R. A. Sedjo. 2007. Climate change impacts on forestry. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**:19697-19702.
- Kitzberger, T., P. M. Brown, E. K. Heyerdahl, T. W. Swetnam, och T. T. Veblen. 2007. Contingent Pacific-Atlantic Ocean influence on multicentury wildfire synchrony over western North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104**:543-548.
- Kitzberger, T., T. W. Swetnam, och T. T. Veblen. 2001. Inter-hemispheric synchrony of forest fires and the El Niño-Southern Oscillation. *Global Ecology & Biogeography* **10**:315-326.
- Koca, D., B. Smith, och M. T. Sykes. 2006. Modelling regional climate change effects on potential natural ecosystems in Sweden. *Climatic Change* **78**:381-406.
- Kullman, L. 2008. Thermophilic tree species reinvade subalpine Sweden - Early responses to anomalous late holocene climate warming. *Arctic Antarctic and Alpine Research* **40**:104-110.
- Larjavaara, M., T. Kuuluvainen, och H. Rita. 2005. Spatial distribution of lightning-ignited forest fires in Finland. *Forest Ecology and Management* **208**:177-188.
- Latham, D., och E. Williams. 2001. Lightning and forest fires. Pages 375-418 *in* E. A. Johnson och K. Miyanishi, editors. *Forest fire. Behavior and ecological effects*. Academic Press, New York.
- Lloyd, A. H., och A. G. Bunn. 2007. Responses of the circumpolar boreal forest to 20th century climate variability. *Environmental Research Letters* **2**.
- Lopez-Moreno, J. I., och S. M. Vicente-Serrano. 2008. Positive and negative phases of the wintertime north Atlantic oscillation and drought occurrence over Europe: A multitemporal-scale approach. *Journal of Climate* **21**:1220-1243.
- Lucht, W., I. C. Prentice, R. B. Myneni, S. Sitch, P. Friedlingstein, W. Cramer, P. Bousquet, W. Buermann, och B. Smith. 2002. Climatic control of the high-latitude vegetation greening trend and Pinatubo effect. *Science* **296**:1687-1689.
- Lupo, A. R., R. J. Oglesby, och Mokhov, II. 1997. Climatological features of blocking anticyclones: A study of Northern Hemisphere CCM1 model blocking events in present-day and double CO₂ concentration atmospheres. *Climate Dynamics* **13**:181-195.
- MacDonald, G. M., K. V. Kremenetski, och D. W. Beilman. 2008. Climate change and the northern Russian treeline zone. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences* **363**:2285-2299.

- Markalas, S. 1985. Laboratory Experiments on the Role of Burning Cigarette-Ends as Ignition Cause of Forest Fires. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung* **156**:193-197.
- Marshall, J. D., J. M. Blair, D. P. C. Peters, G. Okin, A. Rango, och M. Williams. 2008. Predicting and understanding ecosystem responses to climate change at continental scales. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**:273-280.
- McAlpine, R. S., och K. G. Hirsch. 1999. An overview of LEOPARDS: the level of protection analysis system. *The forestry Chronicle* **75**:615-621.
- Meyers, S. R., och M. Pagani. 2006. Quasi-periodic climate teleconnections between northern and southern Europe during the 17th-20th centuries. *Global and Planetary Change* **54**:291-301.
- Miller, P. A., T. Giesecke, T. Hickler, R. H. W. Bradshaw, B. Smith, H. Seppa, P. J. Valdes, och M. T. Sykes. 2008. Exploring climatic and biotic controls on Holocene vegetation change in Fennoscandia. *Journal of Ecology* **96**:247-259.
- Moreira, F., F. C. Rego, och P. G. Ferreira. 2001. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal: implications for fire occurrence. *Landscape Ecology* **16**:557-567.
- Moritz, M. A., och S. L. Stephens. 2008. Fire and sustainability: considerations for California's altered future climate. *Climatic Change* **87**:S265-S271.
- Nash, C. H., och E. A. Johnson. 1996. Synoptic climatology of lightning-caused forest fires in subalpine and boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* **26**:1859-1874.
- Naturvårdsverket. 2004. Naturvårdsbränning. Riktlinjer för brand och bränning i skyddad skog. Naturvårdsverket, Rapport.
- Norby, R. J., E. H. DeLucia, B. Gielen, C. Calfapietra, C. P. Giardina, J. S. King, J. Ledford, H. R. McCarthy, D. J. P. Moore, R. Ceulemans, P. De Angelis, A. C. Finzi, D. F. Karnosky, M. E. Kubiske, M. Lukac, K. S. Pregitzer, G. E. Scarascia-Mugnozza, W. H. Schlesinger, och R. Oren. 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **102**:18052-18056.
- Parkins, J. R. 2008. The metagovernance of climate change: institutional adaptation to the Mountain Pine Beetle epidemic in British Columbia. *Journal of rural and community development* **3**:7-26.
- Price, C., och D. Rind. 1994. The Impact of a 2-X-Co₂ Climate on Lightning-Caused Fires. *Journal of Climate* **7**:1484-1494.
- Quinn, P. K., T. S. Bates, E. Baum, N. Doubleday, A. M. Fiore, M. Flanner, A. Fridlind, T. J. Garrett, D. Koch, S. Menon, D. Shindell, A. Stohl, och S. G. Warren. 2008. Short-lived pollutants in the Arctic: their climate impact and possible mitigation strategies. *Atmospheric Chemistry and Physics* **8**:1723-1735.
- Randerson, J. T., H. Liu, M. G. Flanner, S. D. Chambers, Y. Jin, P. G. Hess, G. Pfister, M. C. Mack, K. K. Treseder, L. R. Welp, F. S. Chapin, J. W. Harden, M. L. Goulden, E. Lyons, J. C. Neff, E. A. G. Schuur, och C. S. Zender. 2006. The Impact of Boreal Forest Fire on Climate Warming. *Science* **314**:1130-1132.
- Sannikov, S. N., och J. G. Goldammer. 1996. Fire ecology of pine forests of northern Eurasia. Pages 151-167 in J. G. Goldammer och V. V. Furyaev, editors. *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
- Schimmel, J., och A. Granström. 1997. Fuel succession and fire behaviour in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* **27**:1207-1216.
- Schuur, E. A. G., J. Bockheim, J. G. Canadell, E. Euskirchen, C. B. Field, S. V. Goryachkin, S. Hagemann, P. Kuhry, P. M. Lafleur, H. Lee, G. Mazhitova, F. E. Nelson, A. Rinke, V. E. Romanovsky, N. Shiklomanov, C. Tarnocai, S. Venevsky, J. G. Vogel, och S. A.

- Zimov. 2008. Vulnerability of Permafrost Carbon to Climate Change: Implications for the Global Carbon Cycle. *Bioscience* **58**:701-714.
- Seppa, H., D. Hammarlund, och K. Antonsson. 2005. Low-frequency and high-frequency changes in temperature and effective humidity during the Holocene in south-central Sweden: implications for atmospheric and oceanic forcings of climate. *Climate Dynamics* **25**:285-297.
- Stocks, B. J., D. R. Cahoon, J. S. Levine, W. R. Cofer III, och T. J. Lynham. 1996. Major 1992 forest fires in central and eastern Siberia: satellite and fire danger measurements. Pages 139-150 in J. G. Goldammer och V. V. Furyaev, editors. *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.
- Stocks, B. J., M. A. Fosberg, T. J. Lynham, L. Mearns, B. M. Wotton, Q. Yang, J. Z. Jin, K. Lawrence, G. R. Hartley, J. A. Mason, och D. W. McKenney. 1998. Climate change and forest fire potential in Russian and Canadian boreal forests. *Climatic Change* **38**:1-13.
- Stocks, B. J., B. D. Lawson, M. E. Alexander, C. E. Van Wagner, R. S. Mc Alpine, T. J. Lynham, och D. E. Dubé. 1989. Canadian Forest Fire Danger Rating System: an overview. *Forestry Chronicle* **65**:258-265.
- Stocks, B. J. e. a. 2003. Large forest fires in Canada, 1959-1997. *Journal of Geophysical Research* **107**.
- Swetnam, T. W. 1993. Fire history and climate change in Giant Sequoia groves. *Science* **262**:885-889.
- Tabara, D., D. Sauri, och R. Cerdan. 2003. Forest fire risk management and public participation in changing socioenvironmental conditions: A case study in a Mediterranean region. *Risk Analysis* **23**:249-260.
- Tanskanen, H., A. Granström, A. Venäläinen, och P. Puttonen. 2006. Moisture dynamics of moss-dominated surface fuel in relation to the structure of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* stands. *Forest Ecology and Management* **226**:189-198.
- Valendik, E. N. 1996. Temporal and spatial distribution of forest fires in Siberia. Pages 129-138 in J. G. Goldammer och V. V. Furyaev, editors. *Fire in ecosystems of boreal Eurasia*. Kluwer, Dordrecht.
- van der Schrier, G., K. R. Briffa, P. D. Jones, och T. J. Osborn. 2006. Summer moisture variability across Europe. *Journal of Climate* **19**:2818-2834.
- Van Wagner, C. E. 1977. Conditions for the start and spread of crown fires. *Canadian Journal of Forest Research* **7**:23-34.
- Van Wagner, C. E. 1983. Fire behavior in northern conifer forests and shrublands. Pages 65-80 in R. W. Wein och D. A. MacLean, editors. *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.
- Weir, J. M. H., E. A. Johnson, och K. Miyanishi. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in Western Canada. *Ecological Applications* **10**:1162-1177.
- Westerling, A. L., H. G. Hidalgo, D. R. Cayan, och T. W. Swetnam. 2006. Warming and earlier spring increase western US forest wildfire activity. *Science* **313**:940-943.
- Widén, M., och B. Widén. 2008. *Botanik. Systematik, evolution, mångfald*. Studentlitteratur, Lund.
- Viedma, O., J. M. Moreno, och I. Rieiro. 2006. Interactions between land use/land cover change, forest fires and landscape structure in Sierra de Gredos (Central Spain). *Environmental Conservation* **33**:212-222.
- Wotton, B. M., och D. L. Martell. 2005. A lightning fire occurrence model for Ontario. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* **35**:1389-1401.

Wotton, B. M., D. L. Martell, och K. A. Logan. 2003. Climate change and people-caused forest fire occurrence in Ontario. *Climatic Change* **60**:275-295.

