

Bioforsk Rapport

Bioforsk Report

Vol. 7 Nr. 63 2012

Miljømessige effekter av ulike behandlingsmetoder for hogstavfall ved hogst av sitkagran

Pål Thorvaldsen
Bioforsk Vest Fureneset

www.bioforsk.no





Hovedkontor/Head office
Frederik A. Dahls vei 20
N-1432 Ås
Tel.: (+47) 40 60 41 00
post@bioforsk.no

Bioforsk Vest Furenest
Divisjon Grovfor og kulturlandskap
Fureneset
6696 Hellevik i Fjaler
Tel.: (+47) 40 60 41 00
pal.thorvaldsen@bioforsk.no

Tittel:
Miljømessige effekter av ulike behandlingsmetoder for hogstavfall ved hogst av sitkagran

Forfatter:
Pål Thorvaldsen

Dato/Date: 19. april 2012	Tilgjengelighet/Availability: Åpen	Prosjekt nr./Project No.: 4110049	Saksnr./Archive No.: 2011/223
Rapport nr./Report No.: 7(63) 2012	ISBN-nr./ISBN-no: 978-82-17-00926-9	Antall sider 28	Antall vedlegg 0

Oppdragsgiver/Employer: Direktoratet for Naturforvaltning	Kontaktperson/Contact person: Kjersti Wannebo Nilsen/ Vibeke Husby
---	--

Stikkord/Keywords: Sitkagran, restaurering, kystlynghei, frøbank, behandling av hogstavfall	Fagområde/Field of work: Grovfor og kulturlandskap
---	--

Sammendrag:

I rapporten er ulike metoder for behandling av hogstavfall i forbindelse med uttak av sitkagran i verneområder utredet. Fjerning av hogstavfall kontra nedbryting eller brenning på stedet vil påvirke jordkjemiske forhold, vann- og luftkvalitet, revegetering og mikroklimatiske forhold. Disse effektene er komplekse, henger sammen med hverandre og er avhengig av jordtype, treslag, tidshorison osv. Etter en gjennomgang av de mest relevante studiene på dette, konkluderes det med at fjerning av alt virke inkludert hogstavfall er best egnet som metode ved restaurering av tidligere vegetasjonstype. Det er også denne metoden som vil være best egnet for å hindre regenerering av ny skog, på grunn av at en får rask reetablering av vegetasjon i feltsjiktet. Feltsjiktet vil ta opp i seg og holde på en stor del av næringsoverskuddet og undertrykke de spirende ungplantene av sitkagran. Samtidig blir hogstflata lettere tilgjengelig for eventuell mekanisk fjerning av ungplanter av sitka som eventuelt overlever. Dersom det ikke er praktisk eller økonomisk mulig å fjerne hogstavfallet, er brenning med hogstavfallet bredt utover den mest skånsomme metoden. Metoden kan skade frøbanken og påvirke utfallet av restaureringen dersom laget med hogstavfall er for tykt. Brenning må skje på våt eller frossen mark, og kan i praksis vise seg vanskelig å gjennomføre. Det er viktig at hogst i verneområder skjer på frossen eller snødekt mark for å redusere markskader med påfølgende erosjon dersom det blir brukt tungt maskinelt utstyr som lager spor i vegetasjonsdekket. Det finnes maskiner for maskinell pakking av hogstavfall i baller.

Litteraturstudiet viser ellers at det er få studier på sitkagran som invasjonstype, men at den besitter de egenskapene som kjennetegner en middels god invasjonstype. Det er også få studier på hvilke habitat den naturaliseres i, men det er vist spredning til både kystlynghei og myr. Artens evne til å etablere frøbank er ikke formelt utredet i studier, men i forsøk med restaurering av kystlynghei fra tidligere plantefelt av sitkagran, har frøene ikke overlevd lengre enn første vinter. Dette er i samsvar med studier på andre bartrearter.

Godkjent / Approved

Prosjektleder / Project leader

Navn/name

Navn/name

Innhold

1.	Introduksjon	6
2.	Konvensjonell hogst med eller uten nedbryting av hogstavfall på stedet	8
2.1	Biomassevolum og innhold av næringsstoff i hogstavfall fra bartrær.....	8
2.2	Nedbrytingshastighet av hogstavfall i ei åpen hogstflate.....	9
2.3	Effekter på jordkjemiske forhold ved kompostering av hogstavfall på stedet	9
2.3.1	Nitrogen.....	10
2.3.2	Andre næringsstoff.....	11
2.3.3	Effekten på pH.....	11
2.4	Effekten av hogstavfall på mikroklima.....	11
2.5	Effekten av hogstavfall på revegetering.....	12
2.6	Effekten av hogstavfall på erosjon	12
3.	Konvensjonell hogst med fjerning av hogstavfall ved brenning	13
3.1.1	Brenning av hogstavfall ved kontrollert brann i flater	13
3.1.2	Brenning av hogstavfall i hauger	14
3.1.3	Kontrollert brenning av stående bestand.....	15
4.	Hogst med kompostering av all biomasse på stedet.....	16
4.1	Oppflising av all biomasse og kompostering på stedet	16
4.2	Kompostering på stedet av all biomasse uten oppflising	16
4.3	Andre forhold som påvirker valg av metode for behandling av hogstavfall.....	16
5.	Forhold som påvirker spiring og overlevelse av frøplanter av sitkagran etter hogst.....	18
5.1	Sitkafrøets levedyktighet i frøbank	18
5.1.1	Spiring og overlevelse av sitkagran og forhold som påvirker dette.....	18
5.2	Studier av forsøk med restaurering av opprinnelig habitat etter hogst av plantefelt.....	19
5.2.1	Frøbankens betydning	19
6.	Spredning av sitkagran	20
6.1	Spredningsegenskaper	20
6.2	Sitkagran som invasjonart	20
6.3	Spredning til ulike naturtyper	20
7.	Konklusjoner	23
8.	Litteratur.....	24

Forord

Bakgrunnen for at dette litteraturstudiet kom i gang var en henvendelse Bioforsk Vest Fureneset fikk fra Direktoratet for Naturforvaltning med ønske om en gjennomgang av litteratur som omhandler ulike metoder for å behandle hogstavfall, og effekten av disse på jordsmonn og revegetering etter hogst. Dette er et omfattende og komplisert tema, spesielt i forhold til omsetting av næringsstoff ved nedbryting. Det er publisert en stor mengde litteratur på temaet i internasjonal forskning i lys av ønske om bedret resursutnytting i skogbruket og effektene dette har på skogøkosystemet og produksjon av neste generasjon skog. Med begrenset kunnskap om fagområdet fra før, kombinert med at knapp tid har vært stilt til rådighet, har det ikke vært mulig og gå igjennom og tilegne seg alt som foreligger av litteratur. Det har vært lagt vekt på å gå i dybden og belyse de ulike aspektene etter en vurdering av hva som er viktigst ut i fra oppdragsgivers behov, men det må likevel tas forbehold om at litteraturgjennomgangen ikke er komplett. En del av den skandinaviske skogforskningen har dessverre ikke vært tilgjengelig for gjennomgang.

Samtidig blir det gjennom dette prosjektet illustrert at det foreligger et behov for å utvikle system for å utnytte ressursene fra skogbruket bedre enn i dag. Hogstavfall er en verdifull kilde til energi som bør kunne gjøres utnyttet kommersielt også i Norge. Skal dette la seg gjøre, må det settes i verk tiltak for å få utviklet næringsvirksomhet for å håndtere dette. Langs kysten er det plantet store mengder sitkagran og bergfuru på holmer og øyer som neppe noen gang vil gi lønnsomhet hvis ikke dette kan omsettes på en rasjonell måte innenfor en nyutviklet næring. Det oppfordres derfor til at det tas et initiativ til utvikling av næringsvirksomhet i tilknytning til dette. Gjennom prosjektet er det også blitt synliggjort at det er gjennomført svært lite forvaltningsrelevant forskning både nasjonalt og internasjonalt på tema som går på restaurering av ulike typer habitat.

Til slutt vil jeg gjerne takke oppdragsgiver for oppdraget. Takk også til Samson Øpstad for gjennomlesing og kommentarer til rapporten.

Sammendrag

I en del verneområder langs kysten er det tidligere plantet sitkagran eller andre fremmede bartrær. Disse bestandene er det nå ønskelig å fjerne ved metoder som muliggjør restaurering av tidligere habitat og ikke truer verneinteressene. På grunn av det store arealet er det knyttet en betydelig kostnad til disse tiltakene, samtidig som det er små verdier å hente gjennom hogst. Det er derfor et forvaltingsmessig behov for å utrede de miljømessige konsekvensene av ulike metoder for å behandle hogstavfallet og vurdere hvilken effekt disse metodene har ved tilbakeføring av lokaliteten til opprinnelig vegetasjonstype.

Ved bruk av tungt maskinelt utstyr er det viktig at hogst i verneområder skjer på frossen eller snødekt mark for å redusere markskader med påfølgende erosjon. Fjerning av biomasse kontra nedbryting eller brenning på stedet er vist å påvirke jordkjemiske forhold, vann- og luftkvalitet, revegetering og mikroklimatiske forhold. Disse effektene er komplekse, henger sammen med hverandre og er avhengig av jordtype, treslag, tidshorisont osv. Det er lite tilgjengelig forskning på dette under våre forhold, men et nystartet prosjekt i regi av Skog og landskap vil forhåpentligvis gi verdifull ny kunnskap om effektene av å fjerne hogstavfall under norske forhold.

Etter en samlet gjennomgang av de mest relevante av disse studiene konkluderes det med at fjerning av alt virke inkludert hogstavfall er best egnet som metode i et restaureringsprosjekt på grunn av at dette gir raskere revegetering fra frøbank. Det er også denne metoden som vil være best egnet for å redusere regenerering av ny skog ved at en får raskest reetablering av annen vegetasjon på hogstflaten samtidig som den da blir lettere tilgjengelig for eventuell mekanisk fjerning av de ungplantene som måtte komme.

Hogstavfall kan forsvares å etterlates på erosjonsutsatte hogstflater. Det kan også forsvares å la hogstavfallet kompostere på hogstflaten dersom målet for restaureringen er utvikling av lauvskog, men det må understrekes at det er forsket svært lite på dette. Det er ikke funnet relevante studier som går direkte på effekten av ulike behandlingsmetoder i forhold til hvilken naturtype som er målet for restaurering. Det er derfor et stort kunnskapsbehov på metoder for å restaurere tidligere naturtyper.

Dersom det ikke er praktisk eller økonomisk mulig å fjerne hogstavfallet, er kontrollert brenning mens hogstavfallet er bredt utover også en metode som kan nyttes. Metoden kan skade frøbanken og vanskeliggjøre restaurering dersom laget med hogstavfall er for tykt slik at brannintensiteten blir for høy. Brenning må skje kontrollert på våt eller frossen mark og kan vise seg vanskelig å gjennomføre ved våre klimatiske forhold. Brenning i haug bør ikke gjennomføres uten skadebegrensende tiltak på forhånd, slike tiltak bør utredes gjennom forskning før metoden tas i bruk i verneområder. Det må påregnes tiltak for å reparere skader etter en slik brann.

Opphogging av hogstavfall og virke til flis og kompostering på stedet er en aktuell metode, men det foreligger få relevante studier på dette og ingen langtidstudier på nedbryting av tykke flislag. Det er derfor et klart behov for forskning på dette.

Litteraturstudiet viser ellers at det er få studier på sitkagran som invasjonart, men at den besitter de egenskapene som kjennetegner en middels god invasjonart. Det er også få studier på hvilke habitat den naturaliseres i, men det er vist spredning til både kystlynghei og myr. Et forskingsprosjekt i regi av UiB vil forhåpentligvis kaste nytt lys på disse problemstillingene, men resultatene fra dette prosjektet er enda ikke publisert. Sitkagranas evne til å bygge opp frøbank er ikke formelt utredet gjennom studier, men i studier på forsøk med restaurering av kystlynghei fra tidligere plantefelt av sitkagran er den ikke funnet å overleve mer enn første vinter. Dette er i samsvar med studier på andre bartrearter.

1. Introduksjon

Sitkagran (*Picea sitchensis*) er en art som ble innført til Norge i stort omfang som ledd i skogreisningen langs kysten, hovedsakelig fra 1950 og utover. De første plantefeltene ble etablert allerede på slutten av 1800-tallet. Det naturlige utbredelsesområdet for sitkagran er i et belte langs vestkysten av Nord-Amerika, fra California og nordover til de sørlige delene av Alaska. På sitt breieste strekker utbredelsen seg knappe 210 km inn i landet i British Columbia og de sørvestre delene av Alaska. I disse områdene vokser den helt fra fjæresteinene og opp til tregrensa på ca 1900 m (Harris, 1990; Griffith, 1992). Hele utbredelsesområdet er preget av store årlige nedbørmengder.

Sitkagran har gode spredningsegenskaper og er kjent både som en pionerart og som en klimaksart, og den er av de tidligste pionerartene på avsetninger etter breavsmeltning, rasmarek, sandbanker og øvre havstrand (Griffith, 1992). Den er også betraktet som en såkalt klimaksart i kystskog, og er en verdifull nøkkelart for skogøkosystemet innenfor det naturlige utbredelsesområdet sitt. Den trives best på dyp, fuktig og veldrenert jord.

Bakgrunnen for at arten i sin tid ble innført til Norge er at den er forholdsvis sterk mot vind og tåler også perioder med saltdrev, og er derfor et treslag som passer godt for de klimatiske forholda langs norskekysten. Arten har svært stor veksthastighet og har 30-50 % større virkeproduksjon enn vanlig gran (Øyen *et al.*, 2009). I forhold til vanlig gran tåler den vår- og høstfrost dårligere, og den er også mer følsom for tørke (Øyen *et al.* 2009). Det er plantet mer enn 500 000 daa sitkagran i Norge, hovedsakelig i kyststrøk (Øyen, 2000).

Valg av driftsmetode ved hogst av plantefelt av sitkagran i verneområder kan påvirke en rekke forhold av både økologisk og miljømessig betydning. Ved hogst av en skogbestand vil alle arter som har leveområde i bestanden bli berørt. Hogsten kan derfor komme til å berøre f.eks utbredelsen av enkelte sjeldne sopparter eller en hekkelokalitet for havørn. Slike forhold en har valgt ikke å gå nærmere inn på i denne rapporten på grunn av at dette er forhold som bør vurderes før tiltaket besluttes. Beslutning om å fjerne et plantefelt av sitkagran eller andre bartrær kan begrunnes i at dette er en introdusert art og/eller skogbestanden i seg selv representerer en kunstig naturtype som er fremmed og uønsket i verneområdet.

I rapporten er ulike metoder for uttak av sitkagran eller andre bartrær fra verneområder vurdert. Metodene skiller seg hovedsakelig på hvor stor del av biomassen som blir etterlatt på lokaliteten og hvordan biomassen som etterlates blir behandlet. Valg av driftsmetode har også betydning for hvilken naturtype som er målet for restaureringsprosjektet. Normalt vil dette være sammenfallende med den opprinnelige naturtypen fra før tilplanting, slik at behandlingen av hogstavfall i størst mulig grad må innrettes med sikte på å gjenskape de opprinnelige økologiske forholdene på stedet.

Fjerning av biomasse kontra nedbryting eller brenning på stedet vil påvirke jordkjemiske forhold, vann- og luftkvalitet, revegetering og mikroklimatiske forhold. Disse effektene er komplekse og påvirker hverandre, og varierer med jordtype, treslag, tidshorisont osv. Det er publisert en stor mengde artikler fra studier på effekten av å høste all biomasse kontra å la greiner og barnåler kompostere på stedet både ved flatehogst og ved avstandsregulering. Samtlige studier er skogbruksrelaterte og ser på hvilken effekt dette har på produksjonsvolumet i neste generasjon skog. Fra disse studiene er det innhentet opplysninger om innhold av næringsstoff i de ulike bestanddelene av sitkagran og i hvilken grad disse næringsstoffene resirkuleres i økosystemet. Det er ikke funnet studier som ser på effekten av ulike måter å behandle hogstavfall av sitkagran i et restaureringsperspektiv, verken nasjonalt eller internasjonalt. Det finnes i midlertidig et fåtall studier av restaurering av kystlynghei etter fjerning av barskog fra England, men disse studiene ser i liten grad på effekten av ulike metoder for behandling av hogstavfall.

Maskinell bruk ved hogst i verneområder bør vurderes nøye. Mange hogstmaskiner er svært tunge og kan gi betydelige kjøreskader. Etter Levende Skog; Standard for bærekraftig norsk skogbruk, bør hogst og transport normalt skje på frossen mark, eller på mark med godt snødekke. Der dette ikke er mulig, kan en benytte hogstavfallet som underlag for maskiner for å redusere kjøreskade ved systematisk oppbygging av kjørematter med hogstavfall. Dersom disse blir konstruert riktig og

regelmessig vedlikeholdt, vil dette kunne være et effektivt virkemiddel for å beskytte kjøresvak jord (Moffat *et al.*, 2006). Ved en mattebredde på 5 m er et mattevolum på mellom 500 og 1000 m³/ha anbefalt som tilstrekkelig ved de fleste forhold ved snauhogst av sitkagran (Moffat *et al.*, 2006), men dette er avhengig av tyngden på utstyret som benyttes. Effektiviteten av disse mattene er størst hvis mattene bygges opp ved å legge toppdelen på tvers av kjøreretning og helling i terrenget. Ellers kan kjøreskader minimaliseres ved å ta i bruk lettere utstyr eller taubaner.

2. Konvensjonell hogst med eller uten nedbryting av hogstavfall på stedet

Konvensjonell hogst med fjerning av kommersielt virke opp til en diameter på 5 cm og kompostering av resterende biomasse, er den vanligste driftsformen i det norske skogbruket. Metoden er fordelaktig ved at den ikke medfører kostnader forbundet med videre behandling av kvist samtidig som næringsstoff blir resirkulert gjennom nedbryting. Avhengig av alder på bestandet vil ofte hogsten bli utført ved bruk av tungt maskinelt utstyr.

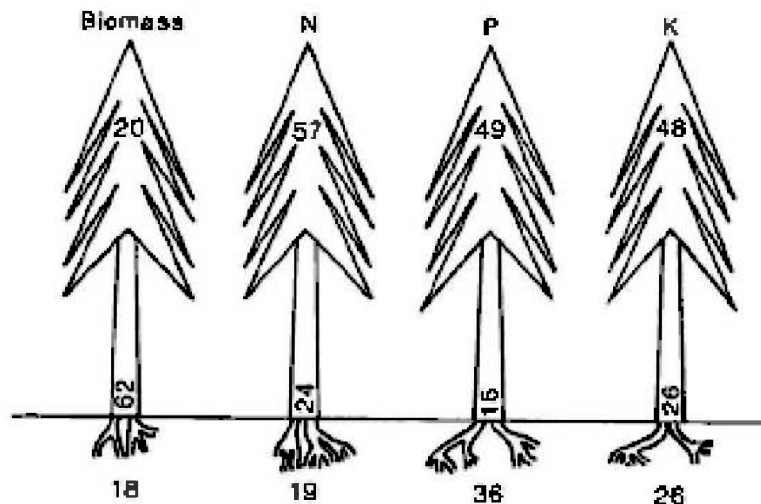
2.1 Biomassevolum og innhold av næringsstoff i hogstavfall fra bartrær

Tabell 2.1 viser en sammenstilling av innhold av viktige næringsstoff i greiner inkludert bar for de mest utbredte bartre i Norge. Som det går frem er næringsinnholdet størst i greinene inkludert barnåler, og aller høyest i små greiner, barnåler og rothår (Wall and Hytönen, 2011). En studie av næringsinnhold i strøavfall viser at konsentrasjonen av næringsstoff i de enkelte bestanddelene av treet er lavere i sitkagran enn for vanlig gran for de aller fleste elementene (Pedersen and Bille-Hansen, 1999). Sitkagrana produserte derimot noe større volum. Næringsinnholdet kan variere med jordsmonn (Adams, 1974).

Tabell 2.1 Næringsinnhold (kg ha^{-1}) i greiner med bar for ulike treslag

Treslag	N (kg ha^{-1})	P (kg ha^{-1})	K (kg ha^{-1})
Sitkagran	219 ^b -300 ^a	20 ^b -31 ^a	71 ^b -106 ^a
Gran	280 ^c	23 ^c	65-71 ^d
Furu	74 ^c	9 ^c	82-102 ^d

^a (Stevens *et al.*, 1995) ^b (Titus and Malcolm, 1991) ^c (Hytönen *et al.*, 2000) ^d (Olsson *et al.*, 1996a)



Figur 2.1. Prosentvis fordeling av biomasse, nitrogen (N), fosfor (P) og kalium (K) mellom bar (nåler og greiner), stamme og rotsystem i en 50 år gammel bestand av sitkagran (basert på Carey, 1980 (gjengitt av(Dutch, 1995)).

En litteraturgjennomgang av Dutch (2004) anslår at fjerning av hogstavfall fra bartrær kan øke uttaket av biomasse med om lag 34% i forhold til konvensjonell hogst. Samtidig vil en øke uttaket av N, P, K, Mn og Ca med henholdsvis 180, 190, 160, 100 og 110%. Miller *et al* (1993) fant at uttaket av biomasse i en 50 år gammel bestand av sitkagran vil øke med 27% ved fjerning av hogstavfall og at uttaket av N, P, K, og Ca øker med henholdsvis 234, 176, 141 og 69 %. Nyere studier på vanlig gran fra finske skoger gir noe høyere verdier enn gjennomgangen til Dutch (Palviainen, 2005).

2.2 Nedbrytingshastighet av hogstavfall i ei åpen hogstflate

Hvor fort nedbrytingen av organisk materiale går har betydning for omsetningen av næringsstoff. I ei hogstflate vil nedbrytingshastigheten av organisk materiale bli influert av miljømessige forhold, den kjemiske sammensetningen i materialet og hvilke organismer som inngår i nedbryterkjeden (Marshall, 2000; Zhou *et al.*, 2007). Ved flatehogst endres både lysforhold og mikroklima. Den gjennomsnittlige luft og jordtemperaturen er generelt høyere i en hogstflate enn i skogen, samtidig vil temperaturvariasjonen gjennom døgnet bli større i en åpen flate enn i en skog. Jordfuktigheten kan også bli høyere i en hogstflate etter hogst på grunn av redusert opptak og transpirasjon i tresjiktet etter fjerning av bestandet (Anderson *et al.*, 1990). En vil også kunne få økt fluktuasjon i jordfuktigheten, spesielt i det øvre organiske sjiktet som i perioder kan tørkes helt opp ved økt innstråling og fordamping (Anderson *et al.*, 1990). De miljømessige forholdene i en hogstflate kan derfor i deler av året være mindre fordelaktige for mikroorganismer i nedbrytingskjeden, slik at en periodevis kan få redusert nedbrytingshastighet (Marshall, 2000).

Generelt sett er det gjerne antatt at på grunn av gjennomsnittlig økt temperatur og fuktighet ved flatehogst, økes også nedbrytingshastigheten (Prescott *et al.*, 1993). Enkelte studier har i midlertidig vist at nedbrytingen kan gå saktere i en flatehogst enn i en lukket skog (Cortina and Vallejo, 1994; Prescott, 1997), og andre igjen har vist at det ikke er noen forskjell i det hele tatt (Hope *et al.*, 2003). Spriket i disse studiene illustrerer at nedbrytingshastigheten varierer med regionalklimatiske forhold, materialets beskaffenhet og lokale forhold (Prescott, 2005).

I Skandinaviske studier er det vist at nedbrytingen av barnåler går saktere i en åpen hogstflate på tross av økt gjennomsnittlig jordtemperatur og fuktighet (Johanson and Grälls, 1989; Palviainen *et al.*, 2004). Dette knyttes til perioder med tørke og større mikroklimatiske fluktuasjoner som gjør forholdene mindre gunstige for ulike mikroorganismer involvert i omsetting av organisk materiale. Den reduserte nedbrytingshastigheten kan også knyttes til ødelagt mosedekke i hogstflata (Palviainen *et al.*, 2005). Mosedekket har en isolerende evne og tap av mosedekket gir dermed større fluktuasjoner i temperatur og fuktighet i jorda.

Type nedbrytingsmateriale har stor betydning for nedbrytingshastigheten (Zhou *et al.*, 2007). Høyt næringsinnhold, lavt karboninnhold i forhold til andre næringsstoff og lave konsentrasjoner av lignin øker nedbrytingshastigheten. Den kjemiske sammensetningen i hogstavfallet varierer mellom treslag og mellom ulike deler av treet. Det er vist at hogstavfall kan brytes raskere ned enn normalt strøfall (Lundmark-Thelin and Johansson 1997) på grunn av at planten trekker mye av næringsstoffene ut av bladene før de felles (Helmisarri 1992). Finere materiale som nåler, tynne røtter og små greiner brytes raskere ned enn grovere deler som stubber eller grove røtter og greiner (Hyvönen *et al.*, 2000). Nedbrytning av grovt materiale kan ta mange år på grunn av lav konsentrasjon av næringsstoff og høye C:N- eller C:P-forhold, høyt innhold av lignin og liten overflate i forhold til volum (Fahey *et al.*, 1991b; Hyvönen *et al.*, 2000). Det er videre vist at ei grein som har kontakt med jord brytes ned raskere enn ei uten bakkekontakt (Fahey *et al.*, 1991b).

I et irsk studie er det sett på nedbrytingshastigheten for sitkagran, og halveringstiden (tiden det tar til halvparten av biomassen er dekompostert) ble beregnet til 12 år for stammen og 14 år for stubben (Olajuyigbe *et al.*, 2011). Stokkene ble brutt ned med 0,059 kg pr m³ og år. Røttene hadde noe lengre nedbrytningstid. Greiner inngikk ikke i studiet. Hele stammer og store greiner etterlatt på hogstflata vil ha lavt næringsinnhold, høgt C:N -forhold og stort volum i forhold til overflate. Enkelte arter i *Pinus-slekten* er kjent for å ha høy konsentrasjon av ligning og tanniner i barken og har derfor seinere nedbrytingshastighet (Zhou *et al.*, 2007).

2.3 Effekter på jordkjemiske forhold ved kompostering av hogstavfall på stedet

Som nevnt i kapittel 2.1 vil det fjernes store mengder næringsstoff ved å ta bort hogstavfallet. Det er knyttet noe usikkerhet til om dette har noen langsiktig effekt på næringsbalansen i området. Omsetningen av næringsstoff i et økosystem er avhengig av en synkron balanse mellom tilførsel, resirkulering og tap. Næringsstoff tapes først og fremst gjennom utvasking (leaching) som igjen kan gi forurensing av vann og vassdrag. Opptak i vegetasjon, mikrobiell immobilisering og dannelse av komplekse bindinger i jord er de viktigste faktorene for å redusere tapet av næringsstoff i skogøkosystemet. Det er vist at utvasking av enkelte næringsstoff som for eksempel nitrat, kalium

og fosfat øker etter hogst av sitkagran samtidig som pH faller noe (Adamson and Hornung, 1990). En av viktig årsak til dette kan være frigjøring store mengder næringsstoff ved nedbryting av hogstavfall (Palviainen *et al.*, 2004; Devine *et al.*, 2012).

2.3.1 Nitrogen

Tilgangen på nitrogen er ofte begrensende i mange terrestriske økosystem i Norge. Ved tilbakeføring til en tidligere vegetasjonstype er det ofte ikke ønskelig å tilføre økosystemet nitrogen i store mengder. Nitrogen er tilgjengelig for vekst av planter hovedsakelig som ammonium og nitrat. Nitrat dannes av spesialiserte mikroorganismer i jorda fra ammonium via nitritt, i det som kalles nitrifikasjonsprosessen. Uorganisk ammonium kan dannes fra nedbryting av organisk nitrogen bundet i dødt plantemateriale ved mineralisering. I denne prosessen inngår ulike bakterier og sopp. Ammonium kan dessuten tilføres økosystemet ved bakteriell fiksering av nitrogengass fra luft. Overskudd av uorganisk nitrogen oppstår når det er mer nitrogen enn plantene og/eller mikroorganismene kan ta opp. Dette nitrogenet vil vaskes ut og tapes fra økosystemet. Nitrogen immobiliseres når det tas opp av mikroorganismene i jord og det kan tapes ved denitrifikasjon. Ved denitrifikasjon blir plantetilgjengelig nitrogen oksidert og tapes som gass. I jord drives også denne prosessen av ulike mikroorganismer, og den inntreffer når det er lite oksygen tilgjengelig, f.eks ved stor vassmetting.

Som det fremkommer av det ovenstående er omsetningen av nitrogen ved nedbryting av hogstavfall komplisert. I skogforskningen har en påvist redusert vekst i neste generasjon skog etter fjerning av hogstavfall (1991; Proe and Dutch, 1994; Olsson *et al.*, 1996b). Redusert N-innhold i jord er vist å kunne gi redusert produktivitet i skog (Proe *et al.*, 1996; Merino *et al.*, 2005; Walmsley *et al.*, 2009). En nyere, langtidsstudie over 30 år fra Nord-Sverige på gran (*Picea abies*) gir indikasjoner om at reduksjonen i produktivitet er kortvarig (Egnell, 2011), og at en ved å la nålene falle av greinene før disse samles inn i liten grad får noen effekt av å fjerne hogstavfallet.

I en studie på et plantefelt av sitkagran fra Wales som så på konsentrasjonen av uorganisk N i jorda to år før og fire år etter hogst, ble det vist at en ved konvensjonell flatehogst kan en få et kortvarig overskudd av mineralsk N (Stevens and Hornung, 1990). N-konsentrasjonen var høyere i mineraljorda etter felling enn før, og dette varte i 14 mnd etter hogst. Dette var likt både når alt hogstavfall ble fjernet og når hogstavfallet ble etterlatt. I den delen av feltet der hogstavfallet ble fjernet, sank konsentrasjonen ned mot null fire år etter felling. I den delen av feltet der hogstavfallet ble etterlatt holdt N-konsentrasjonen seg høgt gjennom hele perioden. Det uorganiske nitrogenet var dominert av nitrat gjennom hele denne perioden, spesielt i de mineralske delene av jordprofilen.

I studiet ble det samtidig vist at svært lite uorganisk nitrogen ble skilt ut fra hogstavfallet, mengden var mindre enn det som ble tilført gjennom nedbør og var også mindre enn det som ble avgitt fra trekronen før hogst. Dette studiet indikerer at hogstavfall ikke var en direkte kilde til uorganisk N, tvert i mot kan det ta opp i seg en del uorganisk N som blir tilført med nedbøren. Hogstavfall kan derimot være en kilde til organisk N, og det diskuteres i studiet om dette kan være årsaken til den økte konsentrasjonen av uorganisk N etter bakteriell mineralisering.

I følge Stevens og Hornung (1990) oppstår overskudd av uorganisk N helst ved kombinasjon av stor input av organisk materiale, kombinert med gunstige mikroklimatiske forhold og midlertidig redusert opptak av N i vegetasjonen. Overskudd av uorganisk N i de ulike jordlaga indikerer at det er mer nitrogen tilgjengelig enn det som blir tatt opp av planter eller mikroorganismer. Dette overskuddet kan bli vasket ut til dypere jordlag eller kan forsvinne med nedbør og tapes fra økosystemet. Mange ulike prosesser påvirker hvor stort dette overskuddet er: blant annet metningsgrad og kapasitet for N i jordtype på stedet (Årgren and Bosatta, 1988) og vegetasjonens kapasitet til å ta opp N (Vitousek *et al.* 1982).

I tillegg til å være kontrollert av ulike kjemiske og biologiske prosesser i jorda og ulike driftsmetoder, er også utvaskingen av N påvirket av hydrologiske faktorer som styrer transporten ned i dypere jordlag (Devine *et al.*, 2012). Det er således vist at nedbør og sesongmessig variasjon i nedbør har stor betydning for utvasking av nitrogen. Kombinasjonen av lav biologisk aktivitet og store nedbørsmengder i vintersesongen kan medføre stor utvasking av nitrogen selv om lave temperaturer reduserer mineraliseringen av N på grunn av lavere mikrobiell aktivitet (Goodale *et*

al., 2000; Strahm *et al.*, 2005). Også store nedbørsmengder om sommeren, spesielt etter perioder med tørke, kan medføre kortvarige, betydelige utvaskinger av N (Strahm *et al.*, 2005).

Strahm *et al.* (2005) viste i en studie fra staten Washington i USA at det oppstår nitrogenoverskudd og utvasking med konvensjonell hogst og nedbryting av hogstavfall på stedet. I en høyproduktiv lokalitet ble hele 75 kg N pr ha og år vasket ut i år 3 og 5 etter 2. gangs konvensjonell hogst av Douglasgran (*Pseudotsuga menziesii* var. *meziesii*). Dette er mye høyere enn det en tidligere har funnet fra mer nitrogenfattige økosystem i nærområdene (Mann *et al.*, 1988; Fenn *et al.*, 1998). Strahm *et al.* (2005) knytter den høye utvaskingen til stedets høye næringsstatus kombinert med intensiv fjerning av vegetasjon på skogbunnen. Det er i senere studier bekreftet at egenskaper ved lokalitet og næringsinnhold i jordtype har betydning for effekten av å fjerne hogstavfallet og at det kan ta opptil et tiår før disse effektene inntre (Mason *et al.*, 2012).

I svenske studier av lengre varighet har en ikke fått effekt på nitrogenkonsentrasjonen i jord ved å fjerne hogstavfallet kontra det å la det ligge (Olsson *et al.*, 1996b). Det er også vist at graden av utvasking av nitrogen etter høsting er korrelert med forholdet mellom C:N i jorda, når C:N forholdet i den organiske øvre delen minker økte utvaskingen av nitrogen og lokalitetens næringsstatus (Futter *et al.*, 2010; Devine *et al.*, 2012). Det er vist at fjerning av hogstavfall øker C:N-forholdet i humuslaget og i den øverste delen av mineraljorda (0-5 cm) (Olsson *et al.*, 1996b). Gundersen *et al.* (1998) fant at risikoen for utvasking av N kan deles i 3 risikogrupper basert på C:N forholdet i skogbunnen, lav (C:N >30), middels (C:N 25-30) og høyt (C:N <25).

Det ser fra disse studiene ut som om en får en kortvarig puls av økt tilgjengelighet av N etter hogst, og at denne vil øke ved å etterlate hogstavfallet. Effekten synes å være størst på fattige jordtyper. Høgt karboninnhold ved mye ved i komposteringsmaterialet gir høgt C:N forhold og kan likevel redusere tilgjengeligheten på nitrogen. Det er lite tilgjengelig forskning på dette under våre forhold, men et nystartet prosjekt i regi av Skog og landskap vil forhåpentligvis gi verdifull ny kunnskap om effektene av å fjerne hogstavfall under norske forhold.

2.3.2 Andre næringsstoff

Det er videre vist at fjerning av hogstavfall på næringsfattige og sure jordtyper kan redusere mengden av næringsstoff som K, P og Ca i jorda (Federer *et al.*, 1989; Olsson *et al.*, 1996b; Sverdrup and Rosen, 1998). I et studie fra Wales på sitkagran ble det påpekt at det først og fremst er mineralene P og Ca som kan bli utarmet ved hogst og fjerning av hogstavfallet (Stevens *et al.*, 1995). Dette studiet viste at en det første året fikk en puls av spesielt K og i mindre grad Ca og P fra hogstavfallet ved å etterlate det på lokaliteten, men at ikke mer enn halvparten av K nådde vassdraga og at alt P ble immobilisert i jorda enten ved å tas opp av mikroorganismer eller ved å bli bundet til jordpartiklene. I studiet fortsatte P å vaskes ut av hogstavfallet i de fire år studiet pågikk og fremdeles var bare en tredjedel av P-innholdet i hogstavfallet omsatt. Hogstavfall vil derfor kunne være en kilde til P i mange år. Mengden av næringsstoff frigitt fra hogstavfall følger denne rekkefølgen $K > Ca = P > N$ (Emmett *et al.*, 1991; Fahey *et al.*, 1991b; Stevens *et al.*, 1995). Nyere studier viser at effekten av å fjerne hogstavfall på skogøkosystemet er stedsavhengig og har sammenheng med næringsstatus i jorda og at det kan ta nesten et 10-år før slike effekter kan måles (Mason *et al.*, 2012).

2.3.3 Effekten på pH

I en studie på podsoljord fra Sverige (Nykvist and Rosen, 1985) er det vist at pH stiger ganske kraftig i en hogstflate ved host. Studiet ble gjennomført på 11 lokaliteter spredt rundt over hele landet. I det samme studiet ble det vist at økningen i pH ble redusert ved å la hogstavfallet bli liggende. Effekten av å la hogstavfallet bli liggende var liten, men signifikant, og utgjorde bare 0,1 på pH skalaen. I andre studier har en vist at økning i pH i det organiske lagte begrenses ved å fjerne hogstavfallet med mellom 0,2 og 0,4 enheter 7-9 år etter hogst (Staaf and Olsson, 1991).

2.4 Effekten av hogstavfall på mikroklima

En flatehogst genererer betydelige mikroklimatiske endringer, jf. kap. 2.2. Effektene av de mikroklimatiske endringene kan videre bli modifisert av om en fjerner hogstavfallet eller om en lar det ligge for å brytes ned på stedet (Devine and Harrington, 2007). I en studie fra tre skogbestander

fra det engelske høylendet er det vist at fjerning av hogstavfall gir høyere jordtemperatur (målt ved en dybde av 0,1 m) om sommeren og lavere jordtemperatur om vinteren, enn på ei flate der avfallet er etterlatt (Proe *et al.*, 2001). Dette knyttes til den isolerende effekten av hogstavfallet. I en høgde av 30 cm over bakken var dette motsatt, sommertemperaturen var lavere og vintertemperaturen høyere ved fjerning av hogstavfall kontra konvensjonell hogst. Fjerning av hogstavfall økte den gjennomsnittlige vindhastigheten målt i en høyde på 0,3 m med 40% kontra konvensjonell hogst ved første år. Denne effekten ble gradvis redusert ned til 5% over de neste 3 åra.

Behandling av hogstavfall kan også påvirke fuktighetsforholdene i ei hogstflate. I en studie fra Nord-Amerika ble det vist at jordfuktigheten gjennom året var høyest der hogstavfallet ikke ble fjernet kontra der den ble tatt vekk (Roberts *et al.*, 2005). I disse forsøkene ble vegetasjonen fjernet kjemisk, slik at dette ikke skulle virke inn på resultatene.

2.5 Effekten av hogstavfall på revegetering

Åstrøm *et al.*, (2005) studerte effekten av å fjerne hogstavfall på levermoser, moser og karplanter over en periode på 5-10 år etter hogst i sørlige barskoger i Sverige. De fant at mosesjiktet ble halvert ved å fjerne hogstavfallet og at grasdekningen økte med 10 %. Artssammensetningen i feltsjiktet endret seg ikke signifikant, men en fant en tendens til økt antall arter korrelert med fjerning av hogstavfall. I studiet inngikk 131 plantearter. Av disse viste bare forekomsten av osp (*Populus tremula*) og knappsviv (*Juncus conglomeratus*) positiv respons på å fjerne hogstavfallet, mens bare bergsvineblom (*Senecio sylvaticus*) responderte negativt. Dette er det studiet der flest arter inngår. I et tidligere studie (Bergquist *et al.*, 1999) ble det ikke påvist noen effekt målt på samla biomasse i feltsjiktet av å fjerne hogstavfallet kontra det å la det ligge. Feltsjiktet i dette studiet var totalt dominert av smyle (*Deschampsia flexuosa*) som utgjorde 98% av biomassen. I studiet ble det funnet flere plantearter der hogstavfallet ble liggende. Dette resultatet samsvarer med Olsson og Staaf (1995) og Stevens og Hornung (1990). Studiet viste likevel en tendens til økende biomasse i feltsjiktet med økende alder slik at i de eldste hogstflatene var feltsjiktet bedre utviklet der hogstavfallet er fjernet både når det gjelder gras, dvergbusker og til dels også urter. Studiet er begrenset av at et fåtall arter inngår. Fahey *et al.*, (1991a) viste at akkumulering av biomasse i feltsjiktet etter hogst av sitkagran i et plantefelt i Wales gikk dobbelt så fort ved å fjerne hogstavfallet. Dette fordi hogstavfall ga mer skygge og dermed gjorde vekstforholdene dårligere.

Revegetering etter hogst er i mange studier vist å være viktig både på grunn av at en får opptak av næringsstoff i feltsjiktet og redusert utvasking (Stevens and Hornung, 1990; Fahey *et al.*, 1991a). Proe og Dutch (1994) fant at veksten av sitkagran 9-10 år ut i andre rotasjon (målt på biomasse og gjennomsnittlig trehøyde) var signifikant lavere i bestand der all biomasse etter hogst ble fjernet enn ved konvensjonell hogst, enn der hogstavfallet ble etterlatt for nedbryting på stedet. De viste at dette resultatet var knyttet til økt beskyttelse for ungplantene de første åra etter planting, samt redusert konkurranse fra arter i feltsjiktet når hogstavfallet blir lagt igjen. Emmet *et al.* (1991) viste at ungplanter av sitkagran fikk økt vekst dersom de ble plantet i ly av hogstavfallet og fikk da også økt konsentrasjon av N i nålene.

Dekningsgraden i feltsjiktet har også betydning for utvasking av næringsstoff, og flere studier har vist at tidlig og god reetablering av vegetasjonsdekke etter hogst reduserer tap av næringsstoff (Fahey *et al.*, 1991a; Fahey *et al.*, 1991b; Devine and Harrington, 2007). Andre studier har vist at også mikrobiell immobilisering har vel så stor betydning for utvasking av næringsstoff (Vitousek *et al.* 1992).

2.6 Effekten av hogstavfall på erosjon

Det er vist i spanske forsøk at en kan få økt erosjon ved å fjerne hogstavfall i bestander der helling er mer enn 35% (Merino *et al.*, 1998). I andre studier er det ikke påvist økt erosjon ved å fjerne hogstavfall (Pye and Vitousek, 1985). Det er derimot i mange studier vist at brann fører til økt erosjon og at erosjonsfaren øker med økende brannomfang (Shakesby and Doerr, 2006; Shakesby, 2011). McNabb *et al.* (1989) viste at jordas vannavstøtende evne og dermed erosjonsfaren, økte etter brenning av hogstavfall mens det var bredt utover og at dette vedvarte i 5 mnd etter brannen før det igjen normaliserte seg.

3. Konvensjonell hogst med fjerning av hogstavfall ved brenning

Relevant litteratur for denne delen av studiet er vurdert til å omfatte litteratur som omhandler problemstillinger knyttet til valget av å brenne hogstavfallet samlet i hauger eller spredt utover, eventuelt brenne av hele bestanden stående. Omfanget av en brann beskrives av de to komponentene intensitet og varighet (Certini, 2005). Intensitet bestemmer i hvilken grad brannen produserer varme, dette påvirkes blant annet av tilgjengeligheten på brensel og jordfuktighet. Selv om varmen transporteres raskere og dypere i fuktig jord enn i tørr, vil fordampingen av vann føre til at temperaturen ikke overstiger 95 °C så lenge det er vann til stede. Når vannet har fordampet stiger temperaturen typisk til 200-300 °C., og ved god tilgang på brensel kan den nå 500-700 °C i jordoverflaten, men temperaturen når sjelden 150 °C 5 cm ned i mineraljord (se Certini, 2005 for referanser til dette). Ved kontrollert brenning (prescribed burning) utnyttes høy jordfuktighet slik at en oppnår en lite omfattende brann avhengig av mengde hogstavfall tilgjengelig. Certini (2005) peker på varighet som den komponenten som har størst effekt på jord. Begge disse brannkomponentene blir påvirket av om en velger å brenne hogstavfallet spredt utover eller samlet i hauger.

3.1.1 Brenning av hogstavfall ved kontrollert brann i flater

Forskningen på bruk av kontrollert brann i skogbruket er hovedsakelig vinklet mot problemstillinger med målsetting om å redusere skogbrannfare etter tynningshogst ved brenning av tynningsavfallet eller nedbrenning av busksjikt med samme formål. Tynningshogst gir en betydelig mindre mengde hogstavfall enn en flatehogst, slik at dette ikke blir direkte sammenlignbart (Boerner *et al.*, 2008). Det finnes et fåtall studier som går på kontrollert brenning av hogstavfall mens det fremdeles er fordelt utover hogstflata, men dette er lite brukt metode i tradisjonelt skogbruk på grunn av risiko for å miste kontroll over brannen der bestanden ikke er isolert fra stående skog. Resultatene gjengitt i dette kapitlet er fortrinnsvis fra studier der det brukes begrepet "prescribed burning" eller der det er spesifikt angitt at studiet er fra flatehogst der hogstavfallet brennes spredt. Studier på ukontrollerte skogbranner vurderes som lite relevante for problemstillingene i dette studiet, da brannomfanget ofte er ekstremt på grunn av stor tilgang på brensel kombinert med ekstrem tørke når slike branner oppstår. Det finnes også noen få finske studier på flatebrenning av hogstavfall etter snauhogst (Miami *et al.*, 2000; Hjältén *et al.*, 2010). Disse går på effekten på insektfauna i forhold til om brenning av hogstavfall kan erstatte naturlige skogbranner og vurderes som lite relevante i denne sammenhengen.

I tette plantefelt av sitkagran kan mengden hogstavfall bli betydelig, dette vil øke både intensitet og varighet av brannen. Med gode forhold der hogstavfallet er tørt og mens det fremdeles er god jordfuktighet er det grunn til å anta at dette er en mer skånsom metode enn å samle kvisten i hauger. Det kan i midlertidig være vanskelig å få brent opp grovere kvist på denne måten.

En brann kan redusere den mikrobiologiske biomassen og endre artssammensetningen i disse samfunnene (Pietikäinen and Fritze, 1995), som også viser at sopp generelt sett påvirkes mer negativt enn bakterier. Hvor raskt disse artsgruppene tar seg opp igjen avhenger av hvor mye de er redusert og hvor raskt nytt vegetasjonsdekke etableres. Også forekomst av jordlevende insekter og artssammensetningen i disse samfunnene vil bli påvirket av en brann (Hjältén *et al.*, 2010).

En brann vil påvirke en rekke forhold av betydning for revegetering. Respons på artssammensetningen i en hogstflate der avfallet ble brent spredt ble undersøkt i en studie i Ontario i Nord-Amerika (Whittle *et al.*, 1997). I de brente flatene ble det funnet 6 arter som var unike for denne behandlingen mens 1 art var unik for hogstflate med hogstavfall. Alle 6 artene blir beskrevet som arter som typisk bygger frøbank, mens den arten som ikke tålte brannen og gikk ut var linnea (*Linnea borealis*). Studiet viste også at de fleste arter med vegetativ formering ble lite påvirket av brannomfanget. Respons i vegetasjonen etter brenning av hogstavfall ble også undersøkt av i et studie fra Maryland i Nord-Amerika (Tyndall, 1994). I studiet ble det vist at flere og andre arter ble påvirket av brenning enn manuell rydding, noen positivt og andre negativt. Behandlingene påvirket derfor plantesamfunnene ulikt og kan bidra at vegetasjonsstruktur utvikles forskjellig over tid. Kunnskap om de ulike artenes brannrespons er derfor viktig hvis en tar i bruk brann for å fjerne hogstavfall.

På sur jord vil både pH og basemetningsgrad øke ved at en rekke alkaliske kationer frigjøres ved hydrolyse (Pietikäinen and Fritze, 1995; Ballard, 2000; Certini, 2005). Denne effekten er kortvarig. Likeledes vil en få en kortvarig frigjøring av næringsstoff. (Weston and Attiwill, 1990) viste at nivået av uorganisk nitrogen i form av ammonium og nitrat nådde en konsentrasjon på tre ganger nivået før brannen i en eukalyptusskog i Australia, men at dette sank igjen til opprinnelig konsentrasjon i løpet av et drøyt år. Tilsvarende respons er senere vist også for nordamerikanske barskogstyper (Certini, 2005), men det synes som det tar noe lengre tid før nivåene reduseres avhengig av nedbør og hvor raskt vegetasjonsdekket blir reetablert (Certini, 2005).

Det er også vist at noe organisk nitrogen kan tapes fra økosystemet ved fordamping eller ved å inngå i sterkere bindinger (Knicker *et al.*, 1996). Nitrat kan vaskes ut ganske raskt dersom det ikke blir tatt opp i plantemassen. Store mengder organisk nitrogen kan også omdannes til ammonium via termisk reduksjon (Certini, 2005). Ammonium kan vaskes dypere ned i jorda og inngå i bindinger, men kan også omdannes til nitrat og vaskes ut. Fosfor og andre mineral blir i liten grad direkte påvirket av en moderat brann, men bindingsforholdene kan endres ved endret pH (Certini, 2005).

Nedbrytingshastigheten for organisk materiale kan bli redusert av en brann. I en finsk studie (Shorohova *et al.*, 2008) på effekten av brann på nedbryting av stubber av furu (*Pinus sylvestris*), gran (*Picea abies*) og bjørk (*Betula sp*) ble det vist at både bark og ved av furu ble seinere brutt ned i hogstflater der det var brent. Nedbryting av granbark gikk også seinere i flater med brann, mens en ikke fikk noen effekt for ved av gran eller bjørk.

3.1.2 Brenning av hogstavfall i hauger

Det kan i praksis ofte være nødvendig å samle hogstavfallet i hauger for i det hele tatt å få etablert en tilfredsstillende brann. Dette fører til at både brannintensitet og varighet konsentreres til mindre delområder innen hogstflata og at de negative effektene av en brann blir forsterket på disse stedene. Jiménez Esquilin *et al* (2007) målte ved en slik brann jordtemperaturen til 300 °C i senter av haugen og 175 °C i kanten. Det er gjort en rekke studier av effekten på fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper i jord etter en slik brann og på hvordan sårene "leges" over tid. Det er vist at frøbanken går fullstendig tapt i slike brannflater (Korb *et al.*, 2004; Creech *et al.*, 2011) og at bestanden av både myccoriza, andre sopparter og ulike mikroorganismer blir kraftig desimert eller helt går tapt (Haskins and Gehring, 2004; Korb *et al.*, 2004; Jiménez Esquilín *et al.*, 2007). De forhøya temperaturene under en kvisthaug har også negativ effekt på fysiske og kjemiske forhold i jorda som er viktig for etablering av nytt plantedekke (Vogl and Ryder, 1969; Jonsson and Nihlgard, 2004; Korb *et al.*, 2004; Johnson *et al.*, 2011a). Som en følge av dette så forsinkes revegetering med mange år (Korb *et al.*, 2004; Creech *et al.*, 2011) og det er en risiko for at brannflatene blir invadert av fremmede arter (Vogl and Ryder, 1969; Haskins and Gehring, 2004; Korb *et al.*, 2004). I brannsårene fra en studie i Sierra Nevada er det vist at pH i en periode øker til 11,9 mot 5,6 i omgivelsene, men at den etter en periode synker til 8. Denne verdien holdt seg gjennom den første vinteren i hele jordprofilen ned til en dybde på 30 cm (Johnson *et al.*, 2011b).

Brenning i hauger kan medføre økt risiko for erosjon i brannsårene. Ved sterk brannpåvirkning øker jordas vannavstøtende evne og dermed risikoen for erosjon (Shakesby and Doerr, 2006; Johnson *et al.*, 2011a; Shakesby, 2011). Størrelsen på kvisthaugen har selvsagt betydning for skadeomfanget (Creech *et al.*, 2011), og skadeomfanget er størst nær sentrum av brannflaten (Johnson *et al.*, 2011a).

Det er gjort forsøk med å restaurere sårene etter slike branner ved å dekke de til med flis, innsåing og diverse markberedningstiltak. Kombinasjonen av dekking med et lag med flis (for å opprettholde jordfuktigheten og redusere N-tilgang) og innsåing av lokale planter, har gitt det beste resultatet på skogsmark i nordamerikanske studier (Fornwalt and Rhodes, 2011).

Til tross for mange negative effekter av brenning av hogstavfall i haug, vurderes likevel metoden som kostnadseffektive for å fjerne hogstavfall i britisk skogbruk (Moffat *et al.*, 2006). Det anbefales å samle kvisten i små hauger før brenning (mellom 10 og 20 pr ha) for å redusere negative effekter på jorda. Brenning av hogstavfall er fordelaktig for å sikre god tilgjengelighet til lokaliteten etter inngrepet og etterlater samtidig et ryddig inntrykk. Det kan være mulig å redusere skadeomfanget ved å sørge for god jordfuktighet under haugen og/eller legge et lag med f.eks bølgeblikk under

bålet. Det er ikke funnet studier på denne effekten, men tiltaket er prøvd ut ved fjerning av sitkagran i Hoddevika i Sogn og fjordane i regi av FMLA (Truls Folkestad, Rådgiver FMLA Sogn og fjordane, per. med). Hogstavfallet ble der brent etter hvert mens det var friskt.

3.1.3 Kontrollert brenning av stående bestand

Sitkagran tåler skogbrann dårlig på grunn av tynn bark og grunt rotsystem, og arten er ikke naturlig tilpasset regelmessige brannsykluser (Griffith, 1992). Normal brannsyklus i utbredelsesområdet er anslått til 150- 350 år eller mer, og vil oftest resultere i en total fornying av bestandet. På grunn av den store frøspredningsevnen vil brannflater raskt bli rekolonisert fra nærliggende skogområder.

Der forholdene ligger til rette, for eksempel på øyer uten bebyggelse, kan dette være en mulig metode for fjerning av sitkagran eller andre bartrær, fortrinnsvis i unge bestander. Det kan vise seg vanskelig å få fyr på større trær der det ikke finnes undervegetasjon. Metoden vil redusere de negative effektene på jordsmonn og er kostnadseffektiv. Det er gjort forsøk med metoden på New Zealand.

4. Hogst med kompostering av all biomasse på stedet

4.1 Oppflising av all biomasse og kompostering på stedet

I forbindelse med tynningshogster er opphogging av tynningsavfall til flis etter hvert i ferd med å bli tatt i bruk i Nord-Amerika for å redusere faren for skogbrann og samtidig bedre tilgjengeligheten. Det er foreløpig bare gjort et fåtall studier på effekten av oppfliset virke på revegetering og på jordsmonn.

Tilførsel av et lag med opphogd flis vil øke C:N forholdet i nedbrytingsmaterialet på grunn av det er stort innhold av karbon i veden. Effekten av dette ble undersøkt i et treårig studie i en bestand av *Pinus ponderosa* i Nord-Amerika (Miller and Seastedt, 2009). I studiet ble det skapt en gradient i næringsinnhold ved å øke tilgjengeligheten på N gjennom gjødsling i noen av forsøksrutene, og redusere tilgjengeligheten i andre deler ved tilførsel av sukker (dette gir økt C:N-forhold som reduserer plantetilgjengelig N). Studiene fant at bruk av flis ikke reduserte tilgangen på nitrogen i de to første åra av studiet uavhengig av næringsstatus i jorda. Først det tredje år fikk en signifikant økning i uorganisk N ved å tilsette flis uavhengig av næringsstatus. Økningen var på omkring 33% i det øverste 10 cm laget av mineraljord. PH i jord ble ikke påvirket av flis på denne jordtypen, men flisdekke førte til økt jordfuktighet.

Studiet så samtidig på effekten av flis på revegetering. De fant at jorddekking med 11 cm flis ga en signifikant reduksjon av antall arter, artsdiversitet og vegetasjonsdekke enn kontrollfeltene. De fant at enkelte arter gikk ut ved bruk av flis, dette gjaldt spesielt de mer sjeldne artene. Dekking med flis hadde ingen effekt på antall ungpflanter av *P. ponderosa* (dette var i en tynnet bestand med fortsatt tresjikt). Lokale buskvekster dro fordel av flisdekket og arter med evne til vegetativ formering så også ut til å bli lite påvirket eller å dra fordel av flisdekke. Disse resultatene ble for en stor del bekreftet av Wolk and Rocca (2009), men dette studiet viste noe avvikende respons for enkeltarter. På en større skala viste de at flisdekket i praksis varierte i så stor grad i tykkelse, og endog enkelte steder manglet helt, slik at en for skogbestanden samla sett ikke fikk noen reduksjon i antall arter (Wolk and Rocca, 2009). På grunn av redusert gjenvekst i vegetasjonsdekket kan opphogging av flis øke utvaskingen av næringsstoff.

4.2 Kompostering på stedet av all biomasse uten oppflising

Dette er en lite utredet metode i eldre bestander på grunn av at den er kommersielt uinteressant for skogeieren, og det er ikke funnet litteratur av betydning på dette. I forbindelse med tynningshogster blir likevel en del hele trær etterlatt for kompostering på stedet, men dette genererer ubetydelige mengder hogstavfall i forhold til en flatehogst. I en upublisert studie fra New Zealand der en gjorde forsøk med å felle et tall forvillede trær av innført svartfuru (*Pinus nigra*) i en alder av 12-15 år i en grissen bestand med om lag 50 individer pr. ha (Paul and Ledgard, 2005), ble det sett på hvordan felte trær påvirket stedlig og ikke-stedlige plantearter. Studiet er for begrenset til å ha noen verdi, men indikerer at høgtvoksende urter og gras trekker fordel av de felte trærne.

4.3 Andre forhold som påvirker valg av metode for behandling av hogstavfall

Valg av driftsmetode vil også påvirkes av ytre forhold, og det vil ofte være nødvendig med en avveining mellom mange forhold:

- **Eksposisjon.** Lokalteter på utsatte jordtyper beliggende i bratt terreng i nedbørsrike områder er utsatt for erosjon de første åra etter hogst på grunn av manglende vegetasjonsdekke. Etterlatt hogstavfall kan i noen grad beskytte mot erosjon. Dersom hogst ikke kan gjennomføres på frossen mark eller godt snødekt mark, kan og bør hogstavfall benyttes som underlag for hogstmaskiner for å minimalisere kjøreskader i sårbare områder.

- **Arealbruk på stedet.** Skal området beites etter hogst stilles det spesielle krav til rydding for å sikre god tilgjengelighet for beitedyra. Samtidig vil beiting påvirke revegetering og bidra til å redusere gjødslingseffekten av etterlatt dekomposterende biomasse.
- **Beliggenhet og sårbarheten i naturtypene som omgir bestandet.** Uttak av biomasse vil generere et transportbehov som vokser med økende biomasseuttak. Det benyttes ofte tungt utstyr, dette kan gi store kjørskader med påfølgende erosjon spesielt i fuktige naturtyper i kyststrøk der en ikke har mulighet for å utnytte vinterlige forhold med barfrost eller beskyttende snødekke.
- **Tilgjengelighet på utstyr, personell og økonomiske ressurser.** Det er mye å hente på å ta i bruk lettere, og mer skånsomt utstyr som f.eks ATW'er eller snøscootere ved uttak av virke i lavere hogstklasser. Bruk av taubane er også svært skånsomt. Fløting eller sjøtransport på lekter og levering av virke til kai er et mulig alternativ for sjønære bestander, det er også mulig å kombinere taubaner med lektere. Sintef har foretatt en gjennomgang av mulighetene for å bedre transport av tømmer langs kysten og sett på hvilke kaianlegg som har kapasitet til å ta i mot virke (Nørstebø *et al.*, 2011).

5. Forhold som påvirker spiring og overlevelse av frøplanter av sitkagran etter hogst

5.1 Sitkafrøets levedyktighet i frøbank

Generelt er det kjent at alle bartrær produserer store mengder frø i regelmessige årlige sykluser. Det som finnes av tilgjengelige internasjonalt publiserte studier på sitkagran eller andre bartrær tilsier at sitkagran ikke danner persistent frøbank med varighet lengre enn en vinter, verken i naturlige eller planta bestander (Strickler and Edgerton, 1976; Hill and Stevens, 1981; Warr *et al.*, 1994).

Disse studiene er i midlertidig lite vinklet mot å vurdere hvor persistent frøet av disse artene faktisk er i frøbank, men trekker først og fremst en slik slutning basert på at en bare påviser spiredyktige frø i strøsjiktet og få eller ingen fra dypere lag. Hill og Stevens (1981) registrerer f.eks 28 levedyktige frø av sitkagran pr. kvm i et plantefelt på mellom 41 og 43 år gammelt uten å oppgi hvor i jordprofilen dette stammer fra. Et senere engelsk studie som også inkluderer uttak av frøbank i plantefelt av sitkagran, registrerer ingen levedyktige frø (Warr *et al.*, 1994). Det refereres i disse artiklene til en serie amerikanske studier fra 70-tallet som dokumentasjon på at bartrær ikke danner langvarig levedyktig frøbank. Dessverre er ingen av disse studiene tilgjengelig for gjennomgang.

Flere forhold kan påvirke hvor lenge et frø er levedyktig i frøbank. Frø fra bartrær er relativt lite beskyttet etter at de er sluppet fra kongla. Studier fra frøspiringsforsøk med sitkagran viser at de er lite motstandsdyktig mot sopp og blir raskt brutt ned i naturen av ulike nedbryterorganismer (Sutherland and Woods, 1978; Griffith, 1992).

Frø fra bartrær er også viktig næringsressurs for insekter, ulike smågnagerarter og fugl i disse områdene. Frøene blir både predatert før frøspredning og etter. Noe av årsaken til manglende spiredyktige frø i frøbank kan derfor ligge i at få frø i realiteten når frøbanken. Et stort antall studier har vist at predasjon på frø av bartrær etter frøspredning viser sterk variasjon fra nærmest total tap av frø i enkelte studier (f.eks: Castro *et al.*, 1999; Schreiner *et al.*, 2000; Plucinski and Hunter, 2001; Yin *et al.*, 2007; Zwolak *et al.*, 2010) til moderat til minimalt tap i andre (Stoehr, 2000; Cote *et al.*, 2003; Nilson and Hjalten, 2003; Worthy *et al.*, 2006). Det er videre vist at graden av frøpredasjon varierer med makro- og mikrohabitat, planteart, år, tid for frøspredning og forstyrrelsesregimet (Whelan *et al.*, 1991; Zwolak *et al.*, 2010).

Et flertall av studiene er vel å merke fra de ulike bartreartenes naturlige utbredelsesområde, og det er av den grunn ikke sikkert at det finnes organismer som i samme grad vil redusere frømengden f.eks på ei isolert øy. Det er funnet et studie fra Sør Amerika som viser at hjemlige smågnagerarter også kan være predator på frø av innførte treslag og virke som barriere mot invasjon fra bartrearter (Nuñez *et al.* 2008). På isolerte øyer på norskekysten, der bartrær har inngått i vegetasjonen i veldig liten grad gjennom mange år, er det på bakgrunn av dette all mulig grunn til å vurdere slike forhold nærmere.

5.1.1 Spiring og overlevelse av sitkagran og forhold som påvirker dette

I en studie på revevegetering av sitkagran i Alaska ble det vist god rekruttering ved naturlig forynging av sitkagran. Gjennomsnittlig ungplantetetthet varierte mellom 3000 og 46000 pr. ha. på 15 registrerte foryngingsfelt (Levy *et al.*, 2010). Gjennomsnittlig alder var 8 år og tall frøplanter var fire ganger så høgt på liggende tømmerstokker som på uforstyrret skogbunn.

Flere studier har vist at en får bedre overlevelse og vekst av ungplanter av sitkagran ved å la hogstavfallet ligge (Proe *et al.*, 1999; Proe *et al.*, 2001). Zabowski *et al.* (2000) viste at en fikk bedre vekst i planter også av douglasgran og kontortafuru ved å la hogstavfallet ligge, og knytter dette til reduserte temperaturfluktuasjoner nær bakken og dermed mer optimale voksetemperaturer for småplantene. Dette er også vist av (Thompson, 1984; Emmett *et al.*, 1991; Proe and Dutch, 1994; Proe *et al.*, 1996; Page and Cameron, 2006; Mason *et al.*, 2012). Disse studiene peker også på redusert konkurranse fra andre mer hurtigvoksende arter i feltsjiktet når hogstavfallet blir etterlatt.

Det er vist at spredning av frø til en brannflate kan fremme spiring og øke overlevelse av frøplanter hos mange bartrær (Bullock, 2009; Zwolak *et al.*, 2010; Hancock *et al.*, 2011)

5.2 Studier av forsøk med restaurering av opprinnelig habitat etter hogst av plantefelt

5.2.1 Frøbankens betydning

Det finnes enkelte engelske studier der det er vist seg at det er mulig å restaurere kystlynghei fra frøbank på lokaliteter som i mange år har vært plantet til med bartrær (Hill and Stevens, 1981; Pywell *et al.*, 2002; Walker *et al.*, 2004). Hill og Stevens (1981) fant 1000-5000 spiredyktige frø pr m² på brunjord, 500-2500 på torvholdig gleijord og 50-250 på dyp torv. Antall frø økte ved minkende tall år som plantefelt. Den vanligste arten i frøbank var røsslyng. Pywell *et al.* (2002) viste også at røsslyngfrø kan overleve mange år i frøbank i et plantefelt av sitkagran. Etter 40 år som plantefelt ble det fremdeles påvist levedyktige frø av røsslyng i en mengde på mellom 1200 og 7000 pr m². I enkelte tilfeller fant en også levedyktige frø av røsslyng i frøbanken i bestand som var er enn 70 år gamle, men det ble også vist at slike gamle felt kunne ha mangel på frø. I enkelte felt ble det vist store mengder spirende blåtopp (*Molinia caerulea*) som kunne bli et problem ved restaurering. Få andre grasarter var levedyktig etter alle disse årene. Studiet viste også at pH var noe høyere i plantefeltet enn i nærliggende lynghei, ellers var det små forskjeller i næringsinnhold i jord fra plantefelt kontra kontrollfelt med kontinuerlig lynghei. Også svenske studier har vist høyt innhold av spiredyktig røsslyng i frøbank etter hogst (Granstrom, 1988).

Eycott *et al.*, (2006) undersøkte frøbanken i 29 hogstmodne plantefelt i østengland og fann stor variasjon i antall frø pr m². I snitt ble det funnet 3950 spiredyktige pr m². Det spirte 98 arter hvorav 37 også ble registrert i feltsjiktet. De fant 29 arter som var karakteristiske for den regionale heivegetasjonen. Flere typiske grasarter manglet i frøbanken og innholdet av røsslyng blir beskrevet som lavt. Eycott *et al.* (2006) vurderte potensialet for å restaurere en grasrik hei fra frøbank som lavt.

Fjerning av strølaget er viktig for å fremme spiring fra frøbank og fjerne frø fra trær og planter som har etablert seg i barskogen (Pywell *et al.*, 2002; Allison and Ausden, 2006). Allison og Ausden (2006) oppnår 100% lyngdekning etter 12 år i forsøksruter der strølaget blir fjernet ned til humuslaget og tilsvarende på ruter der fjerning av humuslaget inngikk. Resultatene viste også at en fikk god effekt av å tilsette røsslyngfrø i form av avklipp av frøbærende skudd, spesielt der også humuslaget ble fjernet. Restaurering av kystlynghei ble forsøkt etter fjerning av en bestand av furu og Douglasgran i en engelsk studie (Wilton-Jones and Ausden, 2005). I dette forsøket ble resultatet dårligere. Det inngår tilsåing med røsslyngfrø direkte på humuslaget etter sammenraking av hogstavfall og tilsåing etter maskinell fjerning av humuslaget ned til mineraljorda i dette studiet. Behandlingene ble sammenlignet med ubehandlede ruter med naturlig revegetering. Resultatene viste dårlig etablering av røsslyng, bare på ett av de to gjentakene der det ble sådd inn frø oppå humuslaget oppnådde en lyngdekning av betydning (15%) fire år etter behandling. Det ble ikke tatt ut prøver av frøbank i dette studiet.

Allison og Ausden (2006) konkluderer med at resultatet av restaureringen avhenger av (i) tilgangen på røsslyngfrø og andre ønskelige heiarter i frøbanken, (ii) rask etablering av høy dekning av heiarterne, (iii) Opprettholde verdier av nitrogen i jorda som er ideelle for røsslyng og (iiii) om det er praktisk mulig å fjerne strølag og humussjikt.

Det er også vist at det er mulig å restaurere tidligere lauvskoger fra plantefelt i franske studier (Augusto *et al.*, 2001) og sanddynevegetasjon i studier fra vestkysten av England (Sturgess and Atkinson, 1993).

6. Spredning av sitkagran

6.1 Spredningsegenskaper

Sitkagran har gode spredningsegenskaper og er kjent både som en pionerart og som en klimaksart, og den er av de tidligste pionerartene på avsetninger etter breavsmeltning, rasmark, sandbanker og øvre havstrand (Griffith, 1992). Sitkagran formerer seg først og fremst ved frø. Noen individer starter produksjon av frø allerede ved en alder på 6 år, men de fleste individer er først kjønnsmoden når de når en alder av 20-40 år (Harris 1990, Griffith 1992). Frøene er små og lette og blir først og fremst vindspredd. Den blomstrer på våren, konglene modnes i løpet av august og blir spredd fra oktober og fram til våren. Konglene åpnes og frøene spres ved tørre værforhold, og frøene kan spre seg opp til 800 m ved gunstige vindforhold. I nordamerikanske forsøk har en vist at 54% av frøene er spiredyktig, og at sitkagrana er i stand til å spire på nærmest hvilket som helst substrat (Griffith, 1992). En har også vist at av frø som faller på moseteppeså har bare 1% vellykket spiring, og av disse igjen ble 38% brutt ned av sopp i løpet av 1 måned (Griffith, 1992). Frøspiring er epigal, dvs at frøbladene utvikler seg over jorda.

Sitkagran har også vegetativ formering. På samme måte som norsk gran setter også sitkagran adventivrøtter fra greiner som kommer i kontakt med jord, spesielt unge greiner vil lett danne adventivrøtter. Dette er et fenomen en ofte ser i utkanten av utbredingsområdet. Det er ikke kjent om den er i stand til å formere seg ved rotskudd. Rotsystemet er grunt med lange, lite greinete utløpere som nærmest danner ei flate. På godt drenert mark kan det nå ned til to meter. Sitkagran er en av de få bartrærne som har evne til å sette epikormiske skudd fra stamme (Harris 1990). Epikormiske skudd gror fra hvilende knopper som ligger skjult under barken, og aktiveres vanligvis av skade i øvre deler av planten eller økt lystilgang. Skudd fra slike knopper ses ofte på trær langs veikanter få år etter at de nedre greinene har blitt fjernet.

6.2 Sitkagran som invasjonart

Sitkagran står ikke på lista over 100 verste fremmede artene i Europa (DAISIE European Invasive Alien Species Gateway). Richardson og Rejmanek (2004) assosierer trekk som små frø (<50mg), kort periode som juvenil (<10 år) og korte intervaller mellom store frøår med arter som har god invasjonsegenskaper. Dette er egenskaper sitkagran til en viss grad besitter (Richardson and Rejmanek, 2004), og den kommer i denne studien ut som en art med middels invasjonsegenskaper. I følge studiet er den registrert som invasjonart i tre land, men er ikke vurdert som naturalisert i noe land. En gjennomgang av studieomfang på bartrær som potensielle invasjonarter i Europa (Carrillo-Gavilán and Vilà, 2010) konkluderes det med at fremmede bartrær generelt i liten grad er oppfattet som problematiske. Sitkagran er den arten i dette studiet som kommer ut med flest publikasjoner. Ingen av disse handler om artens invasjonsegenskaper. Introduksjonshistorie og plantefrekvens har også stor betydning i hvilken grad en art er naturalisert (Bucharova and Van Kleunen, 2009; Pyšek *et al.*, 2009; Procheş *et al.*, 2012). Det er også viset at spredningen av fremmede arter er influert av landskapsstruktur (With, 2002; Vilà and Ibáñez, 2011).

6.3 Spredning til ulike naturtyper

Hvilke habitat som er mest utsatt for å bli invadert av sitkagran synes lite systematisk utredet både i Europa (Carrillo-Gavilán and Vilà, 2010) og her til lands. I en gjennomgang i regi av Botanical Society of the British Isles ble det sett på hvordan forekomst av fremmede arter blir registrert nasjonalt, og på hvilke habitat som er kolonisert av naturaliserte innførte arter (Ison and Braithwaite, 2009). For sitkagran er det registrert spredning til ombotrof myr, både "upland" og "lowland" hei og til veikanter, eikeskoger og bergknauser. I en gjennomgang av de økologiske egenskapene for arten i Norge vurderes den som lokalt spredd rundt plantefelt, særlig på forstyrrede områder med beitebruksendringer eller mye rotvelt (Øyen *et al.*, 2009). Det er også vist spredning til både kystlynghei og myr (Thorvaldsen, 2011). Nedenfor et det tatt med noen bilder som viser hvordan sitkagran sprer seg ut fra de mange plantefeltene langs kysten.



Figur 5.1. Flyfoto av en sitkabestand på Tarva plantet i 1964. Bestandet vest for vegen utgjør ca 10 daa. Den viktigste spredningssonen er markert med rødt og utgjør ca 80 daa. Tettheten av ungplanter av sitkagran i spredningsfeltet ble estimert til 1550 planter pr daa.



Figur 5.2. Spredning av sitkagran i kystlynghei på Tarva. I bilde til høyre ser en et individ som har spredt seg et stykke bort fra plantefeltet og allerede er i gang med å sette nye frø.



Figur 5.3. Sitkagran sprer seg også i lauvskog (til venstre) og på forsyrrer mark som f.eks langs en veikant til høyre.

7. Konklusjoner

En gjennomgang av tilgjengelige litteraturlister viser at det ikke foreligger studier som går direkte på effekten av ulike behandlingsmetoder for hogstavfall med en målsetting om tilbakeføring av plantefelt av sitkagran til opprinnelig vegetasjon etter hogst. Konklusjonene i denne rapporten er av den grunn basert på en gjennomgang av skogbruksrelaterte studier der en har forsøkt å trekke ut forhold av betydning for restaurering. På bakgrunn av disse studiene konkluderes det med at fjerning av alt virke inkludert hogstavfall er best egnet som metode når målsetningen med prosjektet er tilbakeføring til lokalitetens opprinnelige vegetasjonssammensetning. Konklusjonen er hovedsakelig begrunnet i at fjerning av hogstavfall fører til at en får raskere og bedre etablering av vegetasjonsdekke av gras og dvergbusker enn om hogstavfallet blir etterlatt. Det er også vist at raskere reetablering av annen vegetasjon etter fjerning av hogstavfall er best egnet for å redusere regenerering av ny skog. Samtidig blir hogstflaten lettere tilgjengelig for manuell fjerning av de ungplantene som eventuelt måtte komme. Fjerning av strølag ved raking kan også fremme spiring fra frøbank, samtidig som en oppnår å fjerne mye frø og kongler fra sitkagran. Hogstavfall genererer dessuten på mange, spesielt fattige jordtyper, et næringsoverskudd som vil kunne utnyttes av nitrofile, hurtigvoksende urter, busker og lauvtre og dermed påvirke vegetasjonssammensetningen mange år etter restaurering.

Hogstavfall kan forsvares å etterlates på hogstflater utsatt for erosjon. Det kan også forsvares å la hogstavfallet kompostere på hogstflaten dersom målet for restaureringen er tilbakeføring til tidligere lauvskog, men det må understrekes at det er forsket svært lite på dette. Tiden det tar før hogstavfallet er nedbrutt avhenger av hvor mye biomasse som er etterlatt, av klimatiske forhold og av jordtype. I et irsk studie er nedbrytningstiden for ulike bestanddeler av sitkagran etter hogst beregnet, og det ble vist at halveringstiden (tiden det tar til halvparten av biomassen er nedbrutt) er 12 år for stammen og 14 år for stubben. En stamme liggende på bakken ble brutt ned med 0,059 kg pr m³ og år. Røttene hadde noe lengre nedbrytningstid. Greiner inngikk ikke i studiet.

Dersom det ikke er praktisk eller økonomisk mulig å fjerne hogstavfallet, er kontrollert burning mens hogstavfallet er bredt utover også en metode som kan nyttes. Metoden kan skade frøbanken og vanskeliggjøre restaurering dersom laget med hogstavfall er for tykt. Burning må skje kontrollert på våt eller frossen mark og kan vise seg vanskelig å gjennomføre ved våre klimatiske forhold. Burning i haug bør ikke gjennomføres uten skadebegrensende tiltak. Effekten av skadebegrensende tiltak bør først avklares gjennom forskning før metoden tas i bruk i verneområder eller verdifulle naturområder. Det må videre påregnes tiltak for å reparere skader i brannflaten ved burning i haug, dette har også en kostnad.

Opphogging av hogstavfall og virke til flis og kompostering på stedet er en aktuell metode, men det foreligger få relevante studier på dette og ingen langstidsstudier på effekten på revegetering ved nedbryting av tykke flislag på stedet. Det er derfor et klart behov for forskning på dette før metoden tas i bruk.

Litteraturstudiet viser ellers at det er få studier på sitkagran som invasjonart, men at den besitter de egenskapene som kjennetegner en middels god invasjonart. Det er også få studier på hvilke habitat den naturaliseres i, men det er vist spredning til både kystlynghei og myr både i Storbritannia og i Norge. Et forskningsprosjekt i regi av UiB vil forhåpentligvis kaste noe lys på disse problemstillingene, men resultatene fra dette prosjektet er enda ikke publisert. Sitkagranas evne til å bygge opp frøbank er ikke formelt utredet gjennom studier, men i engelske studier på forsøk med restaurering av kystlynghei fra tidligere plantefelt av sitkagran er den ikke funnet å overleve mer enn første vinter. Dette er i samsvar med studier på andre bartrearter.

8. Litteratur

- Adams, S.N., 1974. Some relations between forrest litter and growth of Sitka spruce on poorly drained soils. *Journal of Applied Ecology* 11, 761-765.
- Adamson, J.K., Hornung, M., 1990. The effect of clearfelling a Sitka spruce (*Picea sitchensis*) plantation on solute concentrations in drainage water. *Journal of Hydrology* 116, 287-297.
- Allison, M., Ausden, M., 2006. Effects of removing the litter and humic layers on heathland establishment following plantation removal. *Biological Conservation* 127, 177-182.
- Anderson, A.R., Pyatt, D.G., Stannard, J.P., 1990. The Effects of Clearfelling a Sitka Spruce Stand on the Water Balance of a Peaty Gley Soil at Kershope Forest, Cumbria. *Forestry* 63, 51-71.
- Augusto, L., Dupouey, J.-L., Picard, J.-F., Ranger, J., 2001. Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. *Acta Oecologica* 22, 87-98.
- Ballard, T.M., 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. *Forest Ecology and Management* 133, 37-42.
- Bergquist, J., Örlander, G., Nilsson, U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest Ecology and Management* 115, 171-182.
- Boerner, R.E.J., Gai, C., Huang, J., Miesel, J.R., 2008. Initial effects of fire and mechanical thinning on soil enzyme activity and nitrogen transformations in eight North American forest ecosystems. *Soil Biology and Biochemistry* 40, 3076-3085.
- Bucharova, A., Van Kleunen, M., 2009. Introduction history and species characteristics partly explain naturalization success of North American woody species in Europe. *Journal of Ecology* 97, 230-238.
- Bullock, J.M., 2009. A long-term study of the roles of competition and facilitation in the establishment of an invasive pine following heathland fires. *Journal of Ecology* 97, 646-656.
- Carrillo-Gavilán, M.A., Vilà, M., 2010. Little evidence of invasion by alien conifers in Europe. *Diversity and Distributions* 16, 203-213.
- Castro, J., Gomez, J.M., Garcia, D., Zamora, R., Hodar, J.A., 1999. Seed predation and dispersal in relict Scots pine forests in southern Spain. *Plant Ecology* 145, 115-123.
- Certini, G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143, 1-10.
- Cortina, J., Vallejo, V.R., 1994. Effects of clearfelling on forest floor accumulation and litter decomposition in a radiata pine plantation. *Forest Ecology and Management* 70, 299-310.
- Cote, M., Ferron, J., Gagnon, R., 2003. Impact of seed and seedling predation by small rodents on early regeneration establishment of black spruce. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere* 33, 2362-2371.
- Creech, M.N., Katherine Kirkman, L., Morris, L.A., 2011. Alteration and Recovery of Slash Pile Burn Sites in the Restoration of a Fire-Maintained Ecosystem. *Restoration Ecology*, no-no.
- DAISIE European Invasive Alien Species Gateway, 2008. Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (Daisie).
- Devine, W.D., Footen, P.W., Strahm, B.D., Harrison, R.B., Terry, T.A., Harrington, T.B., 2012. Nitrogen leaching following whole-tree and bole-only harvests on two contrasting Pacific Northwest sites. *Forest Ecology and Management* 267, 7-17.
- Devine, W.D., Harrington, C.A., 2007. Influence of harvest residues and vegetation on microsite soil and air temperature in a young conifer plantation. *Agricultural and Forest Meteorology* 145, 125-138.
- Dutch, J., 1995. The effect of whole-tree harvesting on early growth of Sitka spruce on an upland restocking site. In: Authority, R.D.o.t.F. (Ed.). *Research Publications Officer*, Farnham.
- Egnell, G., 2011. Is the productivity decline in Norway spruce following whole-tree harvesting in the final felling in boreal Sweden permanent or temporary? *Forest Ecology and Management* 261, 148-153.
- Emmett, B.A., Anderson, J.M., Hornung, M., 1991. Nitrogen sinks following two intensities of harvesting in a Sitka spruce forest (N. Wales) and the effect on the establishment of the next crop. *Forest Ecology and Management* 41, 81-93.
- Eycott, A.E., Watkinson, A.R., Dolman, P.M., 2006. The soil seedbank of a lowland conifer forest: The impacts of clear-fell management and implications for heathland restoration. *Forest Ecology and Management* 237, 280-289.

- Fahey, T.J., Hill, M.O., Stevens, P.A., Hornung, M., Rowland, P., 1991a. Nutrient accumulation in vegetation following conventional and whole-tree harvest of sitka spruce plantations in North Wales. *Forestry* 64, 271-288.
- Fahey, T.J., Stevens, P.A., Hornung, M., Rowland, P., 1991b. Decomposition and nutrient release from logging residue following conventional harvest of sitka spruce in North Wales. *Forestry* 64, 289-301.
- Federer, C.A., Hornbeck, J.W., Tritton, L.M., Martin, C.W., Pierce, R.S., Smith, C.T., 1989. Long-term depletion of calcium and other nutrients in Eastern-United-States forests. *Environmental Management* 13, 593-601.
- Fenn, M.E., Poth, M.A., Aber, J.D., Baron, J.S., Bormann, B.T., Johnson, D.W., Lemly, A.D., McNulty, S.G., Ryan, D.F., Stottlemeyer, R., 1998. Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8, 706-733.
- Fornwalt, P.J., Rhodes, C.C., 2011. Rehabilitating slash pile burns in upper mountain forests of The Colorado Front range. *Natural Areas Journal* 31, 177-182.
- Futter, M.N., Ring, E., Högbom, L., Entenmann, S., Bishop, K.H., 2010. Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution* 158, 3552-3559.
- Goodale, C.L., Aber, J.D., McDowell, W.H., 2000. The Long-term Effects of Disturbance on Organic and Inorganic Nitrogen Export in the White Mountains, New Hampshire. *Ecosystems* 3, 433-450.
- Granstrom, A., 1988. Seed banks at six open and afforested heathland sites in southern Sweden. *Journal of Applied Ecology* 25, 297-306.
- Griffith, R.S., 1992. *Picea sitchensis*. In: Department of Agriculture, f.s. (Ed.). Rocky Mountains Research Station.
- Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W., 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor CN ratios. *Environmental Pollution* 102, 403-407.
- Hancock, M.H., Amphlett, A., Proctor, R., Dugan, D., Willi, J., Harvey, P., Summers, R.W., 2011. Burning and mowing as habitat management for capercaillie *Tetrao urogallus*: An experimental test. *Forest Ecology and Management* 262, 509-521.
- Harris, A.S., 1990. *Picea sitchensis*. In: Burns, R.M., Honkala, B.H. (Eds.), *Silvics of North America*, Vol. 1, Conifers. Washington DC: U.S.D.A. Forest Service Agriculture Handbook 654.
- Haskins, K.E., Gehring, C.A., 2004. Long-term effects of burning slash on plant communities and arbuscular mycorrhizae in a semi-arid woodland. *Journal of Applied Ecology* 41, 379-388.
- Hiami, J., Fritze, H., Moilanen, P., 2000. Responses of soil decomposer animals to wood-ash fertilisation and burning in a coniferous forest stand. *Forest Ecology and Management* 129, 53-61.
- Hill, M.O., Stevens, P.A., 1981. The density of viable seed in soils of forest plantations in upland Britain. *Journal of Ecology* 69, 693-709.
- Hjältén, J., Gibb, H., Ball, J.P., 2010. How will low-intensity burning after clear-felling affect mid-boreal insect assemblages? *Basic and Applied Ecology* 11, 363-372.
- Hope, G.D., Prescott, C.E., Blevins, L.L., 2003. Responses of available soil nitrogen and litter decomposition to openings of different sizes in dry interior Douglas-fir forests in British Columbia. *Forest Ecology and Management* 186, 33-46.
- Hyvönen, R., Olsson, B.A., Lundkvist, H., Staaf, H., 2000. Decomposition and nutrient release from *Picea abies* (L.) Karst. and *Pinus sylvestris* L. logging residues. *Forest Ecology and Management* 126, 97-112.
- Ison, J., Braithwaite, M., 2009. The status of some alien trees and shrubs in Britain., Report to BSBI spring conference. Botanical Society of the British Isles, Berwick Upon Tweed.
- Jiménez Esquilín, A.E., Stromberger, M.E., Massman, W.J., Frank, J.M., Shepperd, W.D., 2007. Microbial community structure and activity in a Colorado Rocky Mountain forest soil scarred by slash pile burning. *Soil Biology and Biochemistry* 39, 1111-1120.
- Johanson, M.B., Grälls, C., 1989. Quantity, decomposition and nutrient dynamics of litterfall in some forest stands at Haalebaeck, southern Sweden. *Rapporter i Skogsekologi och Skoglig Marklaera*. Sveriges lantbruksuniv, Uppsala.
- Johnson, B.G., Johnson, D.W., Miller, W.W., Carroll-Moore, E.M., Board, D.I., 2011. The Effects of Slash Pile Burning on Soil and Water Macronutrients. *Soil Science* 176, 413-425.
- Jonsson, A.M., Nihlgard, B., 2004. Slash pile burning at a Norway spruce clear-cut in southern Sweden. *Water Air and Soil Pollution* 158, 127-135.

- Knicker, H., Almendros, G., González-Vila, F.J., Martin, F., Lüdemann, H.D., 1996. ¹³C- and ¹⁵N-NMR spectroscopic examination of the transformation of organic nitrogen in plant biomass during thermal treatment. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1053-1060.
- Korb, J.E., Johnson, N.C., Covington, W.W., 2004. Slash Pile Burning Effects on Soil Biotic and Chemical Properties and Plant Establishment: Recommendations for Amelioration. *Restoration Ecology* 12, 52-62.
- Levy, L.S.Y., Deal, R.L., Tappeiner, J.C., 2010. The density and distribution of Sitka spruce and western hemlock seedling banks in partially harvested stands in southeast Alaska. In: Agriculture, U.S.D.O. (Ed.). Pacific Northwest Research Station.
- Mann, L.K., Johnson, D.W., West, D.C., Cole, D.W., Hornbeck, J.W., Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C.T., Swank, W.T., Tritton, L.M., Van Lear, D.H., 1988. Effects of Whole-Tree and Stem-Only Clearcutting on Postharvest Hydrologic Losses, Nutrient Capital, and Regrowth. *Forest Science* 34, 412-428.
- Marshall, V.G., 2000. Impacts of harvesting on biological processes in northern forests soils. *Forest Ecology and Management* 133, 43-60.
- Mason, W.L., McKay, H.M., Weatherall, A., Connolly, T., Harrison, A.J., 2012. The effects of whole-tree harvesting on three sites in upland Britain on the growth of Sitka spruce over ten years. *Forestry* 85, 111-123.
- McNabb, D.H., Gaweda, F., Froehlich, H.A., 1989. Infiltration, water repellency, and soil moisture content after broadcast burning a forest site in southwest Oregon. *Journal of Soil and Water Conservation* 44, 87-90.
- Merino, A., Balboa, M.A., Soalleiro, R.R., Gonzalez, J.G.A., 2005. Nutrient exports under different harvesting regimes in fast-growing forest plantations in southern Europe. *Forest Ecology and Management* 207, 325-339.
- Merino, A., Edeso, J.M., González, M.J., Marauri, P., 1998. Soil properties in a hilly area following different harvesting management practices. *Forest Ecology and Management* 103, 235-246.
- Miller, J.D., Cooper, J.M., Miller, H.G., 1993. A comparison of above-ground component weights and element amounts in four forest species at Kirkton Glen. *Journal of Hydrology* 145, 419-438.
- Moffat, A., Jones, B.D., Mason, B., 2006. Managing brach on conifer clearfell sites. In: Commission, F. (Ed.), Practice Note, Edinburgh.
- Nilson, M.E., Hjaltén, J., 2003. Covering pine-seeds immediately after seeding: effects on seedling emergence and on mortality through seed-predation. *Forest Ecology and Management* 176, 449-457.
- Nykvist, N., Rosen, K., 1985. Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. *Forest Ecology and Management* 11, 157-169.
- Nørstebø, V.S., Johansen, U., Gabriel, H.M., Talbot, B., Nilsen, J.E., 2011. Transport av skogsvirke i kyststrøk fra Finnmark til Rogaland. Sintef Rapport. Sintef.
- Olajuyigbe, S.O., Tobin, B., Gardiner, P., Nieuwenhuis, M., 2011. Stocks and decay dynamics of above- and belowground coarse woody debris in managed Sitka spruce forests in Ireland. *Forest Ecology and Management* 262, 1109-1118.
- Olsson, B.A., Bengtsson, J., Lundkvist, H., 1996a. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. *Forest Ecology and Management* 84, 135-147.
- Olsson, B.A., Staaf, H., 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology* 32, 640-654.
- Olsson, B.A., Staaf, H., Lundkvist, H., Bengtsson, J., Kaj, R., 1996b. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvests of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82, 19-32.
- Page, L.M., Cameron, A.D., 2006. Regeneration dynamics of Sitka spruce in artificially created forest gaps. *Forest Ecology and Management* 221, 260-266.
- Palviainen, M., 2005. Logging residues and ground vegetation in nutrient dynamics of a clear-cut boreal forest. Faculty of Forestry. University of Joensuu, Joensuu.
- Palviainen, M., Finer, L., Kurka, A.M., Mannerkoski, H., Piirainen, S., Starr, M., 2004. Decomposition and nutrient release from logging residues after clear-cutting of mixed boreal forest. *Plant and Soil* 263, 53-67.
- Palviainen, M., Finer, L., Mannerkoski, H., Piirainen, S., Starr, M., 2005. Changes in the above- and below-ground biomass and nutrient pools of ground vegetation after clear-cutting of a mixed boreal forest. *Plant and Soil* 275, 157-167.
- Paul, T.S., Ledgard, N.J., 2005. Effect of felled wilding pines on plant growth in high country grasslands.

- Pedersen, L.B., Bille-Hansen, J., 1999. A comparison of litterfall and element fluxes in even aged Norway spruce, sitka spruce and beech stands in Denmark. *Forest Ecology and Management* 114, 55-70.
- Pietikäinen, J., Fritze, H., 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: Comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27, 101-109.
- Plucinski, K.E., Hunter, M.L., 2001. Spatial and temporal patterns of seed predation on three tree species in an oak-pine forest. *Ecography* 24, 309-317.
- Prescott, C.E., 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management* 95, 253-260.
- Prescott, C.E., 2005. Do rates of litter decomposition tell us anything we really need to know? *Forest Ecology and Management* 220, 66-74.
- Prescott, C.E., McDonald, M.A., Gessel, S.P., Kimmins, J.P., 1993. Long-term effects of sewage sludge and inorganic fertilizers on nutrient turnover in litter in a coastal Douglas fir forest. *Forest Ecology and Management* 59, 149-164.
- Procheş, Ş., Wilson, J.R.U., Richardson, D.M., Rejmánek, M., 2012. Native and naturalized range size in Pinus: relative importance of biogeography, introduction effort and species traits. *Global Ecology and Biogeography* 21, 513-523.
- Proe, M.F., Cameron, A.D., Dutch, J., Christodoulou, X.C., 1996. The effect of whole-tree harvesting on the growth of second rotation Sitka spruce. *Forestry* 69, 389-401.
- Proe, M.F., Craig, J., Dutch, J., Griffiths, J., 1999. Use of vector analysis to determine the effects of harvest residues on early growth of second-rotation Sitka spruce. *Forest Ecology and Management* 122, 87-105.
- Proe, M.F., Dutch, J., 1994. Impact of whole-tree harvesting on second-rotation growth of Sitka spruce: the first 10 years. *Forest Ecology and Management* 66, 39-54.
- Proe, M.F., Griffiths, J.H., McKay, H.M., 2001. Effect of whole-tree harvesting on microclimate during establishment of second rotation forestry. *Agricultural and Forest Meteorology* 110, 141-154.
- Pye, J.M., Vitousek, P.M., 1985. Soil and nutrient removals by erosion and windrowing at a southeastern U.S. Piedmont site. *Forest Ecology and Management* 11, 145-155.
- Pyšek, P., Křivánek, M., Jarošík, V., 2009. Planting intensity, residence time, and species traits determine invasion success of alien woody species. *Ecology* 90, 2734-2744.
- Pywell, R.F., Pakeman, R.J., Allchin, E.A., Bourn, N.A.D., Warman, E.A., Walker, K.J., 2002. The potential for lowland heath regeneration following plantation removal. *Biological Conservation* 108, 247-258.
- Richardson, D.M., Rejmánek, M., 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions* 10, 321-331.
- Roberts, S.D., Harrington, C.A., Terry, T.A., 2005. Harvest residue and competing vegetation affect soil moisture, soil temperature, N availability, and Douglas-fir seedling growth. *Forest Ecology and Management* 205, 333-350.
- Schreiner, M., Bauer, E.-M., Kollmann, J., 2000. Reducing predation of conifer seed by clear-cutting *Rubus fruticosus* agg. in two montane forest stands. *Forest Ecology and Management* 126, 281-290.
- Shakesby, R.A., 2011. Post-wildfire soil erosion in the Mediterranean: Review and future research directions. *Earth-Science Reviews* 105, 71-100.
- Shakesby, R.A., Doerr, S.H., 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science Reviews* 74, 269-307.
- Shorohova, E., Kapitsa, E., Vanha-Majamaa, I., 2008. Decomposition of stumps in a chronosequence after clear-felling vs. clear-felling with prescribed burning in a southern boreal forest in Finland. *Forest Ecology and Management* 255, 3606-3612.
- Stevens, P.A., Hornung, M., 1990. Effect of harvest intensity and ground flora establishment on inorganic-N leaching from a Sitka spruce plantation in North Wales, UK. *Biogeochemistry* 10, 53-65.
- Stevens, P.A., Norris, D.A., Williams, T.G., Hughes, S., Durrant, D.W.H., Anderson, M.A., Weatherley, N.S., Hornung, M., Woods, C., 1995. Nutrient losses after clearfelling in Beddgelert forest - a comparison of the effects of conventional and whole-tree harvest on soil-water chemistry. *Forestry* 68, 115-131.
- Stoehr, M.U., 2000. Seed production of western larch in seed-tree systems in the southern interior of British Columbia. *Forest Ecology and Management* 130, 7-15.

- Strahm, B.D., Harrison, R.B., Terry, T.A., Flaming, B.L., Licata, C.W., Petersen, K.S., 2005. Soil solution nitrogen concentrations and leaching rates as influenced by organic matter retention on a highly productive Douglas-fir site. *Forest Ecology and Management* 218, 74-88.
- Strickler, G.S., Edgerton, P.J., 1976. Emergent seedlings from coniferous litter and soil in eastern Oregon. *Ecology* 57, 801-807.
- Sturgess, P., Atkinson, D., 1993. The clear-felling of sand dune plantations: Soil and vegetational processes in habitat restoration. *Biological Conservation* 66, 171-183.
- StAAF, H., Olsson, B.A., 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. *Scandinavian Journal of Forest Research* 6, 19-29.
- Sutherland, J.R., Woods, T.A.D., 1978. The fungus *Geniculodendron pyriforme* is stored Sitka spruce seeds: effects of seed extraction and cone collection methods on disease incidence. *Phytopathology* 68, 747-750.
- Sverdrup, H., Rosen, K., 1998. Long-term base cation mass balances for Swedish forests and the concept of sustainability. *Forest Ecology and Management* 110, 221-236.
- Thompson, D.A., 1984. The Influence of Shelter and Weeds on Early Growth of Sitka Spruce and Lodgepole Pine. *Forestry* 57, 1-16.
- Thorvaldsen, P., 2011. Skjøtselsplan for kystlynghei på Tarva i Bjugn kommune. Bioforsk Rapport. Bioforsk Vest Furenest.
- Titus, B.D., Malcolm, D.C., 1991. Nutrient changes in peaty gley soils after clearfelling of sitka spruce stands. *Forestry* 64, 251-270.
- Tyndall, R.W., 1994. Conifer clearing and prescribed burning effects to herbaceous layer vegetation on a Maryland serpentine "Barren". *Castanea* 59, 255-273.
- Vilà, M., Ibáñez, I., 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26, 461-472.
- Vogl, R.J., Ryder, C., 1969. Effects of slash burning on conifer reproduction in Montana's Mission Range. *Northwest Science* 43, 135-147.
- Walker, K.J., Pywell, R.F., Warman, E.A., Fowbert, J.A., Bhogal, A., Chambers, B.J., 2004. The importance of former land use in determining successful re-creation of lowland heath in southern England. *Biological Conservation* 116, 289-303.
- Wall, A., Hytönen, J., 2011. The long-term effects of logging residue removal on forest floor nutrient capital, foliar chemistry and growth of a Norway spruce stand. *Biomass and Bioenergy* 35, 3328-3334.
- Walmsley, J.D., Jones, D.L., Reynolds, B., Price, M.H., Healey, J.R., 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. *Forest Ecology and Management* 257, 1104-1111.
- Warr, S.J., Kent, M., Thompson, K., 1994. Seed bank composition and variability in five woodlands in south-west England. *Journal of Biogeography* 21, 151-168.
- Weston, C.J., Attiwill, P.M., 1990. Effects of fire and harvesting on nitrogen transformations and ionic mobility in soils of *Eucalyptus regnans* forests of south-eastern Australia. *Oecologia* 83, 20-26.
- Whelan, C.J., Willson, M.F., Tuma, C.A., Souza Pinto, I., 1991. Spatial and temporal patterns of postdispersal seed predation. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique* 69, 428-436.
- Whittle, C.A., Duchesne, L.C., Needham, T., 1997. The impact of broadcast burning and fire severity on species composition and abundance of surface vegetation in a jack pine (*Pinus banksiana*) clear-cut. *Forest Ecology and Management* 94, 141-148.
- Wilton-Jones, G., Ausden, M., 2005. Restoring heathland by conifer plantation removal at The Lodge RSPB Reserve. Bedfordshire, England. *Conservation Evidence* 2, 70-71.
- With, K.A., 2002. The Landscape Ecology of Invasive Spread La Ecología de Paisaje de Extensiones Invasoras. *Conservation Biology* 16, 1192-1203.
- Wolk, B., Rocca, M.E., 2009. Thinning and chipping small-diameter ponderosa pine changes understory plant communities on the Colorado Front Range. *Forest Ecology and Management* 257, 85-95.
- Worthy, F.R., Law, R., Hulme, P.E., 2006. Modelling the quantitative effects of pre- and post-dispersal seed predation in *Pinus sylvestris* L. *Journal of Ecology* 94, 1201-1213.
- Yin, H.J., Liu, Q., He, H., 2007. Seed rain and soil seed bank of *Picea asperata* Mast. in subalpine coniferous forest of western Sichuan, China. *Plant Biosystems* 141, 314-322.
- Zabowski, D., Java, B., Scherer, G., Everett, R.L., Ottmar, R., 2000. Timber harvesting residue treatment: Part 1. Responses of conifer seedlings, soils and microclimate. *Forest Ecology and Management* 126, 25-34.

- Zhou, L., Dai, L., Gu, H., Zhong, L., 2007. Review on the decomposition and influence factors of coarse woody debris in forest ecosystems. *Journal of Forestry Research* 18, 48-54.
- Zwolak, R., Pearson, D.E., Ortega, Y.K., Crone, E.E., 2010. Fire and mice: Seed predation moderates fire's influence on conifer recruitment. *Ecology* 91, 1124-1131.
- Øyen, B.-H., 2000. Ressurser av sitkagran i Norge. Notat. Norsk institutt for skogforskning.
- Øyen, B.-H., Andersen, H.L., Myking, T., Nygaard, P.H., Stabbetorp, O.E., 2009. Økologiske egenskaper for noen utvalgte introduserte bartreslag i Norge. *Viten fra Skog og landskap*. Norsk Institutt for Skog og landskap.
- Åstrøm, M., Dynesius, M., Hylander, K., Nilsson, C., 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. *Journal of Applied Ecology* 42, 1194-1202.