

Miljöpåverkan av skogsbränsleuttag

En syntes av forskningsläget baserat på
Bränsleprogrammet hållbarhet 2011–2016

ER 2018:02



Energimyndighetens publikationer kan beställas eller laddas ner via www.energimyndigheten.se, eller beställas via e-post till energimyndigheten@arkitektkopia.se

© Statens energimyndighet

ER 2018:02

ISSN 1403-1892

Januari 2018

Upplaga: 160 ex

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma

Författare: Jonny de Jong, Cecilia Akselsson, Gustaf Egnell, Stefan Löfgren, Bengt Olsson

Förord

Energimyndighetens forskningsprogram Bränsleprogrammet hållbarhet pågick mellan 2011 och 2017. Resultaten från programmet till och med 2016 redovisas i syntesrapporter för programmets delområden. Syftet med syntesrapporterna är att sammanställa kunskap, att identifiera kunskapsluckor som behöver belysas vidare samt att placera och diskutera de sammanvägda forskningsresultaten i ett större energi- och samhällsperspektiv, bland annat med koppling till miljö kvalitetsmål och skogspolitiska miljö- och produktionsmål.

Denna rapport omfattar delområdet Skogsbränsle och miljöeffekter. Rapporten behandlar projekt inom Bränsleprogrammet hållbarhet, näraliggande enskilda projekt som Energi-myndigheten finansierar, samt annan nationell och internationell näraliggande verksamhet. Målgruppen är forskare, myndigheter, företag och branschorganisationer inom bioenergisektorn samt övriga med verksamhet som berörs av bioenergin.

Projektgruppen som tagit fram rapporten har bestått av Cecilia Akselsson (Lunds universitet), Gustaf Egnell (SLU), Stefan Löfgren (SLU) och Bengt Olsson (SLU). Arbetet har koordinerats av Johnny de Jong vid CBM, SLU.

Rapporten bör citeras: de Jong, J., Akselsson, C., Egnell, G., Löfgren, S. & Olsson, B.A. 2018. Miljöpåverkan av skogsbränsleuttag – En syntes av forskningsläget baserat på Bränsleprogrammet hållbarhet 2011-2016. ER 2018:02. Energimyndigheten, Eskilstuna.

Rapporten har granskats av Energimyndigheten. En expertgrupp har lämnat värdefulla synpunkter under arbetets gång. Projektgruppen står för analys och slutsatser. Det är vår förhoppning att denna syntesrapport ska ge läsaren en inblick i kunskapsläget på detta område.



Rémy Kolessar
Energimyndigheten



Johnny de Jong
Centrum för biologisk mångfald

Innehåll

| | |
|---|----|
| Sammanfattning | 3 |
| Summary | 5 |
| 1 Inledning | 7 |
| 1.1 Bakgrund och syfte..... | 7 |
| 1.2 Hållbarhet och koppling till miljö kvalitetsmålen..... | 7 |
| 2 Metodik | 10 |
| 3 Mark och vatten | 11 |
| 3.1 Ingen övergödning..... | 11 |
| 3.2 Bara naturlig försurning | 14 |
| 3.3 Skogsbränslen och miljögifter: Giftfri miljö, Levande skogar..... | 29 |
| 4 Biodiversitet | 35 |
| 4.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet? | 35 |
| 4.2 Tidigare kunskap | 37 |
| 4.3 Ny kunskap om hur skogsbränsleuttag påverkar biodiversiteten | 37 |
| 4.4 Slutsatser..... | 42 |
| 5 Skogsproduktion | 44 |
| 5.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet? | 44 |
| 5.2 Tidigare kunskap om betydelsen av skogsbränsleuttag och askåterföring för skogsproduktionen | 44 |
| 5.3 Ny kunskap..... | 45 |
| 5.4 Slutsatser..... | 53 |
| 6 Syntes av befintlig kunskap – Hur stort uttag av skogsbränsle är möjligt i relation till uppsatta mål? | 55 |
| 6.1 Uttag av grot och stubbar: skogsproduktion..... | 55 |
| 6.3 Uttag av grot och stubbar: Giftfri miljö..... | 58 |
| 6.4 Uttag av grot och stubbar: Bara naturlig försurning..... | 60 |
| 6.5 Uttag av grot och stubbar: Ingen övergödning | 62 |
| 6.6 Synergier och konflikter mellan mål | 63 |
| 6.7 Beräkning av energivärden..... | 63 |
| 6.8 Hur stort uttag av skogsbränsle är möjligt? | 63 |
| 7 Förslag på framtida studier | 70 |
| 8 Tack | 72 |
| 9 Referenser | 73 |

Sammanfattning

Biomassa från skogen utgör idag en betydande energikälla i Sverige, och det finns ett intresse för att öka skördeuttagen av grot och stubbar i framtiden. Skörd av grot och stubbar kan påverka miljön på många sätt, vilket har rest frågor om vilken nivå av skördeuttag som är uthållig. Energimyndigheten har inom ramen för Bränsleprogrammet hållbarhet (2012–2016) finansierat forskningsprojekt om skogsbränslets konsekvenser för skogsproduktion, biodiversitet och påverkan på mark och vatten. Denna rapport beskriver och sammanfattar ny kunskap som kommit fram genom programmet inom dessa områden och diskuterar resultaten mot bakgrund av tillståndet i miljön och tidigare kunskap, inklusive internationella forskningsresultat.

En nyckelfråga är vilken skördenivå av grot och stubbar som inte negativt påverkar förutsättningarna att nå de svenska miljö kvalitetsmålen, men som samtidigt ger störst energinytta. Vid seminarier med inbjudna experter har denna fråga diskuterats utifrån den nya kunskapen för fyra miljö kvalitetsmål; Levande skogar, Bara naturlig försurning, Ingen övergödning, Giftfri miljö, samt för skogsvårdslagens fastställda mål om uthållig skogsproduktion. Vid seminarierna diskuterades tre scenarier med olika nivåer av grotuttag, och nio scenarier med olika nivåer och kombinationer av grot och stubbar. Förutom grot och stubbar finns intresse av uttag av energived vid gallring (dels vid vanlig skogsproduktion, dels vid skötsel av skogar med höga naturvärden), av sly och klenvirke. Alla uttagsscenarier bygger på ett antal grundläggande förutsättningar. Vi förutsätter att Skogsstyrelsens rekommendationer följs, att tagna miljö hänsyn respekteras och inte påverkas negativt, att uttag av särskilt värdefulla substrat begränsas, att vissa skogsområden med naturvärden helt undantas förutom vid naturvårdande skötsel och att körskador minimeras. Askåterföring förutsätts tillämpas så länge askan räcker till.

Bland de tre scenarier då enbart grot skördas bedömdes ett uttag av grot på 50 % av alla avverkningsobjekt i landskapet inte motverka målet om uthållig skogsproduktion eller miljö kvalitetsmålen. Vid högre grotuttag än 50 % är asktillgången för liten för att kunna kompensera för uttaget enligt beräkningar baserade på tidigare års asktillgång, och därmed bedömdes ett uttag på 60 % kunna ge negativa effekter på försurningsmålet. Ett uttag av grot på 80 % av alla objekt bedömdes kunna ge negativa effekter även på miljö kvalitetsmålet Levande skogar och skogsproduktion. För skogsproduktionsmålet kan uttag av grot ha större negativ betydelse än stubbskörd, vilket främst förklaras med relativt större näringsförluster vid grotuttag än stubbskörd.

Ett uttag av stubbar på 30 % av förnygringssystemen bedömdes inte få negativa konsekvenser på skogsproduktionen. Sammantaget, inklusive energived från gallring motsvarar detta uttag 35 TWh per år. För biodiversitetsmålet Levande skogar har förlusten av grov död ved, särskilt lövved, störst negativ effekt på den biologiska mångfalden, och därför har stubbskörd en relativt större negativ effekt än grotuttag. Det högsta uttaget som inte ger negativa effekter för biodiversitetsmålet bedömdes vara uttag av grot på 50 % och stubbar 20 % av alla avverkningsobjekt i landskapet. Effekten av ökade uttag av skogsbränslen på miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning bedömdes vara liten, och inga tröskelvärden formulerades. Ökade uttag av skogsbränslen ger huvudsakligen en

kväveavlastning från landmiljön. Askåterföring innebär ingen tillförsel av kväve men kan innebära förhöjd utlakning av nitratkväve om det utförs under hyggesfasen. Ökade uttag av skogsbränslen innebär en bortförsel av kväve, och kvävelättnaden kan innebära minskad risk för utlakning av kväve senare under omloppstiden, samt minskad utlakning under hyggesfasen. För uttag av stubbar är bilden mer komplex. Även detta uttag innebär en viss kvävebortförsel, men stubbar kan även fungera som en kvävesänka under störningen, och detta i kombination med markstörningen som stubbuttaget orsakar, kan öka kväveutlakningen. Effekten på miljö kvalitetsmålet Ingen övergödning bedömdes dock vara begränsad, och inga tröskelvärden formulerades. Askåterföring innebär ingen tillförsel av kväve men kan innebära förhöjd utlakning av nitratkväve om det utförs under hyggesfasen. För miljö kvalitetsmålet Bara naturlig försurning bedömdes alla scenarier med skogsbränsleuttag utan näringskompensation med aska ge försurnings effekter i marken. Med tiden minskar effekten, och försurningen i marken har generellt liten effekt på försurningen av avrinnande vatten och närliggande ytvatten. På landskapsnivån späds effekten ut ytterligare. Askåterföring motverkar markförsurningen, och det är därmed tillgången på aska som begränsar hur stort uttag som kan göras utan negativa effekter. Om askmängderna kan ökas, alternativt om askan kan kompletteras med tillförsel av andra basiska gödselmedel, skulle grotuttag kunna göras på en större andel av hyggena, utan negativ påverkan på miljö kvalitetsmålet Bara naturlig försurning. Skogsbränsleuttag är inte lämpligt på alla marker, t.ex. bör fuktiga eller blöta marker, skogar med naturvärden, områden nära nyckelbiotoper eller skyddad skogsmark undvikas. Skogsstyrelsens rådgivning spelar här stor roll, men i brist på tydligare styrning på landskapsnivå där specifik hänsyn tas för olika skogstyper måste vi utgå ifrån att även en viss areal olämpliga marker påverkas av uttag. Risken för detta ökar ju större uttaget är och om en stor andel av årsavverkningsarealen berörs av skogsbränsleuttag kan negativ påverkan troligen inte undvikas. Detta gäller alla miljövariabler och skogsproduktion, men är tydligast begränsande när det gäller biodiversiteten. Detta har vägts i den slutliga bedömningen och drar ner möjligheterna till skogsbränsleuttag.

Sammantaget, när alla miljö mål och produktionsmål beaktats, motsvarar den potentiella uttagsnivån 27 TWh/år. Utöver det kan uttag av sly, klenvirke och gallringsvirke i samband med naturvårdande skötsel ge ett betydande energibidrag, samtidigt som det har en positiv inverkan på målpuffyllelsen.

Summary

In Sweden, biomass from forest products is an important source for renewable energy, and there is an interest in using some products, such as slash and stumps, more intensively. Increased harvesting of slash, stumps and other products will have an impact on the environment, and it is important to find a sustainable harvesting level. In order to study this problem a research program (Bränsleprogrammet – hållbarhet, 2012–2015.) were developed and financed by the Swedish Energy Agency. This report describes and summarises the result of the research within this programme in relation to the status of the environment, and in comparison with earlier knowledge including international studies.

Besides slash and stumps, energy wood from thinnings (from both conventional forestry and conservation restoration), brush-wood and other thin wood might contribute as renewable energy and were included in this analyse. In this study, sustainability was defined in relation to goals for the environment and forest production decided by the Swedish parliament. In Sweden there are 16 environmental quality objectives, and forestry have an impact on at least five of them (Sustainable forests, Zero eutrophication, Natural acidification only, A non-toxic environment, A rich diversity of plant and animal life). Further on, the parliament has decided on a forestry policy including goals for both forestry production and the environment. Two different methods were used; literature review and expert judgement. The purpose of the review was to describe impact of increased harvesting on a number of environmental services, and to find potential threshold values for sustainable harvesting. Besides using published papers from the research programme and scientific papers, data were collected by interviews and seminars arranged by the Swedish Energy Agency. For the expert judgement 41 experts in soil chemistry, biodiversity and forest production were invited, and during two workshops the environmental impact within different harvesting scenarios were evaluated. The conclusion is based on a number of assumptions. We assume that the regulation and recommendations decided by the Swedish forest agency are followed by all forestry actors and in all forestry activities. Some assortment is valuable for biodiversity, such as fine woody debris of deciduous trees, and should be avoided for energy purposes. All conservation considerations taken during forestry operations, such as leaving dead wood, conservation trees, specific habitats etc. must be respected and wood from these set asides must not be used for energy purposes. Some habitats and some landscapes with conservation values should not be affected at all besides for conservation management. Further on, we assume that ash-recycling is practiced and that soil-damages is avoided.

For sustainable forest production slash harvesting on 60 % of the clear-cut area was found to be acceptable. A higher harvesting proportion (80 %) might, however, impact on the possibility to reach forestry production goals. For forestry production, slash harvesting might be more negative compared to stump harvesting due to nutrient removal. A stump harvesting level of 30 % was not considered to have a negative impact. In total, including energy wood from thinning, this correspond to an energy value of 35 TWh/year. Biodiversity (covered by the goals Sustainable forests and A rich diversity of plant and animal life) is one of the most limiting factors for increased

harvesting, especially concerning stump harvesting, while slash harvesting is less problematic as long as deciduous wood is avoided. It was considered that slash harvesting on 50 % of the clear-cuts and stump harvesting on 20 % of all clear-cuts would be possible without negative impact on the goals. Harvesting of other assortment such as brush-wood and energy wood from conservation management might be positive for biodiversity. The effect of increased harvest of forest fuels on the environmental quality objective Zero eutrophication was considered small, and no threshold values were formulated. Increased extraction of forest fuels mainly means a reduction in nitrogen load to forest ecosystems. Ash recycling means no further input of nitrogen to forest soils but can mean increased leaching of nitrate nitrogen if it is performed shortly after final felling. Increased harvest of forest for energy purpose were considered to not impair the ability to achieve the environmental objective Non-toxic environment. Dispersion of heavy metals through ash recycling will not increase the risk of increased bioavailability and accumulation of these metals in forest soils provided that current recommendations on ash doses and heavy metal content in ashes are not exceeded. Soil disturbance caused by stump harvest and transport of forest fuels at clearings can increase the risk of methylation of mercury, but such damages can often be avoided. It is therefore possible to increase the harvest of biomass and simultaneously maintaining the ability to achieve the environmental objectives, provided that ash recycling is complying with current recommendations and regulations for ash recycling and stump harvest. All scenarios of forest fuel harvest that are not compensated with ash or similar treatment means a short-term acidification of the soil. This will impair the ability to achieve the environmental quality objective Natural acidification only. However, the impact on the soil diminish with time, and there will be little effect on the acidification of surface waters. The acidification effect is further diluted at the landscape scale. Ash recycling counteract soil acidification. Slash harvest can be carried out at a larger share of harvesting objects and still not mitigate the ability to achieve the acidification objective if ash recycling to forests can be increased, or if other, acid-neutralizing fertilizers are used. We recommend that additional extraction of wood fuels is avoided at some harvested sites. For example, on sites with fine textured and wet soils, on sites with conservation values or on sites close to woodland key-habitats and nature reserves.

The extension service by the Swedish Forestry Agency is important, but their guidelines have limited impact at the landscape level suggesting that some unsuitable sites may be targeted. The risk of tapping wood fuels from inappropriate sites increases as the tapped area increases in relation to the annually stem-wood harvested area. This applies for all environmental values and forest production, but is most obvious for biodiversity.

1 Inledning

1.1 Bakgrund och syfte

Det finns en uttalad politisk vilja att ställa om samhället från användning av fossila bränslen till förnybar energi, som bioenergi och vindkraft. År 2013 stod biobränslen för ca 23 % av den totala tillförseln av energi, och av denna andel stod skogssektorn för 90 %. Biobränslen delas upp i trädbränslen, restprodukter vid massatillverkning, biologiskt avfall, rötgas och biodrivmedel. Inom gruppen trädbränslen ingår förädlade produkter som pellets, och oförädlade produkter som spån och bark. Bland de oförädlade produkterna ingår också biobränsle från skogsmark (skogsbänsle) som t.ex. avverkningsrester, sly och energived.

Det övergripande syftet med den här rapporten är att diskutera hur stort uttag av skogsbränsle som är möjligt i Sverige utan negativ miljöpåverkan. Vi börjar med att ge en överblick över kunskapsläget när det gäller miljöeffekter vid uttag av biobränsle från skogsmark, dvs. konsekvenser för mark, vatten och biodiversitet vid uttag av grenar och toppar (grot), stubbar, sly och energived, med inriktning mot den boreala regionen (huvudsakligen Nordeuropa och Nordamerika). Vi använder olika scenarier av uttag som sedan relateras till miljö kvalitetsmålen med syftet att undersöka hur stort uttag som är möjligt utan att måluppfyllelsen försvåras.

Det forskningsprogram som den här kunskaps sammanställningen och syntesen huvudsakligen baseras på, Bränsleprogrammet hållbarhet, genomfördes under perioden 2011 till 2015. Det har funnits tre parallella bränsleprogram, tillförsel, hållbarhet och omvandling, men den här syntesen fokuserar på Bränsleprogrammet hållbarhet som innehåller ca 60 forskningsprojekt, varav hälften handlar om växthusgasproblematiken. Flera synteser genomförs inom ramen för Bränsleprogrammet hållbarhet. En syntes behandlar utsläpp av växthusgaser, en fokuserar specifikt på stubbuttagets effekter, medan föreliggande rapport är inriktad på miljöeffekter (mark, vatten och biodiversitet) av uttag av biobränsle från skogsmark (stubbar, grot, sly, energived).

Även om Bränsleprogrammets forskningsprojekt varit utgångspunkten för kunskaps sammanställningen har självklart även annan relevant litteratur som nyligen publicerats inom området inkluderats. Syntesarbetet är också en fortsättning på tidigare synteser, t.ex. de Jong m. fl. (2012) och Egnell m. fl. (2006).

1.2 Hållbarhet och koppling till miljö kvalitetsmålen

Alla är överens om att hållbarhet innefattar ekonomi, miljö och sociala faktorer, och att det handlar om långsiktig överlevnad och välbefinnande. Ett hållbart brukande blir då ett brukande som vi kan fortsätta med för all framtid samtidigt som det ger både välstånd och välfärd. Men utöver denna generella överbyggnad råder det väldigt olika åsikter om vad som är hållbart. Begreppet definieras sällan på den detaljnivå som krävs för att göra en utvärdering. En grundläggande definition av hållbart skogsbruk skulle kunna vara ett skogsbruk som även i framtiden ger hög avkastning i form av timmer och massaved. I det avseendet har vi redan ett hållbart skogsbruk. Vi har haft ett effektivt skogsbruk under flera decennier, och produktionen har inte minskat utan snarare ökat. De flesta menar dock att skogen inte bara ska producera timmer och massaved, och när det gäller andra värden är det både svårare att mäta och att sätta gränsvärden

för vad som är hållbart. Idealet vore om det fanns skarpa gränser som går att mäta i naturen på ett objektivt sätt, men vi har ofullständiga kunskaper om olika markkemiska processer eller organismers roll i ekosystemet samt saknar oftast metoder att mäta effekter på rätt skala. Vi måste nöja oss med att göra bedömningar av vad som är hållbart. Dessa bedömningar kan inte bara grundas på vetenskapliga studier utan handlar i hög grad också om värderingar som är demokratiskt förankrade. I vårt syntesarbete har vi valt att relatera till de 16 miljökvalitetsmål som riksdagen har antagit. Dessa mål baseras bland annat på internationella åtaganden.

Vi är medvetna om att ett hållbart skogsbruk inte bara handlar om miljöfaktorer. Vi borde också relatera till mål om arbetstillfällen, ekonomisk utveckling, landsbygdsutveckling mm., men vi måste begränsa oss, och miljökvalitetsmålen är tämligen heltäckande när det gäller miljöfaktorer, och de är dessutom relativt väl definierade. De miljökvalitetsmål som är relevanta i denna syntes presenteras i tabell 1.1. Utöver dessa finns ytterligare några mål med kopplingar till skogsbruk och uttag av skogsbränsle, men på ett mer indirekt sätt. Det gäller t.ex. Myllrande våtmarker och Levande sjöar och vattendrag. Skogsbruk och skogsbränsleuttag kan givetvis påverka dessa miljöer även om skogsbruk inte bedrivs just där. Ett annat mål som är relevant, men som vi inte relaterar till, är Begränsad klimatpåverkan. Det beror på att klimatpåverkan och växthusgasemissioner berörs i ett annat syntesarbete.

Till flera av miljökvalitetsmålen finns också preciseringar; fyra för försurning, sex för giftfri miljö, fyra för övergödning, nio för levande skogar och åtta för ett rikt växt och djurliv (tabell 1.2). Dessutom finns etappmål och indikatorer som ska användas för att bedöma måluppfyllelsen. Etappmålen är dock antingen inte relevanta för skogsbruk, eller inriktade på myndighetsarbete.

Det etappmål som heter ”Miljöhänsyn inom skogsbruket” handlar t.ex. inte om att hänsynen ska bli bättre, utan om att vilka hänsyn som bör tas ska förtydligas.

Tabell 1.1. De miljökvalitetsmål som vi relaterar till i syntesen och deras definition.

| Miljökvalitetsmål | Övergripande definition |
|----------------------------|---|
| Bara naturlig försurning | ”De försurande effekterna av nedfall och markanvändning ska underskrida gränsen för vad mark och vatten tål. Nedfallet av försurande ämnen ska inte heller öka korrosionshastigheten i markförlagda tekniska material, vattenledningssystem, arkeologiska föremål och hållristningar.” |
| Gifrfri miljö | ”Förekomsten av ämnen i miljön som har skapats i eller utvunnits av samhället ska inte hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Halterna av naturfrämmande ämnen är nära noll och deras påverkan på människors hälsa och ekosystemen är försumbar. Halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna.” |
| Ingen övergödning | ”Halterna av gödande ämnen i mark och vatten ska inte ha någon negativ inverkan på människors hälsa, förutsättningar för biologisk mångfald eller möjligheterna till allsidig användning av mark och vatten.” |
| Levande skogar | ”Skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas samtidigt som den biologiska mångfalden bevaras samt kulturmiljövärdet och sociala värden värnas.” |
| Ett rikt växt- och djurliv | ”Den biologiska mångfalden ska bevaras och nyttjas på ett hållbart sätt, för nuvarande och framtida generationer. Arternas livsmiljöer och ekosystemen samt deras funktioner och processer ska värnas. Arter ska kunna fortleva i långsiktigt livskraftiga bestånd med tillräcklig genetisk variation. Människor ska ha tillgång till en god natur- och kulturmiljö med rik biologisk mångfald, som grund för hälsa, livskvalitet och välfärd.” |

I syntesarbetet har vi relaterat till miljö kvalitetsmålen genom att bedöma hur olika scenarier av skogsbränsleuttag påverkar möjligheten av nå miljö kvalitetsmålen utifrån de definitioner och preciseringar som riksdagen har fastställt.

Tabell 1.2. Miljö kvalitetsmålen's preciseringar.

| Miljö mål | Preciseringar |
|----------------------------|--|
| Bara naturlig försurning | <p>4 preciseringar varav 3 är direkt relevanta i denna syntes.</p> <p>Påverkan genom skogsbruk Markanvändningens bidrag till försurning av mark och vatten motverkas genom att skogsbruket anpassas till växtplatsens försurningskänslighet.</p> <p>Försurade sjöar och vattendrag Sjöar och vattendrag uppnår oberoende av kalkning minst god status med avseende på försurning enligt förordningen (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön.</p> <p>Försurad mark Försurningen av marken inte påskyndar korrosion av tekniska material och arkeologiska föremål i mark och inte skadar den biologiska mångfalden i land- och vatten-ekosystem.</p> |
| Giffrfri miljö | <p>6 preciseringar varav 2 är direkt relevanta i denna syntes.</p> <p>Den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen Den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen via alla exponeringsvägar inte är skadlig för människor eller den biologiska mångfalden.</p> <p>Oavsiktligt bildade ämnen med farliga egenskaper Spridningen av oavsiktligt bildade ämnen med farliga egenskaper är mycket liten och uppgifter om bildning, källor, utsläpp samt spridning av de mest betydande av dessa ämnen och deras nedbrytningsprodukter är tillgängliga.</p> |
| Ingen övergödning | <p>4 preciseringar varav 2 är direkt relevanta i denna syntes</p> <p>Påverkan på landmiljön Atmosfäriskt nedfall och brukande av mark inte leder till att ekosystemen uppvisar några väsentliga långsiktiga skadliga effekter av övergödande ämnen i någon del av Sverige.</p> <p>Tillstånd i sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten Sjöar, vattendrag, kustvatten och grundvatten uppnår minst god status för närings-ämnen enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.</p> |
| Levande skogar | <p>9 preciseringar varav 6 är direkt relevanta i denna syntes.</p> <p>Skogsmarkens egenskaper och processer Skogsmarkens fysikaliska, kemiska, hydrologiska och biologiska egenskaper och processer är bibehållna.</p> <p>Ekosystemtjänster Skogens ekosystemtjänster är vidmakthållna.</p> <p>Grön infrastruktur Skogens biologiska mångfald är bevarad i samtliga naturgeografiska regioner och arter har möjlighet att sprida sig inom sina naturliga utbredningsområden som en del i en grön infrastruktur.</p> <p>Gynnsam bevarandestatus och genetisk variation Naturtyper och naturligt förekommande arter knutna till skogslandskapet har gynnsam bevarandestatus och tillräcklig genetisk variation inom och mellan populationer.</p> <p>Hotade arter och återställda livsmiljöer Hotade arter har återhämtat sig och livsmiljöer har återställts i värdefulla skogar.</p> <p>Bevarade natur- och kulturmiljö värden Natur- och kulturmiljö värden i skogen är bevarade och förutsättningarna för fortsatt bevarande och utveckling av värdena finns.</p> |
| Ett rikt växt- och djurliv | <p>8 preciseringar. Alla preciseringar som är relevanta i denna syntes överlappar dock med Levande skogar.</p> |

2 Metodik

Kunskapssammanställningen utgår från den tidigare syntesrapporten (de Jong m. fl., 2012), samt från litteratursök av vetenskaplig litteratur publicerad från 2012 till 2016. Dessutom har publikationer under bearbetning eller under tryck fångats upp genom intervjuer av forskare inom Bränsleprogrammet hållbarhet, samt genom seminarier där forskare presenterat sina resultat. Vi har också använt rapporter, mest slutrapporter från Bränsleprogrammet som publicerats av Energimyndigheten, men också rapporter från andra myndigheter.

Kunskapssammanställningen har sedan utgjort grunden för syntesarbetet. De scenarier av olika uttagsalternativ som satts upp speglar en tänkbar utveckling inom skogsbruket. Vidare har vi använt oss av de scenarier för hur skogsbruket generellt kan utvecklas i Sverige som använts av Skogsstyrelsen i arbete med skogliga konsekvensanalyser, SKA-15 (Skogsstyrelsen 2015). Miljökvalitetsmålen som vi relaterar till finns beskrivna på www.miljomal.se, och med hjälp av de experter som ingår i Bränsleprogrammet hållbarhet har bedömningar gjorts av hur uttaget påverkar möjligheten att nå miljökvalitetsmålen. Dessutom har bedömningar gjorts av hur man skulle kunna kompensera en tänkbar negativ påverkan, samt vilka förutsättningar som gäller för respektive uttagsnivåer. Två olika workshops har anordnats under 2015 för expertbedömningar (de Jong m. fl. 2017).

Parallellt med denna syntesrapport har vi arbetat med vetenskaplig publicering av syntesarbetet genom ett temanummer av *Forest Ecology and Management*. Temanumret publicerades som volym 383, 2017 (Börjesson m. fl. 2017, Cintas m. fl. 2017, de Jong & Dahlberg 2017, de Jong m. fl. 2017, Dimitriou & Mola-Yudego 2017, Ebenhard m. fl. 2017, Egnell 2017, Löfgren m. fl. 2017, Olsson m. fl. 2017).

3 Mark och vatten

3.1 Ingen övergödning

3.1.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet?

Miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning* omfattar övergödning av både akvatiska och terrestra ekosystem. Den största utmaningen är att begränsa belastningen av kväve och fosfor till havet. Sveriges yta består till mer än hälften av produktiv skogsmark, och trots att kväveutlakning från växande skog är jämförelsevis liten per ytenhet är den samlade kvävetillförseln från skog till kustvatten skattad till 40 % av den totala belastningen (Brandt m. fl. 2009). Den antropogena belastningen av kväve till kustvatten, dvs. den andel som vi rimligen kan påverka, domineras av utsläpp från reningsverk och utlakning från jordbruksmark. Den antropogena belastningen från skogsmark kommer främst från hyggen och har uppskattats till 7 % av de antropogena källorna (Brandt m. fl. 2009). För fosfor bedöms skogsmarken stå för 35 % av den samlade belastningen på havet, men endast 2 % av den antropogena belastningen (Brandt m. fl. 2009). Man bedömer att miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning* inte är möjligt att nå till 2020, och det finns därför inget utrymme för att t ex tillåta en ökning av skogsmarkens bidrag till kvävebelastningen. Lokalt kan tillförseln av närsalter från skogsbruk vara tillräckligt stort för att mindre sjöar och vattendrag inte ska uppnå god ekologisk status enligt EU:s ramdirektiv (Löfgren m. fl. 2009).

Atmosfäriskt kvävenedfall, som kommer från emissioner av kväveoxider och ammoniak, innebär en kvävebelastning på landmiljön, särskilt i södra Sverige. Kvävenedfallet har sannolikt inneburit ökad skogsproduktion, men har också orsakat vegetationsförändringar. Den kritiska belastningen för kväve med avseende på vegetationseffekter har satts till 5–10 kg per hektar och år för gran- och tallskog på våra breddgrader (United Nations 2007) och överskrids därmed i södra Sverige. Upplagringen av kväve i skogsmarken medför även ökad risk för nitrifikation, kväveutlakning och markförsurning. Höga nivåer av nitrat i kombination med hög fuktighet i marken gynnar generellt denitrifikation och lustgasbildning.

3.1.2 Tidigare kunskap om betydelsen av skogsbränsleuttag och askåterföring för kvävebelastningen

Skogsbränsleuttag innebär att substantiella mängder kväve förs bort från skogsekosystem, särskilt vid grotuttag. Jämfört med enbart stamuttag ökar kvävebortförseln 2–3 gånger (t.ex. Olsson m. fl. 1996). Stubbar och grova rötter har lägre kvävehalter (Hellsten m. fl. 2013) och därför ger stubbskörd relativt mindre kväveförluster än grotuttag. Kvävebortförseln vid skogsbränsleuttag motverkar den långsamma, kontinuerliga upplagringen av kväve i marken vilket är positivt för miljö kvalitetsmålet *Ingen övergödning*. Å andra sidan är kväveuttaget sannolikt den främsta orsaken till minskad skogsproduktion i efterföljande bestånd – åtminstone vid uttag i gallring. Näringsförlusternas konsekvenser för skogsproduktionen behandlas i avsnittet om skogsproduktion i denna rapport.

Regionala massbalanser för kväve har visat att uttag av skogsbränslen kan motverka och vända trenden till kväveupplagring, i synnerhet grot från gran, medan uttag av

stubbar och grot av tall har mindre effekt på kvävebalanser (Akselsson & Westling 2005, Hellsten m. fl. 2010). Studier av effekter av skogsbränsleuttag på markens totala närings- och kolförråd i fältexperiment har inte gett entydiga svar, men metaanalyser indikerar att i genomsnitt minskar N-halter i markens översta skikt men ej i marken som helhet (Johnson & Curtis 2001).

En annan aspekt är hur skogsbränsleuttag påverkar kväveutlakningen under hyggesfasen, som är den period under skogens omloppstid då utlakningen är som störst. Kväveutlakning från skogsmark gynnas generellt om det finns stora mängder kväverikt organiskt material i humus eller i avverkningsrester och om växttäckte saknas, vilket ofta är fallet efter slutavverkning. Skörd av kväverik biomassa kan därför reducera mängden kväve som kan frigöras och lakas ut, men å andra sidan kan markstörningar vid stubbrytning och markberedning möjligen påverka kväveutlakningen genom förändrad nedbrytningshastighet och reduktion av växttäcktet. Erfarenheterna från fältförsök är att effekten av grotuttag beror på platsspecifika egenskaper, och effekten är liten jämfört med den totala utlakningen efter avverkningen (Gundersen m. fl. 2006). Det finns ett flertal svenska studier som visar på minskade N-halter i mark och markvatten efter grotuttag (StAAF & Olsson 1994, Westling m. fl. 2004). Ett fåtal befintliga studier av kväveflöden efter stubbuttag visar på varierande resultat, dels ökad nitrathalt i markvatten efter stubbskörd (StAAF & Olsson 1994), dels har något högre halter av totalkväve i bäckvatten än efter markberedning observerats (Eklöf m. fl. 2012b).

Aska från skogsbränslen innehåller obetydliga kvävemängder, och grotuttag som följs av askåterföring ger därför en kompensation för förluster av fosfor och baskatjoner från skogsbränsleuttag samtidigt med en nettoavlastning av kväve från skogsmarken. Askåterföring påverkar inte markens totala kol- och kvävehalt eller C/N-kvot enligt en metaanalys baserad på främst nordiska data (Augusto m. fl. 2008). Å andra sidan kan askåterföring, i likhet med kalkning, både öka och hämma kvävemineraliseringen. Effekten beror på markens kvävehalt och pH, samt på askans dos och kvalitet (hårdning och form). Tidpunkten för askåterföring har dock stor betydelse: Tillförsel av aska i växande skog hade enligt MKB:n (Egnell m. fl. 1998) ingen effekt på nitrathalter i markvatten med de doser och asktyper som är aktuella, och resultat från senare forskning har inte väsentligt rubbat den slutsatsen. Tillförsel av aska under hyggesfasen eller plantskogen kan däremot ge ökad nitrathalt enligt en svensk studie (Westling m. fl. 2004), medan andra studier inte observerade sådana effekter (Arvidsson & Lundkvist 2003, Wang m. fl. 2010). De observerade effekterna av askåterföring är i allmänhet mest påtagliga i markens översta skikt och i markvattnet under rotzonen.

3.1.3 Ny kunskap

Nya studier har ökat kunskapen om kväveflöden under hyggesfasen och hur dessa kan påverkas av skogsbränsleuttag, askåterföring och andra omständigheter.

Ring m. fl. (2015a) studerade effekten av olika mängd avverkningsrester på mark- och markvattenkemi på två platser, i Asa i Småland och Turbo i Dalarna, under en period på 6–7 år efter avverkning. Mårlagrets kol- och kvävekvalitet provtogs vid platserna 2006, och C/N-kvoten var 29,9 i Asa och 27,5 i Turbo. I Turbo ökade utlakningen av nitratkväve med ökad mängd avverkningsrester, men inte i Asa.

Zanchi m. fl. (2014) modellerade effekten av enbart stamuttag samt effekten av stam- och grotuttag på markvattenkemin i ett granbestånd i norra Skåne med ForSAFE-modellen.

Resultaten indikerade att grotuttag ger en kvävelättnad, då nitratutlakning efter gallringar förekom i större utsträckning i scenariot med enbart stamuttag.

Stubbar och grova rötter som lämnas kvar efter avverkning utgör ett kvävefattigt substrat för nedbrytande svampar, och därför sker en kväveimmobilisering i veden under nedbrytningen, dvs.. nedbrytande svampar behöver ta upp kväve från omgivningen (Palviainen m. fl. 2010). Modellstudier av hur grot- och stubbskörd påverkar flöden av C, N och Ca visade att betydande mängder kväve kan immobiliseras i kvarlämnade stubbar och rotsystem efter avverkning (Hyvönen m. fl. 2012). Stubbskörd kan därför orsaka ökad kväveutlakning därför att immobiliseringen i kvävefattiga vedsubstrat uteblir. Stubbskörd skulle därför kunna orsaka högre kväveutlakning än markberedning, vilket delvis stöds av en studie av vatten i 54 avrinningsområden (Eklöf m. fl. 2012b). Den teoretiskt största kväveutlakningen efter slutavverkningen skulle därför ske om stubbar skördas men kväverik grot lämnas kvar. Bergholm m. fl. (2015) har också hävdad betydelsen av kväveimmobilisering i kvarlämnade stubbar och rötter, men påvisade också hyggesvegetationens betydelse. De mätte kväveflöden under hyggesfasen på en granlokal i södra Sverige med experimentellt upprepad gödsling (urea), försurning (svavel) och kalkning (totalt 6 ton/ha) som skedde före slutavverkningen. Trots att nitratbildning stimulerades av kalkningen var kväveutlakningen lägre i kalkad mark på grund av den snabbare vegetationsutvecklingen och den var oväntat högst i försurad mark med fördröjd vegetationsutveckling.

Löfgren m. fl. (2014a) påvisade lokalt förhöjda halter nitrat i markvatten och grundvatten, men ingen förhöjd avrinning av kväve i bäckvattnet 7 år efter partiell stormfällning av granskog i Småland. Den stormfällda granskogen drabbades av barkborreangrepp men virket lämnades kvar (IM-yta Aneboda). Assimilering av kvarvarande vegetation samt mikrobiellt upptag av kväve i död grov ved angavs som troliga förklaringar, vilket överensstämmer med slutsatserna i Bergholm m. fl. (2015).

Två studier i södra Sverige indikerar att kväveutlakningen efter slutavverkning av bestånd som tidigare tillförts näring enligt principerna för behovsanpassad gödsling kan variera betydligt. Kväveutlakningen efter slutavverkning av granbestånd på småländska höglandet som har gödslats med behovsanpassad gödsling var inte högre än i ogödslade bestånd (Hedwall m. fl. 2013). Samma studie visade också att helträdsuttag (stam+grot) ledde till lägre halter av oorganiskt kväve än enbart stamuttag. I försöksledet som gödslats var halten nitratkväve i markvatten betydligt lägre efter helträdsuttag, medan ammoniumhalten var på ungefär samma nivå. Kväveutlakningen från stormfälld granskog i södra Halland som gödslats enligt liknande program var mycket förhöjd, samtidigt som utlakningen i ogödslade bestånd var jämförelsevis högre än i den småländska lokalen (Olsson m. fl. 2013). Resultaten visar att risken för kväveutlakning ökar i kväverika och nederbördsrika lokaler, och att helträdsuttag minskar risken för kväveutlakning

Löfgren m. fl. (2014b) visade att slutavverkning kan resultera i en 20-faldig ökning av halter av oorganiskt kväve i skogsbäckar vid slutavverkning av hela avrinningsområdet. Studien baserades på 179 slumpmässigt utvalda små skogsbäckar i sydvästra Sverige (Viskan, Ätran, Nissan, Lagan) och Dalälvens avrinningsområde. Halterna av både organiskt och oorganiskt N i skogsbäckar var betydligt högre i avrinningsområden i sydvästra Sverige jämfört med Dalälven. Halterna samvarierade positivt med skogsproduktion och biomassa, men sambanden var inte kausala utan snarare en effekt av att både tillväxt och N-utlakning styrs av samma faktorer. Klimat (nederbörd och

temperatur), N-nedfall och mineralisering av ackumulerat N i marken lyftes fram som de viktigaste faktorerna. En slutsats från studien är att grotuttag och kvarlämnande av stubbar har större potential att minska utlakningen av kväve till ytvatten i kväverika områden som sydvästra Sverige.

I fyra fältförsök observerade Olsson m. fl. (1996) inga effekter av grotuttag efter 15 år på markens totala kväveförråd. I nya studier av tre av försöken fann Olsson m. fl. (slutrapport, 2015) det generella mönstret att N-förråden i humusskiktet minskade under de första 15 år för att sedan byggas upp igen efter ca 40 år till ungefär samma nivå eller mer som vid slutavverkningen. Man observerade inga generella behandlingseffekter på N i humusskiktet, men däremot generellt lägre N-förråd efter grotuttag i mineraljorden 0–20 cm. De totala N-förråden i humus och mineraljord var generellt mindre efter grotuttag, och effektens utveckling över tid skilde sig åt mellan lokaler.

Den långsiktiga effekten (upp till 18 år) av askåterföring och gödsling med aska i kombination med kväve studerades av Ring m. fl. (2015c) i två försöksområden nära Riddarhyttan i Västmanlands län. De behandlingar som studerades var 3, 6 och 9 ton krossaska, 3 ton pelleterad aska samt för markvattenkemi även 3 ton aska + kvävegödsling. Inga behandlingseffekter påvisades för koncentrationen av oorganiskt kväve i mark eller markvatten.

3.1.4 Slutsatser

Skogsbrukets bidrag till kväve- och fosfortransporter till vatten är främst kopplat till slutavverkning och därmed ett problem främst i en liten geografisk skala (små ytvatten i skogslandskapet). Påverkan för den storskaliga belastningen på kust och hav är begränsad, kvävebidraget bedöms utgöra 7 % av den antropogena belastningen för kväve och 2 % för fosfor. Risken för höga kväveförluster i samband med slutavverkningar är högst i sydvästra Sverige på grund av hög nederbörd, högt kvävenedfall och kväverika jordar.

Grotuttag innebär en kvävelättnad, som kan innebära minskad kväveutlakning i hyggesfasen och minskad risk för kväveutlakning senare under omloppstiden. Påverkan på miljökvalitetsmålet *Ingen övergödning* bedöms dock vara begränsad.

Stubbar innehåller mindre kväve än grot, och stubbskörd innebär därför inte lika stor kvävelättnad. Stubbar och rotsystem kan dock vara viktiga kvävesänkor under hyggesfasen, och vid stubbskörd försvinner denna kvävesänka, samtidigt som störningen kan hindra upptag i hyggesvegetationen. Det finns därför en risk för ökad kväveutlakning efter stubbskörd. Detta styrks av några studier, medan andra studier inte visar på någon signifikant effekt.

Askåterföring innebär ingen tillförsel av kväve men kan innebära förhöjd utlakning av nitratkväve om det utförs under hyggesfasen.

3.2 Bara naturlig försurning

3.2.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet

Naturliga processer i skogsekosystem, som uppbyggnad av biomassa och organiskt material i marken och utlakning av baskatjoner som inte matchas av vittring, har försurat marken sedan slutet av istiden. Den snabba försurningen av skogsmark, grundvatten, sjöar och vattendrag som skett sedan industrialiseringen tog fart, har

dock främst orsakats av utsläpp och nedfall av svavel- och kväveföreningar samt påverkan från skogsbruket. Denna antropogena påverkan – som miljö kvalitetsmålets titel indirekt syftar på – har skett under mer än ett sekel, där den största belastningen från luftföroreningar ägde rum från efterkrigstiden till början av 1990-talet, varefter svavelnedfallet har reducerats kraftigt i hela Europa. Försurningsbelastningen från kväveföroreningar har inte reducerats i samma utsträckning som svavelnedfallet.

Skogsbrukets försurning beror på att biomassa skördas från systemet. Under en omloppstid sker en kontinuerlig markförsurning då näringsämnen ackumuleras i skogsbiomassa samtidigt som markens förråd av organiska syror (vätejoner) byggs upp. Skörden av biomassan representerar ett permanentande av denna försurning i den meningen att basiska ämnen i träden (organiska syror balanserade av kationer istället för vätejoner) inte återförs till marken. Biomassauttagets försurningseffekt består följaktligen i frånvaron av den syraneutralisering som skogsbiomassan skulle ge om den lämnades kvar till att brytas ner. Helträdsuttag har potential att försura mer än enbart stamvedsuttag. Efter avverkning sker i båda fallen en nedbrytning av kvarlämnat växtmaterial inklusive rötter och humusskikt, vilket vanligtvis minskar aciditeten i ytliga marklager jämfört med i växande skog. I det korta tidsperspektivet (decennier) har det följaktligen stor betydelse vad man jämför grotuttaget med. Jämfört med stamvedsuttag ökar aciditeten i marken medan den minskar vid jämförelse med växande skog.

Skogsbrukets bidrag till och relativa andel av försurningen har ökat i takt med att efterfrågan på biomassa ökat, t.ex. i form av förnybar energi, samtidigt som svavelnedfallet minskat. I kväverika områden kan kvävelättnaden vid grotuttag minska nitrifieringen och därmed motverka försurningen.

Försurningen uppvisar en stor geografisk gradient med störst påverkan i sydvästra Sverige, främst beroende på det geografiska mönstret för svavel- och kvävenedfall. Gradienten överensstämmer även med mängden organiskt material ackumulerat i marken och nedfallet av havssalt, vilket komplicerar bilden vid tolkning av orsaksamband. Skogsbrukets relativa bidrag till markförsurningen är däremot störst i östra Götaland (ca 70 % om grot tas ut) och sydöstra Svealand, en konsekvens av att nedfallet där är jämförelsevis litet och skogsproduktionen är hög. Det minskade svavelnedfallet har resulterat i en svagt positiv trend för återhämtning i sjöar och vattendrag, medan dagens bedömningsgrunder indikerar ökad surhet i skogsmarken under 2000-talet. Enligt beräkningar som presenteras i den fördjupade utvärderingen för *Bara naturlig försurning* överskreds den kritiska belastningen för sjöar på 17 % av avrinningsområdesarealen och den kritiska belastningen för skogsmark på 19 % av skogsmarksarealen år 2010 (Naturvårdsverket 2015a, b). Störst areal med över-skridande återfinns i sydvästra Sverige.

Försurningen av mark och ytvatten hänger ihop, men försurningen av marklösning och ytvatten är främst en konsekvens av den höga svaveldepositionen under många år. Svavelbelastningen har förutom en högre protonbelastning även inneburit ökade flöden av den lättlösliga sulfatjonen genom marken. Sulfatjonflödet balanseras av ett lika stort kationflöde, och det ökade sulfatflödet medförde därför ökad urtvättning av både kationer (Ca, Na, Mg, K) och aciditet (Al, vätejoner) från mark till ytvatten. Den minskade svaveldepositionen under de senaste decennierna har på motsvarande sätt minskat både syrelastningen och transporten av kationer och aciditet från skogsmark till ytvatten.

Återföring av skogsbränsleaskor kan kompensera det ökade biomassuttagets försurningseffekt. Härdad aska består huvudsakligen av karbonater och liknande basiska mineral i förening med baskatjoner. Även fosfor och andra element ingår, men inte kväve. Askåterföring kan motverka försurning genom karbonatets basiska verkan samtidigt som återföring av baskatjoner och fosfor kan öka basmättnad och förbättra näringstillståndet. Dos och grad av stabilisering samt markens förråd av aciditet är avgörande för hur snabbt och hur mycket askan höjer pH och tillför baskatjoner till marken. Skogsstyrelsen rekommenderar att som mest 3 ton härdad aska per hektar och tioårsperiod återförs efter grotuttag, och max 6 ton per omloppstid (Skogsstyrelsen, 2008). På det nationella planet har dock askåterföringen aldrig motsvarat nivåerna av grotuttaget. Under 2013 skördades grot vid slutavverkning och gallring på ca 100 000 ha medan askåterföring endast utfördes på ca 10 % av den arealen (Skogsstatistisk årsbok 2014).

En av preciseringarna till miljökvalitetsmålet *Bara naturlig försurning* är att "Sjöar och vattendrag uppnår oberoende av kalkning minst god status med avseende på försurning enligt förordningen (2004:660) om förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön". De fem vattenmyndigheternas klassificering av ekologisk status samt beslut om miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram på vattenförekomstnivå (sjöar > 100 ha, vattendrag med tillrinningsområden > 1000 ha) är vägledande för dessa myndigheters arbete. Vattenmyndigheterna fattade i december 2016 beslut om att Skogsstyrelsen som en av sina åtgärder "...ska utveckla och prioritera sitt arbete med information, kunskapsförmedling och återkoppling till skogsbruket, samt vid behov utveckla nya eller förändrade styrmedel eller arbetsätt på området. Åtgärden behöver särskilt fokusera på att minska tillförseln av näringsämnen, kvicksilver och partiklar till sjöar och vattendrag, *upprätthålla skogsmarkens buffertförmåga mot försurning* (vår kursivering), samt minska den fysiska påverkan på vattenmiljön. Åtgärden ska genomföras så att den bidrar till att de åtgärder vidtas som behövs för att miljökvalitetsnormerna för vatten ska kunna följas...". Åtgärden har följaktligen betydelse även för miljömålen kopplat till näringsämnen och metaller.

3.2.2 Tidigare kunskap om betydelsen av skogsbränsleuttag och askåterföring för försurningen

Det är väl känt att ett ökat biomassauttag från skogen i form av grot- och stubbskörd innebär en betydande ökning av försurningsbelastningen på mark jämfört med enbart stamskörd. Den skördade biomassans innehåll av baskatjoner är ett approximativt mått på skogsbrukets försurningsbelastning. Försurningseffekten vid biomassaskörd är starkt kopplad till baskatjonhalterna i biomassan och på grund av generellt högre baskatjonhalter i grot än stubbar har grotuttag relativt större påverkan än stubbskörd. Regionala massbalanser för baskatjoner är ett verktyg för att påvisa regionala skillnader och långsiktiga trender i skogsekosystemets baskatjonförråd för olika scenarier. I massbalanserna ingår enbart nettoflöden in och ut, utan återkopplingar. Massbalanserna kan ge ett grovt mått på hur olika uttagsscenarier påverkar nettobalansen i skogsekosystemet över en skogsgeneration, men säger ingenting om var nettoförluster eller -ackumulering sker (i träd, mark och/eller avrinnande vatten) under den tidsperioden. Vid stamuttag indikerar massbalanserna förluster av kalcium och magnesium i hela landet, dvs. en minskande trend, och förlusterna är störst i granskog och ökar ju mer skogsbränsle som skördas. Kaliumförråden är relativt balanserade i tallskog men är generellt minskande i granskog, framför allt vid de intensivare skogsbruksscenarierna. Utlakning är en stor post i balansberäkningarna, speciellt för kalcium och magnesium.

Det finns ett flertal fältexperiment med grot- och stubbskörd i Sverige som etablerades under 1970-talet och senare. Upprepade mätningar i samma försök har gett säkrare underlag för bedömning av den långsiktiga försurningseffekten av grotuttag vid slutavverkning. Effekten varierar beroende på markförhållanden och storleken på skördeuttaget. Under hyggesfasen ökar pH i marken generellt, men ökningen blir mindre uttalad efter grotuttag. Grotuttagets pH-effekt är emellertid relativt kortvarig (10–15 år). Mätningarna i försöken har också visat att jämfört med enbart stamvedsuttag leder grotuttag till mindre förråd av utbytbara baskatjoner och basmättnad. Effekten är mest framträdande och varaktig för kalcium och i enskilda försök har minskade kalciumförråd observerats mer än 25 år efter slutavverkning (Brandtberg och Olsson 2012, Zetterberg m. fl. 2016).

Uttag av stubbar har sannolikt mindre försurande effekt än uttag av motsvarande mängd biomassa eller energi i grot, på grund av lägre halter av baskatjoner i stubbar. Studier av fältförsök med både grot- och stubbuttag har påvisat lägre halter av baskatjoner i humusskiktet efter 25 år, men ingen effekt observerades av enbart stubbuttag, vilket beskrivs mer i detalj i de Jong m. fl. (2012).

Kväve är vanligtvis det mest begränsande (styrande) ämnet för skogstillväxten i Sverige, vilket gör att avrinningen av oorganiskt kväve är låg från växande skog på grund av effektivt upptag i skogsekosystemet. Försurningseffekten av kväve är därför liten, men under hyggesfasen kan nitrifikationen vara hög och utlakningen av nitrat betydande. Den senare balanseras av baskatjoner, vätejoner och aluminium, vilket kan leda till temporär ytvattenförsurning. Uttag av grot, kvarlämnande av stubbar och upprättande av vegetationsklädda skyddszoner längs vattendragen minskar potentiellt risken för nitratutlakning och därmed även risken för försurning av ytvatten.

De tidigare kunskapssynteserna (Egnell m. fl. 2006, de Jong m. fl. 2012) drog slutsatsen att försurningseffekter i mark som skogsbränsleuttag ger upphov till kan motverkas genom askbehandling med doser som redan tidigare föreslagits som lämpliga, utan uppenbara bieffekter. Surhetsgraden i humusskiktet hade minskat efter askspridning oavsett dos, askform eller bonitet. Effekten var mindre framträdande i mineraljorden och då enbart på medelgoda och svaga boniteter, vilket bäst förklaras med att undersökningarna var gjorda relativt kort tid efter askspridning. Basmättnaden, liksom halter av baskatjoner i humus och mineraljord var förhöjda efter askspridning, och det fanns en tydlig skillnad mellan askor, där härdade krossaskor resulterade i markant högre halter än granulerad, mer långsamlöslig aska. I försök med granulerade askor på höga granboniteter ($\geq G30$) fanns ingen effekt. Effekten av härdad krossaska på dessa ståndorter är mer oklar på grund av att relativt få försök finns tillgängliga.

Det finns ett uttalat syfte att askåterföring inte bara ska påverka mark och markvatten, men även kunna motverka skogsbränslerelaterad försurning av avrinningsvatten i den mån detta sker. Det finns dock få försök med relevanta askor och tillräckligt långa mätserier för att ge underlag att bedöma effekter på avrinnande vattenkvalitet. Det är även ont om studier av askeffektens genomslag i olika delar av markprofilen, vilket har betydelse för dess påverkan på vegetationens näringsupptag och påverkan på vattnet i djupare delar av marken. I de Jong m. fl. (2012) tas tre långsiktiga försök med aska eller kalk+aska på fastmark upp, ett i Hälsingland och två i Halland. I Hälsingland har jämförelser i bäckvattenkemi gjorts i två angränsande avrinningsområden, där det ena behandlades med 2+1 ton granulerad vedaska/ha (Nilsson 2007). Försöket visade på en kraftig men kortvarig effekt på kaliumhalten. Kaliumkoncentrationen var sedan

något förhöjd fram till nio år efter asktillförseln, varefter ingen effekt kunde påvisas. Under de första nio åren var även pH-värdet något förhöjt, med i genomsnitt 0,2–0,3 pH-enheter. Efter 10–15 år var pH ca 0,1 enheter högre, men denna effekt var inte signifikant. I Halland studerades effekter av kalk+aska (2+2 ton/ha) i två behandlade avrinningsområden i Tågabo och ett i Nyårsåsen, samt lika många referensområden. Resultaten skiljde sig åt, i Nyårsåsen kunde ingen effekt på ytvatten påvisas, medan Tågabo visade på en tydlig men avklingande effekt av pH, Ca-halt och ANC (Zetterberg 2009). Försök med randomiserade replikat saknas för ytvatten.

Analysen med de dynamiska ekosystemmodellerna ForSafe och MAGIC indikerar att ett uttag av 75 % av grotet på hyggena minskar möjligheten att uppnå miljökvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*, men att askåterföring kan motverka detta, förutom i södra Sverige där modelleringen visade att en askdos på 2 ton inte räcker till för att kompensera förlusterna (Belyazid m. fl. 2008).

3.2.3 Ny kunskap

Generell kunskap om försurning och försurningskänslighet

I en utredning åt Naturvårdsverket (2015a) diskuterade Löfgren m. fl. försurningsprocesser i mark och vatten, där effekten av skogsbiomassauttag sattes i relation till försurning orsakad av svaga syror, starka mineralsyror och havssaltepisoder. Utvärderingen baserades på ett teoretiskt resonemang kring en uppsättning typfall och på modellsimuleringar (Visual MINTEQ, Gustafsson, 2016). Särskild vikt lades vid markens och marklösningens kemi längs vattnets flödesvägar. Syftet var att belysa de potentiella försurningseffekterna av skogstillväxt och skörd av biomassa på mark och ytvatten i avrinningsområden i boreala skogar och vid nuvarande låga deposition av mineralsyra, främst sulfat (svavelsyra).

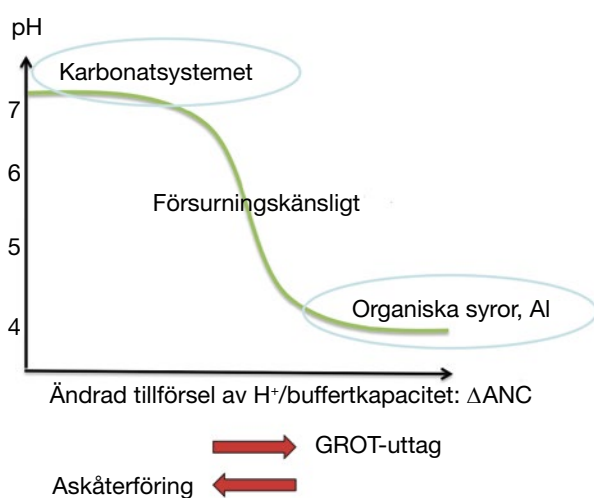
Utredningen tydliggjorde och kvantifierade skillnaderna i försurningseffekt orsakad av biomassauttag och mineralsyra. Analysen baserades på vanligtvis använda begrepp som förändring i marklösningens pH (*intensitet*) och syraneutraliserande *kapacitet* (ANC) men inkluderade också mobilitet och fastläggning av syror och anjoner, betydelsen av organiska aluminiumkomplex samt förändringar i marklösningens jonstyrka. Man belyste konsekvenserna av att definiera systemet med och utan vegetation samt att variera rotdjupet.

Nedan ges ett urval av de slutsatser som drogs av Löfgren m. fl. (2015a) om biologisk försurning kopplat till skogstillväxt och skörd, och som har störst bäring på det nationella miljökvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*:

- Jonstyrkan i det sura nedfallet, orsakad av höga halter lösta joner, har sannolikt varit minst lika viktig för markens försurningsförlopp som förhöjda vätejonhalter. En konsekvens av förhöjd jonstyrka är att mobila anjoner som t.ex. sulfat, nitrat och klorid flyttar aciditet från marken och orsakar ytvattenförsurning.
- Idag påverkar skogsbruket surhetstillståndet främst i de övre marklagren som är rika på organiskt material. Aciditeten ökar i takt med skogens tillväxt, och effekten permanentas vid skörd. Mineraljorden påverkas endast marginellt, men havssaltepisoder kan öka aciditeten i markvatten på 50 cm djup i södra Sverige.

- I ett 80-års perspektiv (en skogsgeneration) bedöms pH-effekten av skogsproduktion och skörd, inklusive helträdsuttag, vara liten ($<0,1$ enheter) på ytvatten i södra Sverige.
- Kustnära, grunda jordar i sydvästra Sverige har redan hög aciditet på grund av sur deposition, ackumulering av aciditet kopplat till historisk skogstillväxt och kroniskt nedfall av havssalt. Surhetstillståndet i dessa jordar och avrinningen från dem påverkas sannolikt inte märkbart av dagens skogsbruk.
- På lång sikt (flera skogsgenerationer) kan ständig tillförsel av havssalt i kombination med intensivt skogsbruk resultera i försurning djupare ner i mineraljorden. Ytvattenförsurning kopplat till skogstillväxt och skörd kan då även komma att uppträda i avrinningsområden i sydvästra Sverige med djupare jordar.

Ågren och Löfgren (2012) har försökt att identifiera de landskapstyper i Sverige som är mest känsliga för ytvattenförsurning och i potentiellt behov av skydd mot alltför stor skörd av skogsbiomassa eller av askåterföring. pH-känsligheten definierades från bäckvattnets pH och relaterades till avrinningsområdenas egenskaper och bäckvattnets syra-baskemi. pH-känsligheten är ett mått på hur snabbt pH förändras vid en tillsats av syra eller bas. De pH-känsligaste vattnen får en stor förändring i pH vid en liten tillsats av syra medan i de okänsliga vattnen förändras pH väldigt lite. pH-känsligheten kan användas för att belysa hur känsligt ett vatten är mot försurning kopplat till t.ex. grotuttag respektive hur mycket pH kan förväntas öka vid t.ex. askåterföring (figur 3.1).



Figur 3.1. Sambandet mellan pH och buffertkapacitet (ANC) där de försurningskänsligaste vattnen återfinns där en liten ändring i ANC ger en stor förändring i pH. Grotuttag medför fler vätejoner medan askåterföring medför färre vätejoner. I det försurningskänsliga området leder detta till minskat respektive ökat pH. I de okänsliga områdena vid högt pH (karbonatsystemet) respektive vid lågt pH (organiska syror och aluminium) påverkas pH inte nämnvärt.

Studien visade att på nationell nivå var avrinningsområden dominerade av morän och med stor andel skogklädda våtmarker mest pH-känsliga. På grund av den regionala variationen i försurningshistorik, mängden och fördelningen av kvartära avlagringar, vegetation, etc. bestäms dock pH-känsligheten av olika landskapselement i olika

regioner. På regional nivå identifierades även sjöar och skog på mineraljord som känsliga landskapstyper. Ågren och Löfgren (2012) pekar ut det historiskt sett mest försurade sydvästra Sverige som den minst pH-känsliga regionen, på grund av den höga buffertkapaciteten vid det redan låga pH-värdet. I nya studier, baserade på data från fyra säsonger i 179 slumpmässigt utvalda små källvattendrag i Dalälven och sydvästra Sverige (avrinning uteslutande från skog och myr), konfirmeras bilden av att sydvästra Sverige är den minst pH-känsliga regionen (Löfgren m. fl. 2017). Bilden kompliceras dock ytterligare eftersom försurningskänsligheten varierar mellan årstiderna (Löfgren et al 2015b, 2017). För att utveckla bedömningsverktyg för Sverige är det nödvändigt att bättre förstå bäckar inom pH-intervallet 5–6,2 som har den högsta pH-känsligheten. Den ojämna geografiska fördelningen av känsliga landskapselement och variationen i känslighet mellan årstider, gör det svårt att ur administrativ synvinkel utveckla enkla riktlinjer för var t.ex. grotuttag bör begränsas eller där askåterföring bör rekommenderas.

Effekter av biomassauttag

Nitratutlakning i samband med slutavverkning kan bidra till försurning av ytvatten genom att nitratet utöver baskatjoner även kan balanseras av vätejoner och aluminium. Uttag av grot och kvarlämnande av stubbar minskar potentiellt risken för nitratutlakning och därmed även risken för försurning av ytvatten. Löfgren m. fl. (2014b) har utvärderat effekterna av slutavverkning på bl.a. syra-bas kemin baserat på de ovan beskrivna 179 slumpmässigt utvalda små källvattendragen. Varken pH, ANC eller Ca-halterna uppvisade något samband med arealen slutavverkad skog motsvarande en skogsålder på 0–10 år och där grot ofta tagits ut. Däremot uppmättes förhöjda halter av bl.a. kalium och magnesium i vattendragen efter slutavverkning. Studien visade även på ett positivt samband mellan skogstillväxt och halterna av baskatjoner, ANC och kväve, men det är inte produktionen i sig som orsakar de förhöjda halterna. Istället är det faktorer som samtidigt påverkar skogstillväxt och utlakning t.ex. gradienter i klimat, markförråd och kvävedeposition, som är de mest troliga förklaringarna till sambanden.

Helmisaari m. fl. (2014) beskrev i en litteratursammanställning den ökade användningen av skogsbränsle i de nordiska länderna. Ett kapitel behandlar försurning och askåterföring. I detta refereras till fyra experiment som visar på markförsurning efter helträdsuttag, och lika många som inte visar på någon effekt. Vidare hänvisas till svenska och finska modellstudier som visar att baskatjonförlusterna vid helträdsuttag inte kan kompenseras för av nedfall och vittring. Vittring lyfts fram som ett viktigt forskningsområde för att minska osäkerheterna.

Ett flertal närings- och aciditetsbudgetberäkningar med och utan grotuttag har gjorts de senaste åren. Iwald m. fl. (2013) jämförde uttaget av grot och stubbar med det försurande nedfallet, och kom fram till att försurningen orsakad av uttag av biomassa i dagens situation motsvarar mellan 57 och 108 % av försurningen orsakad av surt nedfall i tallskog, medan motsvarande intervall i granskog är 114–263%. Detta stämmer överens med resultatet från beräkningarna som gjordes inför den fördjupade utvärderingen av *Bara naturlig försurning 2010* (Naturvårdsverket 2012). Vidare drogs slutsatsen att stubbskörd är mer fördelaktigt ur ett energi- och försurningsperspektiv än grotuttag.

Lucas m. fl. (2014) använde Heureka-systemet för att simulera framtida trädutväxt och undersöka uthålligheten med avseende på baskatjoner vid olika uttagsscenarier. En slutsats var att uttag av grot och stubbar ökade bortförslin av kalcium, magnesium och kalium 3–4 gånger jämfört med enbart stamuttag. De konstaterade vidare att detta kan leda till stora minskningar av markens baskatjonförråd, och efterfrågade ökad precision i vittringsberäkningarna för att kunna göra säkrare bedömningar av uthålligheten vid olika uttagsnivåer.

Stendahl m. fl. (2013) jämförde vittringshastigheten beräknad med två olika metoder, PROFILE-modellen och den historiska vittringsmodellen, på 16 platser med mycket detaljerade markdata. Samband mellan metoderna kunde påvisas, men i vissa fall var skillnaderna stora. Den beräknade vittringen jämfördes med baskatjonförluster vid stam- och grotuttag. Oavsett vilken metod som användes var vittringshastigheten lägre eller av samma storlek som förlusterna i skördad biomassa, framför allt i södra Sverige, vilket indikerar en risk för negativa effekter på markens baskatjonförråd.

Palvainen och Finér (2012) gjorde beräkningar av näringsförluster vid stam- och helträdsuttag i tall-, gran- och björkbestånd med hjälp av generaliserade näringskvantiteter. De konstaterade att trädslag, skördeintensitet och utvecklingsstadiet hos beståndet har stor betydelse för näringsförlusternas storlek. Minst förluster skedde i tallskog. Näringsförlusterna kan reduceras genom att göra uttagen i mogen skog och inte i ung gallringsskog, eftersom den näringsrika kronan utgör en större del av biomassan i ung skog. Vidare drogs slutsatsen att helträdsuttag efter avverkning ofta leder till större förluster av näring än vad som tillförs med nedfall och vittring under omloppstiden. Om utlakningen av näringsämnen är stor kan fosfor-, kalium- och kalciumbalansen vara negativ även efter stamskörd.

Riek m. fl. (2012) gjorde en bedömning av näringsuthålligheten i nordöstra Tyskland med hjälp av baskatjonbalansberäkningar på provtytor inom Tysklands nationella skogsinventering. Resultaten visade på negativa balanser i många fall för framför allt kalcium och magnesium. Slutsatsen drogs att framför allt scenariot med helträdsuttag utan askåterföring inte är uthålligt på många av de modellerade ytorna.

Inom Naturvårdsverksprogrammet CLEO användes aciditetsbalansberäkningar och MAGIC-modellen för att studera effekter av intensifierat skogsbruk på bland annat miljö kvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*, dels till 2020/2030, dels i ett längre perspektiv (CLEO 2014). En slutsats som drogs var att grotuttag innebär en konfliktrisk med detta miljömål i hela Sverige, men mest i de södra delarna. Balansberäkningarna visade att grotuttag på beståndsnivå innebär en bortförslin av baskatjoner i samma storleksordning som det försurande nedfallet, men effekterna till 2020/2030 bedömdes vara relativt små eftersom markprocesserna är långsamma. Effekterna på ytvatten på så pass kort sikt bedömdes vara ännu mindre, men det konstaterades att även om effekterna förväntas vara små på kort sikt går de i fel riktning, och de förutspåddes öka på sikt.

Zanchi m. fl. (2014) använde ForSAFE-modellen för att analysera effekter av olika skogsbruksscenarier på olika biomassaproduktion, kolinbindning i mark, kväveutlakning, markvattenförsurning, m.m. i en granskog i norra Skåne. Resultaten visade på en initial försurning av markvattnet vid grotuttag. I slutet av beståndets omloppstid var dock ANC något högre i scenariot där grot tagits ut enligt modellen. Förklaringen är att nitratutlakning efter gallringar förekom i större utsträckning i scenariot med enbart stamuttag än i scenariot med grotuttag, vilket berodde på kvävelättnaden vid grotuttaget, i denna kvävebelastade del av Sverige.

van der Heijden m. fl. (2011) använde en biogeokemisk modell, NuCM, för att simulera effekter av olika framtida atmosfäriskt nedfall (konstant eller reducerat), samt olika intensitet i skogsbruk (stamveds- och helträdsuttag) i ett bestånd med silvergran på sandsten i bergsmassivet Vogeserna i norra Frankrike. Modellresultaten visade på en viss återhämtning vid ett konstant nedfall, men en samtida minskning av surt och basiskt nedfall försenade återhämtningen. Helträdsuttag minskade näringsämnen i marken drastiskt. Slutsatsen drogs att helträdsuttag i detta bestånd kan minska baskatjonförråden i marken och förhindra återhämtningen från försurning, och därmed inte är uthålligt om inte näringskompensation utförs.

I senare försök med bl.a. ^{26}Mg och ^{44}Ca -isotoper i en bokskog har van der Heijden m. fl. (2014) visat att konventionella input-output massbalanser kraftigt överskattar Ca-förlusterna från marken. De hävdar att massbalanserna måste styrkas av experiment för att skatta felen i olika poster för input (nedfall, vittring, rotupptag från djupa markhorisonter) respektive output (immobilisering i biomassa). Man visade också att Ca och Mg uppvisade olika mönster för upptag från marken där ca 42 % av Ca upptaget skedde på 0–5 cm i mineraljorden medan Mg-upptaget främst (ca 43 %) skedde i förnan (van der Heijden m. fl. 2015). Djupare marklager (15–60 cm) var också involverat i upptaget, medan man inte kunde påvisa någon sådan effekt på markdjup >70 cm. Man hittade kraftiga vertikala upptagsgradienter i träden från stubbe till trädkrona och inget eller mycket små upptag i löven två år efter isotopförsökets initiering. Detta indikerar att den interna poolen av Ca och Mg kan vara mycket mer aktiv än man tidigare trott och att den kan fungera som buffert vid bristsituationer (van der Heijden m. fl. 2015).

I andra försök i två Ca-fattiga blandskogar med främst bok och ek på Lorraine-platån i östra Frankrike har strontiumisotoper använts för att skatta källorna till trädens Ca-upptag (Bedel m. fl. 2016). Resultaten indikerar att mellan 41–85 % respektive 27–82 % av trädens Ca-upptag hade sitt ursprung i grundvattnet. Bedel m. fl. (op. cit.) för fram hypotesen att kapillär stigning av baskatjonrikt grundvatten är den huvudsakliga källan och att denna process kan utgöra en stor näringskälla som kan kompensera för låg näringstillgång i jorden och/eller då man har stora förluster via utlakning eller uttag av skogsbiomassa. Man påtalar också att denna källa vanligtvis saknas då man studerar näringstillståndet i marken och trädens näringsupptag.

Zetterberg m. fl. (2014) använde MAGIC-modellen för att skatta försurningseffekterna av helträdsuttag på mark och bäckvatten i tre grandominerade svenska IM områden, samt för att utföra en känslighetsanalys baserat på uttag av olika mängder grot, halter i trädbiomassan respektive produktionsnivåer (ståndortsindex). Samtliga scenarier indikerade kraftigt minskande Ca-pooler i marken, och bäckarnas ANC-trender vände från ökande till minskande. Storleken på ändringen i bäckvattnets ANC varierade mellan område, liksom halterna av de starka syornas mobila anjoner. I motsats till den allmänna uppfattningen observerades de största effekterna på ANC i det välbuffrade norrländska området Gammtratten. Effekterna på ANC i de två sydligare områdena (Aneboda och Kindla) var betydligt lägre och mindre än den uppmätta återhämtningen från försurning. Ca-halten i trädbiomassan följt av produktionsnivån var de viktigaste faktorerna för modellutfallet medan skördeuttaget bara hade marginella effekter. Även Zetterberg m. fl. (2014) rekommenderar platsspecifika Ca-halter i trädbiomassan och fältbestämt ståndortsindex för att erhålla trovärdiga Ca-massbalanser.

Baserat på de grandominerade IM-områdena Aneboda, Kindla och Gårdsjön, det senare beläget på Västkusten, testades försurningseffekterna av helträdsuttag på mark och bäckvatten med HD-MINTEQ modellen (Löfgren m. fl. 2015a, 2017). Modellen har en betydligt mer avancerad beskrivning av kemin kopplat till aluminium och det organiska materialet jämfört med många andra modeller t. ex. MAGIC. HD-MINTEQ är en markmodell, där kemin i olika markskikt modelleras, men i dessa studier dras även slutsatser om ytvatten, baserat på resultat från avrinningen ur marken i den bäcknära zonen (utströmningsområdet). Lateralt flöde genom avrinningsområdet ingår inte i modellen, vilket medför stor osäkerhet i resultaten särskilt under flödestoppar dvs. vid mycket höga grundvattennivåer och mättade förhållanden i marken. Även simuleringarna med denna modell indikerade kraftigt minskande Ca-pooler i humus och ytlig mineraljord (\leq B-horisonten). Resultaten visade också att hög jonstyrka och höga halter av mobila anjoner (Cl^- och SO_4^{2-}) leder till att Ca fortsätter att läcka ut från marken vid helträdsuttag i det havssaltpåverkade Gårdsjön. Löfgren m. fl. (2015a, 2017) markerar att resultaten när det gäller Ca-förråden i marken kraftigt avviker från det som empiriskt uppmätts i flera försök och att det råder stora osäkerheter både när det gäller biologiska återkopplingsmekanismer och hur Ca-förråden i marken definieras.

HD-MINTEQ-simuleringarna (Löfgren m. fl. 2015a, 2017) indikerade även att helträdsuttag sänker pH i ytliga markskikt, men under mycket kortare tid än effekterna på Ca-förråden. Marklösningens pH påverkades främst i inströmningsområdet, medan den var betydligt mindre påverkad i utströmningsområdena på grund av det organiska materialets höga buffertkapacitet. Effekterna på bäckvattnets pH blev därför små ($\leq 0,02$ pH-enheter) under flera decennier (en trädgeneration på 80 år) efter avverkning. pH-effekten efter flera trädgenerationer är mer osäker på grund av den successiva tillförseln av vätejoner till det organiska materialet i utströmningsområdena. Simuleringarna indikerade också att vid dagens begränsade tillgång till mobila anjoner (låg svaveldeposition) fastläggs huvuddelen av den aciditet som bildas vid skogens tillväxt i marken utan att nå ytvattnen (Löfgren m. fl. 2015a, 2017).

Precisionen i skattningarna av vittring och massbalanser för baskatjoner har nyligen beräknats på data från en välstuderad granskog i Västsverige, Skogaby (Simonsson m. fl. 2015). Vittring var en mindre post i baskatjonflödet och konfidensintervallet var vanligtvis större än centralvärdet. Osäkerheten för Ca dominerades (90 %) av variabiliteten i ackumulering i trädbiomassa (stamdiameter och Ca-halter) mellan provytorna medan allometrisk funktioner etc. inducerade betydligt mindre osäkerhet (10 %). Resultaten överensstämmer med Zetterbergs m. fl. (2014) känslighetsanalys. Simonsson m. fl. (2015) konstaterar att osäkerheten ökar då termer adderas och subtraheras i en baskatjonbudget. Resultaten pekade också på osäkerheterna i att använda massbalanser för att förutse förändringar i markens förråd av utbytbara baskatjoner över längre tidsperioder. Författarna förespråkar markkemiska mätningar under långa tidsperioder för att reducera osäkerheten kopplat till variationer över tid.

Baserat på mätningar från 40 barrskogsområden på Irland har Johnson m. fl. (2015) nyligen dragit slutsatsen att massbalanser är osäkra både i termer av ekosystemförståelse och vid kvantifieringen av flöden. Det senare innebar att man inte kunde avgöra om budgetarna var i balans eller om effekten av helträdsuttag var skild från stamvedsuttag.

En av de äldsta och mest väldokumenterade försöksserierna med grotuttag etablerades 1974–1976 av Björkroth och Rosen (1977). Försöksserien omfattade två tallförsök och två granförsök i Västerbotten och södra Götaland. Försöksleden bestod av stamuttag, stam- och grotuttag samt uttag av stam och avbarrad grot. Under de senaste åren har Olsson m. fl. (2015) genomfört nya markundersökningar inom ramen för Bränsleprogrammet, och tillsammans med data från tidigare studier av markvatten (Zetterberg m. fl. 2013) har Zetterberg m. fl. (2016) använt MAGIC-modellen för att prediktera effekten av grotuttag på flöden av Ca och andra element. Data från försöken har också använts av Hyvönen m. fl. (2012) för att analysera effekterna av stubb- och grotuttag på dynamiken av C, N och Ca över en omloppstid med hjälp av Q-modellen.

Zetterberg m. fl. (2013) studie av effekter av grotuttag på mark- och markvattenkemi inkluderade tre av försöken och jämförde två försöksled: stamuttag – stam- och grotuttag. Markvattenhalterna av Ca var i genomsnitt 17 $\mu\text{ekv/l}$ lägre i helträdsytorna jämförd med i stamvedsytorna vid beståndsåldern 27–30 år. Den generella behandlingseffekten hade försvunnit efter 32–35 år, men kunde fortfarande dokumenteras vid det välbuffrade försöksområdet Lövliden (gran) i norra Sverige. Resultaten överensstämde med markdata, som visade att behandlingseffekterna för Ca minskat i mårskiktet men kvarstod i djupare marklager. Statistisk interaktion mellan behandling och lokal visade att effekten var mycket mindre på de två sydsvenska lokalerna (Kosta [tall] och Tönnersjöheden [gran]). Behandlingseffekterna på mark och markvatten var följaktligen övergående och platspecifika. I motsats till den allmänna uppfattningen påvisades de största effekterna på mark och markvatten i det välbuffrade området där det är mindre troligt att förluster av Ca leder till försurning. En slutsats som drogs var att försurningseffekterna av grotuttag i de två surare, sydsvenska försöken var mycket mindre och troligtvis inte tillräckligt stora för att förhindra den pågående återhämtningen från försurning kopplat till surt nedfall.

Hyvönens m. fl. (2012) simuleringar av Ca-dynamiken med Q-modellen baserades på empiriska data från alla fyra försöken med grotuttag, och dessutom simulerades effekten av stubb- och grotuttag. I modellen antogs trädutväxten inte vara påverkad av behandlingarna. Man drog slutsatsen att Ca-förråden i kvarlämnad grot från slutavverkningen var viktigare än stubbar och markens organiska material som källa till tillgängligt Ca för de nya bestånden. Förnan som produceras av de nya bestånden kom att gradvis minska de uppkomna skillnaderna i Ca-förråd mellan olika skördenivåer. Resultat förutsatte dock att skördenivåerna inte påverkade tillväxt och Ca-halter i det nya beståndet. I verkligheten har upptaget av Ca i det nya beståndet varit mindre efter grotuttag som en effekt av både minskad tillväxt och lägre Ca-halter i biomassan (t. ex. Egnell och Leijon 1999, Olsson m. fl. 2000).

Vid en beståndsålder omkring 38 år gjorde Olsson m. fl. (2015) en uppföljande studie av marktillståndet i de fyra försöken, och analyser av ett större datamaterial insamlat över beståndsåldern 15–38 år kunde göras. Analyser omfattande tre av de fyra lokalerna (exklusive tallförsöket i Västerbotten) visade att extraherbara K-förråd i humusskiktet generellt var mindre efter grotuttag men inte i övriga delar av marken. Markens extraherbara Ca-förråd var över beståndsåldern 15–38 år generellt mindre efter grotuttag i humus, mineraljord och summan av dessa markskikt. Extraherbara Mg-förråd var mindre i mineraljorden (effekten framträder i Västerbottniska Lövliden). Summan av baskatjoner var signifikant lägre efter grotuttag, men det fanns starka interaktioner

mellan behandling och lokal, respektive tid, som mest beror på att effekten var mest framträdande i Lövliden. I övrigt noterades signifikant lägre pH i humusskiktet och signifikanta effekter på extraherbart Al och summan av aciditet i humusskiktet som avtar med tiden. Basmättnaden sjönk i de översta markskikten under perioden 1990–2013, särskilt i Lövliden medan förändringarna på mer än 10 cm djup i mineraljorden var liten. Bakom förändringen låg framförallt kraftigt minskade mängder av extraherbart Ca. Vid beståndsålder 38 år observerades signifikant mindre mängd Ca och summan av baskatjoner bara i Lövliden. En längre dataserie med kol och kväveförråd i humusskiktet visade att dessa förråd sjönk under de första 15 åren efter slutavverkning men har sedan dess uppnått samma eller högre nivåer.

Zetterberg (2016) använde MAGIC-modellen för att prediktera effekten av grotuttag på mark- och markvattenkemin i allmänhet och Ca-flöden i synnerhet, och använde experimentella data från de ovannämnda försöken (Zetterberg m. fl. 2013, Olsson m. fl. 2015) för att validera modellen. Experimentella data från Olsson m. fl. (2015), som hade påvisat stora förluster av extraherbart Ca under beståndsåldrarna 15–38 år, förklarades till största delen av stor Ca-ackumulation i trädbiomassan då bestånden utvecklar sin gren- och barrbiomassa. Modellen predikterade att betydande förluster av extraherbart Ca hade skett redan under den tidigare skogsgenerationen, delvis på grund av hög svaveldeposition. MAGIC kunde inte helt återge den uppmätta, successivt minskade skillnaden i Ca-förråden mellan behandlingarna (enbart stamuttag/stam + grotuttag) under beståndsåldrarna 15–38 år och överdrev Ca-förlusterna från marken under samma period.

Ring m. fl. (2015a) använde andra, relativt nyanlagda försök i Asa (småländska höglandet och Turbo (sydöstra Dalarna) för att studera effekten av olika mängd avverkningsrester på mark- och markvattenkemi under 6–7 år efter avverkning. Försöksleden bestod av kontroll (inga avverkningsrester) samt 1, 2 och 4 gånger en beståndsspecifik mängd avverkningsrester, vilket återspeglar den variation som uppstår på ett hygge. I Turbo påvisades effekter på konduktivitet samt koncentrationer av vätejoner, kalium, magnesium, aluminium, kadmium, zink, ammonium, nitrat, sulfat och klorid. I Asa påvisades effekter enbart för nitrat och klorid. Behandlingen med 4 gånger mängden grot gav oftast störst respons. Slutsatsen drogs att mängden avverkningsrester kan påverka mark- och markvattenkemin såväl som vattenflödet. Effekterna i markvattenkemi var mer påtagliga i Turbo än i Asa, och fler studier skulle behövas för att få insikt i hur beståndsegenskaper, atmosfäriskt nedfall, markvegetation och egenskaper hos avverkningsresterna påverkar resultaten.

Hedwall m. fl. (2013) följde markvattenkemin fyra år efter slutavverkning i Asa, och påvisade minskning efter grotuttag ($p < 0,1$) på halter av kalcium, magnesium, kalium, ammonium, nitrat, löst organiskt kol och löst organiskt kväve samt ökning av pH.

Achat m. fl. (2015) har i en meta-analys av 168 experimentella försök (Europa och Nordamerika), som publicerats i 140 vetenskapliga artiklar, bl. a. analyserat effekten av helträdsuttag jämfört med stamvedsuttag på markens organiska material, basmättnad och pH. Resultaten visar en statistiskt säkerställd ($p < 0,05$) minskning i kolinnehållet i humusskiktet (–10 till –45 %) och djupare mineraljord (>20 cm, –10 %). Man fann även en minskad basmättnad i humusskiktet (–8 till –12 %) och i mineraljordens översta 20 cm (–10 till –17 %). Däremot återfanns ingen skillnad i basmättnad på större djup i mineraljorden (>20 cm). Man påvisade statistiskt signifikant lägre pH i

mineraljordens översta 20 cm under de 10 första åren ($-0,2\%$), men däremot inte i humusskiktet eller djupare ned i mineraljorden (>20 cm). Inga pH-effekter på marken registrerades i de försök som pågått längre tid (11–33 år).

Effekter av askåterföring

Effekter av askåterföring har följts sedan 1995 i två försöksområden nära Ridderhyttan i Västmanlands län (Jacobson m. fl. 2004, Ring m. fl. 2006), och i början av 2015 presenterades nya preliminära resultat av de mer långsiktiga effekterna på mark och markvattenkemi, upp till 18 år efter askåterföring (Ring m. fl. 2015b). Ett av försöksområdena ligger i en blandskog av gran och tall (mark- och markvattenkemi), medan det andra ligger i en tallskog (markkemi). Tre olika doser av självhårdad krossaska applicerades, 3, 6 och 9 ton per hektar. Dessutom ingick ett försöksled där 3 ton pelleterad aska per hektar tillfördes, ett försöksled med kvävegödsling (150 kg per hektar) samt två försöksled med kvävegödsling och askåterföring med 3 ton självhårdad krossaska (ett där behandlingarna skedde samtidigt och ett där kvävegödslingen gjordes en månad tidigare än askåterföring). Områdena visade inga tecken på kraftig försurning innan behandlingen.

Tidigare resultat har visat att det fanns förhöjningar av både pH, halten baskatjoner och fosfor i humuslagret i båda områdena 5 år efter behandling, medan effekten var mindre i mineraljorden (Jacobson m. fl. 2004). Det fanns ett samband mellan dos och effekt, och för dosen 3 ton fanns signifikanta effekter enbart i tallskogen. Effekten av krossaska skiljde sig inte åt från effekten av pelleterad aska. Ungefär 10 % av tillförd mängd utbytbar kalium återfanns i markens övre skikt 5 år efter behandlingen, oavsett dos. Retentionen av utbytbar kalcium och magnesium varierade mycket mellan de olika försöken (ca 20–50 %), liksom retentionen av fosfor (3–56 %).

Studier av markvattenkemin i blandbeståndet upp till nio år efter behandling har visat att halterna av kalium, natrium, kalcium, aluminium, sulfat och TOC var signifikant förhöjda efter behandling (Ring m. fl. 2006). Även halten kadmium var förhöjd, men författarna poängterar att kadmiumet kan komma från marken snarare än askan (se avsnittet Skogsbränslen och miljögifter: Giftfri miljö, Levade skogar). I försöksleden där 9 ton aska per hektar tillfördes minskade pH samtidigt som aluminiumkoncentrationen ökade, från det fjärde året efter behandling. Slutsatserna som drogs var att inga positiva effekter i markvattnet kunde påvisas på kort sikt, men att höga doser ledde till negativa effekter.

Nya preliminära resultat visar (för båda bestånden) på kvarvarande effekter på halten kalcium, magnesium och kalium i marken efter 17–18 år i försöksleden med den högsta askdosen (Ring m. fl. 2015b). Däremot fanns inga signifikanta effekter vid dosen 3 ton per hektar. Inga statistiskt signifikanta effekter återfanns i koncentrationen för något av de undersökta ämnena under 20 cm i mineraljorden.

I markvattnet i blandbeståndet kunde signifikanta skillnader påvisas mellan försöksledet där 9 ton aska per hektar tillförts och referensen under perioden 2004–2012, dvs. 9–17 år efter behandlingen, för konduktivitet samt halterna av kalium, magnesium, aluminium, sulfat och bor (Ring m. fl. 2015b). Konduktiviteten och halterna var högre efter behandling med 9 ton aska per hektar. Konduktiviteten var signifikant högre än i referensen även vid behandling med 3 ton krossaska, 3 ton pelleterad aska och 6 ton

krossaska per hektar, samt vid behandlingarna med kväve och aska. Magnesiumhalten var förhöjd även vid dosen 6 ton per hektar samt vid behandlingarna med kväve och aska. Bor, sulfat och aluminium var förhöjt vid behandlingen med aska och kväve i det försöksled där det gjordes samtidigt, och aluminiumhalten var förhöjd även i försöksledet med 3 ton pelleterad aska. En annan typ av statistisk analys indikerade att effekten på flera av de markvattenkemiska variablerna ökade med ökande askgivor. Medelkoncentrationen för aluminium, magnesium och sulfat, medel-pH och medelkonduktiviteten för år 9 till 17 uppvisade nämligen signifikanta linjära samband mot den tillförda dosen krossaska. Detta antyddes även för kalium och klorid.

En metaanalys av effekter av askåterföring på ytvatten genomfördes under 2014 (figur 3.2, Johansson 2014). För detta har publicerade och opublicerade data på ANC i bäckvatten före och efter behandling i askåterförda och/eller kalkade områden i skandinaviska försök använts. Totalt ingick 54 försök uppdelade på 16 olika försöksområden i Sverige, Finland och Norge, och med tidsserier på upp till 16 år. Givorna delades in i låga (2–4 ton aska/ha), normala (4–12 ton aska/ha) och höga doser (>12 ton aska/ha). Givorna har delats in så att askans och kalkens basiska verkan (aska = 50 % av kalk) motsvara varandra. I analysen ingick både försök med behandling av enbart fastmark och försök där även torvmark och utströmningsområden behandlades. Resultatet av metaanalysen visade på en signifikant större ökning i ANC i de behandlade bäckarna än i referenserna, men variationen var mycket stor. Storleken på givan påverkade ANC-förändringen signifikant, men förklarade bara 5 % av variansen. Andra faktorer, som har att göra med avrinningsområdenas karaktär och behandlingsmetoder, har därmed större betydelse. Slutsatserna som drogs var att askåterföring kan vara en metod för att höja ytvattnets ANC, men att effekten blir liten med Skogsstyrelsens (2008) nuvarande rekommendationer. Ökade givor och inkludering av torvmarker nära vattendragen förespråkades, för att öka effekterna på ytvatten. Vidare efterfrågades fler studier där effekten av yttre faktorer som påverkar effekterna i ytvattnet kan kontrolleras eller uteslutas.

Reid och Watmough (2014) har nyligen utfört en kvantitativ metaanalys av 350 oberoende försök från 110 vetenskapliga artiklar för att utvärdera effekterna av kalkning och askåterföring på bl. a. pH (250 försök) och basmättnad (% BS, 79 försök) i marken. Ungefär 67 % av försöken visade positiv effekt på pH och 75 % på % BS i marken. Regressionsträds- och Bootstrapmodeller förklarade ca 38 % och 47 % av variationen för pH respektive % BS med typ av mark (organisk horisont eller mineraljord) som huvudsaklig förklaringsvariabel. Behandlingseffekter dokumenterades primärt i den organiska horisonten, men långtidsförsök visade även på effekter i mineraljorden. Behandling (kalk eller aska), dos (< 5000kg/ha eller ≥5000 kg/ha), trädslag (barr eller löv), trädålder (< 50 år eller ≥50 år), ursprungligt pH (pH<4,5 eller pH 4,5 – 6) och år efter behandling (<4 år eller ≥4 år) hade litet inflytande på markens pH och % BS. Vid samma dos uppvisade dock kalk större effekt än aska.

3.2.4 Slutsatser

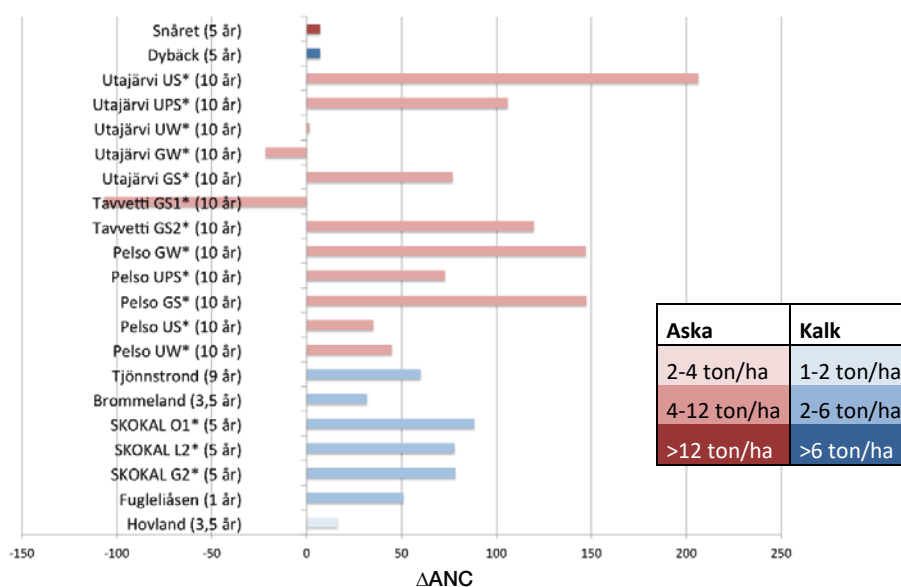
Nya studier baserade på modeller, massbalanser och fältförsök har befast tidigare slutsatser om att ökad skörd av biomassa (grot och stubbar), leder till större förluster av baskatjoner än vad som tillförs genom vittring och deposition, som i sin förlängning innebär att ändliga förråd av tillgängliga markmineral riskerar att tömmas.

Samtidigt har flera studier med modeller och massbalanser påvisat större effekt av skogsbränsleuttag än vad som uppmätts i fältförsök. Detta tyder på att det finns återkopplingar i systemet och eventuellt källor som modeller inte inkluderar. Osäkerhet i uppskattningar av framför allt vittring, deposition, ackumulering i biomassa och utlakning bidrar till svårigheten att bedöma skogsmarkens återhämtningsförmåga efter ökade biomassa-uttag.

Sambandet mellan försurning orsakad av biomassa-uttag och påverkan på pH och ANC i ytvatten är betydligt svagare än för mark och varierar mellan region, typ av vatten, markslag och årstid. Mätbara effekter kan förväntas i en del små ytvatten, främst på grunda jordar i skogslandskapet, men märks sannolikt inte på större geografiska enheter, t ex på EU direktivets vattenförekomstnivå. Samma förhållande gäller även för sambandet mellan askåterföring och påverkan på ytvatten.

Nya resultat från försök med effekter av aska på mark och ytvatten har visat att askåterföring oftast ger effekter på pH och basmättnad framför allt i markens organiska skikt, men i långsiktiga försök även i mineraljorden. Vidare har betydelsen av typ av mark (organisk horisont eller mineraljord) identifierats som den viktigaste faktorn som påverkar effektens storlek. För ytvatten har högre doser än de rekommenderade, samt behandling av bäcknära zoner och torvmark, identifierats som möjliga metoder för att öka effekterna. Detta spridningssätt kan eventuellt leda till ökad utlakning av tungmetaller och komma i konflikt med miljömålet en Giftfri miljö (se kapitel 5.3).

Motiven till askåterföring har förändrats över tiden, men har i olika grad baserats på kretsloppstänkande, åtgärder mot försurning av mark och vatten skapad av skogsbränsleuttag samt näringskompensation för uthållig skogsproduktion. Samtliga motiv är relevanta, men kräver olika anpassning av dos och spridningsområden.



* även torvmarker och utströmningsområden har behandlats

Figur 3.2. Skillnad i buffertkapacitet (Δ ANC) efter 1–10 år (antal år inom parentes efter stationsnamnet) mellan en skogsbäck där marken i avrinningsområdet behandlats med aska (röd) eller kalk (blå) och en annan skogsbäck som utgjort obehandlad kontroll. Dosen aska eller kalk framgår av tabellen. Modifierad från Johansson (2014).

3.3 Skogsbränslen och miljögifter: Giffri miljö, Levande skogar

3.3.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet?

Tungmetaller, organiska miljögifter och radioaktiva ämnen (främst cesium-137) är tre huvudklasser av miljögifter vars spridning, omlagring och transport kan påverkas av skogsbruket. I miljömålsarbetet sorterar de under två mål. I miljökvalitetsmålet *Giffri miljö* uttalas att miljön skall vara fri från ämnen och metaller som skapats i eller utvunnits av samhället och som kan hota människors hälsa eller den biologiska mångfalden. Man bedömer idag (Naturvårdsverket 2014, Naturvårdsverket 2015a, b) att målet är mycket svårt eller inte möjligt att nå till år 2020 även om fler åtgärder sätts in. Skogen och skogsbruket spelar här en underordnad roll för miljömålet i sin helhet. I miljökvalitetsmålet *Levande skogar* finns flera målsättningar, bland annat att skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas, inbegripet skogsmarkens fysikaliska, kemiska, hydrologiska och biologiska egenskaper och processer. I detta miljömål behandlas kopplingen mellan skogsbruket och metylkvicksilver i mark och vatten (Naturvårdsverket 2014).

I de flesta fall utgör ett kontinuerligt atmosfäriskt nedfall den huvudsakliga vägen för hur giftiga ämnen har tillförts och upplagrats i skogsekosystem, med undantag för radioaktivt cesium där det i första hand är fråga om en enda episod 1986. Skogsbrukets påverkan på miljögifters förekomst i skogsekosystem kan ske främst i samband med näringskompensation, skogsavverkningar och andra aktiviteter som leder till markskador och förändrade flödesvägar för vatten, men de måste bedömas i relation till det atmosfäriska nedfallet och andra källor (Olsson m. fl. 2017). Pågående klimatförändringar kan därtill troligen förändra miljögifters spridningsmönster och förekomst genom förändrad deposition och markfuktighet. Askåterföring till skogsmark, baserad på rena skogsbränslen (bark, spån, skogsflis) innebär ingen nettotillförsel till skogsmarken, givet att den inte är kontaminerad, men kan leda till en viss omfördelning. Skogsstyrelsens riktlinjer för tillåtna tungmetallhalter i skogsbränsleaskor för spridning till skogsmark är baserade på att maximala askdoser inte skall tillföra mer tungmetaller än vad som förts bort i skördad biomassa. Markstörning och kompaktering orsakad av körning med tunga maskiner kan skapa fler miljöer som gynnar omvandling av kvicksilver till det giftiga metylkvicksilvret. Detta har gett upphov till misstanken att stubbskörd kan öka bildningen av metylkvicksilver i marken.

3.3.2 Tidigare kunskap om miljögifter

Spridning av tungmetaller med askåterföring

Det finns omfattande forskningsresultat, främst från Nordeuropa, om hur spridning av vedaska kan påverka förekomsten och tillgängligheten av tungmetaller i mark, vatten och organismer. Aktuella översikter av forskningsläget finns presenterade av Huotari m. fl. (2015) och Olsson m. fl. (2016 b). Kadmium är den tungmetall som har fått störst uppmärksamhet i studier om vedaska, följt av Cu, Zn, Cr, Pb och Ni. Det finns mycket få studier om vedaskans effekter på halter och flöden av Hg, Co, As, V, Ti och Mo i miljön. Merparten av studierna visar ingen effekt av askåterföring. I de fall ökade koncentrationer har påvisats (Cd, Cr, Cu Zn), är de vanligast rapporterade för halter i marken, men ingen studie har visat effekter av aska vid relevanta appliceringsmängder som indikerar förhöjning till skadliga nivåer i organismer eller mark. Exempelvis har förhöjda Cd-halter efter askåterföring observerats i lever och njurar hos näbbmöss som bland annat lever på dagmask men inte i växtätande smågnagare (Lodenius m. fl.

2002). Förhöjda Cd-halter har också observerats i vissa pionjärmossor som etablerats efter spridning av aska, men inte i vanliga väggmossor (Huotari m. fl. 2011). Jämfört med markkemiska effekter finns relativt färre rapporter om ökade koncentrationer av tungmetaller i markvatten och växter, och inga effekter har påvisats för ätbara bär och svampar (Moilanen m. fl. 2006, Olsson m. fl. 2017).

Spridning av organiska miljögifter med askåterföring

Tidigare kunskapssammanställningar om miljögifter i askor har belyst förekomsten av organiska miljögifter (Egnell m. fl. 1998, Egnell m. fl. 2006, de Jong 2012). Bjurström (2006) redovisade att dioxinhalterna i askor från fem norrländska biobränsleanläggningar var nästan samtliga betydligt lägre än halva det av EU föreslagna gränsvärdet för spridning av aska. De övriga organiska ämnena uppvisade måttliga värden, ofta under detektionsgränsen. Bjurström (2006) konstaterade bl.a. att huvuddelen av organiskt kol i askor består av elementärt kol och att organiska föroreningar utgör spårämnen. Halterna i biobränsleaskor ligger klart under schablonvärdet i UNEP:s anvisningar för inventering av dioxinkällor. Halten av PAH i askor är mer varierande och osäker. Larsson m. fl. (2008) analyserade tre olika askor med en screeningmetod, varav en ren skogsbränsleaska, och fann 45 ämnen med tillfredsställande säkerhet och ungefär lika många till med mindre säkerhet, däribland PAH, ftalater, alkaner, alifatiska syror och ligninrester. Man drog slutsatsen att halterna av identifierade ämnen överlag var låga och att det är troligt att flera av ämnena inte primärt har sitt ursprung i bränslet utan snarare är resultatet av kontaminering av proven under uttag, transport, lagring, provberedning eller analysprocess. Bland identifierade ämnen fanns några toxiska, men ingen hade sådana egenskaper att någon särskild varning behöver utfärdas.

Skogsbrukets påverkan på kvicksilverflöden

Ett diffust atmosfäriskt nedfall av kvicksilver (Hg) som härrör från både naturliga källor och bl.a. fossila bränslen har under lång tid byggt upp förhöjda halter av kvicksilver i skogsmark. Halterna av metylkvicksilver (MeHg) i insjöfisk i Sverige har visserligen minskat under perioden 1965–2001 med ca 20 %, och minskningen har sedan 2003 varit störst i södra Sverige, men trots det överskrider EUs gränsvärde i fisk för mänsklig konsumtion i drygt 50 % av alla vatten efter 2000 (Åkerblom m. fl. 2014). Orsakerna har varit oklara eftersom de högsta halterna av kvicksilver i fisk funnits i skogsjöar som saknat lokala punktkällor för kvicksilver och korrelationen mellan totaldeposition av kvicksilver och inlagring av det organiska metylkvicksilvret i näringskedjor är svag.

Forskning under det senaste decenniet har visat att omvandlingen av kvicksilver till det mycket giftiga organiska metylkvicksilvret är en biologisk process som styrs av bl.a. sulfatreducerande och metanbildande bakterier (Bishop m. fl. 2009, Kronberg 2014). Förutsättningar för metyleringen är, förutom tillgång till kvicksilver, fuktiga, syrefria förhållanden med tillgång till sulfat och en lättillgänglig organisk kolkälla (glukos). Andra processer kan också omvandla MeHg till oorganiskt Hg. Denna demetylering kan ske genom både biotiska och abiotiska reaktioner.

Studier från Kanada, Finland och Sverige har visat att skogsbruket kan orsaka förhöjda halter av kvicksilver och metylkvicksilver i avrinnande vatten och i organismer i den akvatiska miljön. Kviksilverhalten i insjöfisk har uppskattats att vara påverkat av skogsbruk till 9–23%, baserat på generella antagande och observationer från svenska, finska och kanadensiska studier (Bishop m. fl. 2009).

Stubblyft och den ökade körningen med tunga maskiner i samband med stubbskörd orsakar markstörningar som potentiellt kan gynna bildningen av metylkvicksilver och öka transporten till vattendrag. Eklöf och Bishop (2010) angav tre möjliga huvudfaktorer: (1) skapande av mikromiljöer med hög metyleringshastighet (hot-spots), (2) ändrade flödesvägar och sammanbindning av flera mikromiljöer med hög metyleringshastighet minskar möjligheter till demetylering, och (3) ett ökat läckage av organiskt material och partiklar, till vilka totalkvicksilver (THg) och metylkvicksilver sitter bundna, till följd av den omrörning av marken som stubbskörden innebär.

Eklöf och Bishop (2010) studerade inom det tidigare Bränsleprogrammet effekten av stubbuttag på kvicksilverflöden och andra ämnen i avrinnande vatten i två små närliggande avrinningsområden i södra Kilsbergen, väster om Örebro. Mätningarna, som startade sommaren 2007, visade inga konsistenta skillnader mellan skog, avverkade stubbuttagna eller avverkade-markberedda områden vad gäller halter eller flöden av totalkvicksilver eller metylkvicksilver. Eklöf och Bishop (2010) drog slutsatsen att stubbuttag inte visade någon tendens att orsaka förhöjda koncentrationer av Totalkvicksilver, MeHg eller totalt organiskt kol, kväve eller total-fosfor jämfört med traditionell markberedning eller med den ostörda skogsreferensen. Eftersom andra studier har påvisat en ganska stor variation i respons i t.ex. kvicksilverflöden efter avverkning är det en slutsats med reservationer. Stubbtag leder därför inte nödvändigtvis till ökade flöden av kvicksilver. I ett annat projekt inom Bränsleprogrammet undersökte Magnusson m. fl. (2017) effekten av stubbuttag på kvicksilver och metylkvicksilverhalten i grundvatten och sediment 20 – 30 år efter avverkning. Mätningarna visade att halten av MeHg i utströmmade grundvatten var signifikant högre i områden där stubbuttag skett än i referensområden, men halten av MeHg var låga jämfört med observationer från andra studier. Halten av THg, pH, DOC, nitrat och elektrisk ledningsförmåga var inte påverkad av stubbuttag. Inga effekter av stubbuttag på kvicksilverhalter påvisades i vatten och sediment från bäckar och diken. Den förhöjda halten av MeHg i grundvatten tolkades som att stubbuttag hade stimulerat metyleringsprocessen.

3.3.3 Ny kunskap om miljögifter

Tungmetaller i vedaskor

Det finns ett fåtal nya studier om askåterföringens effekter på tungmetaller i miljön. Ingerslev m. fl. (2014) genomförde en studie i Danmark med både lösa och härdade askor (3,45 ton/ha). Tre år efter spridningen fann de en ökning av Cd-mängden i humusskiktet efter askspridning som motsvarade Cd-mängden i tillförd aska, men inga effekter på extraherbara halter av Cu, Cd, Ni, Pb och Zn. Piirainen m. fl. (2013) fann ingen ökning av tungmetallhalter i avrinnande vatten från dikad torvmark under drygt 10 år efter spridning av olika askdoser (5–6,5 ton/ha) av olika asksorter (lös, självhärdad, granulerad).

Ring m. fl. (2006) har tidigare studerat effekter av olika behandlingar av aska och kombinationen aska och kväve på markvatten i ett försök (249R) på moränmark nära Riddarhyttan i Västmanland. Behandlingar var 3, 6 och 9 ton krossaska per hektar, 3 ton pelleterad aska samt 3 ton aska + kvävegödsling. Man observerade då kortvarigt ökade halter av många kemiska element, däribland kadmium, och halterna ökade med ökad askdos. Man kunde dock inte avgöra om ökade kadmiumhalter härrörde från askan eller från utbytbar kadmium i marken. I Bränsleprogrammet har Ring m. fl. (2015b) gjort fortsatta mätningar i försöken upp till 18 år efter behandlingar. Statistiska

analyser på senare halvan av hela mätserien visade inga signifikanta behandlingseffekter på spår- eller tungmetaller (As, Cd, Cu, Li, Pb, V, Zn). De högst uppmätta halterna av kadmium i markvattnet i början av försöket motsvarar 1/5 av EUs gränsvärde för dricksvatten (5 µg/L) och var under den senare del som högst 2% av gränsvärdet. Markkemiska analyser utfördes 17–18 år efter behandlingarna på samma försök, och ett intilliggande försök (250R) på sandsediment med samma behandlingar (Ring m. fl. 2015b). Man fann då högre extraherbara halter av Cd och Zn i försöksled med aska på försöket på sandsediment, men inte på försöket med morän där markvattemkemin hade mätts. De högsta halterna observerades i den högsta askgivan, 9 ton per hektar.

Skogsbrukets påverkan på kvicksilverflöden

Svenska studier publicerade sedan 2012 har inte påvisat någon signifikant skillnad mellan stubbskörd och markberedning vad gäller deras påverkar på halter eller flöden av totalkvicksilver (THg) och metylkvicksilver (MeHg). Men dessa och flera andra studier har visat att slutavverkning, skörd av biomassa och markberedning sannolikt kan öka risken för ökade halter av totalkvicksilver och metylkvicksilver i avrinnande vatten under vissa förhållanden, och den ökade kunskapen kan användas för att minska riskerna för ökade kvicksilverflöden (t. ex. Eklöf m. fl. 2016). I en översiktsartikel om skogsbränslen och tungmetaller drog Olsson m. fl. (2017) slutsatsen att kvicksilver var det största tungmetallproblemet i den svenska skogsmiljön på grund av (1) de höga halterna av Hg i fisk som utgör en hälsorisk för människor och fauna, (2) fortsatt ackumulation av Hg i skogsmarken trots minskad deposition och (3) det faktum att skogsbruket kan påverka metylering av kvicksilver och flödesvägar till ytvatten. I detta sammanhang är den viktigaste potentiella effekten av skogsbränslesystemet orsakad av markstörning under hyggesfasen, även om inga effekter av stubbskörd eller grotuttag jämfört med markberedning ännu har påvisats.

Eklöf m. fl. (2012b) undersökte effekten av markberedning och stubbskörd jämfört med referensskogsområden utan inslag av hyggen. Vattenkemiska mätdata insamlades under två år i 54 avrinningsområden i tre regioner (Småland, västra Bergslagen och Västerbotten). Man fann att halten av THg och MeHg var högre i avrinningsområden som var slutavverkade än i referensområden med skog, men bara då statistiska test tog hänsyn till bakgrundsvariationen, som främst berodde på latitud. Man fann vidare att det inte fanns någon skillnad mellan markberedda och stubbskördade områden. Däremot var kalium- och totalkvävehalterna i vatten högre efter stubbskörd än markberedning. Man fann också en stark korrelation mellan THg, MeHg och totalt kol oberoende av behandlingarna. Högre halter av organiskt material i avrinnande vatten från slutavverkade områden kan därför förklara de högre halterna av THg och MeHg.

Det starka sambandet mellan organiskt kol och totalkvicksilver i avrinnande vatten visades också av Eklöf m. fl. (2012a) i en studie av 19 avrinningsområde i Sverige. Halten organiskt kol i vatten var där den faktor som starkast samvarierar med halten totalkvicksilver. Den starka samvariationen mellan kvicksilver och organiskt kol i vatten observerades också inom CLEO-programmet, som sammanställdes data på kvicksilverutlakning från skog (CLEO 2014). Man drog slutsatsen att det går att koppla risken för kvicksilverutlakning till halter av DOC. Dessutom var halterna ofta, men inte alltid, högre efter avverkningar och andra störningar. I CLEO-studien syntes ingen effekt av stubbuttag, utöver effekten av avverkning i sig, för ett mindre antal stubbskördade ytor (CLEO, 2014).

Eklöf m. fl. (2013) undersökte vatten från små avrinningsområden i södra Kilsbergen (Närke) under tre år för att jämföra effekten av stubbskörd och markberedning på kvicksilverhalten. Referensen bestod av vatten från intilliggande avrinningsområden med skog utan hyggen. Man analyserade vattenkemin löpande från några månader efter slutavverkningen, till och med två år efter markberedning eller stubbskörd. Halterna av THg och MeHg i avrinnande vatten var i alla områden relativt höga, men stubbskörd resulterade inte i högre halter av kvicksilver jämfört med markberedning. Varken stubbskörd eller markberedning hade någon effekt på halterna av THg eller MeHg i avrinnande vatten utöver den effekt som själva slutavverkningen kan ha haft. Resultatet indikerade att andra faktorer än själva markstörningen var viktigare för att förklara att kvicksilverhalter i avrinnande vatten kan öka efter slutavverkning, t ex hydrologi, temperaturförhållanden och halten av organiskt kol i vatten.

Effekten av slutavverkning och markberedning jämfört med ostörd beskogad mark undersöktes av Eklöf m. fl. (2014) i ett avrinningsområde i Västerbotten (Balsjö). Studien bestod av analyser av avrinnande vatten från referensområden med skog, och analyser från två avrinningsområden ett år före och två år efter slutavverkning, följt av tre år efter markberedning. Slutavverkningen, som utfördes under vintern då marken var tjälad, hade här ingen effekt på halterna av THg och MeHg, men den ökade avrinningen efter slutavverkningen resulterade i högre flöden av kvicksilver i ett av två avrinningsområden jämfört med referensskogen. Jämfört med förhållandena före slutavverkningen resulterade avverkningen och markberedningen i 30–50 % högre halter av THg och MeHg. Till skillnad från Eklöfs m. fl. (2013) studie i Kilsbergen var effekten av markberedning här större än slutavverkningen. Troligen berodde detta på att markberedningen här påverkade marken mer eftersom den utfördes sommartid under otjälade förhållanden medan avverkningen utfördes vintertid. Den samlade effekten av slutavverkning och markberedning på kvicksilverflöden berodde därför troligen på tidpunkten och hur dessa aktiviteter utfördes.

Eklöf m fl. (opubl. data) utförde nya fältstudier för att undersöka sambandet mellan skogsbrukets störningar och kvicksilvermetylering i 8 små avrinningsområden fördelade i tre regioner i Sverige. Tre områden var referensområden med skog, tre områden var avverkade och markberedda och i två avrinningsområden hade stubbar skördats efter slutavverkning. I miljöer med hög kvicksilvermetylering är kvoten mellan MeHg och TotHg relativt hög, och detta förhållande användes för att testa hypotesen att stubbskörd resulterar i en ökad förekomst av sådana ”hot-spots”. Resultaten visade att höga medianvärden på MeHg/TotHg-kvoten var mer vanliga i stubbskördade områden än i referensområden eller i markberedda områden, och de var särskilt frekventa i vattenfyllda gropar efter stubbskörd. Den enda statistiskt signifikanta effekten observerades mellan medianvärden av Me-Hg och kvoten Me-Hg/Tot-Hg i ett område där man nyligen tagit ut stubbar jämfört med ett referensområde i samma region. Mikrobiella analyser visade att metylerande bakterier som *Geobacter*, *Desulfomonadales* och *Methylobacteriaceae* förekom oftare i stubbskördade och markberedda områden än i referensområden med skog, och lokaler med stor förekomst av metylerande bakterier sammanföll med områden med höga halter av MeHg.

Effekten av slutavverkning på halter av metylkvicksilver i mark och vatten studerades av Kronberg m. fl. (2016). Flöden i bäckvatten och markförråd av metylkvicksilver och andra variabler mättes i 20 avrinningsområden på skogsmark i norra Sverige varav hälften var slutavverkade. Markberedning hade utförts i slutavverkade områden, men

information om skogsbränsluttag saknades. Halten av MeHg i markens översta lager var sju gånger högre i slutavverkade områden jämfört med referensområde med skog, och exporten av MeHg till vatten ökade 3,8 gånger. En uppskalning av resultatet för det boreala skogslandskapet i Sverige indikerade att källflödena av MeHg till ytvatten fördelas på torvmark, skogsmark och hyggen (slutavverkning) i proportionerna 37 %, 56 % och 6,6 %.

I en översiktsartikel summerade Eklöf m. fl. (2016) nuvarande kunskap om skogsbrukets påverkan på kvicksilverflöden och reviderade Bishops m. fl. (2009) slutsats att kvicksilverhalten i insjöfisk var påverkat av skogsavverkningar till 9–23%. Man menade att denna skattning sannolikt var för hög, och osäkerhetsintervallet för snävt. Utöver skogsavverkning kan t ex även skogsmarksdikning bidra till ökade flöden av kvicksilver till ytvatten (Hansen m. fl. 2013). Eklöf m. fl. (2016) drog slutsatsen att även om kvicksilverproblemet i skogsmiljön främst har sitt ursprung i långvarigt förhöjd kvicksilverdeposition, och inte har primärt skapats av skogsbruket, har skogsbruket ett ansvar tillsammans med andra aktörer för att minimera kvicksilverbelastningen i miljön. De försiktighetsprinciper som uttrycks i skogsvårdslagen för att skydda mark och vatten, bedömdes vara relevanta för kvicksilverfrågan.

Både askåterföring och transport av skogsbränslen (grot och stubbar) ut från hyggen innebär extra körningar som innebär ökad risk för körskador. Arbeten pågår med att minska risken för körskador, och därmed utlakning av kvicksilver. Ågren m. fl. (2014) presenterade flera digitala terrängindex för att förutse markfuktighet och risk för körskador. Olsson m. fl. (2016) utvecklade en beslutsstödsmodell för stubbskörd på hyggesnivån, baserad på multikriterieanalys och på GIS-informationen i skördardata som produceras vid maskinell avverkning. Modellen (MAPStump-E) jämförde den ekonomiska vinsten med risken för skador på mark och vatten för skörden av enskilda stubbar. Miljöriskbedömningen i modellen var baserad på Skogsstyrelsens rekommendationer om stubbskörd, och särskilt risken för ökad metylering och flöden av Hg.

3.3.4 Slutsatser

Aska – organiska föreningar: Det finns inga studier som pekar ut skogsbränsleaskor som betydande källor till organiska föreningar, men de kan förekomma som tillfälliga föreningar. Screening av askor är därför viktigt för att nå bra produktkontroll. Forskningen om detta område har legat utanför Bränsleprogrammet.

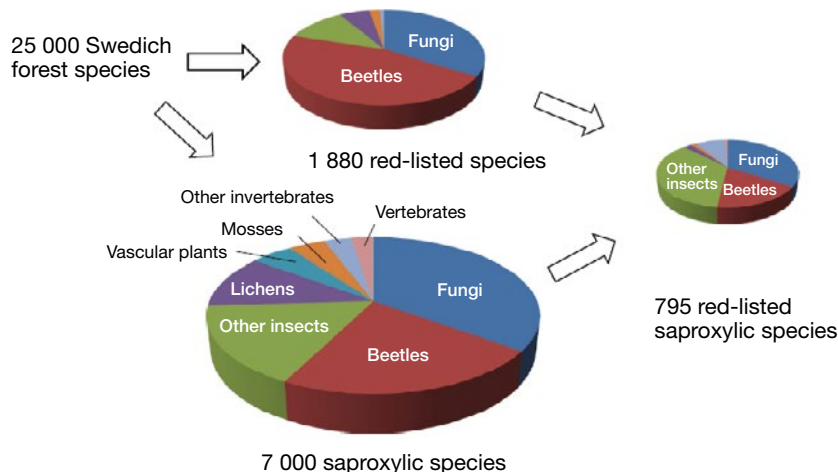
Aska – tungmetaller: Det finns tungmetaller i askor men halterna är i regel låga, och utlakningen av tungmetaller från askan är låg p.g.a. dess alkaliska egenskaper, och vedaska ger därför inte upphov till skadliga nivåer i mark, vatten och organismer. För att minimera risken för att askåterföring ökar tungmetallbelastningen i miljön är det viktigt att askåterföring följer rekommenderade givror och halter i askor, vilket förutsätter löpande produktkontroll på askor.

Kvicksilver och stubbrytning: Studier under de senaste åren visar inte tydligt, men styrker misstanken att stubbskörd kan leda till högre frekvens av miljöer på hyggen som gynnar bildning av metylkvicksilver. Men risken för ökade flöden av metylkvicksilver i avrinnande vatten är inte påvisat större än efter markstörningar från andra skogsbruksaktiviteter, t ex markberedning.

4 Biodiversitet

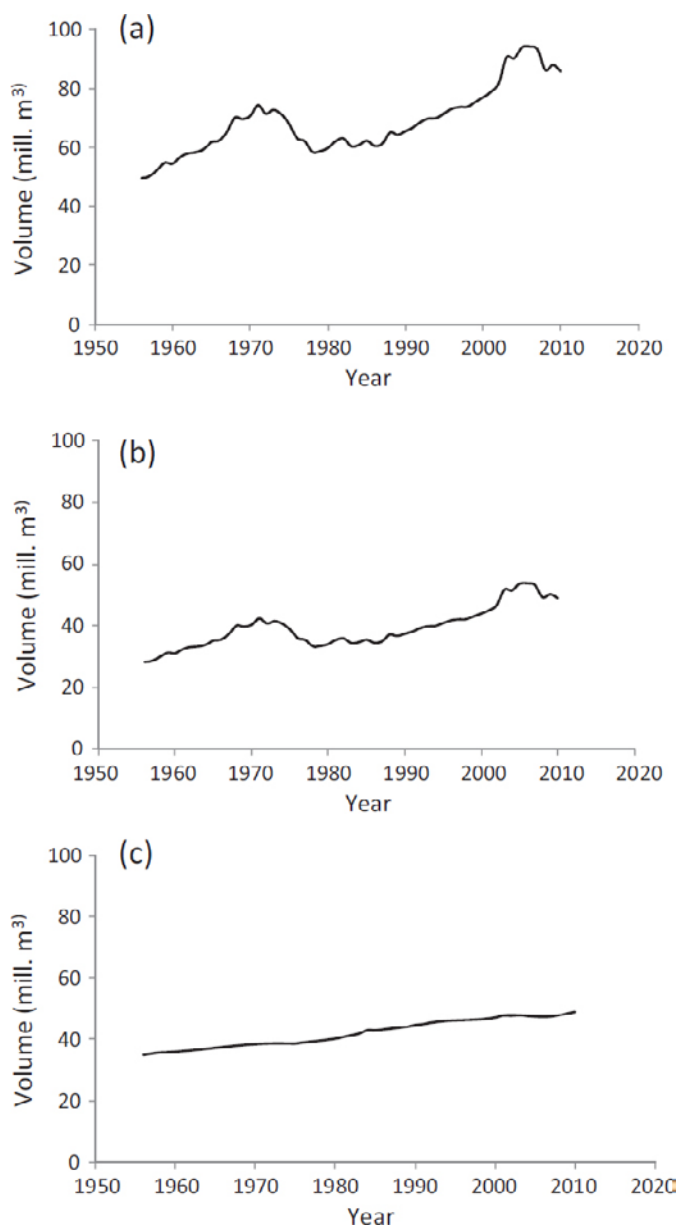
4.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet?

Under många decennier har vi på en stor andel av Sveriges skogsmarksareal bedrivit ett målmedvetet skogsbruk med syfte att öka produktionen. Det har varit framgångsrikt ur produktionssynpunkt, men har också medfört att vissa miljöer och substrat blivit ovanliga. Därav följer att de organismer som är knutna till dessa miljöer också blir ovanliga, och många arter riskerar att försvinna. Ett mycket stort antal organismer är knutna till olika former av död ved (figur 4.1). Eftersom skogsproduktionen successivt har ökat har också vissa typer av död ved ökat avsevärt. Det gäller t.ex. klen död ved och låga stubbar från de trädslag som man satsar på inom skogsbruket, huvudsakligen gran och tall (figur 4.2). Andra former av död ved, t.ex. grövre död ved, lågor och högstubbar, har minskat. Följaktligen har organismer knutna till dessa substrat minskat. Även om trenden just nu är att mängden död ved generellt ökar, så sker detta från en mycket låg nivå om man jämför med ett naturskogstillstånd. Utvärderingar har visat att vi inte är på väg att nå miljökvalitetsmålet Levande skogar, och ett rimligt antagande är nog att det kommer att ta tid, även om den positiva trenden bibehålls. Mot denna bakgrund har ett ökat uttag av död ved, i form av avverkningsrester och låga stubbar varit kontroversiellt. Även om just den formen av död ved har ökat, och knappast är en bristvara, skulle ett uttag motverka målet om att generellt öka mängden död ved. Problemet är inte heller bara begränsat till att ett visst substrat minskar. Ett ökat uttag av död ved påverkar strukturen på hygget, mikroklimatet, markstrukturen mm., vilket också påverkar biodiversiteten. Dessutom finns det en risk att de miljöhänsyn som lämnats vid avverkning påverkas negativt.



Figur 4.1. En stor andel av organismerna i skogen är knutna till olika former av död ved (Saproxylic species). Ungefär en tiondel av dessa är anpassade till former av död ved som blivit allt mer ovanligt i det brukade landskapet, och arterna blir därmed ovanliga (Från de Jong & Dahlberg 2017).

Paradoxalt nog finns även det motsatta problemet, dvs. att man tar ut för lite ved i vissa miljöer. Många arter är beroende av störningar och solexponering, och dessa har funnit lämpliga livsmiljöer i kulturlandskapet. Skogen växer sig allt tätare och tar över det tidigare halvöppna och öppna landskapet. Här skulle ökad gallring och röjning kunna gynna arter, och ett ökat intresse av skogsbränsle kan vara ett incitament att öppna upp igenväxande biotoper med höga värden. Om detta görs på rätt sätt, med rätt omfattning och intensitet, skulle det kunna underlätta möjligheterna att nå miljökvalitetsmålet.



Figur 4.2. Jämförelse mellan a) avverkad volym per år, b) Volym av grot och stubbar som bildas genom skogsbruk per år, c) Volym naturligt bildad klen död ved per år. Data från Skogsstyrelsen (2014) och Egnell m. fl. 2006.

4.2 Tidigare kunskap

När det gäller biodiversiteten så har kunskapsläget förbättrats avsevärt sedan ett ökat skogsbränsleuttag började bli aktuellt på allvar. Detta gäller i synnerhet vilka organismer som nyttjar de substrat som är aktuella att ta ut, dvs. klen död ved och stubbar, eller som påverkas av att landskapet öppnas upp genom uttag av energi-ved. Kunskapsläget sammanfattas i syntesrapporten från 2012 (de Jong m. fl. 2012). Resultatet från syntesen visar bland annat följande:

- Ett stort antal organismer nyttjar klen död ved och lågstubbar.
- Få rödlistade arter är emellertid knutna till grot och stubbar av gran.
- Även grot och stubbar av tall bedöms som relativt riskfritt att ta ut, även om vissa naturvårdsarter förekommer i klen tallved.
- Flera rödlistade arter är knutna till grot och stubbar av lövträd
- De organismgrupper som studerats hittills är vedsvampar, mossor, lavar, skalbaggar, samt vissa grupper av marklevande evertebrater.
- Uttag av skogsbränsle i samband med naturvårdande skötsel av ädellövskogar ger en positiv respons på många artgrupper. Olika skötselmetoder resulterar dock i olika biodiversitet, och vissa organismgrupper påverkas negativt av naturvårdsskötsel.

Även om grot och stubbar av gran idag inte hyser rödlistade arter skulle ett omfattande uttag medföra att substratet minskar, vilket skulle kunna medföra att vi skapar nya problem. Ett stort frågetecken har varit vilka långsiktiga effekter stubb- och grotuttag kan få för olika organismer på landskapsnivå. Dahlberg m. fl. (2011) visade emellertid i en studie av svampar, lavar och skalbaggar, att ett uttag av grangrot upp till 70 % på 50 % av hyggerna inte utgör någon risk för långsiktig överlevnad. Förutom brist på långtids- och landskapsstudier finns en skevhet i vilka organismer som har studerats. Vissa organismgrupper har blivit välstuderade (skalbaggar, lavar, mossor), medan kunskapsläget för andra arter som lever i död ved är relativt okänt, t.ex. vissa grupper av insekter (flugor, steklar etc.).

4.3 Ny kunskap om hur skogsbränsleuttag påverkar biodiversiteten

4.3.1 Studier av arters krav

Nya studier har presenterats när det gäller lavar och svampars krav på död ved. Lavar använder stubbar och klen ved som växtsubstrat, men tycks ändå påverkas i ganska begränsad omfattning av grot- och stubbuttag, eftersom många arter har generella biotopkrav. Svensson m. fl. (2013) studerade lavar som växte på stubbar i ung (4–19 år) skött granskog i södra Sverige. Av de 77 arter som hittades var endast 14 specialiserade på att växa på trä, men samtliga av dessa var opportunistiska pionjärarter med liknande ekologiska krav och kunde förekomma på all möjlig kvalitet av död ved. I en annan studie av Svensson m. fl. (2014) undersöktes lavfloran på döda klena grenar av barrträd. De fann 46 olika arter, varav endast 4 var specialiserade på klen ved. Alla fyra var emellertid vanliga arter. Även Hämäläinen m. fl. (2015) visade att lavar på grot och stubbar i hög utsträckning även använder andra substrat och att påverkan av grot- och stubbuttag därmed är begränsad. Vilken effekt man får beror dock på landskapets kvaliteter i övrigt i synnerhet med avseende på mängden död ved. När det gäller svampar

så har det diskuterats huruvida mykorrhiza skulle påverkas negativt av stubbuttag. Kataja-aho m. fl. (2012a) visade tidigt att det inte fanns någon negativ påverkan på mykorrhiza. Huusko m. fl. (2015) bekräftade att det inte var någon negativ påverkan på mykorrhiza när stubbuttag jämfördes med konventionell markberedning. Toivonen m. fl. (2012) visade att antalet svamparter minskade på ytor med stubbuttag, men alla arter som minskade var vanliga arter eftersom naturvårdsintressanta svamparter huvudsakligen förekommer på annat substrat än avverkningsstubbar. Likaså beskrev Nordén m. fl. (2013) att rödlistade svampar var högt specialiserade i sin resursanvändning och mestadels saknades i fragmenterade brukade finska skogar, där istället många av de vanligaste generalistarterna gynnades. Även denna studie var baserad på svamparter med makroskopiska fruktkroppar. Detta mönster har senare bekräftats av Kubart m. fl. (2016) som visade att av drygt 250 identifierade svamparter i avverkningsstubbar fanns endast ett fåtal rödlistade arter.

De studier som genomförts under de senaste 5 åren på skalbaggar bekräftar till stor del slutsatserna från förra syntesen. Zolotarjova m. fl. (2016) visade att grotuttag inte påverkade diversiteten av skalbaggar, under förutsättning att det fanns kvarlämnad död ved av olika kvalitet. Så länge som uttaget är begränsat till gran och till tall påverkas få rödlistade arter. Detta har även bekräftats från Frankrike där Lassauce m. fl. (2012) jämförde artrikedomen och sammansättning av skalbaggar mellan olika typer av avverkningsrester i tempererade ektominerade franska skogar. Deras resultat var jämförbara med dem från Finland och Sverige, dvs. att uttag av avverkningsrester från barrträd ger mindre negativa konsekvenser än uttag av avverkningsrester av lövträd. Däremot är uttag av löv betydligt mer komplicerat och kan utgöra ett hot mot ett antal rödlistade arter (Jonsell m. fl. 2007).

Även om vi kan konstatera att uttag av grot och stubbar från barrträd inte får en direkt påverkan på naturvärdesarter så finns en risk att en generellt minskad mängd död ved medför att nya arter blir ovanliga. En viktig fråga är därför hur stort uttaget kan vara utan att de arter som nyttjar stubbarna blir sällsynta och att vi orsakar nya rödlistade arter. Några försök att beräkna detta har gjorts. Victorsson & Jonsell (2013a) studerade konsekvenserna för vedlevande skalbaggar när 75 % av stubbarna togs bort. Deras slutsats var att ett sådant omfattande uttag skulle få stora negativa konsekvenser med mer än 70 % minskning av skalbaggsindivider per ha. Taylor & Victorsson (2016) konstaterar att stubbuttag har en signifikant påverkan på artsammansättning och täthet av diplopoder (dubbelfoting). På hyggen med stubbuttag är tätheten av diplopoder per stubbe hälften så stor som på hyggen utan stubbuttag. Diplopoderna har en viktig funktionell betydelse och förändrad täthet kan bland annat påverka nedbrytningshastigheten av stubbar.

Att lagringshögar av grot kan utgöra en s.k. ekologisk fälla (lockar till sig individer, vars avkomma dödas vid bearbetning och bränning av biomassan) beskrevs i förra syntesrapporten. Problemet gäller även lagringshögar av stubbar. Victorsson & Jonsell (2013b) studerade högar av stubbar som lagrats intill hyggen under 2 år efter stubbuttag. Det fanns färre skalbaggar i lagringshögar än i omgivande hyggen och lagringshögar visade sig att vara en ekologisk fälla för fyra enskilda arter. Samma författare redovisade i en annan studie (Victorsson & Jonsell 2013a) att stubbuttag särskilt minskade antalet arter på högre trofiska nivåer, dvs. svampätare och fakultativa predatorer.

En annan fråga är vilka stubbar som bör sparas respektive tas ut. I förra syntesen föreslogs att huvudsakligen stubbar i fuktiga områden, där det var större risk för markskador, skulle sparas. Ols m. fl. (2013) undersökte emellertid skalbaggsfaunan i stubbar av björk och gran på torra respektive blöta områden. Resultatet visade att granstubbar i torra områden hyser fler arter än stubbar i blöta områden, medan inga skillnader kunde påvisas när det gäller björkstubbar. Inga arter var helt knutna till blöta områden (figur 4.2). Mycket tyder alltså på att ett omfattande uttag av stubbar, där upp till 75–80 % av stubbarna tas ut på alla hyggen, och där kvarstående stubbar mest finns i fuktiga områden, kommer att medföra artförluster.

4.3.2 Strukturella förändringar på hygget till följd av uttag av skogsbränsle

Uttag av skogsbränsle orsakar inte bara en minskning av mängden död ved, utan ger också andra konsekvenser, bland annat strukturella förändringar på hygget (mer solexponerad mark, mindre skydd för olika organismer mm). Tidigare studier har visat att detta påverkar en rad marklevande arter som spindlar och skalbaggar (Gunnarsson m. fl. 2004, Nitterus & Gunnarsson 2006) och smågnagare (Ecke m. fl. 2002a, 2002b). Work m. fl. (2013) bekräftade detta med ett arbete om marklevande kortvingar och jordlöpare i Quebec, Kanada på hyggen där grot (trädkoppar och grenar) och stubbar fanns kvar (kontroll), respektive på hyggen med både stubb- och grotuttag. Artsammansättning skiljde sig mellan skördade hyggen och kontrollskogar och fler individer fångades på kontrolllytorna. Detta förklarades med skillnader i vegetationsstrukturen mellan de olika behandlingarna, snarare än på minskning av total volym av död ved. Försök har även gjorts med amfibier, reptiler och smågnagare som också kan tänkas påverkas av skillnader i strukturen mellan vanliga hyggen och hyggen med skogsbränsleuttag. Homyack m. fl. (2013, 2014) hittade dock inga effekter av stubb- och grotuttag på förekomst eller artsammansättning av amfibier och små reptiler (2013) eller gnagare (2014) i intensivt brukade loblollytallskogar i North Carolina, USA, under de första två åren efter uttaget.

Arthropoder i stubbar (tall och gran) och i stubbarnas omgivning på hyggen har studerats av Persson m. fl. (2013). De fann att tätheten av arthropoder var avsevärt högre i stubbarna, framförallt av diplopoder. Ett stort uttag av stubbar skulle därmed kunna medföra en kraftig minskning av populationsstorleken.

4.3.3 Långsiktiga effekter

Antalet studier av långsiktiga effekter är tyvärr mycket begränsat. Andersson m. fl. (2012) studerade långsiktiga effekter på sammansättningen av skalbaggsfaunan genom att jämföra 20 år gamla kalhyggen med, respektive utan stubbuttag. Man jämförde täthet, artantal och artsammansättning och fann mycket små skillnader. Kvaliteter i omgivande skog hade större effekt på skalbaggsfaunan. En familj av skalbaggar, Latriidae (svampätande) visade dock en negativ respons på stubbuttag. En annan långtidsstudie genomfördes av Rudolphi & Strengbom (2016). De jämförde vegetationen på hyggen upptagna under perioden 1977–1989 med stubbuttag respektive utan stubbuttag, men med konventionell markberedning. Även i denna studie visade sig skillnaderna vara mycket små med avseende på artantal och artsammansättning av kärlväxter och mossor. I Finland studerade Kataja-aho m. fl. (2016) effekten på spindlar, myror och jordlöpare fem år efter stubbuttag i jämförelse med konventionellt skogsbruk. Det visade sig då att jordlöpare gynnades av stubbuttag medan andra taxa inte visade någon skillnad i respons.

4.3.4 Effekter på landskapsnivå

Studier på landskapsnivå är huvudsakligen begränsade till simuleringar, medan empiriska studier är ytterst få. Vid en simulering av populationsstorlek av lavar visade Snäll m. fl. (under bearbetning) att stubbuttag från 10 % av alla hyggen i landskapet kommer att få försumbara effekter för de studerade arterna, medan en ökning till 50 % uttag skulle medföra en så kraftig minskning av arterna att de skulle bli rödlistade. I en annan studie av Johansson m. fl. (2016) undersöktes responsen för teoretiska modellarter på landskapsnivå för ett antal olika scenarier. Populationsstorleken minskade för alla arter när uttagsnivån ökade, men effekten varierade beroende på vilka krav arterna hade. Effekten blev störst när både grot och stubbar togs bort, jämfört med när bara grot togs bort. Sällsynta arter påverkades mest negativt. Specialiserade arter minskade mer än generalistarter när stubbuttag inkluderades, men mönstret var det omvända när endast grot togs ut. Vidare indikerade studien att det finns ett tröskelvärde mellan 40–60 % grotuttag så att ett större uttag skulle medföra en utdöenderisk för de ovanliga generalistarterna (vanliga generalistarter klarar ett ännu större uttag). När det gäller stubbuttag är tröskelvärdet ännu lägre, mellan 10 och 20 % eftersom stubbarna också hyser specialistarter. Med ett stubbuttag på mer än 20 % är utdöenderisken för ovanliga specialistarter ca 50 %. Om stubbuttaget ökar till 30 % kommer även vanliga specialistarter att få en stor utdöenderisk. Studien visade vidare att ett mer koncentrerat uttag var mindre negativt för sällsynta arter, särskilt arter med begränsad spridningsförmåga.

En empirisk studie på landskapsnivå genomfördes av Svensson m. fl. (2016). De undersökte 20 arter av vedlevande lavar. De visade att en stor andel av den döda veden i landskapet finns i brukade skogar <60 år, och följaktligen hade denna biotop också en stor andel av de vedlevande lavarna. Framförallt stubbar spelade en viktig roll, och ett storskaligt stubbuttag skulle därmed för konsekvenser på populationsnivå av dessa arter.

Ett annat exempel på landskapsstudie, men med fokus på skalbaggar är Jonsell & Schröder (2014) som beräknade andelen granstubbar i relation till andra tillgängliga substrat i landskapet. De använde 39 arter av skalbaggar vars substratkrav analyserades i detalj. De fann att 13 av dessa arter hade mer än 10 % av populationen i lågstubbar, 9 arter hade mer än 50 % och 5 arter hade hela 80 % av populationen i lågstubbar. Studien visar att för vissa vanliga arter är lågstubbar ett viktigt substrat och att ett större stubbuttag därmed kan få effekter på populationsnivå.

4.3.5 Betydelsen av landskapets sammansättning

Vilken effekt skogsbränsleuttag ha på biodiversiteten beror i hög grad på vilka kvaliteter som finns i det omgivande landskapet.

Hjältén et al (2012) studerade vedlevande skalbaggar i stubbar och på lågor av gran på hyggen, i äldre brukade skogar och i naturreservat. På kalhyggen fanns färre arter men också en annan artsammansättning jämfört med de brukade och skyddade skogarna. Den betydligt högre abundansen av rödlistade skalbaggar i reservat underströk vikten av reservat för att bevara livskraftiga populationer av sällsynta rödlistade arter i boreala skogslandskapet. Artsammansättning skildes sig även mellan stubbar och lågor. Även en analys av Olsson (2012) visade ett klart samband mellan artsammansättning av vedlevande skalbaggar och andelen av gamla skogar i landskapet. Naturskogsrikt landskap stödde betydligt fler arter och högre förekomst av skalbaggar än naturskogsfattigt landskap. De pekade på behov att upprätthålla en tillräcklig andel gammal skog i

landskapet för att bevara den biologiska mångfalden. Juutilainen et al. (2014) studerade fruktkroppar av vedlevande svampar i död ved av olika diametrar i boreala, tall- och grandominerade skogar i Finland. De flesta av de sällsynta arterna upptäcktes bara i naturskogar, särskilt i de grandominerade. De drog slutsatsen att en noggrann planering behövs för skogsbränsleuttag, så att det återstår tillräckligt mycket död ved, både grov och klen, i landskapet, och att arter som lever i klen död ved kan bli rödlistade i framtiden vid ett ökat uttag.

4.3.6 Uttag av andra sortiment

Skogsbränsle utgörs inte bara av grot och stubbar. Ett annat sortiment som ger ett omfattande bidrag är virke vid gallring. Gallring är en naturlig del av skogsbruk och görs oberoende av skogsbränslemarknaden, men möjligheten att använda gallringsvirket som skogsbränsle ger ett incitament till ökad gallring eller gallring i miljöer där skogsbruk inte bedrivs annars, vilket både kan vara positivt och negativt. Om gallringen påverkar träd, trädgrupper eller biotoper som avsatts för naturvård (generella miljöhänsyn och NO-bestånd) kan skadorna bli stora. Men om gallringen riktas mot naturvårdesbestånd med behov av skötsel (NS-bestånd) dvs. naturvårdande gallring, kan naturvärdena gynnas. Naturvårdande skötsel, t.ex. i igenväxande naturbetesmarker och ädellövskogar har visat sig gynna ett stort antal arter av kärlväxter, mossor, lavar, svampar och skalbaggar (Nordén m. fl. 2004, Götmark m. fl. 2005.), men skötseln kan utföras på många olika sätt med varierande konsekvenser för naturvårdsintressanta arter (Götmark 2013). Andra sortiment som skulle kunna ge bidrag till skogsbränslemarknaden är sly och klenvirke. Sly förekommer t.ex. i kantzoner, längs med vägar, i kraftledningsgator, i betesmarker mm. som en successionsfas då landskapet växer igen. Beräkningar har visat att sly skulle kunna utgöra en betydande del av energiutbytet från skogsbränsle, och att uttaget till stor del skulle kunna gynna biodiversiteten (Emanuelsson m. fl. 2014, Ebenhard m. fl. 2017). Skog kan också planteras specifikt för användning som skogsbränsle, t.ex. Salix- eller poppelplanteringar (Dimitrou & Mola-Yuldego 2017), vilket mest förekommer på jordbruksmark. En specialvariant av denna form av skogsbruk är stubbskogsbruk eller hamlingsskogsbruk som är en äldre form av skogsbruk där endast grenarna kapas medan trädsockeln bibehålls (kallas även för lågskogsbruk). Denna form av skogsbruk ger upphov till halv-naturliga skogar med speciella substrat som gynnar en rad naturvårdsintressanta arter (Ebenhard m. fl. 2013).

4.3.7 Potentiella målkonflikter

Geijer m. fl. (2014) modellerade effekterna av ökad efterfrågan på skogsbränslen med eller utan stubbrytning, och dess påverkan på vedlevande skalbaggar. De använde en ekonomisk modell baserad på data från en 28 år lång tidsserie, samt på undersökning av skalbaggar i totalt 44 granstubbar från tio hyggen sju år efter avverkning. Stubbskörd ökade användningen av förnybar energi för fjärrvärme med 2–3 % samtidigt som medeltätheten av skalbaggar i simulerade framtida hyggen med stubbuttag minskade med nästan 5 %. Det kan alltså bli en konflikt, åtminstone lokalt, mellan mål om biodiversitet och klimat. Dessa konflikter skulle kunna hanteras med hjälp av strategier på landskapsnivå.

4.3.8 Påverkan på befintliga miljöhänsyn

Om ett ökat skogsbränsleuttag medför försämringar av miljöhänsyn skulle det få stora negativa konsekvenser för biologisk mångfald och för möjligheten att nå miljö-kvalitetsmålen. Det finns exempel på försämrade hänsyn (framförallt körskador), men inga bevis för något generellt mönster. Ett exempel är Götmark (2015) som visar att uttag av energived vid vanliga avverkningar har en negativ inverkan på miljöhänsynen. Motsatsen har dock också diskuterats, dvs. att grot- och stubbuttag skulle kunna bidra till bättre hänsyn. Ranius m. fl. (2014) har visat att när det gäller grotuttag, är detta både ekonomiskt och naturvårdsmässigt försvarbart med förstärkta miljöhänsyn. En viktig fråga är dock på vilket sätt hänsynen bör förstärkas. Rubene m. fl. (2014) studerade två rödlistade skalbaggsarter (större svartbagge, *Upis ceramoides* och sexstrim-mig plattstumpbagge, *Platysoma minus*) på hyggen i ett brukat borealt skogslandskap. De fann att naturligt uppkommen död ved hade högre kvalitet än skapade högstubbar, dvs. det var mer effektivt att lämna levande naturvärdesträd. Vidare föreslogs att man bör fokusera på ett fåtal träslag av naturvårdsträd och död ved på varje kalhygge så att tillräcklig mängd hänsyn av god kvalitet finns att tillgå för de mest krävande arterna. En något annorlunda vinkling av problemet presenterades av Andersson m. fl. (2012) som jämförde förekomst och artsammansättning av vedlevande skalbaggar i lågstubbar, högstubbar och lågor av gran 4, 5 och 9 år efter avverkning på tio hyggen i norra Sverige. Nio skalbaggsindivider av åtta rödlistade arter kläckte från 89 låga stubbar under tre odlingssäsonger, vilket extrapolerades till en rödlistad skalbagge per tio låga stubbar och potentiellt tusentals individer av rödlistade skalbaggar på stora kalhyggen. Artsammansättning skiljde sig mellan högstubbar och lågor alla tre år. Resultat visade att vissa arter inte kan använda ett substrat som ett substitut för ett annat och författarna föreslog därför att skapandet av högstubbar som naturvårdsåtgärd bör kompletteras med en mängd olika substrattyper, såsom lågor, död ved från olika träslag och med olika diametrar. Rudolphi (2014) genomförde en storskalig undersökning av mossor och lavar där hyggen med naturvårdsträd och jämfördes med kontrollskogar. Totalt analyserades 12 mossarter och 27 lavar, de flesta rödlistade. Det visade sig att levande och döda naturvårdsträd som var placerade i grupper fungerade som refuger där arterna överlevde i högre grad jämfört med solitärnaturvårdsträd.

4.4 Slutsatser

Det är uppenbart att det finns ett utrymme för grot och stubbuttag utan skadliga effekter på mångfalden. Det är dock mycket svårt att fastställa ett exakt gränsvärde, och ett sådant gränsvärde kommer dessutom att variera avsevärt beroende på geografisk region, typ av sortiment som tas ut mm. Ett storskaligt uttag kommer att få negativa effekter, men ett försiktigt uttag i kombination med monitoring är möjligt. Uttaget påverkar mängden död ved, men även t.ex. vegetationsstrukturen (beskuggade mikrohabitat försvinner och ersätts av annan vegetation) på hygget vilket påverkar en mängd marklevande arter (positivt och negativt). Vidare kan lagringshögar vara ett problem (gäller både grot och stubb) eftersom dessa attraherar insekter som senare eldas upp (olika förslag på lösningar finns dock). Var i landskapet uttaget sker kan ha stor betydelse. Mängden naturskog i landskapet är t.ex. en viktig faktor som förklarar en stor del av mångfalden. Det visar behovet av större avsättningar, men också att bra miljöhänsyn i anslutning till naturskogar kan vara mer effektivt.

Grangrot är tämligen oproblematiskt (ett stort uttag vore möjligt), medan tall och framförallt löv bör begränsas. Ett uttag av grangrot upp till 70 % på 50 % av hyggerna bör inte utgöra någon risk för långsiktig överlevnad av svampar, lavar och skalbaggar. Ett ökat grotuttag skulle kunna kompenseras med förstärkt miljöhänsyn. Miljöhänsynen kan förstärkas genom att koncentrera vissa substrat i vissa områden, men totalt sett är det viktigt att alla typer av substrat finns tillgå eftersom det är olika fauna i olika substrat som t.ex. lågstubbar, högstubbar och lågor.

Stubbar utgör stor andel av död ved och hyser många arter, framför allt skalbaggar, och bör därför begränsas. Vissa arter och organismgrupper med en stor andel av populationen i stubbar kommer att påverkas negativt av bränsleuttag på beståndsnivå. Ett uttag av stubbar på 75 % på beståndsnivå skulle ge negativa effekter på skalbaggsfaunan om detta tillämpades på alla hyggen. En del stubbar bör lämnas vid stubbuttag. Det är dock inte självklart att man i första hand bör lämna blöta områden. Om man vill gynna skalbaggsfaunan bör man även lämna stubbar i torra områden. För lavar och svampar tycks grot- och stubbuttag av gran vara ett begränsat problem. De flesta rödlistade svampar finns på lågor. För mykorrhiza svampar medför stubbuttag inte någon ytterligare negativ påverkan. De långsiktiga effekterna av stubbuttag på skalbaggsfaunan tycks vara små, åtminstone om man bara tar ut stubbar från enstaka hyggen. Även långsiktiga effekter på markvegetationen är små. Negativa effekter av stubbuttag kan begränsas genom att koncentrera stubbuttaget i landskapet.

5 Skogsproduktion

5.1 Dagens tillstånd – Vad är problemet?

Under miljö kvalitetsmålet Levande skogar anges att skogens och skogsmarkens värde för biologisk produktion ska skyddas och i en av de nio preciseringarna till miljömålet anges att skogens ekosystemtjänster är vidmakthållna. En av dessa ekosystemtjänster är att leverera vedråvara till olika skogsprodukter. Ända sedan intresset att använda avverkningsrester som ett energisortiment väcktes i samband med de två oljekriserna på 1970-talet har frågan om hur den framtida skogsproduktionen påverkas då även grenar och toppar (grot), stubbar samt klena träd skördas som ett energisortiment. Skälet till oron var framförallt kunskapen om att en sådan ökning i skördeintensitet ökar biomassa-uttaget måttligt medan mängden näring som följer med biomassan ökar högst väsentligt – främst då näringsrik grot skördas. Det var samtidigt känt att tillväxten i våra svenska skogar begränsades av tillgången på näring, i första hand kväve. Ökade markskador som följd av att avverkningsrester i mindre utsträckning används för att förstärka basvägar och stickvägar har också föreslagits kunna påverka skogsproduktionen negativt genom att marken kompakteras eller genom skador på kvarstående träd. Markstörningen kan också påverka näringstillgängligheten genom förändrad mineraliseringshastighet av näring bunden i skogsmarkens organiska material och genom ändrad vegetationskonkurrens. Askåterföring efter skogsbränsleuttag som tidigare rekommenderades för att upprätthålla den långsiktiga produktionsförmågan, men som idag av Skogsstyrelsen främst rekommenderas för att upprätthålla markens syra/bas-status, har också diskuterats i skogsproduktionshänseende då det har visat sig att återförd vedaska både kan öka och minska skogsproduktionen. Här redovisas kunskapsläget rörande tillväxteffekter orsakade av skogsbränsleuttag med fokus på nya publikationer som inte redovisades i förra syntesrapporten (de Jong m. fl., 2012).

5.2 Tidigare kunskap om betydelsen av skogsbränsleuttag och askåterföring för skogproduktionen

Tidigare forskning har visat att grotuttag i de flesta fall minskar skogsproduktionen något även om effekten i många fall inte går att fastslå statistiskt i enskilda försök. I för-yngningsavverkning är effekten tydligast i granplanteringar planterade efter avverkning av det tidigare grandominerade beståndet, medan effekten är mindre tydlig i tallplanteringar. Det kan till del bero på att mängden näring bunden i grenar och barr är mindre i tallskog – men plantöverlevnaden tycks också öka något efter grotuttag i tallskogen vilket påverkar produktionen. I gallringar är tillväxtnedläggningen i det kvarvarande beståndet efter grotuttag mer entydig och likartad för båda trädslagen. De relativa tillväxteffekterna förefaller vara oberoende av markens bördighet. Tillväxtnedläggningen i det kvarvarande beståndet kan motverkas genom att uttaget av de viktigaste näringsämnena kompenseras med en gödselgiva, vilket tyder på att det är en näringseffekt. Viktigast här är kompensation för kväveförlusten, men på bättre boniteter kan även fosforkompensation behövas. Näringsbudgetar med de osäkerheter som ingår i de olika plus- (vittring och deposition) och minusposterna (utlakning och skörd) visar att även

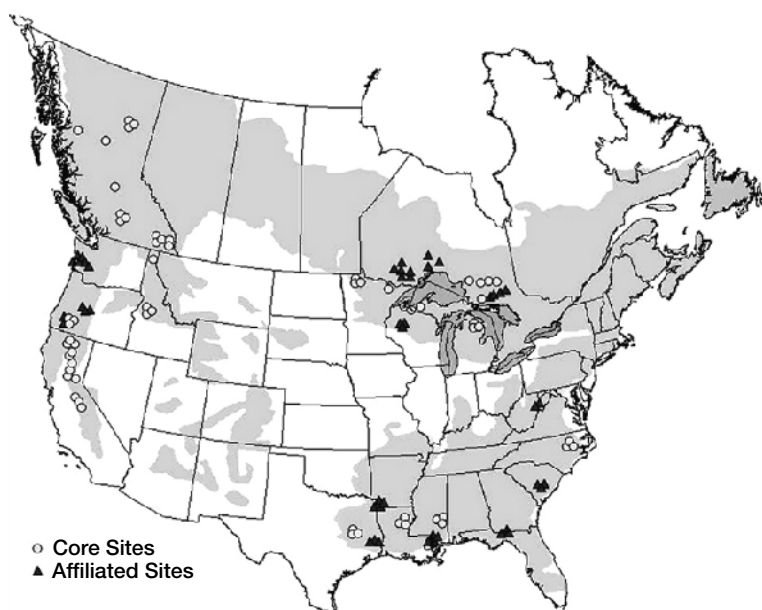
andra näringsämnen än kväve kan bli begränsande på sikt. Inte minst vid upprepade uttag där en stor andel av biomassan och därmed näringen skördas. Här saknas fortfarande stöd i data från försök som löpt tillräckligt lång tid.

Vid skrivandet av den förra syntesrapporten hade inga skandinaviska studier rörande effekter av stubbskörd på skogsproduktionen publicerats i vetenskapliga tidskrifter. Tillgängliga data och någon rapport fanns dock och de pekar mot att tillväxten inte påverkas av stubbskörd – alternativt att tillväxten ökar. Detta stämmer också med studier från Nordamerika där borttagande av stubbar ökade tillväxten eller lämnade den opåverkad – möjligen med skillnader i respons mellan trädslag (Thies & Nelson 1988, Hope 2007). Borttagande av stubbar för att bekämpa rotröta har också visats ge positiva effekter på skogsproduktionen (Vasaitis m. fl. 2008).

Tillväxteffekten efter askåterföring är måttlig på fastmarker och varierar med ståndorten. På bördiga marker tenderar tillväxten att öka medan den tenderar att minska på magra marker samtidigt som den är mer eller mindre opåverkad på medelboniteter. Ståndortsindelningen kan också göras efter det organiska markskiktets kol-kvävekvot där tillväxten minskar på marker med hög C/N-kvot och ökar på marker med låg C/N-kvot, vilket stärker bilden av att det främst är effekten av aska på kvävetillgången som avgör tillväxteffekten. Askan stimulerar nedbrytning av organiskt material och på marker med mycket kol i förhållande till kväve (hög C/N-kvot) binds kväve upp i nedbrytande organismer vilket kan minska kvävetillgängligheten för träden. Askåterföring på dikad torvmark, där främst tillgången på fosfor och kalium begränsar tillväxten, leder generellt till ökad skogsproduktion även om effekten varierar med torvmarkstypen.

5.3 Ny kunskap

Skogsproduktionsfrågorna har inte legat i fokus sedan den senaste syntesen och endast ett fåtal projekt med skogsproduktionsinriktning har finansierats inom Energimyndighetens forskningsprogram. Bränsleprogrammet hållbarhet har också finansierat underhåll av långliggande försök administrerade av såväl Skogforsk (P13118-5) som SLU (P13139-4). Här har, eller planeras, en del nya data att samlas in – men finansieringen medger inte mer än grundläggande bearbetning och ajourhållning av data från försöken. Däremot är trenden att antalet publikationer i ämnet från andra länder ökar. Inte minst från Nordamerika där den stora satsningen inom ramen för ”*The North American Long-Term Soil Productivity Program*” (LTSP) har börjat bära frukt med både 10-års och 15-års data publicerade. Försöksserien är omfattande (figur 5.1) och innehåller förutom försöksled med helträdsuttag i föryngringsavverkning även försöksled där hela det organiska övre markskiktet rakats bort och försöksled med markkompaktering.



Figur 5.1. Karta som visar försökslokalerna i "The North American Long-Term Soil Productivity Program", (LTSP). De grå delarna på kartan visar områden med exploaterbara skogar i Nordamerika. Källa: Ponder m. fl. 2012.

Här nedan redovisas nya försöksresultat från projekt finansierade inom Energi- myndighetens forskningsprogram tillsammans med övriga relevanta vetenskapliga publikationer.

5.3.1 Grotuttag i förnygringsavverkning

I många av de fältförsök som anlagts har nära 100 % av den tillgängliga groten skördats och på kontrolllytorna har avverkningsresterna spridits jämnt över ytan. Vid praktisk avverkning med skogsbränsleuttag uppstår en hel del tekniskt spill där forskning visar att 20–40 % blir kvar på hygget (Nurmi 2007; Peltola 2011). I de fall groten inte skördas sprids den inte heller jämnt utan tenderar att hamna i högar eller strängar (Jacobson & Filipsson 1999) och inte sällan i stickvägen för att minska markskador från skogsmaskiner. En studie inom bränsleprogrammet, P12699-2 – *Avverkningsresternas fördelning på hygget och dess påverkan på plantornas etablering och tillväxt*, tar fasta på det senare och man har undersökt hur avverkningsresternas fördelning på hygget påverkar plantetablering och tillväxt av granplantor planterade i två fältförsök anlagda 2001–2002 (Jacobson 2013). Vid revision av försöken 10 år efter plantering fann man en signifikant minskad tillväxt på grotskördade hyggen motsvarande ca ett års tillväxt, vilket ligger i linje med tidigare resultat. Tillväxten för plantor planterade där enbart veddelen av groten skördades var i paritet med kontrolllytorna, vilket stärker resultat från tidigare studier att det ur produktionssynpunkt är klokt att lämna de näringsrika barren i skogen (Egnell & Leijon 1999). Det har emellertid visat sig vara svårt att lämna barren i skogen i praktisk verksamhet (Filipsson & Nordén 2001). På kontrolllytor där lämnad grot spridits ut jämnt över ytan, alternativt där groten lämnats i strängar eller små högar för att efterlikna en praktisk avverkning, skiljde sig inte tillväxten åt. En slutsats av detta är att kontrolllytor i fältexperiment med groten jämnt spridd över ytan är relevanta att jämföra med då effekter av grotuttag studeras. Avsikten

är att följa försöken ytterligare 10 år för att fastställa om och i så fall när tillväxtnedsättningseffekten upphör. En tidigare studie har indikerat att tillväxtnedsättningen efter skogsbränsleuttag är tillfällig och att den manifesteras åren kring 10 år efter plantering (Egnell 2011).

Från Finland har 10-års resultat från fyra granförsök och ett tallförsök avrapporterats (Tamminen & Saarsalmi 2013). I försöken har ca 70 % av tillgänglig grot skördats på HTU-ytorna och avverkningsresterna har spridits ojämnt på kontrolytorna – dvs mer likt praktiskt uttag. Då alla granförsök analyserades samtidigt var överlevnaden högre på helträdsytorna, medan ingen skillnad kunde registreras då olika tillväxtmått jämfördes för de planterade träden (grundyta, volym, biomassa). Räknades även den naturliga föryngringen med var helträdsytorna än mer överlägsna vad gäller antal planter – men även biomassaproduktionen var då högre på helträdsytorna. Däremot fanns i försöket en tendens till negativ effekt på de dominerande granarnas diameter och höjd, vilket skulle vara i linje med andra granförsök i Norden. I detta fall har den potentiellt negativa effekten av helträdsuttag kompenseras av en högre plantöverlevnad och mer naturlig föryngring. Författarna söker förklara detta med att skogsbränsleuttaget har förbättrat kvalitén på markberedning och plantering. Inga behandlingsskillnader registrerades i tallförsöket.

Liknande resultat kommer från Kaarakka m. fl. (2014) som analyserade tillväxten i nästa skogsgeneration under 10 år på en bördig granlokal i Finland efter upprepade skogsbränsleuttag (två gallringar följt av föryngringsavverkning). Inte heller i detta försök kunde någon statistiskt säkerställd effekt på skogsproduktionen registreras även om volymproduktionen även i detta försök var något lägre på helträdsytorna då enbart planterade och självföryngrade granar räknades in. Medelhöjden för dominanta granstammar var lägre på helträdsytorna (nästan signifikant lägre, $p=0,075$), vilket indikerar en sänkning av produktionsförmågan. Detta har emellertid även i detta försök kompenseras av en högre plantöverlevnad och fler naturligt föryngrade granar. Om även självföryngrade lövträd räknades var antalet stammar signifikant högre och den totala volymproduktionen något högre, dock ej signifikant, på ytor med helträdsuttag. Även i detta försök gjordes helträdsuttaget maskinellt och en hel del spill uppstod på helträdsytorna (20–30%), till skillnad mot många andra försök där grotuttaget har varit i det närmaste 100-procentigt.

I kontrast till dessa och andra försök rapporterar Wall & Hytönen (2011) en 26 % lägre volymproduktion i nästa granskogsgeneration 30 år efter skogsbränsleuttag trots att ambitionen vid försöksutläggningen var att lämna barren kvar i försöksledet med skogsbränsleuttag. Författarna menar att produktionskillnaden i detta försök i första hand kan förklaras av att andelen naturlig föryngring i detta försök påverkats negativt på ytor där skogsbränsle skördats. Iakttagelser under den tidiga plantetableringen indikerar att frostsador kan ha varit en viktig faktor som styr plantöverlevnad och etablering av naturlig föryngring i detta försök och att avverkningsresterna har skyddat mot frostsador på kontrolytorna genom att skydda plantorna från skadlig solstrålning dagen efter en frostnatt (jfr. Lundmark & Hällgren, 1987). Tillsammans pekar dessa tre finska studier på vikten av att ta hänsyn till hur praktiskt skogsbränsleuttag förhåller sig till experiment där man i det senare fallet ofta tar ut all tillgänglig grot och sprider kvarlämnad grot jämnt, samtidigt som man inte sällan aktivt håller undan naturlig föryngring till förmån för de planterade plantorna. Dessutom understryks svårigheten i att förutsäga effekten av grotuttag på skogstillväxten i nästa skogsgeneration då tillväxten

inte bara påverkas av mängden näring som tas ut med groten utan också av hur mikromiljön på hygget påverkas av uttaget samt av kvalitén på markberednings- och planteringsarbetet och den därav följande plantöverlevnaden och eventuellt tillskott av naturlig föryngring. Till detta kommer också effekter på konkurrerande vegetation och kanske också skadegörare. Betydelsen av detta har stärkts av fakta som kommit fram i en litteraturgenomgång där resultat från försök med grotuttag i norden sammanställts (Egnell, 2017). Där visas att det finns ett tydligt samband mellan plantöverlevnad/stamantal och skogsproduktion i försöken vilket tyder på att skogsproduktionen i nästa skogsgeneration även påverkas av plantöverlevnad och tillskott från naturlig föryngring. Möjligen är den effekten överordnad effekten av det extra näringsuttaget. Detta kan också förklara avsaknaden av tydliga behandlingseffekter i dessa försök. Underlaget gav också stöd för att svagare granmarker är mer känsliga än bördigare.

Ett flertal publikationer baserade på data från LTPS-serien i Nordamerika (figur 5.1) har levererats. Några detaljer som utmärker LTSP-serien är att det i de flesta fall rör sig om helträdsuttag som mer liknar praktisk skogsbränsleskörd med en hel del spill samt att herbicidbehandling ingår i de flesta försöksleden. Herbicidbehandling har ofta stor effekt på skogsproduktionen, vilket riskerar att överskugga eventuella effekter av helträdsuttag. Ponder m. fl. (2012) utnyttjar 10-årsdata från hela 45 olika LTSP-lokaler spridda över hela Nordamerika från boreala skogar i norr till subtropiska i sydost i en metaanalys. Resultaten pekar inte mot någon entydig produktionsminskning efter helträdsuttag, medan effekten av herbicidbehandling på träd tillväxten var mer entydigt positiv. Andra publikationer baserade på data från försöksserien visar inte heller på några tydliga produktionsminskningar av skogsbränsleuttag – men det finns indikationer på att svagare marker i vissa fall har varit mer känsliga än bördiga och att helträdsuttag i några fall har stimulerat tillväxten på fuktig fastmark – medan tillväxten efter helträdsuttag på torvmark som väntat minskar (Holub m. fl., 2013; Curzon m. fl., 2014; Fleming m. fl., 2014; Hazlett m. fl., 2014; Morris m. fl., 2014).

Wall m. fl. (2012) sammanställde resultat från ett 50-tal publicerade studier där helträdsuttag i föryngringsavverkning undersökts. Här visade 17 % av studierna på en signifikant tillväxtminskning, knappa 2 % visade på en signifikant tillväxtökning medan ingen statistiskt säkerställd tillväxteffekt kunde fastställas i övriga studier. Detta sammanfattas väl i figur 5.2 som visar tillväxteffekten på nästa skogsgeneration efter grotuttag i föryngringsavverkning från publicerade studier i Skandinavien. I en majoritet av försöken växer det sämre efter skogsbränsleuttag, åtminstone för de försök som reviderat efter 15 år eller senare. Data indikerar vidare att det kan dröja innan det går att avläsa negativa effekter på nästa skogsgeneration efter skogsbränsleuttag och att resultat efter endast 10 år bör tolkas med försiktighet.

Mycket av det som rapporteras ovan har bekräftats i en metaanalys (Achat m. fl., 2015) vilken bygger på ett stort antal publicerade studier. Sammantaget visar dessa studier på en statistiskt säkerställd tillväxtminskning med 3–7 % efter skogsbränsleskörd. Detta trots att plantöverlevnaden fanns vara högre på skogsbränsleskördade hyggen i Europa. Det fanns också en tydlig trend i materialet som visade på störst skillnader (såväl i positiv som i negativ riktning) vid tidiga revisioner (< 10 år) än vid senare jämförelser upp till dryga 30 år efter behandling. Detta skulle kunna tyda på (i) att den tidiga tillväxtresponsen även beror på annat än det extra näringsuttaget med grot, (ii) en begränsad varaktighet i responsen och (iii) en återhämtning över tid. Materialet visade inte att svagare marker skulle var mer känsliga än bördiga.

5.3.2 Grotuttag i gallring

Inom ramen för projekt P31753-2 (Skogsbränsleexpert – Future Forest Fas II) har en försöksserie helträdsuttag i röjning på fyra medelgoda talldominerade ståndorter, analyserats dryga 20 år efter röjning (Egnell & Ulvcrona, 2015). Resultaten visar på en måttlig (4 %) – men signifikant tillväxtnedsättning som en följd av att röjningsträden (4–9 m medelhöjd) skördats. Detta ligger i linje med resultat från försök med helträdsuttag i gallring. Helmisaari m. fl. (2011), som redovisar resultat från 14 gallringsförsök i tall och 8 i gran spridda över Norge, Sverige och Finland. Dessa visar på en tillväxtnedsättning på 4 och 5 % under den första 10-årsperioden för tall respektive gran. Skillnaden var statistiskt säkerställd för granförsöken men inte för tallförsöken. Under den andra 10-årsperioden, inför vilken fem av tallförsöken och sex av granförsöken helträds-gallrades en andra gång, ökade tillväxtnedsättningen till 8 (tall) och 13 % (gran), fortfarande bara med statistiskt säkerställd tillväxtminskning i granförsöken. För de 9 tallförsök som enbart gallrats en gång gick det att statistiskt säkerställa en tillväxtminskning motsvarande 7 % under den andra 10-årsperioden och 5 % för hela 20-årsperioden. Helmisaari m. fl. (2011) tolkade detta som en långsiktig tillväxteffekt av helträdsuttaget, men pekade samtidigt på stora variationer såväl mellan som inom de olika experimenten. Figur 4 i Helmisaari m. fl. (2011), baserad på årsringsanalys av borrhävar från 4 av de 9 tallförsöken som enbart gallrats en gång, visar snarare på en relativt tidig tillväxtrespons som börjar 5–6 år efter helträds-gallringen och upphör ca 12 år efter gallringen. Detta stämmer överens med resultaten från helträdsuttag i röjning (Egnell & Ulvcrona, 2015), där en signifikant tillväxtnedsättning kunde fastställas under den första tillväxtperioden (0–8 år), men inte därefter, liksom med resultat från gallringsförsök i tallskog i Norge (Tveite & Hanssen, 2013) där tillväxtnedsättningen kom redan under de första 10 åren. Sett över alla publicerade resultat från försök med grotuttag i gallring finns en tendens till att svagare granmarker är mer känsliga än bördiga (Egnell, 2017). Figur 5.3 visar den relativa tillväxteffekten efter skogsbränsleuttag i gallring i jämförelse med kontrolltytor där avverkningsresterna lämnats kvar baserat på publicerade data från försök i Norden. Att fastställa tillväxtnedsättningens varaktighet blir viktigt för att kunna skatta den produktionsminskning som kan uppstå vid skogsbränsleuttag i gallring och vilka tillväxthöjande åtgärder som krävs för att kompensera för detta – t ex genom gödsling.

5.3.3 Stubbskörd

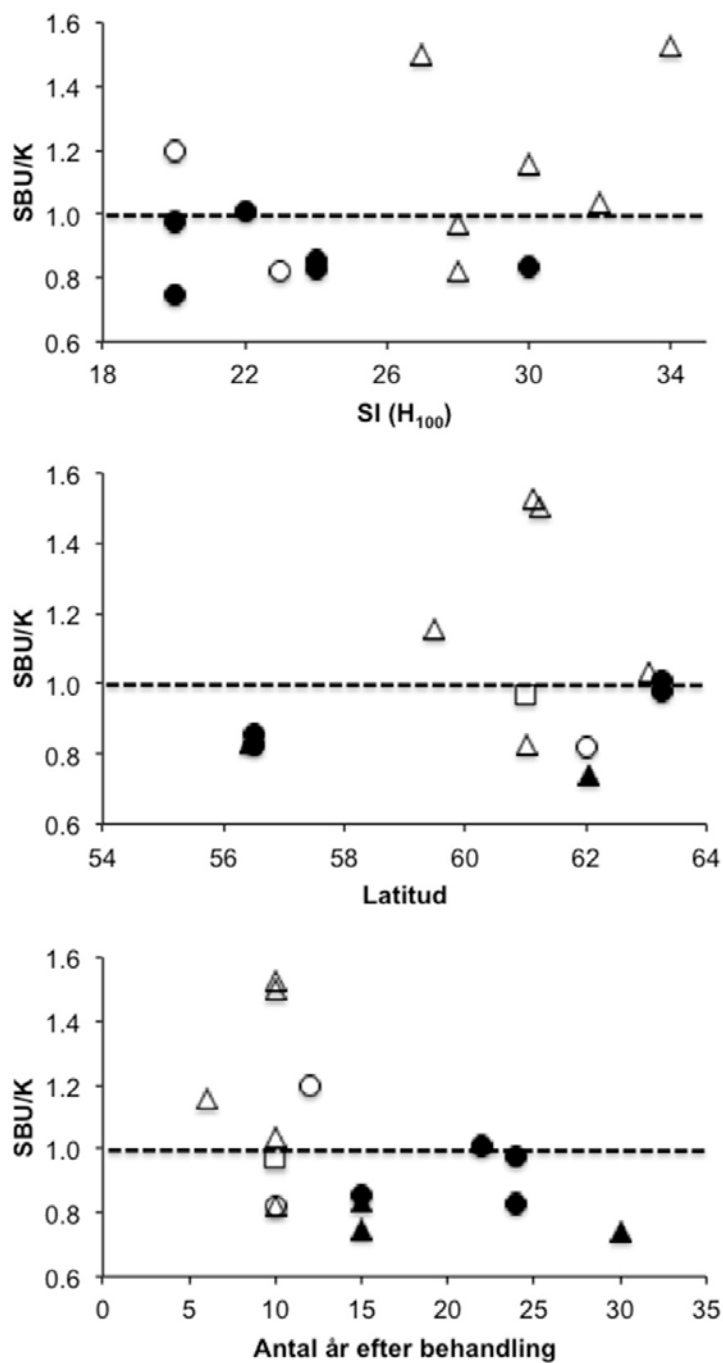
Stubbskörd orsakar en del markstörning, vilket teoretiskt kan påverka skogsproduktionen genom att (i) stimulera mineralisering av markens organiska material och därmed öka näringstillgången; (ii) hålla tillbaka konkurrerande fält och bottenvegetation och därmed öka näringstillgången; (iii) stimulera naturlig föryngring; (iv) minska rotröteangreppen; (v) minska snytbaggeangreppen.

Inom programmet har Egnell m. fl. (2015) analyserat kolförrådsförändringar i mark och bestånd dryga 20 år efter stubbskörd i kombination med mycket intensiv markberedning från två försök. Resultaten visar att markkolspoolen minskat i jämförelse med kontrolltytor där enbart stamveden skördats och där markberedningen gjorts manuellt vilket ger stöd åt (i). Men denna kolpoolminskning kompenseras av mer kol i bestånden – alltså av en ökad tillväxt där stubbar skördats. Samtidigt har en markandningsstudie visat att markandningen under de två första åren är opåverkade eller till och med lägre på markberedda och/eller stubbskördade hyggen jämfört med ej markberedda

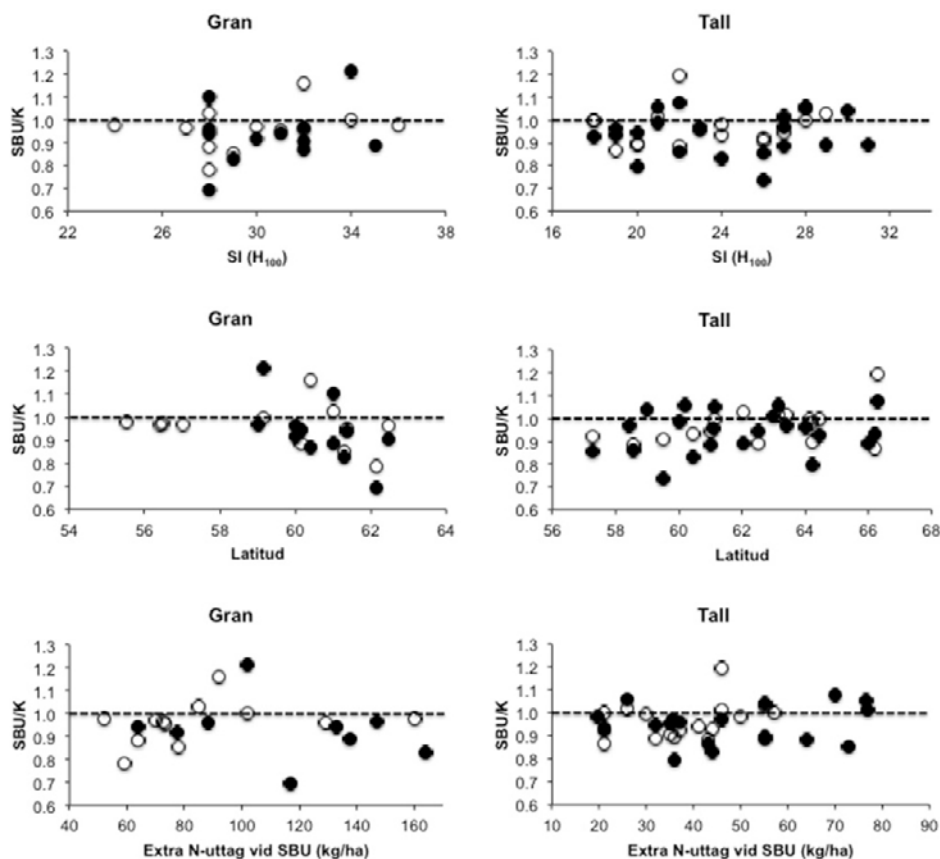
kontrollhyggen (Mjöfors m. fl. 2015), vilket talar emot (i). Kataja-Aho m. fl. (2012b) visade att andelen frilagd mineraljord var högre efter stubbskörd i jämförelse med kontrolltytor som markberetts med högläggning samtidigt som kvävekonzentrationen var högre och C:N kvoten lägre på stubbskördade ytor under de första 5 åren, vilket stöder (i) och (ii). Om markstörningen inte heller här lett till högre mineraliseringshastighet kan det vara så att den ökade kvävekonzentrationen främst beror på minskad vegetationskonkurrens.

En annan faktor som kan påverka kvävetillgängligheten på hyggen är att kväve under ganska lång tid kan immobiliseras i lämnade stubbar (Palviainen m. fl. 2010). Tre års planttillväxt på samma ytor visade inte på någon statistiskt säkerställd skillnad även om plantorna vuxit 10 % bättre på stubbskördade ytor (Kataja-Aho m. fl. 2012b). I en finsk surveystudie där 37 stubbskördade och markberedda 10 år gamla hyggen jämförs med hyggen som ej stubbskördats visar Saksa (2013) att planterade plantor överlever i samma utsträckning – men att andelen naturligt föryngrade granar minskar på stubbskördade ytor, medan andelen naturligt föryngrade tallar och björkar ökar. Trettio procent av de stubbskördade ytorna har utvecklats till rena barrbestånd, medan motsvarande siffra för kontrolltytor var 50 %. Detta indikerar att stubbskörd kan förändra trädslagsblandningen i våra skogar. Ökad andel naturlig föryngring på stubbskördade ytor har också visats tidigare av Kardell (1992), vilket ger stöd för (iii). Cleary m. fl. (2013) bekräftar tidigare studier som visar att stubbskörd kan minska rotrotfrekvensen i nästa skogsgeneration. Studien visar på minskade skador av tre olika rötsvampar i långsiktiga försök (*Heterobasidion annosum*, *Armillaria ostoyae*, *Phellinus sulphurascens*) och författarna menar att detta bör ha effekt på skogsproduktionen i nästa skogsgeneration i linje med (iv).

I en experimentell studie jämförde Rahman m. fl. (2015) snytbaggeskadegrad och frekvens på planterade granplantor som planterats på nyligen stubbskördade hyggen med en stor stubbhög, alternativt många små högar spridda över föryngringsytan, med plantor planterade på ej markberedda kontrolltytor. Andelen oskadade plantor var avsevärt högre på stubbskördade hyggen medan det omvända gällde för andelen döda eller döende plantor vilket ger stöd åt (iv). Bäst klarade sig plantorna då stubbarna samlats ihop till en stor hög. Karlsson & Tamminen (2013) redovisar tillväxten under dryga 30 år från ett fältförsök med stubbskörd anlagt 1977 i Finland. I detta fall markbereddes inte kontrolltytor och inte heller de stubbskördade ytorna, vilket resulterade i ökad överlevnad för planterade tall- och granplantor samt mer naturlig föryngring på stubbskördade ytor. Produktionen var högre på både tall- och granytor – men bara statistiskt säkerställd på ytor som planterats med tall. Liknande resultat redovisades av Egnell (2016), med en positiv tillväxtrespons i tallskog, medan ingen respons kunde säkerställas i granskog. Däremot reagerade granarna negativt då även groten skördades. Så var också fallet i en annan försöksserie med stubb och grotskörd i olika kombinationer (Egnell m. fl., 2016).



Figur 5.2. Relativ tillväxt baserad på volym eller grundyta för plantor planterade efter skogsbränsleuttag i föryngringsavverkning (SBU) jämfört med kontrolltytor (K) där enbart stamveden skördats. Kvoterna (SBU/K) är plottade mot markens bördighet (Ståndortsindex H₁₀₀), latitud och antal år efter behandling. Gran, effektperiod 6–10 år (ofyllda trianglar), effektperiod 15–30 år (fyllda trianglar). Tall, effektperiod 10–12 år (ofyllda cirklar), effektperiod 15–24 år (fyllda cirklar). Data har tagits från följande publikationer: Egnell & Leijon (1999); Tamminen & Saarsalmi (2013); Wall & Hytönen 2011; Sikström 2004; Kaarakka m. fl. 2014; Egnell & Valinger 2003; Saarsalmi m. fl. 2010.



Figur 5.3. Relativ tillväxteffekt i det kvarvarande beståndet efter skogsbränsleuttag i gallring (SBU) jämfört kontrolltytor där enbart stamveden skördats (K) plottat mot ståndortsindex (SI), latitud och extra mängd kväve skördad med grenar och topp vid SBU. Kort-siktiga effekter, här efter 10 år (ofyllda cirklar); effekter på medellång sikt, här 18–25 år (fyllda cirklar). Data från Helmisaari m. fl. (2011), Tveite & Hanssen (2013), Egnell & Leijon (1997), Egnell & Ahnlund-Ulvcróna, (2015).

Trenden sett över alla publicerade försök är att den positiva tillväxteffekten av stubbskörden tallskog är störst på svaga marker/markar i ett kärvt klimat (Egnell, 2017). En tänkbar förklaring till detta är att stubbar som lämnats på kontrolltytor immobiliserar kväve då nedbrytare exploaterar stubbkolet vilket märks tydligast på svaga marker (jmf Palviainen m. fl., 2010).

Den samlade bedömningen av detta är att stubbskörd har potential att öka skogsproduktionen något lite. Produktionseffekten beror också på hur den ökade andelen naturlig förnygring hanteras i försöken såväl som i praktisk verksamhet. Vid sena röjningar av naturlig förnygring och inställningen att enbart de planterade plantorna ska bilda bestånd riskerar de planterade plantorna att hämmas i sin tidiga tillväxt vilket kan signalera att produktionen hämmas direkt av stubbskörden, medan det snarare är en indirekt effekt orsakad av den ökande konkurrensen. Detta blir emellertid det praktiska resultatet i det fall skogsägaren beslutar sig för att satsa på de planterade plantorna.

5.3.4 Askåterföring

Energimyndigheten har i tidigare program finansierat anläggandet av askförsök på fastmark vilka nu börjat bära frukt i form av skogstillväxtdata. I några av dessa försök har askgivan kombinerats med en kvävegiva vilket ur skogsproduktionssynpunkt vore lämpligt på vissa marker. Erfarenheter från tidigare har emellertid gjort gällande att kväve lätt avgår i gasform då det sprids tillsammans med den pH-höjande askan, åtminstone då askan är ohärdad. Jacobson m. fl. (2014) rapporterar från 10 fältförsök där härdad aska spridits i olika doser och i kombination med kväve i tall och granskogar. Positiva tillväxteffekter 5–15 år efter behandling var framförallt kopplade till tillförsel av kväve – antingen bara kväve eller i kombination med aska. Tillväxteffekterna mellan behandlingar där enbart kväve tillsattes och där kväve tillsattes i kombination med härdad aska, antingen vid samma tillfälle eller med några veckors mellanrum, skilde sig inte åt vilket indikerar att kväve kan spridas tillsammans med aska. Tillväxteffekterna efter enbart asktillförsel var små och statistiskt ej säkerställda – men indikerade liksom tidigare studier att tillväxten tenderar att öka något på bördiga marker (marker med låg C/N kvot) och minska något på svagare marker (marker med hög C/N kvot). Detta talar tillsammans för att askåterföring på svagare marker bör göras i kombination med kväve om målsättningen är att bibehålla skogsproduktionen. Saarsalmi m. fl. (2012) redovisar skogsproduktionseffekter i en tallskog från ett experiment där aska i olika doser och i kombination med kväve (urea) spreds i ett tallbestånd 30 år tidigare. Resultaten visade att aska i kombination med kväve resulterade i högre skogstillväxt jämfört med kontrolytor, men viktigast, också i jämförelse med ytor där enbart kväve spreds. Liknande resultat redovisas av Saarsalmi m. fl. (2014) där tillväxteffekten återigen var större/mer uthållig då kvävegivan kombinerades med aska. I denna studie rapporteras också om avsevärda tillväxtökningar efter askåterföring till en dikad, beskogad torvmark. Avsevärt ökad produktion efter askåterföring till dikade torvmarker har också rapporterats av Moilanen m. fl. (2013, 2014); Haveraaen (2014); Haveraaen (2014); Rutting m. fl. (2014) och i en litteraturgenomgång av Huotari m. fl. (2015).

5.4 Slutsatser

Vid skogsbränsleuttag i föryngringsavverkning väger det över för tillväxtförluster då grot skördas medan tillväxten snarare ökar vid stubbskörd. Samtidigt visar det samlade materialet på skillnader i respons mellan trädslag och ståndorter vilket kan förklaras av att plantetableringen och tillväxten i nästa skogsgeneration påverkas av så mycket mer än av den extra mängd näring som följer med skogsbränslet ut eller som frigörs pga ändrad mineraliseringshastighet eller immobilisering (stubbskörd) såsom: mikroklimat, vegetationskonkurrens, skadegörare, inslag av naturlig föryngring och om denna röjts bort eller om den bidragit till skogsproduktionen etc.

Vid grotuttag i röjning och gallring visar de samlade resultaten mer entydigt på en tillväxtminskning. Detta är rimligt då det framförallt är det extra näringsuttaget som kan påverka tillväxten i det kvarvarande beståndet samtidigt som kvarlämnad grot kan hålla tillbaka konkurrerande vegetation och minska rotskador på kvarvarande träd genom att förstärka körvägar.

För uttag i både föryngringsavverkning och gallring förefaller tillväxteffekten vara tillfällig – men här behövs mer forskningsunderlag.

Det går inte att fastställa att askåterföring på fastmarker påverkar skogstillväxten i någon riktning men en negativ tendens på svaga och en positiv tendens på bördiga marker går att urskilja. Askåterföring i kombination med kvävegödsel kan ge god tillväxteffekt och i vissa fall såväl bättre som uthålligare än då enbart kväve tillförts. Aska ökar skogsproduktionen på torvmarker där framförallt fosfor och kalium begränsar tillväxten.

6 Syntes av befintlig kunskap – Hur stort uttag av skogsbränsle är möjligt i relation till uppsatta mål?

Resultatet från syntesarbetet när det gäller uttag av grot och stubbar presenteras i tabell 6.1–6.5. Tabellerna baseras på litteratursammanställningen och på resultat från två workshops där expertbedömningar har gjorts utifrån olika scenarier (metodikerna beskrivs mer ingående i de Jong m. fl. 2017). En horisontell pil i tabellen innebär att uttagsnivån inte alls påverkar möjligheterna att nå miljö kvalitetsmålet, en pil som pekar uppåt betyder den aktuella uttagsnivån underlättar måluppfyllelsen medan en pil nedåt innebär att måluppfyllelsen försvåras. För utförligare beskrivning av miljö kvalitetsmålen se kapitel 3.

I de scenarier som presenteras i tabell 6.1–6.5 utgår vi ifrån att man alltid tar ut en relativt stor andel av stubbar och/eller grot per förnygringsyta. Logiken i detta är att det blir mer kostnadseffektivt att samla ihop uttaget till några hyggen än att ta lite från många hyggen. Vi har utgått ifrån att man alltid tar ut 70 % av den tillgängliga biomassan. Det som varierar i scenarierna är istället andelen av hyggerna som används för biomassauttag. Vi har valt 40, 60 och 80 % för grotuttag, och 10, 20 och 30 % för stubbuttag.

I tidigare syntesarbeten har ytterligare ett mål inkluderats, nämligen Begränsad klimatpåverkan. Det målet finns inte med i den här rapporten eftersom det har lyfts ut som en egen syntes. Ett av de främsta argumenten för att använda biobränsle är att minska växthusgasemissioner och därmed minska den negativa klimatpåverkan. Den enda faktorn med riktigt positiv inverkan på miljö kvalitetsmålsuppfyllelsen har alltså lyfts bort till en egen syntes. För de övriga faktorerna handlar det mest om att hitta en nivå med så liten negativ påverkan på miljö målsuppfyllelsen som möjligt (se dock tabell 6.3).

6.1 Uttag av grot och stubbar: skogsproduktion

6.1.1 Hur påverkas produktionsmålet av skogsbränsleuttag?

Skogsproduktionen i Sveriges skogar begränsas i första hand av tillgången på näring där kväve är det enskilt mest begränsande näringsämnet med fosfor som god tvåa på våra fastmarker medan främst fosfor och kalium begränsar tillväxten på beskogade torvmarker. Det är inte de totala mängderna näring som är avgörande utan mängden för träden tillgänglig näring. Denna kan påverkas på olika sätt. Grenar och toppar är jämfört med stamved och stubbved rika på näringsämnen, varför skörd av grot medför en direkt förlust av den näring som finns bunden däri. Grot som lämnas efter en avverkning håller även tillbaka konkurrerande vegetation, vilket också kan öka näringstillgängligheten för plantorna/träden under en tid. Samtidigt utgör lämnad biomassa en kolkälla som nedbrytare snabbt exploaterar, vilket kan leda till att kväve undanhålls träden genom att bindas upp i en ökad biomassa av vednedbrytande organismer. Detta gäller inte minst stubbar som bryts ner under en lång tid. Stubbskörd medför också en markstörning som kan vara positiv för näringstillgängligheten genom att den håller tillbaka konkurrerande vegetation en tid. Detta tillsammans med att stubbveden innehåller mindre näring än grot kan vara förklaringen till att skogsproduktionen inte förefaller påverkad eller möjligen ökar då enbart stubbar skördas i förnygringsavverkning.

Det är betydligt fler faktorer som kan påverka näringstillgänglighet och tillväxt i plantskogen än i gallringsskogen. Detta kan förklara varför produktionsminskningen efter uttag av grot eller hela okvistade klenta träd i gallring är mer uttalad och tydlig än efter uttag i föryngringsavverkning.

Skogsproduktionen påverkas inte bara av produktionsförutsättningarna på ståndorten där näringstillgången är en av de viktigaste utan också av föryngringsresultatet, trädslag, beståndets slutenhet och skötsel. Här kommer faktorer som mikroklimat, skadegörare, plantöverlevnad och naturlig föryngring in som viktiga faktorer. För det enskilda beståndet kan dessa faktorer vara viktiga. Totalt indikerar de försök som finns tillgängliga att effekten av grotuttag på plantöverlevnad är måttlig medan effekten på naturlig föryngring kan vara betydande.

Askåterföring på fastmark har ingen större effekt på skogsproduktionen även om den kan öka något på bördiga marker och minska något på svaga marker – i första hand förmodligen som en indirekt effekt på kvävetillgängligheten snarare än på grund av de näringsämnen som återförs med askan. På beskogade torvmarker är återföringen av aska nödvändig för att upprätthålla skogsproduktionen i de fall skogsbränsle har skördats då den där främst begränsas av fosfor- och kaliumtillgången, två näringsämnen som återfinns i vedaska.

6.1.2 Förutsättningar för tabellen

Förutsättningarna för bedömningarna av effekter på skogsproduktionen i de skörde-scenarier som visas i tabell 6.1 är att ett ökat uttag av grot och stubbar görs inom ramen för Skogsstyrelsens rekommendationer som bland annat förskriver askåterföring vid vissa grotuttag och alltid efter grotuttag på beskogade torvmarker. Inga andra kompensationsåtgärder eller förändringar i skogsskötseln har antagits.

6.1.3 Kommentarer till tabellen

Pilarnas riktning i tabell 6.1 bygger på bedömningen att framförallt grotuttag i gallringar påverkar skogsproduktionen negativt – men att även grotuttag på en stor del av föryngringsavverkningsarealen (80 %) påverkar skogsproduktionen negativt då uttag i den omfattningen också berör marker olämpliga för skogsbränsleuttag såsom till exempel finjordsrika, fuktiga och blöta marker eller frostlänta marker där uttag riskerar att medföra föryngringssvårigheter på grund av markkompaktering, uppfrysning eller frostsador. Stubbskörd har inte bedömts påverka skogsproduktionen i någon riktning trots att försök pekar mot en möjlig produktionsökning. Denna motverkas dock av att hanteringen och logistiken kring stubbskörd riskerar att fördröja föryngringsarbetet. Skogsägarens investeringsvilja i åtgärder som höjer skogsproduktionen påverkas av tron på framtida marknader. Viktigast här är marknaden för mer värdefulla sortiment såsom sågtimmer – men det kan inte uteslutas att även bioenergimarknaden tillsammans med diskussionen om en framtida bioekonomi kan påverka då denna biomassamarknad potentiellt är mycket stor. Detta har inte tagits hänsyn till vid bedömningarna.

6.1.4 Möjlighet att öka skogsbränsleuttaget

Att effekten på skogsproduktionen med all sannolikhet är kopplad till effekter på näringstillgången visas inte minst i försök där näringskompensation med i första hand kväve kompenserar produktionsminskningen efter skogsbränsleuttag. Men vid uttag i

föryngringsavverkning påverkas produktionen också av föryngringsresultatet inklusive bidrag från naturlig föryngring. Det empiriska underlag som finns indikerar att näringsfattigare granmarker kan vara något mer känsliga än bördiga. Men att undanta svaga marker från uttag skulle inte påverka de negativt riktade pilarna i tabellen i positiv riktning. Finjordsrika och fuktiga marker är olämpliga för skogsbränsleskörd av flera andra miljömålsskäl och sådana marker skulle kunna vara mer känsliga för skogsbränsleuttag på grund av markkompaktering och även (rot)skador på det kvarvarande beståndet vid uttag i gallring. Men detta är ännu inte visat i försök. Därtill finns det ett antal marker som inte bör komma i fråga på grund av drivningstekniska och ekonomiska skäl såsom blockrika marker, marker med stark lutning, magra marker och marker långt ifrån marknaden.

Genom att näringstillgången förklarar en del av produktionsförlusten är det enkelt att kompensera för denna genom att tillföra näring på ett produktionsinriktat sätt för att på så sätt kunna öka uttaget inom ramen för en uthållig skogsproduktion. Detta omfattar konventionell kvävegödsling, men även styrning av askåterföring/asktillförsel till dikade torvmarker och till bördiga fastmarker. Aska kan då gärna kombineras med kväve på fastmarker. En inriktning mot grönrisskotning och snabb igångsättning av föryngringsarbetet – gärna med förädlade plantor eller sanbbväxande träslag ger också positiv effekt på skogsproduktionen. Samtliga dessa åtgärder kan naturligtvis göras också utan skogsbränsleuttag och då erhålls en ny referensnivå.

Skogsproduktionen kan också påverkas i positiv riktning genom en styrning mot minskade grotuttag i gallring till förmån för uttag i föryngringsavverkning och troligen också genom ökade uttag av stubbar vid föryngringsavverkning så att mer av den näringsrika groten blir kvar även där. En teknik som klarar av att avbarra groten i skogen skulle också bidra. Om den ökade andelen naturlig föryngring som ofta erhålls efter framför allt stubbskörd, tas tillvara på ett klokt sätt, kan denna också bidra till skogsproduktionen. Men med dagens teknik är det dyrare att skörda stubbar än att skörda grot samtidigt som lönsamheten är låg. Därför blir ekonomin tillsammans med teknikutvecklingen hårt styrande. Dessa föreslagna åtgärder för att kunna bibehålla skogsproduktionen vid ett ökat uttag ska också värderas i förhållande till miljö kvalitetsmålen.

6.2 Uttag av grot och stubbar: Levande skogar

6.2.1 Hur påverkas miljö kvalitetsmålet av skogsbränsleuttag?

Kunskapsläget är bättre idag än vid den förra skogsbränslesyntesen (de Jong m. fl. 2012), t.ex. när det gäller studier på landskapsnivå (Johansson m. fl. 2016, Victorsson & Jonsell 2013a, Hiron m. fl. in prep.), och långsiktiga effekter av stubbuttag (Andersson m. fl. 2012).

6.2.2 Förutsättningar för tabellen

Ett dilemma när det gäller biologisk mångfald är bristen på möjligheten att styra uttaget till rätt ställe i landskapet. Mångfalden är mycket ojämn fördelad. I områden med hög andel äldre skog är sannolikheten större att det finns sällsynta arter. Skogar som brukats målmedvetet under många decennier, dvs. som är planterade, genomröjda, gallrade, där trakthyggesbruk har tillämpats mm., är i allmänhet mindre variationsrika när det gäller träslag och vegetationsstruktur och hyser färre värdefulla substrat som död ved, gamla

och grova träd mm. I dessa skogar förekommer inte så många naturvärdesarter och ett relativt stort uttag av grot och stubbar har mindre betydelse. Om enbart den typen av skogar användes skulle uttagsnivån kunna ökas avsevärt. Nu är det emellertid inte naturvärdena som styr uttaget utan närhet till industri och infrastruktur, markägarnas intresse och marknadsfaktorer. I analysen räknar vi därför med att alla typer av skogar kommer att påverkas.

En annan viktig faktor är huruvida skogsbruket satsar på barr- eller lövgrot. En möjlighet vore att bara ta grot av det dominerande trädslaget, och att undvika grotuttag från blandskogar, särskilt från lövblandskogar. Detta kan vi dock inte heller utgå ifrån, utan vi måste räkna med att en hel del löv försvinner som grot.

Ytterligare en faktor som är viktig är om uttaget av grot och stubbar har en negativ inverkan på miljöhänsynen. Det finns exempel på att så är fallet (Götmark 2015), men vi har inte tillräckligt med underlag för att bedöma om det är ett generellt mönster. Den enda studien som har gjorts av detta under den senaste omgången av bränsleprogrammet tyder inte på det (Rudolphi, muntl.). Vi utgår därför ifrån att det inte finns någon systematisk försämring av miljöhänsynen i samband med grot och stubbuttag.

Effektivare och mer omfattande generell miljöhänsyn skulle möjliggöra ett större uttag av grot. Kompensationsåtgärder i form av ökad mängd högstubbar är motiverat både ur ekonomiskt och naturvårdsmässigt perspektiv. Vi utgår dock ifrån att detta inte kommer att ske i nuläget.

6.2.3 Kommentarer till tabellen

Det finns självklart en stor osäkerhet i våra bedömningar och det finns all anledning att tillämpa en försiktighetsprincip. Mot bakgrund av de studier som redovisats och de expertbedömningar som gjorts på workshops bör uttaget av grot inte överstiga 50 % av alla hyggen (med ett uttag på 70 % per hygge), samt ett stubbuttag på 10 % av alla hyggen (med ett uttag på 70 % per hygge). Vi hamnar då på ungefär samma nivåer som i förra syntesen, nämligen på 35 % av all grot och 7 % av alla stubbar (tabell 6.1).

6.2.4 Möjlighet att öka skogsbränsleuttaget

Bedömningen gäller under förutsättning att skogsbruket bedrivs enligt dagens modell. Om läget förändras och intresset för skogsbränsle ökar så har vi också visat att det finns möjligheter att öka uttaget ytterligare utan negativa konsekvenser för måluppfyllelsen. Detta kan ske genom:

- Tydligare styrning av uttaget till områden med liten biologisk mångfald
- Fler avsättningar av skog
- Kompensation genom effektivare och mer omfattande generell miljöhänsyn

6.3 Uttag av grot och stubbar: Giftfri miljö

6.3.1 Hur påverkas miljö kvalitetsmålet av skogsbränsleuttag?

Jämfört med kunskapsläget beskrivet i den tidigare kunskapsyntesen (de Jong m. fl. 2012) har ny forskning gett säkrare kunskap som kan användas för att förbättra rådgivning, men riskbedömningen är i stort sett opåverkad. Skogsbränsleuttag och askåterföring kan påverka förekomsten av miljögifter inom främst två huvudområden.

Det finns en risk för att näringskompensation med vedaskor som har olämpligt höga halter av miljögifter kan ge förhöjda halter i mark och vatten av tungmetaller, organiska miljögifter och radioaktivt cesium. Det finns också en risk för att stubbskörd och ökad trafik med tunga maskiner på skogsmark skapar miljöer som gynnar metylering av kvicksilver och transport av kvicksilverföreningar till vattendrag.

I samtliga fall har myndigheter utfärdat föreskrifter och rekommendationer för hur dessa risker ska undvikas. Skogsstyrelsens rekommendationer om uttag av skogsbränslen och näringskompensation med vedaskor ger tydliga anvisningar om att vedaska skall vara väl förbränd för att minska innehållet av organiska miljögifter och anger gränsvärden för högsta tillåtna halter av tungmetaller och organiska miljögifter. Askor ska vara härdade (stabiliserade) för att ge en långsam reaktion och upplösning. Högsta rekommenderade doser och halter av tungmetaller i askor är beräknade för att belastningen av tungmetaller med askåterföring inte ska överstiga exporten av tungmetaller vid skogsbränsleuttaget. Statens strålskyddsinstitut har utfärdat regler för hur aska kontaminerad med radiocesium (från Tjernobylyockan 1986) ska hanteras och deponeras, inklusive regler om halter och högsta giva m.a.p. ^{137}Cs .

Skogsstyrelsens rekommendationer om miljöhänsyn vid stubbskörd bygger på allmänna försiktighetsprinciper där undvikande av körskador på marken spelar en central roll, t ex att undvika marker med dålig bärighet och skapa skyddszoner nära vattendrag och våtmarker. Rekommendationerna ger förutsättningar för att minska förekomsten av miljöer som gynnar metylering och transport av kvicksilver, och ny kunskap om kvicksilvermetylering kan användas för att förbättra rekommendationerna ytterligare. Risken för ökad metylering och transport av kvicksilver gäller all markstörning som skapar miljöer med syrefria förhållanden, tillgång till lätt nedbrytbart organiskt material och högt grundvattentillstånd. Sådana miljöer kan skapas genom stubblyft, men också av markberedning och körskador av tunga maskiner på stick- och basvägar, och i viss utsträckning även på körvägar där grot används för att reducera markskador. Eftersom utskotningen av både grot och stubbar ökar trafiken med tunga maskiner på hyggen kan därför även grotuttag öka risken för kvicksilvermetylering.

6.3.2 Förutsättningar för tabellen

Tabellen gäller under förutsättning att Skogsstyrelsens rekommendationer avseende grotuttag, näringskompensation och stubbskörd följs, liksom myndigheters hantering av askor med för höga halter av ^{137}Cs inklusive andra radioaktiva ämnen.

6.3.3 Kommentarer till tabellen

I de scenarier som visas i tabell 6.2 påverkas inte förmågan att nå miljökvalitetsmålen om miljögifter av storleken på skörd av grot och stubbar under ovan angivna förutsättningar. Effekten av skogsbränsleuttag och askåterföring på förekomst och transport av miljögifter beror i högre grad på i vilken utsträckning råd och rekommendationer följs än av en viss total nivå av skogsbränsleuttag. Vad gäller miljögifter i aska begränsas askåterföringen i praktiken av tillgången på aska av god kvalitet och av att motiven för askåterföring är starkare i södra Sverige än i Norrland. Spridning av aska kontaminerad med radiocesium är ett marginellt problem i de regioner som 1986 mottog höga doser av CS^{137} .

Risken för metylering och transport av kvicksilver efter skogsbränsleuttag kan generellt förväntas öka vid stora uttag av stubbar och grot i landskapet eftersom man då riskerar

att skörda på mer olämplig mark och vid olämpliga tidpunkter. Skogsstyrelsens rekommendationer om stubbskörd sätter där en gräns för uttag på beståndsnivån genom att 15 – 25 % av stubbvolmen ska lämnas kvar, men ger inga riktlinjer för skördeuttaget i hela landskapet. Om övriga rekommendationer (skydds-zoner, undvikande av mark med dålig bärighet etc.) tillämpas innebär de emellertid en ytterligare begränsning av skördenivån på beståndsnivån i de flesta fall, och medför även i en begränsning av uttaget i hela landskapet. I de scenarier för olika uttagsnivåer som vi har valt i tabell 6.2 skördas stubbar på som mest 30 % av alla objekt i landskapet och 70 % på beståndsnivå. Detta motsvarar en skörd av 21 % av stubbvolymen totalt i landskapet. Denna högsta nivå är sannolikt förenlig med miljö kvalitetsmålen om minskad risk för kvicksilverb Belastning under förutsättning att hänsynsregler för miljöskydd tillämpas konsekvent.

6.3.4 Möjlighet att öka skogsbränsleuttaget

Eftersom kopplingen mellan det totala uttaget av skogsbränslen och risken för miljögiftsbelastning är svag, finns det en potential för att öka uttaget med bibehållen förmåga att nå miljö kvalitetsmålen under förutsättning att man följer nuvarande rekommendationer och regelverk. Nuvarande rekommendationer bör dock ses över och preciseras för att medge utrymme för ökade uttag.

6.4 Uttag av grot och stubbar: Bara naturlig försurning

6.4.1 Hur påverkas miljö kvalitetsmålet av skogsbränsleuttag

Skogsbränsleuttag kan leda till större markförsurning än enbart stamvedsuttag. I det kortare tidsperspektivet, ett par decennier, blir marken mer basisk (högre pH, basmättnad etc.) efter avverkning. Skogsbränsleuttag gör att ökningen i pH, basmättnad etc. vanligtvis blir mindre än efter stamvedsuttag. I ett längre tidsperspektiv och som ett resultat av de nya trädens tillväxt försuras marken på nytt (lägre pH, basmättnad etc.). Markförsurningen blir vanligtvis mer uttalad efter skogsbränsleuttag än efter enbart stamvedsuttag även om det finns resultat som tyder på att skillnaderna kan utjämnas över tid. Försurningseffekterna syns tydligast i markens humusskikt och den översta delen av mineraljorden ned till ca 10 cm. I djupare markskikt kan vanligtvis ingen skillnad i surhetstillstånd påvisas. På mycket lång sikt (flera skogsgenerationer) kan ständig tillförsel av havssalt i kombination med intensivt skogsbruk resultera i försurning djupt ner i mineraljorden.

Även på vattnets väg från ett avverkat bestånd i en sluttning och ned till en skogsbäck avklingar försurningseffekten av skogsbränsleuttag. I det kortare tidsperspektivet syns skillnaderna tydligast i markvattnet medan de bedöms vara små i de flesta ytvatten. På mycket lång sikt (flera skogsgenerationer) kan ytvattenförsurning kopplat till skogsbränsleuttag komma att uppträda särskilt i avrinningsområden i sydvästra Sverige med hög havssaltdeposition och jordar tillräckligt djupa för att generera alkalinitet under delar av året. I permanent sura skogsbäckar, som dränerar grunda jordar, är effekten av skogsbränsleuttag sannolikt försumbar. På vattenförekomstnivå, dvs. den indelning som används inom vattenförvaltningen, påverkas vattnets surhetstillstånd vanligtvis även av andra markslag och olika markanvändning, vilket minskar möjligheten att påvisa effekter av skogsbränsleuttag.

För att motverka försurningseffekterna i mark och vatten rekommenderar Skogsstyrelsen (2008) askåterföring om nettobortförsel av basverkan vid grotuttag motsvarande mer än 0,5 ton aska/ha. Under denna gräns bedöms påverkan såpass liten

att den inte står i konflikt med miljö kvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*. Av ekonomiska skäl är det dessutom mycket få arealer med så låg bonitet på vilka skogsbränsleuttag troligtvis sker. Askåterföring ger oftast direkta effekter på pH och basmättnad framför allt i markens humusskikt och efter några år även i den övre mineraljorden. Askåterföring kan även höja ytvattnets buffertkapacitet, men effekten blir liten med de nuvarande rekommendationerna (3 ton/ha eller upp till 6 ton/ha under en skogs generation). Högre doser än de rekommenderade, samt behandling av bäcknära zoner och torvmark, kan öka effekten i ytvatten. Den positiva effekten bör dock vägas mot negativa effekter som t.ex. omfördelning av tungmetaller via askan samt ökad mobilitet av kadmium och andra metaller.

Enligt beräkningar från 2013 kan 300 000 ton aska produceras årligen, om man även tillåter askor där zink-, fosfor- och kaliumkoncentrationerna är lägre än målnivåerna (Monica Löveström, Svenska Energiaskor, pers. komm). Askmängderna varierar mellan åren, beroende på marknaden för bioenergi produkter. På grund av den rådande marknadssituationen kan askmängderna antas vara mindre för närvarande. Med den rekommenderade dosen 3 ton/ha skulle 300 000 ton aska möjliggöra askåterföring på 100 000 ha avverkad skogsmark. Slutavverkningsarealen uppgår dock till ca 200 000 ha årligen, vilket begränsar möjligheten att uppnå miljömålet på en nationell nivå för scenarierna med 60 eller 80 % grotuttag på landskapsnivå. I teorin är askmängden, enligt beräkningarna, tillräcklig för att kompensera grotuttag på 50 % av den slutavverkade arealen. Under 2014, anmäldes grotuttag för 105 000 ha av den slutavverkade arealen, och på ungefär hälften av den anmälda arealen genomfördes grotuttag (www.skogsstyrelsen.se/en/AUTHORITY/Statistics/).

6.4.2 Förutsättningar för tabellen

Tabellen gäller under förutsättning att askåterföring utförs enligt Skogsstyrelsens rekommendationer, om grot tas ut på maximalt 50 % av hyggena. Vid grotuttag på 60 % av hyggena eller högre har därmed bedömningen gjorts att askan inte räcker till, baserat på beräkningarna ovan.

6.4.3 Kommentarer till tabellen

Tabellen visar på störst effekter på beståndsnivå, och sedan avtagande effekter ut mot ytvattnet. I större ytvatten än källvattendrag bedöms det inte finnas några effekter. Utan askåterföring skulle samtliga scenarier uppvisa samma mönster, eftersom det framför allt är marken som påverkas av uttagen, och då är det hur mycket som tas ut på beståndsnivå som är viktigast för försurningsmålet, inte hur mycket som tas ut i landskapet. Här inkluderas dock askåterföring enligt Skogsstyrelsens rekommendationer, med den begränsningen att asktillgången är begränsad. Enligt beräkningarna ovan kan askåterföringen kompensera fullt ut endast i scenarierna som inkluderar maximalt 40 % grotuttag.

6.4.4 Möjlighet att öka skogsbränsleuttaget

Om askmängderna kan ökas, alternativt om askan kan kompletteras med tillförsel av andra basiska gödselmedel, skulle grotuttag kunna göras på en större andel av hyggena, utan negativ påverkan på miljö kvalitetsmålet *Bara naturlig försurning*.

6.5 Uttag av grot och stubbar: Ingen övergödning

6.5.1 Hur påverkas miljökvalitetsmålet av skogsbränsleuttag

Den nya kunskapssammanställningen (kapitel 5) har befast kunskapen från den tidigare (de Jong m. fl. 2012), samt kommit fram med ny kunskap framför allt vad gäller potentiella effekter av stubbuttag på risken för kväveutlakning.

Uttag av grot innebär 2–3 gånger större bortförsel av kväve än enbart stamuttag. Även uttag av stubbar ökar kvävebortförseln, men kvävehalten i stubbar är avsevärt lägre än i grot, så effekten är betydligt mindre. Den ökade kvävebortförseln innebär en ”kvävelättnad”, som kan leda både till mindre kväveutlakning i hyggesfasen och mindre kväveupplagring i skogsmarken. Det ökade uttaget är därmed positivt för miljökvalitetsmålet Ingen övergödning.

Uttag av stubbar kan även påverka kväveutlakningen genom att markstörningarna i samband med uttaget kan påverka nedbrytning och reducera växttäckets, och därmed öka risken för kväveutlakning. Nya modellstudier har även visat att stubbar och rötter kan vara en viktig kvävesänka, vilket kan ytterligare öka risken för kväveutlakning vid stubbskörd. Det empiriska stödet för detta är dock hittills bristfälligt, och fortsatta studier av detta behövs för att kunna kvantifiera eventuella effekter.

Risken för ökad kväveutlakning efter askåterföring, på grund av ökat pH, bedömdes i de Jong m. fl. (2012) ha ytterst begränsad påverkan på kväveutlakningen, om den utförs enligt Skogsstyrelsens rekommendationer. Den nya kunskap som kommit fram i denna kunskapssammanställning föranleder ingen ändring av den slutsatsen.

6.5.2 Förutsättningar för tabellen

En viktig förutsättning för bedömningen av hur skogsbränsleuttag påverkar miljökvalitetsmålet Ingen övergödning, är att kvävegödslingen begränsas till Skogsstyrelsens rekommenderade maxgivor. Detta innebär även att enbart konventionell gödsling utförs, inte behovsanpassad gödsling. En annan förutsättning är att askåterföring utförs med de doser, kvaliteter och rumsliga begränsningar som anges i Skogsstyrelsens rekommendationer.

6.5.3 Kommentarer till tabellen

Varken grotuttag eller uttag av stubbar bedöms ha någon stor påverkan på miljökvalitetsmålet Ingen övergödning, där andra källor, till exempel jordbruk och avloppsreningsverk, dominerar. Grotuttag har dock en potentiell positiv effekt genom den kvävelättnad som uttaget innebär, medan det finns en risk för en viss ökning av kväveutlakning vid uttag av stubbar. Mot bakgrund av detta bedömdes effekten av grotuttag (40–80 % av landskapet) på miljökvalitetsmålet som positiv i markvattnet för de scenarier där uttaget av stubbar gjordes på maximalt 10 % av landskapet. Vid stubbuttag på större andel av landskapet (20–30%) bedömdes den positiva effekten i markvattnet av grotuttag motverkas av den negativa effekten av stubbuttag, och för dessa scenarier bedömdes därför nettoeffekten vara ± 0 . Oberoende av skördenivå bedömdes nettoeffekten för ytvattnet som icke signifikant. Det finns risk för ökad utlakning av kväve efter askåterföring i hyggesfasen, men påverkan på miljökvalitetsmålet Ingen övergödning bedömdes vara försumbar.

6.5.4 Möjlighet att öka skogsbränsleuttaget

En ökning av grotuttaget skulle inte stå i konflikt med miljökvalitetsmålet Ingen övergödning, utan skulle snarare bidra till kvävelättnaden vilket är positivt för målet. En ökning av stubbuttaget skulle däremot kunna innebära en ökad risk för kväveutlakning, eftersom en kvävesänka tas bort, nedbrytningen riskerar öka och växttäckets kan minska. Slutsatserna förutsätter att kantzoner med vegetation lämnas längs sjöar och vattendrag och att inga markstörningar i form av transporter, stubbrytning eller askåterföring förekommer i dessa zoner.

6.6 Synergier och konflikter mellan mål

Riksdagen har beslutat om att alla miljökvalitetsmål ska uppnås. Det finns inte någon gradering eller prioritering av mål. Samtidigt är det uppenbart att uppfyllelsen av målen påverkar varandra. I vissa fall drar målen åt samma håll. En ökad produktion skulle t.ex. underlätta för att nå målet Begränsad klimatpåverkan. En ökad produktion skulle dock kunna medföra att andra mål blir svårare att nå, t.ex. Levande skogar. Ett annat exempel är att en kraftigt ökad askåterföring skulle vara gynnsamt för Endast naturlig försurning, men ger en ökad risk för att undermåliga askor används, vilket gör det svårare att nå målet En giftfri miljö. Resonemanget är givetvis förenklat. Om konflikt mellan måluppfyllelsen uppstår eller ej beror inte bara på om produktionen ökar utan också på vilket sätt. Det finns hänsynsregler inom skogsbruket som är väl motiverade utifrån flera av målen, t.ex. skydd av vatten och åtgärder för att undvika körskador är gynnsamt för produktion, biodiversitet och miljögifter.

Det har också betydelse vilken rumslig och tidsmässig skala man beaktar. Det är inte möjligt att uppnå alla mål samtidigt på en och samma plats, dvs. enda möjligheten att uppnå alla mål är att beakta ett större område, ett landskap, under en längre tid, t.ex. en eller flera skogsgenerationer. Flera av målen har en landskapsansats, men det tidsperspektiv som används är kort. År 2020 ska flera av målen vara uppnådda, vilket är mycket kort tid när man beaktar skogslandskapet. I vår analys beaktar vi inte om målen kommer att uppnås eller ej, bara om åtgärderna påverkar möjligheten att nå målet.

6.7 Beräkning av energivärden

I tabell 6.5 visas energipotentialen i den skördade biomassen givet de olika skördeintensitetsscenarier som använts i tabellerna 6.1–6.4. Energipotentialen har skattats genom att utnyttja referensscenariot i de senaste skogliga konsekvensanalyserna från 2015 (Skogsstyrelsen, 2015). Referensscenariot i SKA 15 innebär i korthet att skogs-skötseln bedrivs ungefär som idag, dvs med en uttagsnivå som ligger under tillväxten med ambitioner i skogsskötseln i nivå med dagens. Till scenariot har lagts IPCCs klimatscenario RCP4,5, med en måttlig ökning av koldioxid i atmosfären med en koncentrationskulmination år 2040, vilket antas öka skogsproduktionen något över tid. Detta påverkar emellertid inte utfallet under den första 10-årsperioden (2010–2019) vilken redovisas här. Energiinnehållet i skördad grot och skördade stubbar har antagits vara 4,9 MWh per ton torr biomassa.

6.8 Hur stort uttag av skogsbränsle är möjligt?

Skogsbruk innebär påverkan på skogsekosystemet. Om denna påverkan ska betraktas som positiv eller negativ, acceptabel eller oacceptabel beror på vilka värderingar som råder i samhället. För att kunna göra en objektiv bedömning har vi valt att relatera till

de skogspolitiska målen samt till miljö kvalitetsmålen. En påverkan som försvårar måluppfyllelsen blir därmed negativ, medan en påverkan som underlättar måluppfyllelsen blir positivt. En åtgärd som har avsevärt försvårat måluppfyllelsen skulle då kunna betraktas som oacceptabel, såvida inte det går att kompensera med andra åtgärder.

Effekterna av skogsbränsleuttag är komplexa, och det finns all anledning att följa upp konsekvenserna, och som vi har visat kan effekterna både vara negativa och positiva. Den mest positiva effekten får man på klimatmålet, en faktor som dock inte ingår i det här syntesarbetet. Vår bedömning är att de största riskerna, och de faktorer som mest begränsar skogsbränsleuttaget, är kopplat till försurning och biodiversitet. Försurningsrisken begränsar grotuttaget, medan biodiversitetsrisken begränsar stubbuttaget.

Till skillnad från uttag av grot och stubbar, som behöver begränsas för att miljö kvalitetsmålen ska kunna uppnås, finns det andra sortiment där ett uttag skulle kunna underlätta miljömålsuppfyllelsen. Ett exempel är sly från åkerkanter, hagmarker, vägkanter, kraftledningsgator mm. Potentialen har beräknats till ca 10 TWh per år (Emanuelsson m. fl. 2014). Ett annat exempel är igenväxande lövskogar varav många har höga naturvärden till följd av förekomst av grova, solexponerade lövträd. Dessa bestånd brukas inte och efter hand som de växer igen försvinner många av naturvärdena.

Problemet med att nyttja dessa resurser är emellertid att ett uttag också kan göra stor skada om man gör på fel sätt och tar energivard från fel ställe. Utan mer tydliga rekommendationer och styrmedel är kanske till och med riskerna större än fördelarna för biodiversiteten. Skogsbränsleuttag kan, utifrån miljömålspekten, i bästa fall bli ett incitament för naturvårdande skötsel, men i sämsta fall omförs skog- och buskmark som tidigare inte varit intressant för produktion till produktionsmarker.

En annan form av biobränsleuttag är s.k. lågskogsbruk. Lågskogsbruk är en form av lövskogsskötsel som går ut på att regelbundet kapa lövträden, men att alltid behålla en sockel som skjuter nya skott. Skottskogar och hamlingsskogar är två varianter av lågskogsbruk. Även denna variant av skogsbruk skulle, om den görs på rätt sätt, kunna vara positivt för möjligheten att nå miljömålen. Beräkningar visar att lågskogsbruk skulle kunna bidra till minst 5 TWh per år om tillgängliga marker (restmarker i jordbrukslandskapet, ängs- och hagmarker, väg- och järnvägsområden, kraftledningsgator, tätortsnära parker och friluftsområden mm.) används för lågskogsbruk (Ebenhard m. fl. 2013).

Sammantaget, baserat på litteraturgenomgången och expertbedömningarna, finner vi att det finns en stor potential för uttag av skogsbränsle utan negativ miljöpåverkan, dvs. utan att produktions- och miljömålsuppfyllelsen försvåras. Av de scenarier som användes för uttag av grot och stubbar blev resultatet från expertbedömningarna att ett grotuttag på 40 % av alla föryngringsytor vore acceptabelt ur försurningssynpunkt. Diskussionen ledde fram till att till och med 50 % vore acceptabelt, dock under förutsättning att askåterföring tillämpas. Vidare bedömdes ett stubbuttag på 20 % av föryngringsytorna som acceptabelt ur biodiversitetssynpunkt (tabell 6.1–6.4). Detta motsvarar ett energivärde på 27 TWh (inklusive energi från gallringsvirke). Energivärdena visas i tabell 6.5 dock endast från de utvalda scenarierna, och eftersom bedömningen hamnade på 50 % grotuttag finns inte värdet 27 TWh med i tabellen. Om man till detta lägger till energipotentialen för sly hamnar man på sammanlagt 30–40 TWh, vilket kan jämföras med dagens uttag på 10 TWh.

Skogsbränsleuttag är inte lämpligt på alla marker, t.ex. bör fuktiga eller blöta marker, skogar med naturvärden, områden nära nyckelbiotoper eller skyddad skogsmark undvikas. Skogsstyrelsens rådgivning spelar här stor roll, men i brist på tydligare styrning på landskapsnivå där specifik hänsyn tas för olika skogstyper måste vi utgå ifrån att även en viss areal olämpliga marker påverkas av uttag. Risken för detta ökar ju större uttaget är och om en stor andel av årsavverkningsarealen berörs av skogsbränsleuttag kan negativ påverkan troligen inte undvikas. Detta gäller alla miljövariabler och skogsproduktion, men är tydligast begränsande när det gäller biodiversiteten. Detta har vägts i den slutliga bedömningen och drar ner möjligheterna till skogsbränsleuttag.

Tabell 6.1. Bedömda konsekvenser på skogsproduktionen på kort och lång sikt av olika uttagsnivåer av grot och stubbar i slutavverkning och grot i gallring. Uttagets andel av bruttopotentialen bygger på antagandet att 70 % av den tillgängliga biomassan i grot och stubbar tas ut på en avverkning. Den gula markeringen visar var största möjliga uttag med minst negativ påverkan ligger.

| Sortiment | Andel av total årlig avverkningsareal där uttag görs (%) | | Uttagets andel av bruttopotentialen (%) | | Produktion | | | |
|------------------|--|---------|---|---------|-----------------------|-----------|---------------------------|-----------|
| | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | Endast slutavverkning | | Slutavverkning + gallring | |
| | | | | | Kort sikt | Lång sikt | Kort sikt | Lång sikt |
| Grot och stubbar | 80 | 30 | 56 | 21 | ↘ | ↘ | ↘ | ↘ |
| | 60 | 30 | 42 | 21 | → | → | ↘ | ↘ |
| | 40 | 30 | 28 | 21 | → | → | ↘ | ↘ |
| | 80 | 20 | 56 | 14 | ↘ | ↘ | ↘ | ↘ |
| | 60 | 20 | 42 | 14 | → | → | ↘ | ↘ |
| | 40 | 20 | 28 | 14 | → | → | ↘ | ↘ |
| | 80 | 10 | 56 | 7 | → | → | ↘ | ↘ |
| | 60 | 10 | 42 | 7 | → | → | ↘ | ↘ |
| | 40 | 10 | 28 | 7 | → | → | ↘ | ↘ |
| | Endast grot | 80 | 0 | 56 | 0 | ↘ | ↘ | ↘ |
| 60 | | 0 | 42 | 0 | → | → | ↘ | ↘ |
| 40 | | 0 | 28 | 0 | → | → | ↘ | ↘ |

Tabell 6.2. Konsekvenser av olika uttagsnivåer av grot och stubbar, respektive endast grot för möjligheten att nå miljö kvalitetsmålen Levande skogar och Giffri miljö. Den gula markeringen visar var största möjliga uttag med minst negativ påverkan ligger.

| Sortiment | Andel av total årlig avverkningsareal där uttag görs (%) | | Uttagets andel av bruttopotentialen (%) | | Levande skogar, rikt växt- och djurliv | Giffri miljö | |
|------------------|--|---------|---|---------|--|--------------------|-----------|
| | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | | Kort och lång sikt | Kort sikt |
| Grot och stubbar | 80 | 30 | 56 | 21 | ↘ | → | → |
| | 60 | 30 | 42 | 21 | ↘ | → | → |
| | 40 | 30 | 28 | 21 | ↘ | → | → |
| | 80 | 20 | 56 | 14 | ↘ | → | → |
| | 60 | 20 | 42 | 14 | ↘ | → | → |
| | 40 | 20 | 28 | 14 | → | → | → |
| | 80 | 10 | 56 | 7 | ↘ | → | → |
| | 60 | 10 | 42 | 7 | → | → | → |
| | 40 | 10 | 28 | 7 | → | → | → |
| | Endast grot | 80 | 0 | 56 | 0 | ↘ | → |
| 60 | | 0 | 42 | 0 | → | → | → |
| 40 | | 0 | 28 | 0 | → | → | → |

Tabell 6.3. Konsekvenser av olika uttagsnivåer av grot och stubbar, respektive endast grot för möjligheten att nå miljö kvalitetsmålet ingen övergödning. Den gula markeringen visar var största möjliga uttag med minst negativ påverkan ligger.

| Sortiment | Andel av total årlig avverkningsareal där uttag görs (%) | | Uttagets andel av bruttopotentialen (%) | | Övergödning - N-läckage | | | | | |
|------------------|--|----|---|----|-------------------------|---------|--------------------------------------|---------|---------------|-----------|
| | | | | | Markvatten, bestånd | | Ytvatten | | | |
| | | | | | | | Källvattendrag, grunda jordar + NaCl | | Större vatten | |
| | | | | | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | Kort sikt | Lång sikt |
| Grot och stubbar | 80 | 30 | 56 | 21 | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 30 | 42 | 21 | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 30 | 28 | 21 | → | → | → | → | → | → |
| | 80 | 20 | 56 | 14 | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 20 | 42 | 14 | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 20 | 28 | 14 | → | → | → | → | → | → |
| | 80 | 10 | 56 | 7 | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 10 | 42 | 7 | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 10 | 28 | 7 | → | → | → | → | → | → |
| Endast grot | 80 | 0 | 56 | 0 | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 0 | 42 | 0 | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 0 | 28 | 0 | → | → | → | → | → | → |

Tabell 6.4. Konsekvenser av olika uttagsnivåer av grot och stubbar, respektive endast grot för möjligheten att nå miljökvalitetsmålet Endast naturlig försurning. Den gula markeringen visar var största möjliga uttag med minst negativ påverkan ligger. Pilar med stark lutning indikerar större effekt än pilar med svag lutning, för att illustrera skillnader i effekt mellan mark, markvatten och ytvatten av olika storlek.

| Sortiment | Andel av total årlig avverkningsareal där uttag görs (%) | | Uttagets andel av bruttopotentialen (%) | | Försurning | | | | | | | |
|------------------|--|---------|---|---------|---------------|-----------|----------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | | | | | Mark, bestånd | | Mark/vatten, bestånd | | Ytvatten | | | |
| | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | Kort sikt | Lång sikt | Kort sikt | Lång sikt | Kort sikt | Lång sikt | Kort sikt | Lång sikt |
| Grot och stubbar | 80 | 30 | 56 | 21 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 30 | 42 | 21 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 30 | 28 | 21 | → | → | → | → | → | → | → | → |
| | 80 | 20 | 56 | 14 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 20 | 42 | 14 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 20 | 28 | 14 | → | → | → | → | → | → | → | → |
| | 80 | 10 | 56 | 7 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 10 | 42 | 7 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 10 | 28 | 7 | → | → | → | → | → | → | → | → |
| Endast grot | 80 | 0 | 56 | 0 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 60 | 0 | 42 | 0 | ↘ | ↘ | → | → | → | → | → | → |
| | 40 | 0 | 28 | 0 | → | → | → | → | → | → | → | → |

Tabell 6.5. Den årliga energipotentialen i skördad biomassa givet de olika skördeintensitets-scenarierna. Skattningarna bygger på bruttopotentialer av biomassa enligt referensscenariot i skogliga konsekvensanalyser 2015 (Skogsstyrelsen 2015) för åren 2010–2019 och ett antaget energiinnehåll på 4,9 MWh per ton torrsubbstans. Den gula markeringen visar var största möjliga uttag med minst negativ påverkan ligger.

| Sortiment | Andel av total årlig avverkningsareal där uttag görs (%) | | Uttagets andel av bruttopotentialen (%) | | Energipotential (TWh per år) | |
|------------------|--|---------|---|---------|-------------------------------|-----------------------------------|
| | Grot | Stubbar | Grot | Stubbar | Endast förnygrings-avverkning | Förnygrings-avverkning + gallring |
| Grot och stubbar | 80 | 30 | 56 | 21 | 31 | 43 |
| | 60 | 30 | 42 | 21 | 26 | 35 |
| | 40 | 30 | 28 | 21 | 21 | 27 |
| | 80 | 20 | 56 | 14 | 28 | 39 |
| | 60 | 20 | 42 | 14 | 23 | 31 |
| | 40 | 20 | 28 | 14 | 17 | 23 |
| | 80 | 10 | 56 | 7 | 24 | 36 |
| | 60 | 10 | 42 | 7 | 19 | 28 |
| | 40 | 10 | 28 | 7 | 14 | 20 |
| Endast grot | 80 | 0 | 56 | 0 | 21 | 32 |
| | 60 | 0 | 42 | 0 | 16 | 24 |
| | 40 | 0 | 28 | 0 | 11 | 16 |

7 Förslag på framtida studier

Kunskapsläget är numera ganska bra när det gäller betydelsen av olika substrat, t.ex. olika former av död ved, för olika organismgrupper. För vissa vedlevande organismer är kunskapsläge dock något sämre, som t.ex. för steklar och tvåvingar. Vi vet en hel del för att kunna bedöma effekter på kort sikt och på beståndsnivå. Denna kunskap är dock inte tillräcklig för att kunna ge mer konkreta råd och bedöma hur mycket ved som kan tas ut utan negativa effekter. För att klara det krävs långsiktiga studier, helst på landskapsnivå. Några exempel på detta finns, men eftersom det finns en viss variation på respons mellan olika organismgrupper och landskap behövs fler exempel.

Ökad kunskap behövs för att förstå och kvantifiera biogeokemiska återkopplingar som modifierar effekten av skogsbränsleuttag och askåterföring. Kompletterande kunskap behövs om dessa återkopplingar, och om hur tillståndet (pooler och processer) påverkas i olika tidsperspektiv. En strategi för att kunna besvara dessa frågor rymmer flera komponenter bl.a. att uppmuntra utnyttjandet av nya mät- och analysmetoder samt att utveckla samverkan mellan modellering och empiriska studier i fältförsök. Fortsatta mätningar i befintliga långliggande fältförsök är viktiga. Etablering av nya långliggande försök är motiverat.

Vidare behövs mer kunskap om kopplingar mellan mark och ytvatten. Helträdsuttagets försurningseffekter på vattnets väg från inströmningsområde via utströmningsområde till små ytvatten i skogslandskapet behöver förbättras. Även kunskapen om var försurningskänsliga små ytvatten återfinns i landskapet behöver ökas.

Betydelsen av ökad jonstyrka och ackumulation av organisk substans (kol) i marken som orsaker till markförsurning behöver uppmärksammas. Markens totala aciditet (TA) har stark koppling till markens kolförråd. För att kunna skilja försurningseffekter av helträdsuttag från tidigare markanvändning och syradeposition behövs studier för att belysa effekten av markens kolhalt och tillförsel av havssalt.

Kunskapen om hur stubbskörd påverkar kväveminerisering och utlakning är bristfällig. Stubbskördens effekter bör jämföras med markberedning. Det finns ett behov av säkrare kunskap om metylering och demetylering av kvicksilver, och kopplingar till dessa miljöer till praktiskt skogsbruk.

Det finns ett behov av att utveckla metoder för att på beståndsnivå minska risken för att orsaka markskador som kan ge upphov till ökad kvicksilvermetylering efter avverkning.

När det gäller skogsproduktionsforskning är det viktigt att vidmakthålla och följa de väl designade försök som finns tillgängliga för att kunna fastställa tillväxteffekternas varaktighet, vad som händer vid upprepade uttag och för att i större material söka och förstå skillnader i respons mellan trädslag och ståndorter. Den kunskapen kan användas för säkrare prognoser om framtida råvarutillgångar och för att peka ut känsliga ståndorter där risken för produktionsförluster är som störst eller med andra ord där behovet av tillväxthöjande skogsskötselåtgärder är som störst för att kompensera för tillväxtminskningen.

Grottag i förnygringsavverkning kommer att utgöra en stor del av de primära skogsbränslena även i framtiden. Det finns idag data från förhållandevis många försök med helträdsuttag i förnygringsavverkning från den boreala och tempererade zonen. Prioritet i kommande forskningsprogram bör därför läggas på analyser som utnyttjar större datamaterial med målsättningen att ta fram kunskap om tillväxteffekternas storlek och varaktighet med hänsyn tagen till skillnader mellan försöksdesign och praktisk verksamhet, ståndort och trädslag. Vid prioritering av projekt baserade på enskilda försök bör prioritet ges till väl designade försök som inte avkastat vetenskapliga publikationer tidigare.

Åldersstrukturen på den svenska skogen kommer troligen på sikt att öka andelen av primära skogsbränslen från gallringar i takt med att arealen slutavverkningar går ner samtidigt som gallringsarealen ökar. Liksom i fallet med förnygringsavverkningar finns idag förhållandevis många försök med skogsbränsleuttag i gallring/röjning vilket talar för prioritering av projekt med ambitionen att analysera data från många försök tillsammans. Men i avsaknad av gallringsförsök i bl a Nordamerika finns här ett större utrymme för projekt baserade på enskilda försök – inte minst försök som studerar tillväxtpotentialen och skaderisken i täta oröjda ungskogor som gallrats/röjts geometriskt i samband med uttag av skogsbränsle (jfr. Karlsson m. fl. 2013). Innan det finns kunskap om hur denna typ av bestånd utvecklas med avseende på produktion och virkeskvalitet i framtida avverkningar kan ett sådant avverkningsmönster inte rekommenderas i stor skala. Här finns också utrymme för fler studier som visar på produktionspotentialen i nya typer av täta ungskogor (jfr. Backlund m. fl. 2012).

Även om bränsle från stubbar i dagsläget av olika skäl inte är så hett när detta skrivs så finns det skäl att studera produktionseffekter av stubbskörd vidare för att ha svar när/om marknaden växer till igen. Här finns få studier publicerade och mängden långsiktiga fältförsök är få varför det finns skäl att uppmuntra alla sådana studier. Det är viktigt att även produktionsaspekten på sikt studeras i de nya försök som lagts ut under programperioden i ett samarbete mellan akademien och skogsbruket med Energimyndigheten som medfinansier.

Då askans effekter på skogsproduktionen är begränsad på fastmark är det intressantare att fortsätta följa utvecklingen i försök där aska kombinerats med kvävegödsel för att få ett bättre underlag rörande gödslingseffektens storlek och varaktighet i förhållande till rena kvävegödselgivor. Att parallellt studera effekter på markkemi och framförallt ytvattenkemi är lämpligt. Då askans effekter på skogsproduktionen på dikade torvmarker är förhållandevis välkända bör sådana produktionsstudier kombineras med studier av den samtida effekten på till exempel mark och ytvattenkemi eller växthusgasbalanser.

Skogsbränsleuttagets positiva alternativt negativa konsekvenser och möjligheten att förena med produktions- och miljömål handlar till stor del om att göra rätt sak på rätt plats. Om alla som vill ska få kunna ta ut stubbar, grot, sly och intensivodla skog för biobränsle så finns det stora risker för negativ påverkan. En biobränslebaserad ekonomi ställer höga krav på styrning och mer forskning kring effektiva styrmedel är angeläget. Sannolikt behövs någon form av landskapsstrategier för att fullt ut kunna nyttja potentialen samtidigt som målen uppnås, men förslag på hur ett sådant system skulle kunna utformas saknas till stor del och behöver studeras ytterligare.

8 Tack

Vi vill särskilt tacka Anna Lundborg vid Energimyndigheten för stort stöd och hjälp under hela processen med att ta fram den här rapporten. Vidare tackar vi alla som har deltagit i workshops med expertmedverkan: Staffan Åkerblom, Stefan Andersson, Salim Belyazid, Ulla Bertills, Kevin Bishop, Anders Dahlberg, Line Djupström, Andreas Drott, Karin Eklöf, Hillevi Eriksson, Jens Fölster, Jon-Peter Gustafsson, Per Hazell, Henrik von Hofsten, Gunnar Isacson, Staffan Jacobsson, Therese Johansson, Mats Jonsell, Per-Erik Karlsson, Ariana Kubartova, Magnus Land, Tord Magnusson, Tryggve Persson, Thomas Ranius, Eva Ring, Peter Roberntz, Jörgen Rudolphi, Ulf Sikström, Britt-Marie Steenari, Johan Stendahl, Astrid Taylor, Jonas Victorsson, Håkan Wallander.

Rapporten har finansierats av Energimyndigheten.

9 Referenser

- Achat, D.L., Deleuze, C., Landmann G., Pousse, N., Ranger, J., Augusto L. 2015. Quantifying consequences of removing harvesting residues on forest soils and tree growth – A meta-analysis. *Forest Ecology and Management* 348, 124–141.
- Akselsson, C., Westling, O. 2005. Regionalized nitrogen budgets in forest soils for different deposition and forestry scenarios in Sweden. *Global Ecology and Biogeography* 14: 85–95.
- Andersson, J., Hjalten, J., Dynesius, M., 2012. Long-term effects of stump harvesting and landscape composition on beetle assemblages in the hemiboreal forest of Sweden. *For. Ecol. Manage.* 271, 75–80.
- Arvidsson, H., Lundkvist, H. 2003. Effects of crushed wood ash on soil chemistry in young Norway spruce stands. *Forest Ecology and Management*, 176–132.
- Augusto, L., Bakker, M.R., Meredieu, C. 2008. Wood ash applications to temperate forest ecosystems – potential benefits and drawbacks. *Plant and Soil*, 306: 181–198.
- Backlund, I., Bergsten, U., 2012. Biomass Production of Dense Direct-Seeded Lodgepole Pine (*Pinus contorta*) at Short Rotation Periods. *Silva. Fenn.* 46, 609–623.
- Bedel, L., A. Poszwa, G. van der Heijden, A. Legout, L. Aquilina, J. Ranger, 2016. Unexpected calcium sources in deep soil layers in low-fertility forest soils identified by strontium isotopes (Lorraine plateau, eastern France). *Geoderma* 264, Part A: 103–116 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.09.020>.
- Belyazid, S., Akselsson, C., Hellsten, S., Moldana, F., Kronnäs, V., Munthe, J. 2008. Modelleringsom verktyg vid miljöbedömning för uttag av skogsbränslen – En metodstudie. Slutrapport till Energimyndigheten P30513-1.
- Bergholm, J., Olsson, B.A., Vegerfors, B., Persson, T. 2015. Nitrogen flux after clear-cutting. Ground vegetation uptake and stump/root immobilisation reduce N leaching after experimental liming, acidification and N fertilisation. *Forest Ecology and Management*, 342: 64–75.
- Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Högbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sørensen, R., Zetterberg, T., Åkerblom, S. 2009. The effects of forestry on Hg bio-accumulation in nemoral/boreal waters and recommendations for good silvicultural practice. *AMBIO*, 38(7): 373–380.
- Bjurström, H. 2006. Organiska ämnen i askor. Rapport 994. Värmeforsk, Stockholm.
- Björkroth, G., Rosén, K. 1977. Biomassa och näringsmängder på fyra ståndorter. PHU report 49, Sveriges lantbruksuniversitet, SLU, Umeå, 20 sidor.
- Brandt, M., Ejhed, H., Rapp, L. 2009. Nutrient loads to the Swedish marine environment in 2006. Sweden's report for HELCOM's fifth pollution load compilation. Report 5995, Swedish Environmental Protection Agency, 93 pp.

- Brandtberg, P.-O., Olsson, B.A. 2012. Changes in the effects of whole-tree harvesting on soil chemistry during 10 years of stand development. *Forest Ecology and Management*, 277: 150–162.
- Börjesson, P., Hansson, J., Berndes, G. 2017 Future demand for forest-based biomass for energy purposes in Sweden. *Forest Ecology and Management* 383: 17–26
- Cintas, O., Berndes, G., Hansson, J., Poudel, B.C., Bergh, J., Börjesson, P., Egnell, G., Lundmark, T., Nordin, A. 2017. The potential role of forest management in Swedish scenarios towards climate neutrality by mid century. *Forest Ecology and Management* 383: 73–84
- Cleary, M.R., Arhipova, N., Morrison, D.J., Thomsen, I.M., Sturrock, R.N., Vasaitis, R., Gaitnieks, T., Stenlid, J., 2013. Stump removal to control root disease in Canada and Scandinavia: A synthesis of results from long-term trials. *Forest Ecology and Management* 290, 5–14.
- CLEO. 2014. Klimatförändringen och miljömålen. Climate change and the Environmental Objectives – CLEO. Rapport till Naturvårdsverket inför Fördjupad Utvärdering 2015.
- Curzon, M.T., D’Amato, A.W., Palik, B.J., 2014. Harvest residue removal and soil compaction impact forest productivity and recovery: Potential implications for bio-energy harvests. *Forest Ecology and Management* 329, 99–107.
- Dahlberg, A., Thor, G., Allmér, J., Jonsell, M., Jonsson, M., Ranius, T., 2011. Modelled impact of Norway spruce logging residue extraction on biodiversity in Sweden. *Can. J. For. Res.* 41, 1220–1232.
- de Jong, J., Akselsson, C., Berglund, H., Egnell, H., Gerhardt, K., Lönnberg, L., Olsson, B., von Stedingk, H. 2012. Konsekvenser av ett ökat uttag av skogsbränsle. En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram inom Skogsbränsle och Miljö 2007–2011. ER 2012:08. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- de Jong, J., Akselsson, C., Egnell, G., Löfgren, S., Olsson, B.A. 2017. Realizing the energy potential of forest biomass in Sweden – How much is environmentally sustainable? *Forest Ecology and Management* 383: 3–16. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>
- de Jong & Dahlberg 2017. Impact on species of conservation interest of forest harvesting for bioenergy purposes. *Forest Ecology and Management* 383: 37–48
- Dimitriou, I., Mola-Yudego, B. 2017. Poplar and willow plantations on agricultural land in Sweden: Area, yield, groundwater quality and soil organic carbon. *Forest Ecology and Management* 383: 99–107
- Ebenhard, T., Forsberg, M., Lind, T., Nilsson, D., Andersson, R., Emanuelsson, U., Eriksson, L., Hultåker, O., Iwarsson Wide, M., Ståhl, G., Ecke, F. 2017. Environmental effects of brushwood harvesting for bioenergy. *Forest Ecology and Management* 383: 85–98.
- Löfgren, O., Hörmfeldt, B., Eklund, U., Ericsson, P., Sörlin, D. 2002a. Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. *Ecological Bulletins*, 49: 165–171.

- Ecke, F., Löfgren, O., Sörlin, D. 2002b. Population dynamic of small mammals in relation to forest age and structural habitat factors in northern Sweden. *J. Appl. Ecol.* 39: 781–792.
- 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.
- Egnell G. 2016. Effects of slash and stump harvesting after final felling on stand and site productivity in Scots pine and Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 371: 42–49.
- Egnell G. 2017. A review of Nordic trials studying effects of biomass harvest intensity on subsequent forest production. *Forest Ecology and Management* 383: 27–36. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.09.019>
- Egnell, G., Bergh, J., Dahlberg, A., Rytter, L., Westling, O. 2006. Miljöeffekter av skogsbränsleuttag och askåterföring i Sverige. En syntes av Energimyndighetens forskningsprogram 1997 till 2004. Rapport ER 2006: 44. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Egnell, G., Leijon, B., 1997. Effects of different levels of biomass removal in thinning on short-term production of *Pinus sylvestris* and *Picea abies*. *Scand. J. Forest Res.* 12, 17–26.
- Egnell, G., Leijon, B., 1999. Survival and growth of planted seedlings of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* after different levels of biomass removal in clear-felling. *Scand. J. Forest Res.* 14, 303–311.
- Egnell, G., Nohrstedt, H.-Ö., Weslien, J., Westling, O., Örlander, G. 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen, Rapport 1, Jönköping.
- Egnell, G., Ulvcrona, K. 2015. Stand productivity following whole-tree harvest in pre-commercial thinning of Scots pine stands in Sweden. *Forest Ecology and Management* 340, 40–45.
- Egnell, G., Valinger, E., 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. *Forest Ecology and Management* 177, 65–74.
- Eklöf, K., Bishop, K. 2010. Miljöeffekter av stubbskörd på vattenkvaliteten. Slutrapport 30481-1. Energimyndigheten, Eskilstuna.
- Eklöf, K., Fölster, J., Sonesten, L., Bishop, K. 2012a. Spatial and temporal variation of THg concentrations in run-off water from 19 boreal catchments 2000–2010. *Environmental Pollution* 164, 102–109.
- Eklöf, K., Kraus, A., Weyhemeyer, G.A., Meili, M., Bishop, K. 2012b. Forestry influence by stump harvest and site preparation on methylmercury, total mercury, and other stream water chemistry parameters across a boreal landscape. *Ecosystems*, 15: 1308–1320.
- Eklöf, K., Meili, M., Åkerblom, S., von Brömssen, C., Bishop, K. 2013. Impact of stump harvesting on run-off concentrations of total mercury and methylmercury. *Forest Ecology and Management*, 290: 83–94.

- Eklöf, K., Schelker, J., Sørensen, R., Meili, M., Laudon, H., von Brömssen, C., Bishop, K. 2014. Impact of forestry on total and methyl-mercury in surface waters: distinguishing effects of logging and site preparation. *Journal of Environmental Science and Technology* 48: 4690–4698.
- Eklöf, K., Lidskog, R., Bishop, K. 2016. Managing Swedish forestry's impact on mercury in fish: Defining the impact and mitigation measures. *Ambio* 45, S163–S174. DOI: 10.1007/s13280-015-0752-7
- Emanuelsson, U., Ebenhard, T., Eriksson, L., Forsberg, M., Hansson, P-A., Hultåker, O., Iwarsson Wide, M., Lind, T., Nilsson, D., Ståhl, G. & Andersson, R. 2014. Landsomfattande slytåkt – potential, hinder och möjligheter. Centrum för biologisk mångfald, SLU. Uppsala.
- Filipsson, J., Nordén, B., 2001. Avbarrning av skogsbränsle. SkogForsk Arbetsrapport 488, pp. 1–15.
- Fleming, R.L., Leblanc, J.D., Hazlett, P.W., Weldon, T., Irwin, R., Mossa, D.S. 2014. Effects of biomass harvest intensity and soil disturbance on jack pine stand productivity: 15-year results. *Canadian Journal of Forest Research* 44, 1566–1574.
- Geijer, E., Andersson, J., Bostedt, G., Brännlund, R., Hjältén, J. 2014. Safeguarding species richness vs. increasing the use of renewable energy – The effect of stump harvesting on two environmental goals. *J. Forest Econ.* 20: 111–125.
- Gundersen, P., Schmidt, I., Raulund-Rasmussen, K., 2006. Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews* 14, 1–57.
- Gunnarsson, B., Nittérus, K., Wirdenäs, P. 2004. Effects of logging residue removal on ground-active beetles in temperate forests. *Forest Ecology and management* 201: 229–239.
- Gustafsson, J.P. 2016. Visual MINTEQ, ver. 3.1. <http://vminteq.lwr.kth.se>.
- Götmark, F., Paltto, H., Nordén, B., Götmark, E., 2005. Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *For. Ecol. Manage.* 214, 124–141.
- Götmark, F. 2013. Habitat management alternatives for conservation forests in temperate zone: review, synthesis, and implications. *Forest Ecol. Man.* 306: 292–307.
- Hansen, K., Kronnäs, V., Zetterberg, T., Setterberg, M., Moldan, F., Pettersson, P., Munthe, J., 2013. DiVa: The effect of ditch cleaning on discharge, water chemistry and benthos in forest ecosystems. IVL Swedish Environmental Research Institute. Report B2072, Stockholm.
- Haveraaen, O., 2014. Long-term effect of wood and peat ash on the growth of *Pinus sylvestris* on drained peatland, *Scandinavian Journal of Forest Research*, 29 (7), 669–674. DOI: 10.1080/02827581.2014.953995
- Hazlett, P.W., Morris, D.M., Fleming, R.L., 2014. Effects of Biomass Removals on Site Carbon and Nutrients and Jack Pine Growth in Boreal Forests. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 78, S183–S195.

- Hedwall P-O., Grip H., Linder S., Lövdahl L., Nilsson U., Bergh J. 2013. Effects of clearcutting and slash removal on soil water chemistry and forest-floor vegetation in a nutrient optimized Norway spruce stand. *Silva Fennica* 47:2, 1–16.
- Helmisaari, H-S., Kaarakka, L., Olsson, B., 2014. Increased utilization of different tree parts for energy purposes in the Nordic countries. *Scandinavian Journal of Forest Research* 29:4, 312–322,
- Hellsten, S., Akselsson, C., Hagberg, L. & Fuhrman, F. 2010. Effekter av skogsbränsleuttag på näringsämnesbalanser som underlag för avvägning mellan miljömål. IVL, Svenska Miljöinstitutet Rapport B 1880.
- Hellsten, S., Helmisaari, H-S., Melin, Y., Skovsgaard, J.P., Kaakinen, S., Kukkola, M., Saarsalmi, A., Petersson, H., Akselsson, C. 2013. Nutrient concentrations in stumps and coarse roots of Norway spruce, Scots pine and Silver birch in Sweden, Finland and Denmark. *Forest Ecology and Management*, 290: 40–48.
- Hjältén, J., Stenbacka, F., Pettersson, R.B., Gibb, H., Johansson, T., Danell, K., Ball, J.P., Hilszczanski, J. 2012. Micro and macro-habitat associations in saproxylic beetles: Implications for biodiversity management. *PLoS ONE* 7(7): e41100. doi:10.1371/journal.pone.0041100.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Kubin, E. 2011. Ground vegetation has a major role in element dynamics in an ash-fertilized cut-away peatland. *For. Ecol.Manage.* 261, 2081–2088.
- Huotari, N., Tillman-Sutela, E., Moilanen, M., Laiho, R., 2015. Recycling of ash – for the good of the environment? *Forest Ecology and Management* 348, 226–240.
- Holub, S.M., Terry, T.A., Harrington, C.A., Harrison, R.B., Meade, R., 2013. Tree growth ten years after residual biomass removal, soil compaction, tillage, and competing vegetation control in a highly-productive Douglas-fir plantation. *Forest Ecology and Management* 305, 60–66.
- Homyack, J.A., Aardweg, Z., Gorman, T., Chalcraft, D.R. 2013. Initial effects of woody biomass removal and intercropping of switchgrass (*Panicum virgatum*) on herpetofauna in eastern North Carolina. *Wildl. Soc. Bul.* 37: 327–335. DOI:10.1002/wsb.248.
- Homyack, J.A., Lucia-Simmons, K.E., Miller, D.A., Kalcounis-Rueppell, M. 2014. Rodent population and community responses to forest-based biofuel production. *J. Wildl. Man.* 78: 1425–1435. DOI: 10.1002/jwmg.786.
- Huusko, K., Tarvainen, O., Saravesi, K., Pennanen, T., Fritze, H., Kubin, E., Markkola, A. 2015. Short-term impacts of energy wood harvesting on ectomycorrhizal fungal communities of norway spruce saplings. *The ISME Journal* 9: 581–591.
- Hyvönen R, Olsson BA, Ågren GI. 2012. Dynamics of soil C, N and Ca in four Swedish forests after removal of tops, branches and stumps as predicted by the Q model. *Scandinavian Journal of Forest Research* 2012; 27: 774–786.
- Hämäläinen, A., Kouki, J., Löhmus, P. 2015. Potential biodiversity impacts of forest biofuel harvest: lichen assemblages on stumps and slash of scots pine. *Can. J. For. Res.* 45: 1239-1247. dx.doi.org/10.1139/cjfr-2014-0532.

- Ingerslev M, Hansen M, Pedersen LB, Skov S. 2014. *Forest Ecology and Management* 334: 10–17.
- Iwald, J., Löfgren, S., Stendahl, J., Karlton, E., 2013. Acidifying effect of removal of tree stumps and logging residues as compared to atmospheric deposition. *Forest Ecology and Management* 290, 49–58.
- Jacobson, S., Högbom, L., Ring, E., Nohrstedt, H.-Ö. 2004. Effects of wood ash dose and formulation on soil chemistry at two coniferous forest sites. *Water Air and Soil Pollution* 158, 113–125.
- Jacobson, S. 2013. Slutrapport P12699-2. Avverkningsresternas fördelning på hygget och dess påverkan på plantornas etablering och tillväxt.
- Jacobson, S., Filipsson, J. 1999. Trädresternas rumsliga fördelning efter slutavverkning – jämförelse mellan bränsleanpassad och konventionell metod. SkogForsk, Arbetsrapport nr 422. Uppsala 18 s.
- Jacobson, S., Lundström, H., Nordlund, S., Sikström, U., Pettersson, F., 2014. Is tree growth in boreal coniferous stands on mineral soils affected by the addition of wood ash? *Scand. J. Forest Res.* 29, 675–685.
- Johansson, M. 2014. Wood-ash application on forest soil – a meta-analysis of the effects on surface water acid-base chemistry. Examensarbete i markvetenskap, 30hp. Fakulteten för skogsvetenskap, Institutionen för skogens ekologi och skötsel. 2014:4, 47 pp. ISSN 1654–1898.
- Johansson, V., Felton, A., Ranius, T. 2016. Long-term landscape scale effects of bio-energy extraction on dead wood-dependent species. *Forest Ecol. Man.* 371: 103–113.
- Johnson, J., J. Aherne, T. Cummins, 2015. Base cation budgets under residue removal in temperate maritime plantation forests. *Forest Ecology and Management* 343(0): 144–156 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2015.01.022>.
- Johnson, D.W., Curtis, P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management*, 140, 227–238.
- Jonsell, M., Hansson, J., Wedmo, L. 2007. Diversity of saproxylic beetle species in logging residues in Sweden – comparisons between tree species and diameters. *Biological Cons.* 138: 89–99.
- Jonsell, M., Schröder, M. 2014. Proportions of saproxylic beetle populations that utilise clear-cut stumps in a boreal landscape – Biodiversity implications for stump harvest. *Forest Ecol. Man.* 334: 313–320.
- Jurevics A, Peichl M, Olsson B A, Strömgren M, Egnell G. 2016. Slash and stump harvest have no general impact on soil and tree biomass C pools after 32–39 years. *Forest Ecology and Management.* 371: 33–41.
- Juutilainen, K., Mönkkönen, M., Kotiranta, H., Halme, P. 2014. The effects of forest management on wood-inhabiting fungi occupying dead wood of different diameter fractions. *Forest Ecol Man.* 313: 283–291.
- Kaarakka, L., Tamminen, P., Saarsalmi, A., Kukkola, M., Helmisaari, H.-S., Burton, A.J., 2014. Effects of repeated whole-tree harvesting on soil properties and tree growth in a Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Forest Ecology and Management* 313, 180–187.

- Kardell, L., 1992. Vegetationsförändringar, plantetablering samt bärproduktion efter stubb- och riståkt. Rapport 50, Institutionen för skoglig landskapsvård, SLU, Uppsala.
- Karlsson, K., Tamminen, P., 2013. Long-term effects of stump harvesting on soil properties and tree growth in Scots pine and Norway spruce stands. *Scand. J. Forest Res.* 28, 550–558.
- Karlsson, L., Bergsten, U., Ulvcróna, T., Elfving, B., 2013. Long-term effects on growth and yield of corridor thinning in young *Pinus sylvestris* stands. *Scand. J. Forest Res.* 28, 28–37.
- Kataja-Aho, S., Pennanen, T., Lensu, A., Haimi, J., 2012a. Does stump removal affect early growth and mycorrhizal infection of spruce (*Picea abies*) seedlings in clear-cuts? *Scand. J. Forest Res.* 27, 746–753.
- Kataja-aho, S., Smolander, A., Fritze, H., Norrgard, S., Haimi, J., 2012b. Responses of Soil Carbon and Nitrogen Transformations to Stump Removal. *Silva. Fenn.* 46, 169–179.
- Kataja-aho, S., Hannonen, P., Liukkonen, T., Rosten, H., Koivula, M.J., Koponen, S., Haimi, J. 2016. The arthropod community of boreal Norway spruce responds variably to stump harvesting. *Forest Ecol. Man.* 371: 75–83.
- Kronberg R-M. 2014. The Boreal Journey of Methyl Mercury. From Forest Harvest to Black Alder Swamps. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae*, 2014:11. ISBN 978-91-576-7971-0 (digital version)
- Kronberg, R-M., Drott, A., Jiskra, M., Wiederhold, J.G., Björn, E., Skyllberg, U. 2016. Forest harvest contribution to boreal freshwater methyl mercury load. *Global Biogeochemical Cycles* 30, 825–843. doi:10.1002/2015GB005316
- Kubart, A., Vasaitis, R., Stenlid, J., Dahlberg, A. 2016. Fungal communities in norway spruce stumps along a latitudinal gradient in Sweden. *Forest Ecol. man.* 371: 50–58.
- Larsson, L., Lind, L., Bjurström, H. 2008. En orienterande screening av organiska ämne i askor. Rapport 1082. Värmeforsk, Stockholm.
- Lassauce, A., Lieutier, F., Bouget, C. 2012. Wood-fuel harvesting and biodiversity conservation in temperate forests: Effects of logging residue characteristic on saproxylic beetle assemblages. *Biological Conservation* 147: 204–212.
- Lodenius, M., Soltanpour-Gargari, A., Tulisalo, E., Henttonen, H. 2002. Effects of ash application on cadmium concentration in small mammals. *J. Environ. Qual.* 31, 188–192
- Lucas, R.W., Holmström, H., Lämås, T., 2014. Intensive forest harvesting and pools of base cations in forest ecosystems: A modeling study using the Heureka decision support system. *Forest Ecology and Management* 325, 26–36.
- Löfgren, S., Fröberg, M., Yu, J. Nisell, J., Ranney, B. 2014b. Water chemistry in 179 randomly selected Swedish headwater streams related to forest production, clear-felling and climate. *Environmental Monitoring and Assessment* 186(12): 8907–8928 doi:10.1007/s10661-014-4054-5.
- Löfgren, S., Kahlert, M., Johansson, M., Bergengren, J. 2009. Classification of two Swedish forest streams in accordance with the EU water framework directive. *Ambio.* 38(7): 394-400. <http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447-38.7.394>

- Löfgren, S., Skyllberg, U, Gustafsson, J.P. 2015a. How does forest biomass production acidify soils and surface waters in comparison with mineral acids? , Rapport till Naturvårdsverket, Diarienummer NV-02134-13, 20 februari 2015, 73 pp.
- Löfgren, S., Ågren, A., Gustafsson, J.P., Olsson, B.A., Zetterberg, T. 2017. Impact of whole-tree harvest on soil and stream water acidity in southern Sweden based on HD-MINTEQ simulations and pH-sensitivity. *Forest Ecology and Management*. 383: 49–60. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.07.018>
- Löfgren, S., Stendera, S., Grandin, U. 2014a. Long-term effects on nitrogen and benthic fauna of extreme climatic events – examples from two headwater streams. *Ambio* 43: 58–76. <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-014-0562-3>
- Löfgren, S., Åberg, A., Zetterberg, T. 2015b. Slutrapport för projektet ”Skogsbränsleuttagets försurningspåverkan på ytvatten – utveckling av bedömningsverktyg (del 2)” (Projekt nr 31708-2, Energimyndigheten dnr 2011-003513), 31 sidor.
- Magnusson, T. 2017. Long-term effects of stump harvest on mercury and general chemistry in discharge water. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 32, 230–238.
- Moilanen, M., Fritze, H., Nieminen, M., Piirainen, S., Issakainen, J., Piispanen, J. 2006. Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226, 153–160.
- Moilanen, M., Hytonen, J., Leppala, M., 2012. Application of wood ash accelerates soil respiration and tree growth on drained peatland. *Eur. J. Soil Sci.* 63, 467–475.
- Moilanen, M., Saarsalmi, A., Kukkola, M., Issakainen, J., 2013. Effects of stabilized wood ash on nutrient status and growth of Scots pine – Comparison between uplands and peatlands. *Forest Ecology and Management* 295, 136–144.
- Morris, D.M., Kwiaton, M.M., Duckert, D.R., 2014. Black spruce growth response to varying levels of biomass harvest intensity across a range of soil types: 15-year results. *Canadian Journal of Forest Research* 44, 313–325.
- Naturvårdsverket, 2012. Steg på vägen. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2012. Naturvårdsverket Rapport 6500.
- Naturvårdsverket, 2014. Miljömålen. Årlig uppföljning av Sveriges miljökvalitetsmål och etappmål 2014. Naturvårdsverket, rapport 6608. ISBN 978-91-620-6608-6, 307 sidor.
- Naturvårdsverket, 2015a. Mål i sikte. Analys och bedömning av de 16 miljökvalitetsmålen i fördjupad utvärdering, volym 1. Naturvårdsverket, rapport 6662, ISBN 978-91-620-6683-3, 436 sidor.
- Naturvårdsverket, 2015b. Mål i sikte. Analys och bedömning av de 16 miljökvalitetsmålen i fördjupad utvärdering, volym 2. Naturvårdsverket, rapport 6662, ISBN 978-91-620-6684-0, 466 sidor.
- Nilsson, T. 2007. Långsiktiga effekter på avrinningskemi efter askåterföring. Resultat från Snip tjärn/Kullarna-området, Hälsingland. Projekt rapport, Institutionen för skoglig marklära. SLU, Uppsala.
- Nitterus, K., Gunnarsson, B. 2006. Effect of microhabitat complexity on the local distribution of arthropods in clear-cuts. *Env. Ent.* 35: 1324–1333.

- Nordén, J., Penttilä, R., Siitonen, J., Tomppo, E., Ovaskainen, O., 2013. Specialist species of wood-inhabiting fungi struggle while generalists thrive in fragmented boreal forests. *J. Ecol.* 101, 701–712.
- Nordén, B., Ryberg, M., Götmark, F., Olausson, B. 2004. Relative importance of coarse and fine woody debris for the diversity of wood-inhabiting fungi in temperate broadleaf forests. *Biol. Cons.* 117: 1–10.
- Nurmi, J. 2007. Recovery of logging residues for energy from spruce (*Pices abies*) dominated stands. *Biomass Bioenerg.* 31, 375–380.
- Ols, C., Victorsson, J., Jonsell, M. 2013. Saproxyllic insect fauna in stumps on wet and dry soil: Implications for stump harvest. *Rorest Ecol. Manag.* 290: 15–21.
- Olsson, B.A., Bergholm, J., Alavi, G. 2013. Kväveutlakning efter skörd av intensivodlad gran. Slutrapport till Energimyndigheten, projekt 35254-1. 23s.
- Olsson, B.A., Brandtberg, B-O., Zetterberg, T. 2015. Effekter av grotuttag på markens näringsförråd och försurningen av mark och vatten. Slutrapport till Energimyndigheten, projekt 35214-1, 30 sidor.
- Olsson, B., Bergholm, J., Alavi, G. 2013. Kväveutlakning efter skörd av intensivodlad gran. Slutrapport till energimyndigheten, projekt 35254-1.
- Olsson, B.A., Lundkvist H, Staaf H. 2000. Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. *Plant and Soil* 223: 161–173.
- Olsson, B.A., Hannrup, B., Jönsson, M., Larsolle, A., Nordström, M., Mörtberg, U., Rudolphi, J., Strömgren, M. 2016. A decision support model for individual tree stump harvesting options based on criteria for economic return and environmental protection. *Scandinavian Journal of Forest Research*. doi: 10.1080/02827581.2016.1236983
- Olsson, B.A., Staaf, H., Lundkvist, H., Bengtsson, J., Rosén, K. 1996. Carbon and nitrogen in coniferous forest soils after clear-felling and harvesting of different intensity. *Forest Ecology and Management* 82: 19–32
- Olsson, B.A., Åkerblom, S., Bishop, K., Eklöf, K., Ring, E. 2017. Does the harvest of logging residues and wood ash application affect the mobilization and bioavailability of trace metals? *Forest ecology and Management* 383: 61–72.
- Olsson, J., Johansson, T., Jonsson, BG., Hjältén, J., Edman, M., Ericson, L. 2012. Landscape and substrate properties affect species richness and community composition of saproxyllic beetles. *Forest Ecology and Man.* 286: 108–120.
- Palvainen, M., Finér, L. 2012. Estimation of nutrient removals in stem-only and whole-tree harvesting of Scots pine, Norway spruce, and birch stands with generalized nutrient equations. *European Journal of Forest Research* 131, 945–964.
- Palviainen, M., L. Finér, R. Laiho, E. Shorohova, E. Kapitsa., I. Vanha-Majamaa. 2010. Carbon and nitrogen release from decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps. *Forest Ecology and Management* 259, 390–398.
- Persson, T., Lenoir, L., Vegerfors, B. (2013) Which macroarthropods prefer tree stumps over soil and litter substrates? *Forest Ecology and Management*, 290, 30–39.

- Peltola, S., Kilpelainen, H., Asikainen, A., 2011. Recovery rates of logging residue harvesting in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karsten) dominated stands. *Biomass Bioenerg.* 35, 1545–1551.
- Piirainen S, Domisch T, moilanen M., Nieminen, M. 2013. Long-term effects of ash fertilisation on runoff water quality from drained peatland forests. *Forest ecology and Management* 287: 53–66.
- Ponder, F., Jr., Fleming, R.L., Berch, S., Busse, M.D., Elioff, J.D., Hazlett, P.W., Kabzems, R.D., Kranabetter, J.M., Morris, D.M., Page-Dumroese, D., Palik, B.J., Powers, R.F., Sanchez, F.G., Scott, D.A., Stagg, R.H., Stone, D.M., Young, D.H., Zhang, J., Ludovici, K.H., McKenney, D.W., Mossa, D.S., Sanborn, P.T., Voldseth, R.A., 2012. Effects of organic matter removal, soil compaction and vegetation control on 10th year biomass and foliar nutrition: LTSP continent-wide comparisons. *Forest Ecology and Management* 278, 35–54.
- Rahman, A., Viiri, H., Pelkonen, P., Khanam, T. 2015. Have stump piles any effect on the pine weevil (*Hylobius abietis* L.) incidence and seedling damage? *Global Ecology and Conservation* 3, 424–432.
- Ranius, T., Caruso, A., Jonsell, M., Juutinen, A., Thor, G., Rudolphi, J., 2014. Dead wood creation to compensate for habitat loss from intensive forestry. *Biol. Conserv.* 169, 277–284.
- Reid, C., Watmough, S. A. 2014. Evaluating the effects of liming and wood-ash treatment on forest ecosystems through systematic meta-analysis. *Canadian Journal of Forest Research* 44(8): 867–885 doi:10.1139/cjfr-2013-0488.
- Riek, W., Russ, A., Martin, J. 2012. Soil acidification and nutrient sustainability of forest ecosystems in the northeastern German lowlands – Results of the national forest soil inventory. *Folia Forestalia Polonica* (series A) 54:3, 187–195.
- Ring, E., Högbom, L., Jacobson, S., Jansson, G., Lundström, H. 2015b. Askåterföring till skogsmark: Vad är effekten efter 17 år? Sammanfattning av slutrapport för STEM projekt P35205-1.
- Ring, E., Högbom, L., Jacobson, S., Krook, M. 2015c. Effekter i nya skogsgenerationen av tidigare asktillförsel – hur påverkas markvattenkemi, markvegetation och förnygring? Sammanfattning av slutrapport för STEM projekt P38173-1.
- Ring, E., Högbom, L., Nohrstedt, H-Ö., Jacobson, S. 2015a. Soil and soil-water chemistry below different amounts of logging residues at two harvested forest sites in Sweden. *Silva Fennica* vol. 49 no. 4 article id1265. <http://dx.doi.org/10.14214/sf.1265>
- Ring, E., Jacobson, S., Nohrstedt, H-Ö. 2006. Soil-solution chemistry in a coniferous stand after adding wood ash and nitrogen. *Canadian Journal of Forest Research* 36, 153–163.
- Rubene, D., Wikars, L-O., Ranius, T. 2014. Importance of high quality early-successional habitats in managed forest landscapes to rare beetle species. *Biodivers Conserv* 23: 449–466.
- Rudolphi, J., Strengbom, J. 2016. No support for long-term effects of commercial tree stump harvest on understory vegetation. *Forest Ecol. Man.* 371: 84–89.

- Rutting, T., Bjork, R.G., Meyer, A., Klemetsson, L., Sikstrom, U., 2014. Reduced global warming potential after wood ash application in drained Northern peatland forests. *Forest Ecology and Management* 328, 159–166.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Kukkola, M., Moilanen, M., Saramaki, J., 2012. 30-Year effects of wood ash and nitrogen fertilization on soil chemical properties, soil microbial processes and stand growth in a Scots pine stand. *Forest Ecology and Management* 278, 63–70.
- Saarsalmi, A., Smolander, A., Moilanen, M., Kukkola, M., 2014. Wood ash in boreal, low-productive pine stands on upland and peatland sites: Long-term effects on stand growth and soil properties. *Forest Ecology and Management* 327, 86–95.
- Saarsalmi, A., Tamminen, P., Kukkola, M., Hautajarvi, R., 2010. Whole-tree harvesting at clear-felling: Impact on soil chemistry, needle nutrient concentrations and growth of Scots pine. *Scand. J. Forest Res.* 25, 148–156.
- Saksa, T., 2013. Regeneration after stump harvesting in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 290, 79–82.
- Simonsson, M., J. Bergholm, B. A. Olsson, C. v. Brömssen & I. Öborn, 2015. Estimating weathering rates using base cation budgets in a Norway spruce stand on podzolised soil: Analysis of fluxes and uncertainties. *Forest Ecology and Management* 340(0): 135–152 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.024>.
- Skogsstyrelsen 2008. Rekommendationer vid uttag av avverkningsrester och askåterföring. Meddelande 2-2008. Skogsstyrelsen, Jönköping, 28 sidor.
- Skogsstyrelsen 2015. Skogliga konsekvensanalyser 2015 – SKA 15. Rapport 10 2015. (<http://shop.skogsstyrelsen.se/sv/publikationer/rapporter/skogliga-konsekvensanalyser-2015-ska-15.html>)
- Staaf, H., Olsson, B.A. 1994. Effects of slash removal and stump harvesting on soil water chemistry in a clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 9: 305–310.
- Stendahl, J., Akselsson, C., Melkerud, P-A., Belyazid, S. 2013. Pedon-scale silicate weathering: comparison of the PROFILE model and the depletion method at 16 forest sites in Sweden. *Geoderma* 211–212, 65–74.
- Svensson, M., Dahlberg, A., Ranius, T., Thor, G. 2013. Occurrence patterns of lichens on stumps in young managed forests. *PLoS ONE* 8(4): e62825. Doi:10.1371/journal.pone.0062825.
- Svensson, M., Dahlberg, A., Ranius, T., Thor, G. 2014. Dead branches on living trees constitute a large part of the dead wood in managed boreal forests, but are not important for wood-dependent lichens. *Journal of vegetation science* 25: 819–828.
- Svensson, M., Johansson, V., Dahlberg, A., Frisch, A., Thor, G., Ranius, T. 2016. The relative importance of stand and dead wood types for wood-dependent lichens in managed boreal forests. *Fungal Ecology* 20: 166–174.
- Tamminen, P., Saarsalmi, A., 2013. Effects of whole-tree harvesting on growth of pine and spruce seedlings in southern Finland. *Scand. J. Forest Res.* 28, 559–565.
- Taylor, A., Victorsson, J. 2016. Short-term effects of stump harvesting on millipedes and centipedes on coniferous tree stumps. *Forest Ecol. Man.* 371: 67–74.

- Tveite, B., Hanssen, K.H., 2013. Whole-tree thinnings in stands of Scots pine (*Pinus sylvestris*) and Norway spruce (*Picea abies*): Short- and long-term growth results. *Forest Ecology and Management* 298, 52–61.
- Toivonen, T., Markkanen, A., Kotiaho, J.S., Halme, P. 2012. The effect of forest fuel harvesting on the fungal diversity of clear-cuts. *Biomass and Bioenergy* 39: 84–93.
- United Nations, Economic and social council. 2007. Recent results and updating of scientific and technical knowledge – Workshop on effects of low-level nitrogen deposition. Stockholm, 29–30 March 2007.
- van der Heijden, G., E. Dambrine, B. Pollier, B. Zeller, J. Ranger, A. Legout, 2015. Mg and Ca uptake by roots in relation to depth and allocation to aboveground tissues: results from an isotopic labeling study in a beech forest on base-poor soil. *Biogeochemistry* 122(2-3): 375-393 doi:10.1007/s10533-014-0047-2.
- van der Heijden, G., Legout, A., Nicolas, M., Ulrich, E., Johnson, D.W., Dambrine, E., 2011. Long-term sustainability of forest ecosystems on sandstone in the Vosges Mountains (France) facing atmospheric deposition and silvicultural change. *Forest Ecology and Management* 261, 730–740.
- van der Heijden, G., A. Legout, B. Pollier, J. Ranger, Dambrine, E. 2014. The dynamics of calcium and magnesium inputs by throughfall in a forest ecosystem on base poor soil are very slow and conservative: evidence from an isotopic tracing experiment (26Mg and 44Ca). *Biogeochemistry* 118(1-3): 413-442 doi:10.1007/s10533-013-9941-2.
- Victorsson, J., Jonsell, M. 2013a. Effects of stump extraction on saproxylic beetle diversity in Swedish clear-cuts. *Insect Conserv. Divers.* 6, 483–493.
- Victorsson, J., Jonsell, M. 2013b. Ecological traps and habitat loss, stump extraction and its effects on saproxylic beetles. *For. Ecol. Manage.* 290, 22–29.
- Wall, A. 2012. Risk analysis of effects of whole-tree harvesting on site productivity. *Forest Ecology and Management* 282, 175–184.
- 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 Bioenerg.* 35, 3328–3334.
- Wang, P., Olsson, B.A., Arvidsson, H. Lundkvist, H. 2010. Short-term effects of nutrient compensation following whole-tree harvesting on soil and soil water chemistry in a young Norway spruce stand. *Plant and Soil*, 336: 323–336.
- Westling, O., Örlander, G. & Andersson, I. 2004. Effekter av askåterföring till granplanteringar med riståkt. IVL rapport B1552. 48 s.
- Work, T. T., Klimarszewski, J., Thiffault, E., Bourdon, C., Paré, D., Bousuet, Y., Venier, L., Titus, B. 2013. Initial responses of rove and ground beetles (Coleoptera, Staphylinidae, Carabidae) to removal of logging residues following clearcut harvesting in the boreal forest of Quebec, Canada. *ZooKeys* 258: 31–52. Doi:10.3897/zookeys.258.4174.
- Zanchi, G., Belyazid, S., Akselsson, C., Yu, L. 2014. Modelling the effects of management intensification on multiple forest services: a Swedish case study. *Ecological Modelling* 284, 48–59.

- Zetterberg, T. 2009. Upprätthållandet av tre askförsök i södra Sverige samt en redovisning över bäckvattenkemiska effekter 1991–2008. Rapport B1823. IVL, Göteborg.
- Zetterberg, T., S., Köhler J., Löfgren, S. 2014. Sensitivity analyses of MAGIC modelled predictions of future impacts of whole-tree harvest on soil calcium supply and stream acid neutralizing capacity. *Science of The Total Environment* 494–495(0): 187–201 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.114>.
- Zetterberg, T., Olsson, B.A., Löfgren, S., Hyvönen, R., Brandtberg, P.-O. 2016. Long-term soil calcium depletion after conventional and whole-tree harvest. *Forest Ecology and Management* 369, 102–115. <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.027>
- Zetterberg, T., Olsson, B. A., Löfgren, S., von Brömssen, C., Brandtberg, P.-O. 2013. The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *Forest Ecology and Management* 302(0): 280–294 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.030>.
- Zolotarjova, V., Kraut, A., Löhmus, A. 2016. Slash harvesting does not undermine beetle diversity on small clear-cuts containing sufficient legacies. *J. Insect Conserv* 20: 285–294.
- Ågren, A., Löfgren, S. 2012. pH sensitivity of Swedish forest streams related to catchment characteristics and geographical location – Implications for forest bioenergy harvest and ash return. *Forest Ecology and Management* 276(0): 10–23 doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.03.017>.
- Ågren, A.M., Lidberg, W., Strömngren, M., Ogilvie, J., Arp, P.A., 2014. Evaluating digital terrain indices for soil wetness mapping – a Swedish case study.
- Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonesten, L., Sundbom, M. 2014. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *AMBIO*, vol 43, suppl. 1: 91–103.

Ett hållbart energisystem gynnar samhället

Energimyndigheten har helhetsbilden över tillförsel och användning av energi i samhället. Vi arbetar för ett hållbart energisystem som är tryggt, konkurrenskraftigt och har låg negativ påverkan på hälsa, miljö och klimat.

Det innebär att vi:

- tar fram och förmedlar kunskap om effektivare energianvändning till hushåll, företag och myndigheter,
- ger utvecklingsstöd till förnybara energikällor, smarta elnät och framtidens fordon och bränslen,
- ger möjligheter till tillväxt för svenskt näringsliv genom att stödja förverkligandet av innovationer och nya affärsidéer,
- deltar i internationella samarbeten, bland annat för att nå klimatmålen,
- hanterar styrmedel som elcertifikatsystemet och handeln med utsläppsrätter,
- tar fram nationella analyser och prognoser, samt ansvarar för Sveriges officiella statistik på energiområdet.



Energimyndigheten, Box 310, 631 04 Eskilstuna
Telefon 016-544 20 00, Fax 016-544 20 99
E-post registrator@energimyndigheten.se
www.energimyndigheten.se