



**RAPPORT SKOG**

# **Förstudie kring miljöanpassad skogsgödsling för ökad skoglig tillväxt - slutrapportering av regeringsuppdrag**

---

Sandra Jämtgård, Mats Öquist, Peter Högberg, Lars Högbom, Joachim Strengbom, Nils Henriksson,  
Karina E. Clemmensen och Hjalmar Laudon Skogens ekologi och skötsel SLU901 83 Umeå

Nr 2 | 2023



## **Rapport Skog 2023:2**

**Författare:** Sandra Jämtgård, Mats Öquist, Peter Högberg, Lars Högbo, Joachim Strengbom, Nils Henriksson, Karina E. Clemmensen och Hjalmar Laudon

**Vid citering uppge:** Jämtgård, S., Öquist, M., Högberg, P., Högbo, P., Strengbom, J., Henriksson, N., E. Clemmensen, K. & Laudon, H. 2023. Förstudie kring miljöanpassad skogsgödsling för ökad skoglig tillväxt - slutrapportering av regeringsuppdrag. Rapport Skog 2023:2. Sveriges lantbruksuniversitet, Umeå. 40 sidor.

**Utgivningsår:** 2023, Umeå.

**Utgivare:** Institutionen för skogens ekologi och skötsel, Sveriges lantbruksuniversitet.

**Ansvarig utgivare:** Göran Ericsson, dekan, Fakulteten för skogsvetenskap, SLU.

**Textredigering:** Ylva Melin, SLU.

**Layout:** Grafisk service, SLU.

**Grafisk form:** Michael Krick, SLU.

**Omslagsfoto:** Anders Palmén.

**ISBN:** 978-91-8046-836-7 (elektronisk).

# Förord

---

På uppdrag av Regeringen har SLU genomfört en förstudie kring miljöanpassad skogsgödsling för ökad skoglig tillväxt. Uppdraget gick bland annat ut på att ge förslag på hur formerna för skogsgödsling kan utvecklas så att en större andel av skogsmarken kan gödulas än vad som sker idag samtidigt som miljöpåverkan och effekter på biologisk mångfald minimeras, samt identifiera eventuella ytterligare analysbehov.

Institutionen för skogens ekologi och skötsel utsågs till ansvarig utförare av regeringsuppdraget, lett av professor Hjalmar Laudon och docent Mats Öquist. Författandet av rapporten har genomförts i samarbete med Sandra Jämtgård, Peter Högberg, Lars Högbom, Joachim Strengbom, Nils Henriksen och Karina E Clemmensen.

Hjalmar Laudon  
Prefekt, Institutionen för skogens ekologi och skötsel

Mats Öquist  
Ställföreträdande prefekt, Institutionen för skogens ekologi och skötsel

# Innehåll

<b>Förord</b>	<b>3</b>
<b>Beskrivning av uppdraget</b>	<b>5</b>
<b>Slutsatser</b>	<b>6</b>
<b>Sammanfattning</b>	<b>7</b>
<b>Identifiering av kunskapsluckor</b>	<b>9</b>
<b>Introduktion</b>	<b>10</b>
<b>Kväve</b>	<b>11</b>
Gödsling genom tiderna	12
Gödselmedlens sammansättning	13
Dagens gödslingsrekommendationer	13
Skogsgödsling och ekonomi	14
<b>Stamtillväxt</b>	<b>15</b>
<b>Hur stora effekter har kvävegödsling på kolförrådet i skogsmark?</b>	<b>17</b>
Metoder för att mäta kolinlagring i skogsmark	17
Data från fältförsök	18
<b>Biomassaallokering hos träd till följd av kvävegödsling</b>	<b>20</b>
<b>Skogsgödslingens effekter på biologisk mångfald</b>	<b>23</b>
Påverkan ovanjord	23
Påverkan på organismer i marken	24
Landskapseffekter	25
Gödsling i olika landsdelar	25
Åtgärder som kan minska påverkan	25
<b>Påverkan på N<sub>2</sub>O</b>	<b>27</b>
<b>Kväve i vatten</b>	<b>29</b>
<b>Optimering i ett landskapsperspektiv</b>	<b>31</b>
<b>Bilaga 1</b>	<b>33</b>
<b>Referenser</b>	<b>34</b>

# Beskrivning av uppdraget

---

I denna rapport redovisas resultatet från regeringsuppdraget *Förstudie kring miljöanpassad skogsgödsling för ökad skoglig tillväxt* (SLU.ua.2022.1.1.1-2974) som givits i uppdrag till SLU. Uppdragets syfte är att bidra till att stärka bioekonomins roll i klimatomställningen. SLU ska ge förslag på hur formerna för skogsgödsling kan utvecklas så att en större andel av skogsmarken kan gödslas än vad som sker idag samtidigt som miljöpåverkan och effekter på biologisk mångfald minimeras, samt identifiera eventuella ytterligare analysbehov. Förslagen ska inkludera effekterna på skoglig tillväxt, påverkan på skogen som kolsänka och potentiell avverkning både i ett kortare perspektiv till 2030 och i ett längre perspektiv till 2050.

# Slutsatser

---

Skog kan gödslas med kvävegödselmedel för att öka trädens tillväxt och även binda mer kol i marken, vilket minskar atmosfärens halt av koldioxid. Åtgärden står dock i konflikt med miljömålet att bevara biologisk mångfald, delvis beroende på att trädskiktet blir tätare och släpper igenom mindre ljus till ljuskrävande arter i fält- och botten-skiktet. Riskerna för utlakning av nitratkväve till grund- och ytvatten och även emissioner av lustgas (en potent växthusgas) är begränsade så länge gödningen inte utförs på redan kväverika marker. Dessa ska undantas från gödning enligt de rekommendationer som ges av Skogsstyrelsen.

Försök har visat att kvävegödningen ökar kolbindningen i träd och mark med i genomsnitt 30–40 kg kol per kg kväve som tillförts. Beroende på kostnaden för gödning och tillförsel så kan åtgärden vara ekonomiskt lönsam för skogsägaren, men många med mindre skogsinnehav tvekar av olika skäl, bl.a. för att gödning låser den fortsatta planeringen av skogens skötsel. Avverkning de närmaste åren efter gödning innebär exempelvis en förlust av investeringen. För ägare med mycket stora skogsinnehav och egen industri är det lättare att planera in vilka bestånd som ska gödning och när de ska avverkas.

Det är viktigt att identifiera var de negativa konsekvenserna av kvävegödningen blir minst i förhållande till storleken på de positiva konsekvenserna. De positiva effekterna på lagring av kol i träd och mark varierar mycket med region, marktyp, trädslag, och ålder. Det finns således behov av mer detaljerad kunskap om var gödning kan ge störst kolinbindning (och ekonomisk

nytta) med minsta möjliga negativa miljöpåverkan.

Högupplöst information om markfuktighet gör det redan idag möjligt att identifiera platser där risken för kväveläckage till omkringliggande vatten från gödning är hög eller låg. Om sådan information (GIS) kombineras med beståndens biologiska mångfald och förekomst av hotade arter skulle det vara möjligt att identifiera platser där det både går att förutsäga positiva tillväxteffekter och negativa miljökonsekvenser med betydligt större precision än vad som varit möjligt tidigare.

Det finns även behov av mer kunskap om vad som händer på lång sikt med det kväve som blir kvar i markerna efter gödning, inte minst eftersom det mesta av det tillförda kvävet hamnar där och inte i träden. Effekter på nästa generations träd, markvegetationen, markmikroorganismerna och framtida utlakning av kväve behöver beskrivas bättre. Detsamma gäller för hur markens förråd av kol kommer att utvecklas på längre sikt efter kvävegödning.

En annan kunskapslucka rör gödning i kontinuitetsskogsbruk, som generellt ger lägre stamtillväxt på näringsfattiga marker än motsvarande konventionellt skötta skogar. Mer kunskap behövs om stamtillväxten efter gödning av kontinuitetsskogar, särskilt hos plantor och mindre träd, som bägge är hämmade av den starka konkurrensen om kväve med de större träden. Att gödning inom kontinuitetsskogsbruk kan ses som motsägelsefullt, då ett av argumenten för detta skogsbruk är att gynna biodiversiteten. Även här bör självfallet inbindningen av kol och effekterna på biologisk mångfald utvärderas.

# Sammanfattning

---

Tillförsel av kväve ökar mängden kol i trädens stammar och markens lagring av kol, men effekten är högst varierande. En ungefärlig storleksordning på gödslingens effekter är att ett kilo tillfört kväve i genomsnitt binder 10 kg kol i marken och 25 kg i trädens stammar. I träden består effekten dels av ökad total fotosyntes, dels av ökad lagring i trädstammarna till följd av en minskad allokering till trädrotter och mykorrhizasvampar. Gödslingens effekt på stamtillväxten mätas snabbare vid högre givor, på bördigare marker och där kvävenedfallet är stort. Efter kvävegödsling förskjuts artsammansättningen i markvegetationen mot en ökad dominans av nitrofila (kvävegynnade) och skuggtåliga växter. I regel minskar artrikedomen. Vanliga skogsmossor och marklevande lavar minskar eller försvinner helt. Effekten är mindre vid lägre kvävegivor och är i vissa fall övergående. En viktig del i planeringen är att inte gödsla alltför stora sammanhängande områden, då detta kan leda till alltför homogena artsamhällen på landskapsnivå.

Artsammansättningen av mikroorganismer under mark förändras också. Mykorrhizabildande svampar påverkas mest på grund av trädens minskade allokering av kol till rötterna. Framför allt minskar släktet spindlingar (*Cortinarius*), medan andra arter gynnas. Kvävegödsling kan leda till långsiktiga förändringar av svampsamhällena och deras funktionalitet eftersom olika svamparter påverkas på olika sätt. Detta syns i ökningen av markkol när arter med kapacitet att bryta ner komplext organiskt material som humus (t.ex. olika arter av *Cortinarius*) ersätts av arter som saknar den förmågan (t.ex. arter av *Piloderma*). Markmikroorganismerna verkar återhämta sig relativt snabbt efter att kvävetillförseln upphört, men långtidseffekterna är inte väl studerade. Liksom andra effekter av kvävegödsling är effekterna större på marker med lågt kvävenedfall och låg bördighet som framför allt återfinns i norra delarna av landet. Förändringarna blir också större på vegetationen efter slutavverkning med ökad mängd tillfört kväve.

Eftersom ökad kvävetillgång i kraftigt kvävebe-

gränsade ekosystem ofrånkomligt leder till förändrade konkurrensförhållanden mellan olika arter, påverkas den biologiska mångfalden av gödsling. För att begränsa negativa effekter bör det därför finnas en övre gräns på hur stora sammanhängande områden som kan gödslas. Omfattningen och utformningen av sådana begränsningar bör utgå från hur olika samhällliga mål ska balanseras, vilket dock ligger utanför det här uppdraget.

Kvävehalterna i avrinnande vatten efter gödsling förväntas vara högre ju mer näringsrikt det omgivande landskapet är. Norrland har generellt mycket låga till låga halter av oorganiskt kväve i sjöar och vattendrag, Svealand låga till måttliga halter, medan ytvatten i Götaland har relativt höga halter, medan ytvatten i Götaland har relativt höga halter. Från ett skogslandskapsperspektiv är hyggesrelaterade kväveläckage både lokala och tidsbegränsade. Halterna av oorganiskt kväve i skogsmarkens vatten har successivt minskat de senaste decennierna över hela landet. Med en ökad användning av kvävegödsel finns dock risk för förhöjd belastning på akvatiska system, även om effekten i de flesta fall skulle bli lokal och begränsad i tid. För att undvika detta behöver platser i landskapet identifieras där gödslingen kan ske med både minimerad negativ inverkan på vattenmiljön, och med maximerad tillväxteffekt i skogslandskapet.

Modeller finns redan idag som med hög sannolikhet kan beskriva den relativa markfuktigheten, dess hydrologiska konnektivitet och dessutom identifiera surdråg. Hydrologisk konnektivitet beskriver hur nära sammankopplad marken och ett ytvatten (t.ex. ett dike eller en bäck) är, och kan på så sätt beskriva risken för negativ påverkan på vattenkvaliteten av en skoglig åtgärd i en sjö eller ett vattendrag. Områden med mycket hög konnektivitet övergår ofta i surdråg, som ofta är delar av skogslandskapet som har högst biodiversitet. Användandet av modeller kan därför minska risken för att påverka biodiversitet och kväveläckage.

En annan aspekt som skulle bidra till att minska kväveläckaget är att öka andelen av tillfört kväve

som hamnar i träden. Här spelar mykorrhizasvamparnas upptag stor roll, särskilt på näringsfattiga marker där dessa svampar behåller mycket kväve för egna behov snarare än att skicka det vidare till träden. Här behövs studier för att kartlägga hur mycket av det tillförda kvävet som inlagras och hur det frigörs.



# Identifiering av kunskapsluckor

---

- Skogsträdens stamtillväxtökning efter skogsgödsling har tidigare antagits vara ett resultat av ökad inbindning av kol. Ny forskning visar att tillväxtökningen även till betydande del beror på en omfördelning av tillväxten så att en större andel av trädets totala tillväxt sker ovan jord och en mindre del som rötter. Mer kunskap behövs om hur långvarig denna ändring i omfördelning är.
- Det finns studier som indikerar att gödslingen trots allt kan ha långtidseffekter på stamtillväxten i nästa trädgeneration samt på markvegetation och mikroorganismer. Det är dock oklart hur länge artförskjutningar och medföljande effekter på mikroorganismernas funktion påverkar kvävetillgängligheten och markkolet. Studier av mikroorganismers sammansättning och funktion baserade på nya tekniker behövs för att förbättra kunskapsläget.
- Skogsgödslingens miljöanpassning hänger intimt samman med hur stor andel av det tillförda kvävet som tas upp av träden. Förutom att denna andel generellt är låg verkar också tillväxtresponsen hos träden samt effekterna på markkol vara mycket varierande. Denna variation uppträder även om gödslingen utförs enligt de allmänna rekommendationerna om val av region, marktyp, trädslag och ålder. Flera studier behövs för att kartlägga om ytterligare faktorer bidrar till variationen i tillväxtrespons.
- Bättre verktyg och mer detaljerad kunskap behövs om vilka bestånd som är mest effektiva att gödsla och hur skogsgödsling kan göras mer precis för att minimera negativ miljöpåverkan och maximera nyttan. Ett första verktyg för att identifiera sådana platser finns redan nu för att utvärdera effekterna på vatten. Verktöget skulle kunna utvecklas till att även inkludera effekter på biodiversitet, och verktöget behöver även testas mot utfallet av praktisk gödsling.
- Sannolikt kommer andelen kontinuitetsskogbrukad skog att öka. Även om det av flera skäl är osannolikt att man vill kvävegödsla sådana skogar (p.g.a. låg ekonomisk lönsamhet av gödslingen, ovillighet att sprida mineralgödsel i skogen, m.m.) så finns det behov av att veta mer om hur sådan skogsskötsel påverkas av kvävegödsling.

# Introduktion

---

Skogen spelar en viktig roll i att minska koldioxid i atmosfären genom att binda in stora mängder atmosfärisk koldioxid. I ekosystem där kväve är tillväxtbegränsande, så som i många skogar i Sverige, har kvävegödsling identifierats som ett möjligt sätt att öka inbindningen av kol och skogstillväxten inom ett relativt kort tidsperspektiv (Hyvönen m.fl. 2008). Ökad tillförsel av kväve ökar trädens stamtillväxt, dvs. skogsproduktionen, men kan också ge upphov till oönskade effekter. Effekterna uppstår både lokalt i det gödslade beståndet och i angränsande ekosystem, då det kan ha stor påverkan på ekosystemens biodiversitet och är en potentiell faktor för övergödning av akvatiska ekosystem. Därför är det viktigt att identifiera vilka konsekvenserna blir och magnituden av dessa i förhållande till storleken på tillväxteffekten.

Stamtillväxten i Sverige har ökat under det senaste århundradet och sedan 1950-talet med drygt 40 %, framförallt p.g.a. förändrade skötselåtgärder, men ett mer gynnsamt klimat har också bidragit (Fridman m.fl. 2022, Sponseller m.fl. 2016). Under de senaste åren har dock skogstillväxten minskat något, framför allt i södra och mellersta Sverige (Fridman m.fl. 2022). Att kartlägga orsakerna till denna tillväxtminskning ligger utanför detta uppdrag, men det angränsar till delar av denna rapport.

Den naturliga tillförseln av kväve i svenska skogsekosystem sker huvudsakligen genom biologisk kvävefixering, och under det senaste århundradet genom deposition av kväve från atmosfären p.g.a. mänskliga aktiviteter. Kvävedepositionen är i vissa fall (i södra Sverige) tillräcklig för att bibehålla befintlig tillväxt men i många svenska

skogar anses stamtillväxten vara kvävebegränsad. Förväntad tillväxtökning enligt dagens gödslingsrekommendationer är ca 15 % under ett tiotal år efter en gödsling.

Detta uppdrag går ut på att identifiera kunskapsluckor och utvärdera möjligheterna att öka skogstillväxten genom miljöanpassad skogsgödsling. En central fråga utifrån uppdraget är vad miljöanpassad gödsling är. Minimalt läckage av kväve till omgivande miljöer och till atmosfären under gödsling och hela omloppstiden, inklusive avverkning, utgör en viktig del i detta liksom effekterna på biodiversiteten ovan och under marken. En annan faktor som är viktig ur ett miljöperspektiv är upptagseffektiviteten, dvs. hur stor andel av tillförd kväve som tas upp av träden. För att skogsgödsling ska kunna miljöanpassas måste andelen av tillförd kväve som återfinns i träden öka markant och risken för ökat kväveläckage efter avverkning minskas. Detta skulle maximera effekten av inbindningen av kol per tillförd mängd kväve.

Förutom effekter på stamtillväxten påverkas också hur mycket kol som finns i rötter och i marken, vilket i sin tur påverkar gödslingens effekt på inbindningen av kol i hela ekosystemet. Det är därför viktigt att tydliggöra när gödslingseffekter på kolinnehållet avser stammar, rötter eller hela skogssystemet, vilket också innefattar marken, samt när stamtillväxt i volym avses.

Med utgångspunkt i det aktuella kunskapsläget har vi i denna rapport identifierat kunskapsluckor som behöver utredas vidare för att utvärdera möjligheterna för ökad skogstillväxt och inbindning av kol genom miljöanpassad skogsgödsling.

# Kväve

---

En av de största utmaningarna med att miljöanpassa skogsgödsling är att endast en liten del av det tillförda kvävet tas upp av träden (mindre än 20 %) medan majoriteten återfinns i marken (Björkman m.fl. 1967, Melin m.fl. 1983). I glesa skogar tar även markvegetationen upp en del kväve. (Björkman m.fl. 1967). Träden står alltså inte för huvudupptaget av det tillförda kvävet. Det kväve som binds i marken verkar inte bli tillgängligt för träden på vare sig kort eller lång sikt. I stället kan detta kväve frigöras efter avverkning. Här behövs nya studier för att kartlägga hur mycket av det tillförda kvävet som först inlagras och sen frisätts efter avverkning.

Anledningen till dagens kvävebegränsning anses vara att majoriteten av kvävet i marken är bundet i komplexa organiska föreningar som är motståndskraftiga mot nedbrytning och för stora för direkt upptag av växter och mikroorganismer (Vitousek m.fl. 2002). Den stora andel av det tillförda kvävet som blir kvar i marken och inte tas upp av växterna hamnar i dessa komplexa föreningar. Nedbrytningen av dessa komplexa organiska föreningar till enklare organiska och oorganiska kväveföreningar har konventionellt ansetts direkt reglerande för hastigheten hos kvävet upptag i träden, men senare tids forskning har visat att mykorrhizasvamparnas immobilisering av kväve på kvävefattiga marker bestämmer hastigheten på upptaget där (Näsholm et al. 2013, Högberg et al. 2017).

I markens organiska skikt och mineralskikt finns i storleksordningen 1000–8000 kg kväve per hektar (Sponseller m.fl. 2016). Mängden kväve varierar i olika typer av marker. Till exempel uppskattas att det organiska skiktet i en barrskog med blåbärstyp som klassificeras som produktiv, innehåller 400–800 kg kväve per hektar, medan en lavrik tallhed som klassas som lågproduktiv kan innehålla så lite som 100 kg kväve per hektar (Björkman m.fl. 1967). Trots dessa mängder kväve i marken, vilka är relativt stora i förhållande till den mängd kväve som träden tar upp (15–50 kg kväve per hektar och år, Korhonen m.fl. 2013), är många skogar i Sverige kvävebegränsade. Den

begränsade produktionen av växttillgängliga kväveföreningar, oorganiska- (ammonium och nitrat) och organiska kväveföreningar såsom fria aminosyror, leder till en relativt slutna kvävecykel. Inom ett växande skogsbestånd är förlusterna av kväve därför mycket små (hydrologiska läckaget och gasflöden) i jämförelse med till exempel jordbruksmark. Denna slutenhet verkar bestå tills störningar uppstår, t.ex. brand, stormfällan, stora insektsangrepp och avverkning. Vid dessa störningar, som innebär att trädens aktivitet avbryts, frigörs kväve (Tamm 1991). Den slutna kvävecykeln gäller också för det kväve som tillförts vid gödsling, vilket innebär att läckaget normalt är lågt. Däremot ökar det linjärt med givans storlek vid t.ex. slutavverkning. (se avsnittet om kväve i vatten). De mekanismer som styr kvävebegränsningen i svenska skogar är en viktig kunskapslucka.

Tillförsel av kvävegödsel ändrar inte bara mängden utan också sammansättningen av kväveföreningar i marken. I skogsmarken finns naturligt mer kväve i organisk form (aminosyror, peptider, proteiner, kitin mm) än i oorganisk form (Inselsbacher och Näsholm 2012). Gödslingen ändrar sammansättningen så att det temporärt blir en dominans av oorganiskt kväve. Detta är viktigt eftersom organiskt och oorganiskt kväve har olika egenskaper som avgör tillgängligheten för träd och andra växter. De oorganiska kväveformerna är välstuderade och står för i princip allt gödsel som används inom skogsbruket. Dessa former (särskilt nitrat) är lösliga och är därför mycket rörliga i marken. Detta står i direkt motsats till många organiska kväveformer som också tas upp av växter (Näsholm m.fl. 1998, 2009, Paungfoo-Lonhienne m.fl. 2012, Homyak m.fl. 2021), men som är mycket mindre rörliga i marken på grund av att de binds till markpartiklarna. De olika kväveformerna påverkar därför trädens rötter på olika sätt, vilket kan påverka rötternas upptagskapacitet och eventuellt också torktålighet (se avsnittet om allokering, Wang m.fl. 2018). Växter kan ta upp både oorganiskt och organiskt kväve. Det skulle därför vara väldigt intressant att undersöka om det

är möjligt att öka upptagseffektiviteten genom att tillsätta kväveformer som ökar mängden kväve, men mer liknar den sammansättning som finns naturligt av oorganiskt och organiskt kväve.

Inom jordbruket, till skillnad från skogsbruket, ligger traditionellt ett stort fokus på att öka upptagseffektiviteten hos växterna av tillfört kväve för att minska dess miljöpåverkan (Dehlin och Stenberg 2012). Trots den relativt slutna kvävecykeln i de nordliga skogsekosystemen är det viktigt att öka trädens upptagseffektivitet, både ur ett miljömässigt och ekonomiskt perspektiv. En ökad upptagseffektivitet torde leda till en ökad mängd inbundet kol i stammen per mängd tillfört kväve, mindre effekter på biodiversiteten och minskat läckage vid störning. Om skogsgödsling ska kunna miljöanpassas måste andelen av tillfört kväve som återfinns i träden öka och risken för ökat kväveläckage efter avverkning minskas.

### **Gödsling genom tiderna**

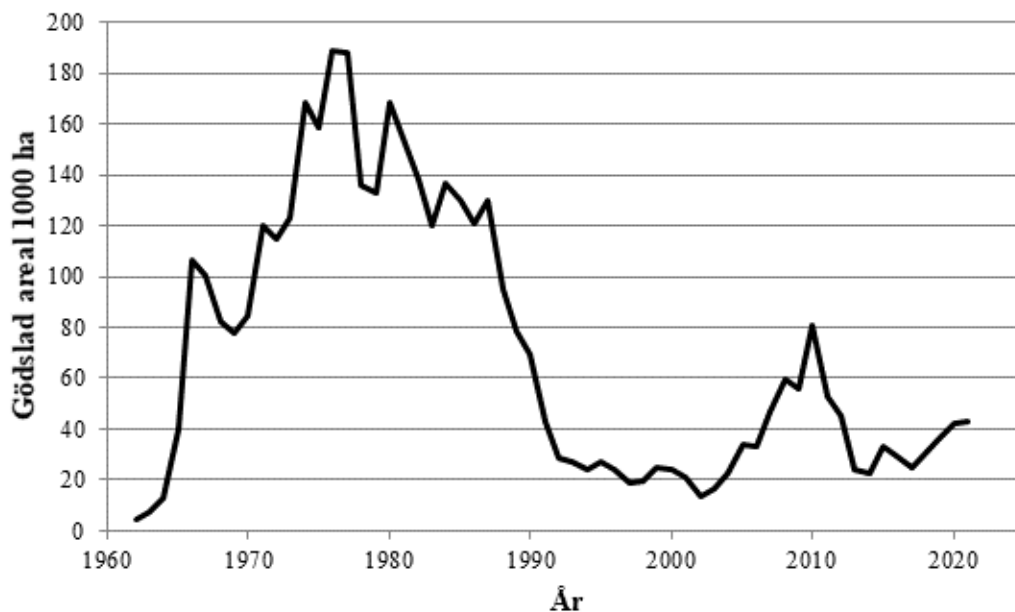
I Sverige gödslas idag mellan 30–50 000 hektar årligen, vilket utgör 0,1–0,2 % av den brukade skogsmarken i Sverige. Gödslingen utförs huvudsakligen på bolagsskogar (Figur 1, Skogsstatistisk årsbok samt Skogsstyrelsens statistikdatabas, 1971–2022). Skogsgödsling med kväve har en lång historia. De första försöken anlades redan på 1920-talet (Tamm 1965) men den storskaliga gödslingen tog fart under 1960-talet och kulminerade under 1970-talet. Som mest gödslades nästan 200 000 hektar årligen för att sedan drastiskt minska till 20 000 hektar årligen efter 1990. Den kraftiga minskningen av den gödslade arealen hade många orsaker, där den främsta var de nya riktlinjerna baserade på forskningsresultat kring gödslingens produktions- och miljöaspekter. Det visade sig att intervallen (de så kallade omdreven) mellan omgödslingarna var för täta, och under 1990 ökades intervallen från 5 till 10 år. Dessutom sker urvalet av gödslingsbestånd mer strikt än tidigare och nya hjälpmedel och spridningsmetoder underlättar att gödselmedlet hamnar på avsedda ställen och med en större spridningsnoggrannhet. Men även faktorer som kvävednedfall, som lett till avrådan från gödsling i Götaland, samt en skepsis kring skogsgödsling från miljöorganisationer och myndigheter har bidragit till minskningen. Inläsningseffekter kan också ha haft viktig inverkan genom att gödslade bestånd inte bör avverkas

under den tidsperiod som gödslingen har effekt (effektperioden), vilket försvårar planeringsmöjligheterna.

Ett exempel på en ny skogsbruksmetod där inläsningseffekten är mindre är behovsanpassad gödsling (BAG), ibland kallad ungskogsgödsling. Den går förenklat ut på att tillföra kväve och andra växtnäringsämnen i unga bestånd för att hålla tillväxten så hög som möjligt. Näring tillsätts vid flera tillfällen med början i unga bestånd. Syftet är att under hela omloppstiden, med hjälp av frekvent näringstillförelse, hålla den löpande tillväxten på en så hög nivå som möjligt, samtidigt som näringsläckage undviks eller minimeras. Från att plantorna är cirka 2 meter tills att beståndet sluter sig, bör gödsling av ekonomiska skäl ske vartannat eller vart tredje år (Bergh m.fl. 2008). Efter att beståndet har slutit sig behövs det troligtvis gödsla ytterligare endast 1–3 gånger. Mängden kväve som appliceras vid varje tillfälle varierar mellan 75 och 150 kg per hektar, och den totala mängden kväve som tillförs under en omloppstid blir 800–1500 kg kväve per hektar. Viktigt ur ett ekonomiskt och ett miljömässigt perspektiv är att undersöka upptagseffektiviteten vid applicering av BAG, speciellt med tanke på de stora mängder kväve som tillsätts innan beståndet är slutet.

Parallellt med den praktiska gödslingen startade en storskalig försöksverksamhet för att utvärdera dels produktionsaspekter av skogsgödsling med avseende på gödselmedel, lämpliga gödslingsgivor och gödslingsintervaller, dels studier av gödslingens miljökonsekvenser. Under åren har ett antal utredningar om skogsgödslingens produktions- och miljöeffekter genomförts, t.ex. Tamm (1991), Nohrstedt och Westling (1995), Westling och Nohrstedt (1995), Högbom och Jacobson (2002), Zetterberg m.fl. (2006), Larsson m.fl. (2009), Högberg m.fl. (2014). Nyare översiktsartiklar har också tagit upp aspekter på gödsling i relation till vattenkvalitet (Shah m.fl. 2022), samt på kolinlagring (Mäkipää m.fl. 2023).

En samlad bedömning av skogsgödslingens miljöeffekter gjordes 1995 i en miljökonsekvensutredning av Skogforsk och Svenska Miljöinstitutet (IVL) (Nohrstedt och Westling 1995, Westling och Nohrstedt 1995), och några ej fullständigt utredda frågor följdes upp i projektet 'Kväve-2002' (Högbom och Jacobson 2002). Slutsatserna från både miljökonsekvensutredningen och 'Kväve-2002'



Figur 1. 60 år med skogsgödsling. (Data från Skogsstatistisk Årsbok samt Skogsstyrelsens statistikdatabas, 1971–2022.)

var att skogsgödsling som följer Skogsstyrelsens allmänna råd om skogsgödsling (Anon 2007) och Skogsforsks baskrav (se nedan) inte försvårar skogsbrukets miljöanpassning (Högbom och Jacobson 2002). Vid bedömningen av miljöeffekterna är det viktigt att ha i åtanke att det gödslade beståndet kommer att avverkas och att den samlade effekten av gödsling och en framtida avverkning också bedöms.

### Gödselmedlens sammansättning

Dagens skogsgödsling sker med oorganiskt kväve. En mängd olika gödselmedel har prövats, framför allt urea och ammoniumnitrat, och numera används nästan uteslutande Skog-CAN (Calcium Ammonium Nitrate, ammoniumnitrat med en inblandning av dolomit och dessutom en tillsats av bor). Tidigare gick detta medel under namnet KAS (kalk-ammoniumsalpeter).

De första försöken gjordes med urea p.g.a. den höga kvävehalten (46 %) men det visade sig att tillväxteffekten per tillförd mängd kväve blev högre efter gödsling med ammoniumnitrat trots att det har en lägre kvävehalt (35 %). Med urea finns dessutom risk för förlust av kväve genom ammoniakavgång och en ökad risk för brännskador på fältvegetationen p.g.a. ureans basiska egenskaper. En gödsling med ammoniumnitrat sänker pH och

försurar den övre delen av mineraljorden genom att de tillförda ammoniumjonerna tränger ut framför allt kalcium, kalium och magnesiumjoner (baskatjoner). För att kompensera för denna inducerande försurning tillsätts numera dolomitkalk (innehåller kalcium och magnesium) i gödselmedlet. Vid höga gödslingsgivor, speciellt i norra Norrlands inland, kan tillväxtrubbningar orsakade av borbrist uppstå. För att motverka detta tillsätts motsvarande 1 kg bor per hektar i gödselmedlet.

### Dagens gödslingsrekommendationer

Dagens gödslingsrekommendationer för högsta tillförda mängd kväve under en omloppstid, varierar från 0 i den sydligaste regionen till 450 kg kväve per hektar i den nordligaste regionen. Det senare motsvarar tillförsel av 150 kg kväve per hektar 1–3 gånger med 10 års mellanrum innan slutavverkning. Skillnaderna i rekommendationer baseras på att kvävedepositionen är väsentligt högre i södra Sverige (10–15 kg kväve per hektar och år) för att gradvis minska mot norr (1–3 kg kväve per hektar och år) (Gundale m.fl. 2011).

Forskningen kring effekter på skogsproduktion har lett fram till att sju baskrav på gödslingsvärda bestånd har utvecklats (bl.a. utifrån Jacobson m.fl. 2005) där ekonomisk avkastning kan förväntas:

- Medelbördiga marker med ståndortsindex mellan T16-G30 (på svaga marker blir tillväxtökningen låg mätt i kubikmeter, i högproduktiva bestånd är det normalt andra tillväxtfaktorer som begränsar tillväxten)
- Jordar vars jordmån klassificeras som podsol
- Fastmark (på torvmarker begränsas tillväxten av andra näringsämnen än kväve)
- Minst 80 % barrträd (gödsling av lövträd ger en lägre tillväxt jämfört med barrträd och gödslingsens effektperiod är kortare)
- Frisk och väsluten skog (i glesa och skadade skogar blir tillväxteffekten låg och för kortvarig för att motivera en gödsling)
- Ingen avverkning eller gallring under effektperioden (avverkning i förtid innebär att en del av den förväntade gödslingseffekten inte utnyttjas, och avkastningen på investeringen blir för låg)
- Tidigast när beståndet uppnått första gallringsstadiet (gödsling av plant- och ungskog ger liten effekt räknat i kubikmeter, dessutom tar det lång tid att få tillbaka investeringen)

Dessa rekommendationer har utvecklats för att öka stamtillväxten med hänsyn till ekonomi, priset på de framgödslade kubikmetrarna och de potentiellt negativa effekterna, så som risken med övergödsling. Vid en bedömning av negativa miljöeffekter är det viktigt att bedömningen görs utifrån de krav som ställs på ett lämpligt bestånd och att använda kvävedoser och gödslingsintervall som rekommenderas. Att gödsla skogar där man inte kan påräkna en tillväxtökning är bortkastade pengar. Ytterligare en faktor är att de skogar som gödslas kommer att avverkas inom en snar framtid, därför behövs en samlad bild av effekterna av både gödsling och avverkning. Dessutom kan gödsling av bestånd utanför baskraven ge upphov till oönskade miljöeffekter.

### Skogsgödsling och ekonomi

Skogsgödsling är en ekonomisk verksamhet. Om investeringen inte förväntas ge avkastning finns idag ingen anledning att gödsla. Det ekonomiska utfallet styrs dels av en ökad stamtillväxt, dels av en dimensionseffekt (att träden blir grövre) vilket ger ett ökat timmerutbyte (priset är högre för grövre timmer och avverkningen blir billigare per stamvolym). Dimensionseffekten står för ca 30–40 % av det ekonomiska utfallet. För att beräkna utfallet

av en gödsling finns verktyget 'Gödslingskalkyl' ([skogskunskap.se/godslingskalkyl](http://skogskunskap.se/godslingskalkyl)).

Beroende på kostnaden för gödsel och tillförsel så kan det vara ekonomiskt lönsamt att gödsla skogen för att öka stamtillväxten. Enligt dagens gödslingsrekommendation, förväntas störst ekonomisk lönsamhet av en gödsling tio år före planerad avverkning av bestånd som uppfyller de sju baskraven (Pettersson 2017). Vid gödsling 20–30 år före slutavverkning blir dock lönsamheten lägre, eftersom investeringsperioden blir mycket längre. För lämpliga gödslingsbestånd kan man dock räkna med en vinst även vid gödsling 30 år före slutavverkning (första gödslingen i ett program med tre gödslingar).

Hur lönsam en gödslingsinvestering är och vilken beräkningsmetod som ska användas beror på flera faktorer. För privata skogsägare bör investeringen löna sig under den tid som gödslingen har effekt. Detta leder till att gödsling i första hand bör göras i bestånd som ska slutavverkas om åtta till tio år. Ökningen i avkastning (förräntningen) på en gödslingsinvestering i sådana bestånd ligger normalt på 10–20 procent per år (Jacobson 2020).

Många mindre skogsägare tvekar dock av olika skäl att gödsla. Det anses bland annat vara för att gödslingen låser den fortsatta planeringen av skogens skötsel. Man vill till exempel inte avverka de närmaste åren efter gödsling eftersom det innebär en förlust av investeringen. För ägare med mycket stora skogsinnehav och egen industri är det lättare att planera in gödslingens roll i skogsskötseln och planeringen av avverkningar. Större skogsföretag med gott om avverkningsmogen skog behöver inte räntebelasta gödslingskostnaden. Den extra tillväxt som ett års gödsling ger kan räknas in i företagets virkesbalanser och tas ut samma år i helt andra bestånd.



# Stamtillväxt

---

Dagens gödslingsrekommendationer bygger på var effekterna på stamvolymtillväxt förväntas bli störst utan att det uppstår risk för kväveläckage. Det baseras i sin tur på bl.a. kvävdeposition (region i landet) och skogsmarkens bördighet (klassificeras som bonitet eller ståndortsindex) (se avsnittet om kväve). Med dagens gödslingsrekommendation förväntas stamtillväxten öka med ca 15 % (ökning mellan 12–20 kubikmeter per hektar under effektperioden, 8–10 år) på de marker som uppfyller alla de sju baskraven för skogsgödsling (Jacobson och Hannerz 2007).

Mycket av det vi vet idag om gödslingens effekt på stamvolym och mängden inbundet kol kommer från långtidsförsök där kväve tillförts vid upprepade tillfällen under en längre period. Att översätta dessa ökning av stamvolym till stammens innehåll av kol är komplicerat, men resultat från långtidsförsök visar att effekten på inbindningen av kol vid ökad stamvolym varierar kring i storleksordningen 25 kg kol per kg tillfört kväve för gran och 11 kg kol per kg tillfört kväve för tall (Hyvönen m.fl. 2009). Stamtillväxtresponsen på mängden tillfört kväve är inte linjär utan kulminerar vid lägre nivåer (150–250 kg kväve per hektar) på mark med hög bonitet (bördighet) än på mark med en låg bonitet (300–350 kg kväve per hektar) (Larsson m.fl. 2009). Hur stor effekten blir per tillförd mängd kväve påverkas bl.a. av den befintliga mängden kväve i marken, och ökar från nära noll vid en kol/kväve-kvot på 25 i humuslagret upp till 40 kg kol per kg tillfört kväve vid en kol/kväve-kvot på 35, och minskar därefter till 20 kg kol per kg tillfört kväve vid en kol/kväve-kvot på 50 (Hyvönen m.fl. 2009). Vid högre kvävegivor visar studier att andra näringsämnen (fosfor och kalium) blir begränsande. Behovsanpassad gödsling ger i vissa fall större effekter på stamtillväxten än dagens gödslingsrekommendationer (Bergh m.fl. 2008) men de negativa miljöeffekterna ökar med ökad kvävedos.

I många fall översätts ökningen i stamvolym till mängd kol utan att beakta eventuella effekter på vedens densitet, vilket gör att det finns risk att

gödslingseffekten på kolinlagringen överskattas. Det kan vara missvisande eftersom veddensiteten kan minska i samband med gödsling (Cao m.fl. 2008, Kalliokoski m.fl. 2013, Mäkinen och Hynynen 2014, Figur 3b). Utifrån dagens rekommendation för skogsgödsling torde effekten på veddensiteten ofta vara liten (0–8 %) (Mäkinen och Hynynen 2014). Effekten är relativt liten också i förhållande till tillväxteffekten, men effekten verkar dock öka med ökad mängd tillfört kväve, där en minskad densitet upp till 20 % har uppmätts (Mäkinen m.fl. 2001). De flesta mätningar av effekter på veddensiteten har ofta haft en tidsupplösning som sträcker sig över en betydligt längre tidsperiod än gödslingseffekten, vilket sannolikt gör att effekten underskattats. Fler studier med en högre tidsupplösning på kvävetts effekt på densiteten är viktigt för att få korrekta uppskattningar av hur mycket kol som binds för varje enhet kväve som tillförs. Med upprepade givor och ökade givor skulle densiteten kunna ha stor effekt på mängden kol i stammen.

Skogsbeståndens utvecklingsgrad har också stor effekt på kvävegödslingens effekt på stamvolymtillväxten (Pettersson 1985). Effekten i ökad stamtillväxt i kubikmeter per kilo tillfört kväve är lägre tidigt i beståndets utveckling (i plant- och ungskogar), ungefär en tiondel av tillväxteffekten i medelålders och äldre bestånd (Jacobson och Pettersson 2010). Maximal tillväxteffekt uppnås när beståndet slutit sig, dvs. när trädkronorna är så stora att ingen lucka finns mellan dem. Detta är anledningen till rekommendationen att utföra gödslingen när beståndet uppnått vad som kallas första gallringsstadiet, vilket ingår i de sju baskraven.

Förutom effekten av den naturliga tillgången på kväve och beståndets utvecklingsgrad skiljer sig gödslingsresponsen mellan olika trädslag. Denna skillnad har härletts till bladen och barrens livslängd, vilket har att göra med hur lång tid effekten av ökningen av fotosyntesen kan påverka tillväxten. Björkar faller löven varje år medan tallens barr sitter kvar 3–5 år och granens ännu längre 5–10

år. Denna skillnad mellan arter kan också förklara skillnader i gödslingseffektens varaktighet över tid som är ca 4–5 år för tall och ca 7–8 år för gran (Björkman m.fl. 1967). För att få ut så stor effekt som möjlig är det viktigt att effekten avklingat innan nästa giva (Pettersson och Högbom 2004). Upprepad gödsling förväntas ge ungefär samma gödslingseffekt som den första (Pettersson 1980, Pettersson 1987), men vissa studier har uppmätt minskad effekt efter flera upprepade givor och negativ tillväxt (dvs. lägre tillväxt än ogödslad kontroll) efter att gödslingseffekten klingat av (Björkman m.fl. 1967, Melin m.fl. 1983), speciellt på lågproduktiva marker (Pettersson och Högbom 2004). Enligt dagens gödslingsrekommendationer sammanfaller det med omdrev eller att skogsbeståndet avverkas, vilket skulle kunna vara anledningen till att detta inte har undersökts i så stor utsträckning. Det verkar inte heller ske överallt, men den eventuella bakomliggande orsaken till observationen av minskad effekt efter flera upprepade givor är en kunskapslucka som är viktig att fylla för att optimera tillväxten. Pågående studier finns som undersöker hur lång tid efter avslutad gödsling som markens mikroorganismer påverkas (se avsnitten om markkol och om effekterna på biologisk mångfald). Det är ett relativt outforskat område som är viktigt att studera vidare för att förstå mikroorganismernas effekt på frigörandet av kväve efter avslutad gödsling och effekterna på markens kol. Ökad tillväxteffekt på nästa generation träd har uppmätts på några platser, men mer forskning behövs för att undersöka om detta är ett generellt mönster (From m.fl. 2015).

Skogsgödslingens miljöanpassning hänger intimt samman med hur stor andel av det tillförda kvävet som tas upp av träden. Förutom att denna andel är generellt låg verkar också tillväxtresponsen hos träden vara mycket variabel (Bergh m.fl. 2014, Nilsson m.fl. 2010). Denna variation uppträder även om de allmänna rekommendationerna om gödsling följs. Ytterligare studier behövs för att kartlägga vilka fler faktorer utöver region, marktyp, trädslag och ålder som bidrar till den variabla tillväxtresponsen. Nederbörd efter gödsling är en sådan faktor som påverkar gödslingseffekten på stamtillväxten. Stora variationer i effekten i förhållande till mängden nederbörd har uppmätts där effekten av kväve ökade med ökad nederbörd (Lim m.fl. 2017). Därför är det viktigt att inklu-

dera klimatförhållanden vid uppskattningar av kvävegödslingseffekter på stamtillväxteffekter och kolinbindning (Lim m.fl. 2017). Markfuktigheten är en viktig del i detta också (se vidare i avsnittet om kväve i vatten). Detta har mest troligt att göra med tillgängliggörandet av kvävet för trädröterna, men det kan också vara p.g.a. gödslingens fysiologiska effekter på rötternas anatomi, vilket eventuellt gör dem mer torkkänsliga (se vidare i allokeringssvinn). Delar av dessa kunskapsluckor går att fylla med de nya metoder som finns idag (AI-genererade markfuktighetskartor som bl.a. visar var små vattendrag och diken finns, och LiDAR-scanningar för tillväxtmätningar möjliggör en större precision i identifierandet av optimala platser där gödslingen skulle ha som störst effekt och med minimerat läckage).

# Hur stora effekter har kvävegödsling på kolförrådet i skogsmark?

---

Tillförsel av kväve till nordliga skogsekosystem kan påverka kolförrådet i marken dels genom att växtproduktionen och därmed tillförseln av förna (döda växtdelar ovan och under marken) till marken ökar, dels genom att nedbrytningen av markens organiska material hämmas. Ökningar av kolförrådet i marken efter kvävegödsling är väl belagda, inte endast i svenska skogar utan även i många andra skogsekosystem globalt (Johnson och Curtis 2001, Jandl m.fl. 2007, Hyvönen m.fl. 2008, Mayer m.fl. 2020).

Av störst intresse för denna kunskapsöversikt är därför hur mycket kol som binds för varje enhet kväve som tillförs. Givet att flera processer bidrar till lagringen av kol och att markförhållanden uppvisar stora variationer, behövs dock en kortare beskrivning av de faktorer som är viktiga i sammanhanget.

Gödsling med kväve av skogar som är kvävebegränsade leder till att bladbiomassan ökar och dessutom får en högre kvävehalt, vilket leder till en högre fotosyntes (kolbindning) per tytenhet. Därtill omfördelas kolet från fotosyntesen annorlunda än i kvävebegränsad skog; mer kol används till att bygga trädstammar och andra ovanjordsdelar och mindre används till rötter och associerade mykorrhizasvampar. Denna omfördelning gör att flödet av kol från träd till mark inte enbart skalas upp symmetriskt efter kvävegödsling; mängden fallförna av barr och grenar ökar medan mängden rotförna minskar (Forsmark m.fl. 2020, Marshall m.fl. 2021).

En annan effekt av kvävetillförseln på markens lagring av kol är en hämning av nedbrytningen av markens organiska material (Berg och Matzner 1997). Det finns flera intressanta förklaringar till varför denna hämning sker, det faller utanför denna översikt men generellt kan det förklaras

som att mikroorganismssamhällena förskjuts mot kvävegynnade organismer vilket ändrar aktiviteten från nedbrytning av mera svårtillgängligt kol mot mera tillgängligt kol (se vidare i avsnittet om effekterna på biologisk mångfald).

## Metoder för att mäta kolinlagring i skogsmark

Det kan tänkas vara enkelt att mäta ökningarna i skogsmarkens kolinnehåll efter kvävegödsling, men så är inte fallet. Framför allt varierar skogsmarkens kolinnehåll mycket, till och med över så korta distanser som någon decimeter. Det krävs därför ett mycket stort antal prover för att fastställa om en behandling gett en statistiskt signifikant effekt på lagringen av kol i marken på den storlek av ytor som är intressanta, dvs. hundratals kvadratmeter – flera hektar. Dessutom varierar kolinnehållet över tiden. Det årliga tillskottet av kol är i genomsnitt drygt 0,1 ton per hektar och år (Högberg m.fl. 2021a), medan förrådet i genomsnitt är 73 ton kol per hektar i svenska skogars fastmarker (dvs. marker med mineraljord, Stendahl 2017). Det bör påpekas att dagens kolupplagring är mer än tio gånger så snabb som den genomsnittliga kolinlagringen efter den senaste istiden. Den högre hastigheten kan förklaras av de brukade skogarnas och markvegetationens snabba tillväxt och den låga frekvensen av skogsbränder de senaste 150 åren, även det en konsekvens av brukandet (Högberg m.fl. 2021a).

Ett litet ökat koltillskott som en effekt av kvävegödsling är svår att detektera mot en mycket stor och variabel bakgrundsmängd. Det är därför svårt att fastställa effekten av dagens rekommenderade kvävedoser, till exempel dosen 150 kg kväve per hektar, vilken ofta ges som en engångsdos 10 år före en tänkt slutavverkning. Resultat som visar en

signifikant ökning av markens kolinnehåll kommer från försök med relativt stora sammanlagda tillsatser av kväve, antingen som höga mer eller mindre frekventa doser, eller som låga men mer frekventa doser. Den förra typen av experiment har gjorts för att klarlägga de skadliga effekterna av höga gödslingsnivåer eller hög kvävedeposition (t.ex. Binkley och Högberg 2016). Den senare typen har främst utförts för att studera effekterna av lägre nivåer av kvävedeposition (Forsmark m.fl. 2020).

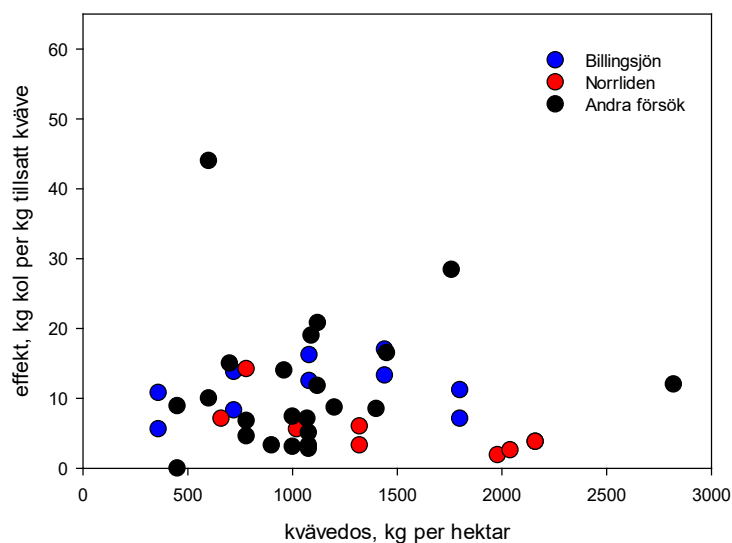
Förutom direkta jämförelser av markens totala innehåll av kol på ogödslade respektive kvävegödslade ytor kan man studera skillnader i kollagring i marken på andra sätt. Man kan utöver analyser av skillnader i förråd även studera skillnader i kolförrådets omsättning (t.ex. Nohrstedt 1990, Franklin m.fl. 2003, Olsson m.fl. 2005, Marshall m.fl. 2021). Ett mått på omsättningen är avgången av koldioxid från markprover eller ytor där man uteslutit växtrötters respiration. Har man gjort det, avläser man hastigheten på nedbrytningen av organiskt material. Sådana studier uppvisar inte sällan tydliga effekter av tillsatser av kväve genom minskad omsättning av markens kolförråd.

Tolkningen av data från enstaka provtagningar försvåras av att effekter av kvävetillsatser på skogstillväxten och på marken varierar med dosen och över tiden (Högberg m.fl. 2006). Om man vill använda kvävegödsling för att i närtid, exempelvis för att under ett decennium snabbt höja kolinlagringen, kan man antingen gödsla 10 år innan avverkning i äldre slutavverkningsmogen skog eller bedriva s.k. omdrevsgödsling med start i yngre gallringsskogar. Försök bedrivs också med s.k. behovsanpassad gödsling. Det finns tyvärr inget starkt empiriskt underlag som kan användas för att med noggrannhet skatta den kvantitativa effekten av kvävetillsatser på lagringen av kol i marken vid låga doser och på kort sikt. På kort sikt är den ökade kolmängden i trädbiomassan den största och tydligaste effekten (Hyvönen m.fl. 2008).

## Data från fältförsök

Figur 2 beskriver resultatet av kvantitativa mätningar av lagringen av kol i marken i fältförsök med kvävegödsling av skog i Sverige. Tolkningen av figuren är komplicerad av flera skäl. Framför allt är tidshorisonterna inte uppenbara i figuren, tiden från experimentens början till mätning varierar från 12 till 42 år och beståndens ålder vid första tillförseln av gödsel varierar. Mer detaljer om försöken ges i Tabell 1 (bilaga) och naturligtvis i de uppsatser som beskriver försöken mer i detalj.

Effekten av tillförsel av kväve på markens lagring av kol är högst variabel (Figur 2). Hyvönen m.fl. (2008) påpekar att gödslingseffekten förefaller vara större i granskogar jämfört med i tallskogar. Ser man till hela materialet i Figur 2, så finns det inget tydligt mönster. Tittar man på försöket med flest kvävedoser, Billingsjön, ökar dock först responsen för kol med ökad kvävetillförsel, för att sedan kulminera vid cirka 1500 kg kväve. I en annan norrländsk tallskog i Norrliden ser man däremot en minskning av responsen redan vid lägre mängd tillförd kväve. Medelvärde för hela materialet är 10,1 kg kol för varje kg tillförd kväve, med ett statistiskt medelfel på 1,2. Inbindningen av kol i marken brukar vara 3–4 gånger lägre än trädens (Hyvönen m.fl. 2008).



Figur 2. Effekten av kvävetillförsel på kollagringen i skogsmark från 20 försök med kvävetillförsel i fält. I flera av försöken har mer än en nivå av kväve tillförts. I två fall, Billingsjön och Norrliden, har försöken mätts vid flera olika tidpunkter och för flera doser av kväve. Mer information ges i Tabell 1 (bilaga).

Försöken med lägre kvävedoser är de mest intressanta givet de andra överväganden som ligger bakom dagens gödslingsrekommendationer för högsta tillförda mängd kväve under en omloppstid. Dagens rekommendationer varierar från 0 i den sydligaste regionen, till 450 kg kväve per ha i den nordligaste regionen. Huvudparten av de försök som redovisats ovan ligger i mellersta och norra Sverige. Vi kan således konstatera att det föreligger en brist på data från sydligaste Sverige. Denna hänger förstås samman med att skogsmarkerna är naturligt kväverikare där och även mer formellt med dagens rekommendationer att inte gödsla i sydligaste Sverige och att tillföra högst 150 kg per ha under en omloppstid i sydöstra Sverige. Med en faktor 10 kg kol för 1 kg kväve skulle gödsling enligt dagens rekommendationer ge en inbindning av 0, 1,5, 3,0 och 4,5 ton kol per hektar på de marker som kan gödslas i Sverige från söder till norr (i respektive av de fyra regioner som Sverige delas in i utifrån gödslingsrekommendationerna).

En stor kunskapslucka inom detta område och skogsgödsling generellt är vad effekten skulle bli på markkolet och hela systemets kolinbindning i skogar där avverkningarna sker med selektiva metoder (blädning, inklusive s.k. kontinuitets-skogsbruk). Ovanstående gäller skog som brukats enligt det som idag anses som konventionellt, dvs. trakthyggesbruk. Det finns inte data på skillnader i kollagring i marken från jämförbara skogar brukade på dessa olika sätt. Att ta fram den typen av jämförelser är viktigt för framtidens skogsbruk.

# Biomassaallokering hos träd till följd av kvävegödsling

---

Förutom effekter på trädens totala biomassaproduktion har kvävegödsling observerats leda till förändrad biomassaallokering (Figur 3a). Stamtillväxten ökar efter gödsling med kväve i skogar som är kvävebegränsade genom att blad- och barrbiomassan ökar och dessutom får en högre kvävehalt, vilket leder till en högre fotosyntes. Tidigare antogs ökningen i stamtillväxt bero helt på ökningen i totala mängden assimilerat kol. Ny forskning visar att mycket av tillväxtökningen (kolet från fotosyntesen) i stället beror på en omfördelning så att mer kol används till tillväxt ovan jord, i trädstammar och andra ovanjordsdelar, och mindre andel till rötter och mykorrhizasvampar (Figur 3a, Haynes och Gower, 1995, Albaugh m.fl. 1998, Lim m.fl. 2015). Förändringen av mängden kol i biomassan under jorden, mykorrhizasvampar och effekterna på markkolet har stor betydelse för gödslingseffekten på hela systemet. Svenska studier har visat att kvävegödsling kan förändra markmikroorganismernas artsammansättning (Högberg m.fl. 2014, Jörgensen m.fl. 2022, Law m.fl. 2022) och minska mykorrhizasvamparnas roll i skogens slutna kvävecykel (Högberg m.fl. 2011) men mer information behövs om dessa effekter på lång sikt och återhämtningen av svamparnas artsammansättning (se vidare i avsnittet om effekterna på biologisk mångfald).

Fler studier behövs också för att visa hur stor andel av gödslingseffekten på stamtillväxten som beror på en omfördelning av kol snarare än en total ökning av inbindningen av kol. Detta kräver mätningar av produktionen och omsättningen av finrötter samt rotkonkurrens mellan trädindivider i förhållande till stamtillväxten. Detta är fortfarande ett ganska utforskat område, främst för att det är ganska svårt att göra dessa mätningar. Men det är viktigt att förstå trädens förmåga att ta upp kväve och finrötternas påverkan på kolbalansen i skogsekosystemet. Mängden kol som allokeras till rötter (och mykorrhizasvampar) minskar vid

tillförsel av kväve (Högberg m.fl. 2010), men kvävetts effekt på trädens finrötter (<2 mm) som är involverade i majoriteten av näringsupptaget, är omdiskuterad. Det är oklart hur kvävet påverkar rötternas tillväxt. Mest troligt är att rotbiomassan minskar på grund av att omsättningen av finrötter ökar mer än produktionen av nya rötter, vilket gör att rotbiomassan blir lägre än på motsvarande ogödslad mark (Hyvönen m.fl. 2008). Detta gör att kvävegödslingen ökar kvoten mellan stammen och rötterna.

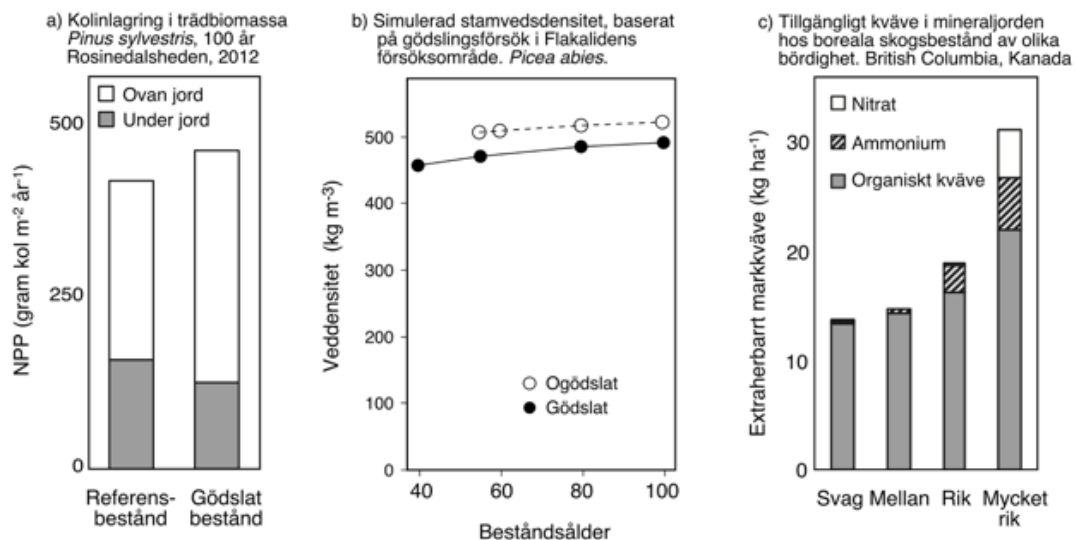
Även anatomin hos trädrötterna påverkas av kvävegödsling, framför allt som en följd av förhöjda nitratnivåer i marken (Wang m.fl. 2018); rötterna blev tjockare och/eller andelen grövre rötter blev större då andelen finrötter minskade vilket resulterade i att tvärsnitt av rötterna har en större andel vattenledande vävnad (Lim m.fl. 2015). Detta skedde på lokal nivå, när man endast tillfört nitrat till små avgränsade jordvolymmer i bestånd av stora träd. Isotopstudier i norra Sverige har också visat att träden i gödslade skogsbestånd nyttjar en mindre markyta för sitt kväveupptag (inom en radie av ca 5 meter, jämfört med en radie av 6 meter i ogödslade bestånd, Henriksson m.fl. 2021). Man observerade även en starkare korrelation mellan trädens upptag av vatten och kväve i det gödslade beståndet jämfört med referensbeståndet. Med tanke på den tillväxtminskning som uppmätts i södra och mellersta Sverige är detta en viktig observation som bör utredas mera för att utröna om trädrötternas anatomiska förändring ökar trädens beroende av vatten.

Således påverkas inte enbart trädens diametertillväxt, utan även deras biomassafördelning, stamdensitet och fysiologi (Figur 3a, b). Dessa effekter tolkas ofta som trädens svar på ökad kvävetillgänglighet. Tillväxt- och allokeringseffekterna antas därmed bero på mängden kväve som tillförts, men den kemiska form som använts beaktas sällan. I boreala skogsjordar dominerar de



organiska kväveformerna, som är mindre rörliga i marken än till exempel nitrat (oorganiskt kväve). Det organiska kvävet binder till markpartiklarna och refereras därför ibland till som orörligt (Owen och Jones 2001, Näsholm m.fl. 2009, Inselsbacher och Näsholm 2012, Kranabetter m.fl. 2007, Figur 3c), medan skogsgödsling uteslutande tillför rörliga oorganiska kväveformer. Detta innebär att gödslingen i själva verket påverkar två faktorer: den totala mängden kväve i marken, och de kemiska former som förekommer. Ytterligare forskning behövs för att undersöka om det är mängden

kväve eller förändringen i sammansättningen av kväveformer som påverkar allokeringsmönstret hos träden. Det finns studier där den största delen av den ökade stamtillväxt som observerats till följd av kvävegödsling förklarats av förändrade allokeringsmönster hos träden i stället för att deras faktiska biomassa har ökat (Lim m.fl. 2015, Vernay m.fl. 2020). Eftersom stamveden är mer långlivad än finrötterna, kan allokering till stammen öka kollagret i träden även om skillnaden i biomassa inte är stor (Vicca m.fl. 2012).



Figur 3 a) Kolinlagring (NPP: nettoprimärproduktion) och tillväxtfördelning i trädbiomassa för två 100-åriga tallbestånd (*Pinus sylvestris*) i norra Sverige, 2012. Det ena beståndet är ett obehandlat referensbestånd och det andra har gödslats årligen med oorganiskt, rörligt, kväve (ammoniumnitrat). I figuren delas kolinlagringen upp i biomassa ovan jord (stam, grenar, barr, kottar) och under jord (endast rötter – trädens kolinvestering i mykorrhizasvamp ingår inte i denna figur). Figuren omritad ifrån Lim m.fl. 2015.

b) Simulerad veddensitet hos gran, baserad på data ifrån Flakalidens försöksområde, i Västerbotten. Effekten av näringsbehandlingarna integrerades av Cao m.fl. (2008) i en processbaserad tillväxtmodell för att förutse hur gödslingen påverkar trädens vedegenskaper. Figuren är omritad ifrån Cao m.fl. (2008).

c) Naturlig förekomst av kväveformer i mineraljorden ifrån olika näringsrika boreala skogslokaler i British Columbia, Kanada. Lokalerna har grupperats efter vilka växtarter som karakteriserar fältskiktet. Svaga lokaler motsvarar lavhävade marker (*Cladonia* spp.) och "Mellan" är blåbärsskog (*Vaccinium* spp.), medan "Rik" karakteriseras av ekbråken (*Gymnocarpium*) och "Mycket rik" motsvarar högörtstyp (*Oplopanax*). Lösta organiska kväveformer dominerade kvävepoolen på alla lokaler, men de oorganiska (rörliga) formerna ökade med högre ståndortsindex. Vidare ser det ut som att nitrat-förekomsten i mineraljorden är förknippad med de allra rikaste skogslokalerna. Figuren är omritad ifrån Kranabetter m.fl. (2007).

Sammanfattningsvis påverkar alltså gödsling flera olika delar av skogsekosystemet och dess processer. Trädens stamtillväxt ökar, men övriga växter i fält- och bottenskiktet kan också antas svara på en sådan förändring i kvävetillgängligheten, och artsammansättningen kan förändras. Trädens förändrade biomassallokering påverkar även mykorrhizasvamparnas och nedbrytarsvamparnas artsammansättning, tillväxt och aktivitet i marken, vilket påverkar markens kolinlagring (se avsnittet nedan om effekterna på biologisk mångfald).

# Skogsgödslingens effekter på biologisk mångfald

---

I ekosystem där kväve är tillväxtbegränsande leder ökad kvävetillgång generellt till minskad artrikedom (Gilliam 2006, Bobbink m.fl. 2010). Effekterna av kvävetillförsel är väl beskrivna när det gäller växtsamhällen, men ökad kvävetillgång påverkar även mångfalden av andra organismgrupper (Sullivan och Sullivan 2018). Generellt ökar påverkansgraden med ökande kvävemängd som tillförs (Strengbom och Nordin 2008) och effekterna är mer påtagliga om intensivare gödslingsregimer används, t.ex. behovsanpassad gödsling eller om gödslingen redan påbörjas i ungskogsfasen (Strengbom m.fl. 2011).

## Påverkan ovanjord

Effekter på markvegetationen från kvävegödsling är relativt välkända (Tamm 1991, Olsson och Kellner 2006, Strengbom och Nordin 2008, 2012, Hedwall m.fl. 2013a.). Förenklat kan man sammanfatta att kvävegödsling orsakar förändringar av markvegetationen genom att konkurrensförhållandena förskjuts så att artsamhället får en ökad dominans av nitrofila växter (Hedvall m.fl. 2019a, 2021) och ökad dominans av skuggtåliga arter (Hedwall m.fl. 2013b, Strengbom m.fl. 2018, Hedwall m.fl. 2019b). Den sistnämnda effekten orsakas av en större barrbiomassa hos träden och blir speciellt påtaglig när mer intensiva gödslingsregimer används (t.ex. ungskogsgödsling eller behovsanpassad gödsling). I sådana bestånd utgörs markvegetationen ofta enbart av mossor, eller så saknas markvegetation helt (Strengbom m.fl. 2011). För gödslingsregimer enligt dagens rekommendationer (gödsling mot slutet av omloppstiden eller med långa intervall mellan gödslings-tillfällena) blir förändring av markvegetationen mindre påtaglig (Strengbom och Nordin 2008). Generellt förskjuts artsamhällena från dominans av risväxter mot ökad dominans av örter och gräs. Hur stor förskjutningen blir mot dominans av gräs och örter är beroende på den ursprungliga

vegetationssammansättningen. På magrare marker blir det snarare en förskjutning från lingonkråkbär mot blåbär (Högbom och Jacobson 2002). Förutom påverkan på kärlväxter påverkas också mossor och lavar. Generellt leder ökad kvävetillgång till att täckningsgraden av vanliga skogsmossor och marklevande lavar minskar eller att de försvinner helt (Kellner 1993, Olsson och Kellner 2006, Strengbom m.fl. 2018).

I bestånd som gödslats en gång i slutet av omloppstiden är effekterna av gödsling på markvegetationen övergående, och 10–15 år efter gödslingen är effekterna ofta så små att det är svårt att säkerställa en skillnad mellan gödslade och ogödslade bestånd (Strengbom m.fl. 2012). Däremot verkar gödslingseffekterna på markvegetationen återuppstå efter slutavverkning (Olsson och Kellner 2006, Strengbom och Nordin 2008, 2012, Hedwall m.fl. 2013a.). Tidigare gödslade bestånd får en tätare markvegetation med kraftig dominans av gräs, mjölkört och hallon, medan markvegetationen i ogödslade bestånd domineras av risväxter (Strengbom och Nordin 2008). Den exakta mekanismen bakom detta är oklar, men såväl kväve mineralisering, kvävekoncentration i växter och tillväxt av träden var förhöjd 10–15 år efter avverkning och 25–33 år efter gödsling (From m.fl. 2015), vilket indikerar att kvävedynamiken på något sätt förändrats. Effekten av gödsling i den tidigare skogsgenerationen är större för bestånd som gödslats två gånger jämfört med de som bara gödslats en gång (Strengbom och Nordin 2008, From m.fl. 2015). Huruvida effekterna som observerats i ungskogsfasen är bestående eller övergående är i dagsläget okänt.

Effekter på andra organismgrupper än växter är mindre välstuderade, men effekterna på markfaunan från standardmässig gödsling bedöms som små (Högbom och Jacobson 2002). För fågelfaunan verkar upprepad gödsling öka artrikedomen (Edeius m.fl. 2011). Den exakta orsaken till ökningen

är inte undersökt, men en ökad mängd föda (rygg-  
radslösa djur) i flergångsgödslade granskogar har  
noterats och kan vara möjlig förklaring till varför  
artrikedom av fåglar ökar i dessa skogsbestånd  
(Edenius m.fl. 2012). Från liknande gödslingsregi-  
mer har det noterats att gödning leder till en lägre  
och mer homogen funktionell artsammansättning  
bland skalbaggar (Rodríguez m.fl. 2021). Det är  
oklart vad detta i förlängningen leder till, men  
en homogeniserad fauna på stor skala innebär en  
förlust av biologisk mångfald.

### Påverkan på organismer i marken

Precis som för den ovanjordiska delen av ekosyste-  
met så orsakar ökad kvävetillgång förändringar av  
sammansättningen av mikroorganismernas sam-  
hällen i marken (Högberg m.fl. 2014a, Maaroufi  
m.fl. 2019, Lilleskov m.fl. 2019, Marupakula m.fl.  
2021, Jörgensen m.fl. 2022). Marklevande svampar  
påverkas av ökad kvävetillgång, men responsen  
på den totala mängden svampbiomassa varierar  
mellan olika studier från minskad biomassa (Hög-  
berg m.fl. 2014b, Maaroufi m.fl. 2019) till ökad  
biomassa (Jörgensen m.fl. 2022). Gemensamt för  
nästan alla studier av marksvampar är att en ökad  
kvävetillgång leder till förändrad artsammansät-  
ning. Vissa artgrupper blir mer frekventa medan  
andra blir mindre frekventa. Mykorrhizabildande  
svampar tillhör den grupp av svampar som på-  
verkas mest (Lilleskov m.fl. 2011, Högberg m.fl.  
2014a, Jörgensen m.fl. 2022), särskilt som trädens  
kolflöde till dessa svampar minskar (Högberg m.fl.  
2010).

Äldre studier beskrev förändrad artsammansät-  
ning utifrån förändringar i fruktkroppsbiologi  
och förändrad morfologisk sammansättning av  
mykorrhizabildande svampar på trädens finrötter  
(se t.ex. Kårén 1997, Brandrud och Timmermann  
1998). Det finns så vitt vi känner till inga sentida  
studier som undersökt hur artsammansättningen  
av marksvampar påverkas av standardmässigt ut-  
förd skogsgödning, utan alla studier kommer från  
experiment där antingen avsevärt högre kvävedo-  
ser eller mer frekventa gödningstillfällen använts.  
Studier av långtidseffekter efter dagens göds-  
lingsrekommendationer saknas helt. Avsaknaden  
av modernare studier innebär en kunskapslucka  
eftersom man med DNA-baserade metoder har  
en helt annan möjlighet att detektera och beskriva  
förändrad sammansättning av marksvampsam-

hällen. Detta gör att det i dagsläget är svårt att  
klargöra vilka effekter standardmässig skogsgöds-  
ling har på marksvampsamhällen. Baserat på den  
kunskap som finns från gödningsexperiment  
(med tätare intervaller och högre kvävedoser)  
kan man ändå dra generella slutsatser om vilken  
typ av förändringar man kan förvänta sig av mer  
standardmässig skogsgödning. Nedan följer en  
beskrivning för hur man kan förvänta sig denna  
påverkan. Beskrivningen baseras på publikationer  
från gödningsexperiment och från studier längs  
kvävedepositionsgradienter.

Mykorrhizabildande svampar som tillhör släktet  
*Cortinarius* (spindlingar), anses vara speciellt känsliga  
för ökad kvävetillgång och deras förekomst  
minskar ofta när kvävetillgången ökar (Has-  
selquist och Högberg 2014, van der Linde m.fl.  
2018, Lilleskov m.fl. 2019, Jörgensen m.fl. 2022).  
Arter tillhörande släktena *Tricholoma*, *Piloderma*  
och *Suillus* samt familjen Bankeraceae påverkas  
också negativt av ökad kvävetillgång (Lilleskov  
m.fl. 2011), men då påverkan inte är lika omfat-  
tande kan deras relativa abundans i förhållande till  
*Cortinarius* ändå öka (Jörgensen m.fl. 2022). Arter  
tillhörande släktena *Thelephora* och *Laccaria* gynnas  
ofta av ökad kvävetillgång, medan responsen inom  
släktena *Russula*, *Lactarius*, ordningen Boletales  
samt familjerna Thelephoraceae och Atheliaceae  
varierar beroende på art (Lilleskov m.fl. 2011,  
2019).

Eftersom karaktärsdrag (traits) och respons till  
ökad kvävetillgång skiljer sig mellan arter och  
släkten (Lindahl m.fl. 2021, van der Linde m.fl.  
2018, Zak m.fl. 2019, Jörgensen m.fl. 2022) kan  
långsiktiga förändringar av svampsamhällena leda  
till förändrad funktionalitet. I det här samman-  
hanget kan en förskjutning ske från dominans  
av arter med kapacitet att bryta ner komplext  
organiskt material som humus för mobilisering av  
organiskt kväve (t.ex. olika arter av *Cortinarius*),  
till arter som saknar den förmågan (t.ex. arter av  
*Piloderma*), vilket kan leda till minskad nedbryt-  
ning av det organiska materialet (Kyaschenko m.fl.  
2017, Lindahl m.fl. 2021, Jörgensen m.fl. 2022).  
Även om svampbiomassan och mykorrhizafunk-  
tionen mellan svamp och träd verkar återhämta  
sig relativt snabbt efter att kvävetillförseln upphör  
(Högberg m.fl. 2011, Hasselquist och Högberg,  
2014, Högberg m.fl. 2014b) så verkar effekter på  
artsammansättningen och påverkan på kvävekäns-

liga arter kvarstå under längre tid (Strengbom m.fl. 2001, Choma m.fl. 2017, Lilleskov m.fl. 2019). Avsaknaden av studier som använt kvävedoser som är jämförbara med de som används inom konventionell skogsgödsling komplicerar bedömning av de långsiktiga effekterna. Sentida studier indikerar dock att artsammansättning, eller till och med förekomsten av enskilda arter (bl.a. vissa arter i släktet *Cortinarius*) har stor betydelse för markkolförrådets uppbyggnad (se t.ex. Lindahl m.fl. 2021). I vilken grad dagens gödslingsrekommendationer leder till sådana artförskjutningar och hur långlivade sådana effekter kan vara är i dagsläget oklart, vilket utgör en viktig kunskapslucka.

### Landskapseffekter

Landskapseffekter av gödsling är svårbedömda och det finns inga egentliga studier som empiriskt undersökt vilka effekter som kan uppstå. De ansatser till bedömning som gjorts baseras på uppskalning av effekter från gödsling av enskilda bestånd eller enskilda gödslingsexperiment. Även om gödslingseffekten i ett enskilt bestånd kan tyckas vara marginell så leder gödsling till minskad variation inom artsamhällen vilket i sin tur leder till mer homogena samhällen hos både växter (Hedwall m.fl. 2011) och insekter (Rodríguez m.fl. 2021). Om gödsling sker i stor omfattning kommer detta leda till mer homogena artsamhällen. Kunskapen och betydelsen av förlusten av småskalig mångfald är betydligt sämre studerad än t.ex. den av minskad artrikedom på bestånd- eller provyttnivå. Icke desto mindre är den inkluderad i de svenska miljö kvalitetsmålen (Miljömål 16, Ett rikare växt- och djurliv). Baserat på vegetationsdata från SLU Riksskogstaxeringen har det konstaterats att det skett stora förändringar av utbredningen av olika vegetationstyper mellan 1950-talet och 2000-talet (Hedwall m.fl. 2019a, 2021). Förändringen kopplas till en kombination av flera olika faktorer, där förändrad markanvändning, kvävedeposition och ett förändrat klimat anges som de mest troliga (Hedwall m.fl. 2019a, 2021). Då skogsgödsling orsakar förändringar i samma riktning kan man anta att en ökad användning av skogsgödsling kommer att förstärka/påskynda de antropogena förändringarna av markvegetationen som redan har observerats.

### Gödsling i olika landsdelar

Förändringen av markvegetation efter gödsling är större i nord än i syd, vilket antas bero på att den historiska kvävedepositionen i syd begränsar vilken ytterligare påverkan som gödsling medför (Hedwall m.fl. 2013a). Man kan tolka detta som att i områden där det redan skett kväveinducerade förändringar av markvegetationen skulle påverkan från en utökad skogsgödsling bli mindre tydlig. Ökad tillförsel av kväve till områden som historiskt haft hög kvävebelastning (Götaland) kan förstärka den antropogena påverkan som redan skett och försvåra återhämtningen av denna påverkan. Förändringarna av markvegetationens sammansättning har varit störst i södra Sverige (Hedwall m.fl. 2019a) och förändringen mot en mer nitrofil flora är mer påtaglig på marker med lågt än högt pH (Hedwall m.fl. 2021). Om man vill undvika att förstärka redan observerade förändringar kan det därför finnas skäl att begränsa skogsgödsling i områden där de antropogena förändringarna har varit som störst.

### Åtgärder som kan minska påverkan

Strengbom m.fl. (2011) sammanfattade att negativa effekter på biologisk mångfald från utökad användning av intensivgödsling kan begränsas om endast skogsmark med låga naturvärden tas i anspråk, om urvalet av bestånd görs så att risken för ökad fragmentering av landskapet minimeras, om kvantitet och kvalitet av så kallade nyckelstrukturer (t.ex. stående och liggande grov död ved, naturvärdesträd) inte minskar på landskapsnivå och om intensiteten av skogsbruket minskar i andra delar av landskapet. Samma resonemang kan föras gällande ökad användning av mindre intensiva gödslingsregimer.

En viktig och central del för att minimera negativ miljöpåverkan från gödsling blir därför att säkerställa att rätt bestånd gödglas. Det vill säga att de skogar som hyser känsliga och hotade arter undantas från gödsling. Det har framkommit att rödlistade och signalartsklassade mossor förekommer relativt frekvent i de skogar (31, respektive 95 %) som planerats för gödsling (Gustafsson m.fl. 2005). Dessa arter var dock i hög grad knutna till blötare mikromiljöer, så kallade surdråg (se Landskapsavsnittet). Om åtgärder vidtas så att sådana miljöer kan undantas från gödsling, det vill säga att man

säkerställer att inget gödselmedel hamnar i dessa mikromiljöer, kan den negativa påverkan minimeras (Högbom och Jacobson 2002, Gustafsson m.fl. 2005). Tydligare uppföljning av i vilken omfattning gödselmedel hamnar i den typen av miljöer har föreslagits (Gustafsson m.fl. 2005), men det är oklart i vilken omfattning sådana åtgärder genomförs i praktiken (Högbom och Jacobson 2002).

Eftersom en del av den negativa påverkan på biologisk mångfald från gödsling kan kopplas till att skogarna blir tätare kan en del av de oönskade effekterna på markvegetationen minskas om gödslingen kombineras med gallring (Hedwall m.fl. 2013b, Strengbom m.fl. 2018). Detta har framför allt studerats i samband med intensivare och mer frekvent gödsling. Från ett produktionsperspektiv är det kanske tveksamt om gallring av gödslade bestånd är en rationell strategi, då en relativ stor del av produktionsökningen går förlorad (Strengbom m.fl. 2018). Möjligen skulle gödsling kunna vara en åtgärd som kan öka lönsamheten för kontinuitetsskogsbruk. Detta är dock ännu inte studerat, varför mer kunskap behövs innan sådana rekommendationer kan ges.

En åtgärd som potentiellt kan begränsa de negativa effekterna av skogsgödsling är att bara gödsla de bestånd där tillväxteffekten är som högst. Trots att man kan anta att gödslingseffektiviteten skiljer sig beroende på beståndets trädslagsblandning och bonitet är rekommendationerna i dagsläget inte särskilt precisa när det kommer till vilken typ av bestånd som är mest effektiva att gödsla. En mer detaljerad kunskap om vilka bestånd som är mest effektivt att gödsla och en mer precis användning av skogsgödsling skulle därför kunna vara ett verktyg för att minimera negativ miljöpåverkan och maximera nyttan. I dagsläget saknas dock det kunskapsunderlag som behövs för att kunna utforma sådana rekommendationer.



# Påverkan på N<sub>2</sub>O

Förutom upptag och avgivning av CO<sub>2</sub> kan kvävegödning påverka utbytet av andra växthusgaser mellan skogsekosystemet och atmosfären. Den viktigaste av dessa växthusgaser att beakta vid gödning av fastmark är lustgas (N<sub>2</sub>O). N<sub>2</sub>O är en relativt kraftig växthusgas och sett ur ett 100-årsperspektiv är dess uppvärmande effekt per molekyl ca 265 gånger högre än CO<sub>2</sub> (IPCC 5th Assessment Report). I kortare tidsperspektiv är dock effekten i jämförelse med CO<sub>2</sub> något lägre på grund av lustgasens relativa korta uppehållstid i atmosfären. N<sub>2</sub>O bildas i marken vid omsättning av kväve genom både nitrifierande och denitrifierande processer (Tidje 1988). Lustgasutbytet i boreala skogar är i huvudsak tämligen litet och skogsmarken är antingen svaga källor eller svaga sänkor av lustgas (Kim m.fl. 2013). Den huvudsakliga anledningen tros vara kopplad till den starka kvävebegränsning som råder i systemen. Kvävetillförsel, t.ex. genom gödning, kan dock drastiskt öka avgången av N<sub>2</sub>O från marksystem (Jassal m.fl. 2011, Li m.fl. 2019, Sitaula m.fl. 1995, Xu m.fl. 2017). Antalet studier över hur kvävegödning påverkar N<sub>2</sub>O-dynamik i boreala skogar är dock tämligen begränsat. Rutting m.fl. (2021) undersökte hur årlig tillförsel av 50 kg kväve per hektar (ammoniumnitrat) påverkade avgången av N<sub>2</sub>O från ett fältförsök i mellersta Norrland. De fann att även om kvävetillförsel signifikant ökade den årliga N<sub>2</sub>O avgången från marken så var effekten liten, och kväveretentionen i systemet var hög även efter årtionden av gödning. Vidare fastslog studien att den ökade N<sub>2</sub>O avgången från gödslade ytor motsvarade 0,3 % av det tillförda kvävet.

För att skatta N<sub>2</sub>O-avgång från mark vid olika typer av markanvändning används ofta s.k. emissionsfaktorer. Dessa varierar mellan studier, men för skogsmark ligger de på 0,1–1 % av tillfört kväve (Macdonald m.fl. 1997, Papen och Butterbach-Bahl 1999, Maljanen m.fl. 2006, IPCC 2006, Rutting m.fl. 2021). Generellt kan man dra slutsatsen att den lägre delen av intervallet speglar näringsfattiga skogar och det högre näringsrika skogar. Genom att multiplicera tillförd mängd

kväve med dessa faktorer ger de en uppskattning av hur stor förlusten av kväve i form av lustgas blir. Även om dessa faktorer vilar på empirisk vetenskaplig grund, är antalet studier faktorerna baserar sig på ganska få, och de täcker stora geografiska områden. Denna emissionsfaktor speglar direkta emissioner som följd av kvävetillförsel, men måste betraktas som högst osäker då den även omfattar skogsmark i tempererade områden. Där är t.ex. kvävetillförsel genom atmosfärsdeposition mångfalt högre än i stora delar av Sverige, och dessutom skiljer sig temperatur, markfuktighet och vegetationsperiod avsevärt från boreala förhållanden. Vidare görs ingen distinktion mellan beskogad torvmark och beskogad fastmark, vilket ökar osäkerheten ytterligare. Om vi dock tillämpar ett räkneexempel som det för markkol under olika konventionella gödningssystem ovan (dvs. 10 kg kol för 1 kg kväve) skulle N<sub>2</sub>O-förlusten sedd ur ett 100-årigt växthusgasperspektiv utifrån global uppvärmningsförmåga, motverka den ökade inbindningen av markkol med motsvarande 1 % på näringsfattiga marker och upp mot 10 % på näringsrika marker. Ur ett kortare tidsperspektiv skulle påverkan bli något lägre. Baserat på redogörelsen ovan kring de typer av system dessa emissionsfaktorer baserar sig på kan man anta att merparten av Sveriges skogsareal på fastmark bör klassas som näringsfattig, dvs. ligga i den lägre delen av intervallet, vilket även stöds av studien av Rutting m.fl. (2021), som redogörs för ovan.

Vidare är det även oklart inom vilka intervall dessa emissionsfaktorer ökar linjärt med ökad kvävetillförsel, vilket ytterligare ökar osäkerheten i skattningarna. Troligen är responsen icke linjär, men empirisk kunskap saknas. Direkta mätningar i kombination med en vidare utveckling av matematiska, processbaserade modeller kan vara viktiga verktyg för att begränsa osäkerheten i skattningarna. Även om osäkerheten i skattningar av N<sub>2</sub>O-avgång i samband med gödning är att betrakta som stor, verkar det osannolikt att denna negativa återkoppling skulle omintetgöra klimatnyttan som den ökade inbindningen av koldioxid innebär. I

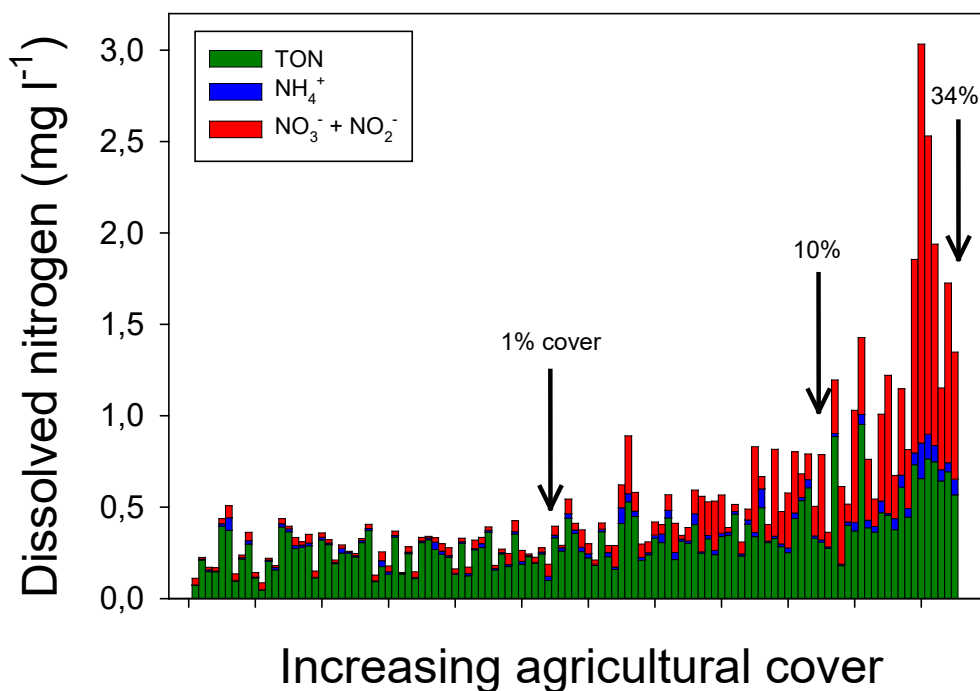
räkneexemplet ovan ställs  $N_2O$ -avgången i relation till ökad kolinlagring i marken, men tar man även hänsyn till den ökade inlagringen av kol i t.ex. stamved (11–25 kg kol per kg kväve) blir bidraget ännu mindre. Således bör effekten av ökad  $N_2O$ -avgång från fastmark till följd av gödsling i många fall gränsa till försumbar, särskilt på näringsfattiga marker. Dock är det sannolikt att  $N_2O$  avgång från vissa, mer näringsrika fastmarker och under vissa betingelser bör beaktas för att inte överskatta gödslingens klimatnytta.

# Kväve i vatten

Halten oorganiskt kväve i de flesta av Sveriges sjöar och vattendrag uppstår som ett resultat av uttransport av näringsämnen från omgivande marker, dvs. kväve som inte tagits upp av växter, lagrats i jorden, eller avgivits i gasform. Detta innebär att ju mer näringsrikt det omgivande landskapet är, desto högre kvävehalter kan man förvänta sig i avrinnande vatten. En konsekvens av detta är att halterna skiljer sig markant åt mellan olika delar av landet. Havs- och vattenmyndighetens miljöövervakning visar att Norrland generellt har mycket låga till låga halter av oorganiskt kväve i sjöar och vattendrag, Svealand låga till måttliga halter, medan ytvatten i Götaland har relativt höga till mycket höga halter.

Att halten oorganiskt kväve, framför allt nitrat, i ytvatten skiljer sig åt beror främst på två faktorer, kvävedeposition och andelen jordbruksmark.

Båda dessa faktorer varierar stort mellan södra och norra Sverige. Kvävebelastning från atmosfären är ungefär 5–10 gånger lägre i Norrland jämfört med Götaland, och trots att den totala kvävedepositionen varit långsamt nedåtgående den senaste 10-årsperioden så har den totala depositionen lett till en hög kväveupplagring i marken och därmed betydligt högre belastning på ytvatten i söder än i norr. Betydelsen av jordbruksproduktion på kvävebelastningen till ytvatten är också stor eftersom läckaget står i direkt proportion till andelen jordbruksmark (Sponseller m.fl. 2014). Sammantaget betyder detta att kväveläckaget, och därmed de totala halterna av oorganiskt kväve, minskar ju längre norrut man befinner sig samt ju större andel skogsmark som finns i avrinningsområdet (Figur 4).



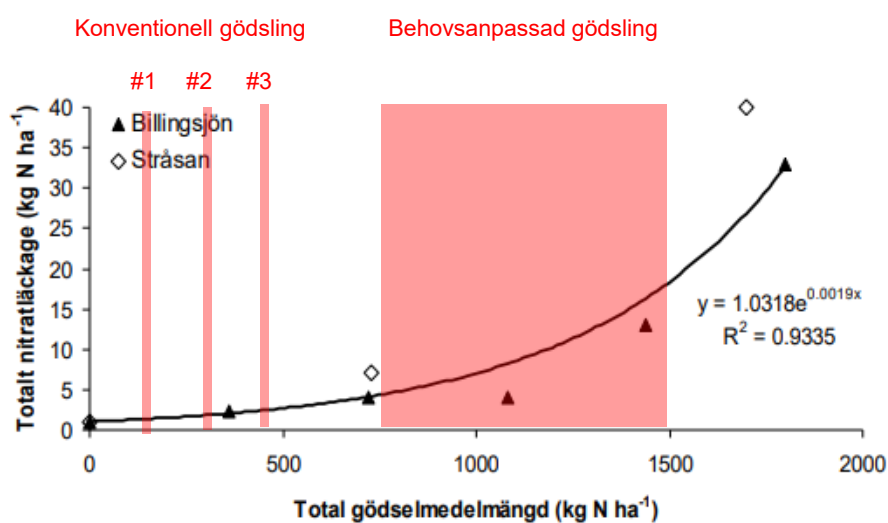
Figur 4. Variation i halterna organiskt (TON) och oorganiskt kväve i områden med olika andelar jordbruksmark. Halterna oorganiskt kväve börjar överstiga bakgrundsivån redan när andelen jordbruksmark överstiger ett par procent. Notera att det som inte är jordbruksmark i figuren är skogsmark. (baserad på Sponseller m.fl. 2014).

Förutom att skogsmark alltid bidrar med ett visst naturligt bakgrundsläckage, framför allt under senhöst, vinter och tidig vår då vegetationsupptaget är som lägst, kan ett ökat läckage uppstå vid kalhuggning och vid omfattande storm- och insektsskador. Vid konventionellt skogsbruk (med eller utan kvävegödsling) uppstår därför ett visst antropogent kväveläckage i slutet av rotationsperioden (Löfgren m.fl. 2009), men effekten av hyggesrelaterade kväveläckage är både lokalt och tidsbegränsat, eftersom påverkan från ett enskilt hygge oftast klingat av efter 5 till 10 år (Futter m.fl. 2010). Ur ett skogslandskapsperspektiv är alltså kväveeffekten efter hyggen avgränsad, vilket dels beror på att många av våra sjöar (Bergström m.fl. 2008) och rinnande vatten (Burrows m.fl. 2015) är kraftigt kvävebegränsade. Det betyder att pulser av oorganiskt kväve får begränsade effekter nedströms eftersom näringen snabbt tas upp av mikroorganismer när det väl nått vattnet (Schelker m.fl. 2016). Hastigheten av kväveupptaget bör dessutom ha ökat det senaste årtiondet eftersom halterna av oorganiskt kväve i skogsmarkens vatten successivt minskat över hela landet de senaste decennierna (Lucas m.fl. 2016, Mosquera m.fl. 2022), trots ett allt mer intensivt skogsbruk.

Sett ur ett kust- och havsperspektiv har dagens skogsbruk marginell betydelse på den antropo-

gena kvävebelastningen. Skogsbrukets del av den beräknade antropogena näringsbelastningen utgör idag 8 % av det kväve som når Bottenviken och Bottenhavet. Till övriga delar av Östersjön, samt till Öresund, Kattegatt och Skagerak utgör andelen från skogsbruk cirka 1 % (Havs- och Vattenmyndigheten, 2019). I stället är den huvudsakliga beräknade belastningen, förutom från deposition och jordbruk, främst från kustnära industri, samt privata och kommunala (KARV) avloppsanläggningar

Med en ökad användning av kvävegödsel finns dock risken att en förhöjd belastning på akvatiska system kan inträffa, även om effekten i de flesta fall skulle bli lokal och begränsad i tid. I två gödslingsexperiment i södra Sverige där kvävemängderna varierat mellan noll och 1800 kg N per hektar (notera att 450 kg kväve per hektar är idag rekommenderad maximal dos) studerades effekterna på cirka en halvmeters djup i marken i samband med en kalavverkning (Ring m.fl. 2013, Berdén m.fl. 1997). Omräknat visade experimentet på ett kraftigt ökat läckage med ökande dos (Figur 5). Hur stor andel av det kväve som läcker ner i marken som faktiskt når närliggande vattendrag beror på en stor mängd faktorer, framför allt på var kvävegödslet appliceras och hur landskapet är uppbyggt.



Figur 5. Kväveläckage efter kalavverkning och olika mängder kvävegödsel. För att illustrera vanliga gödslingsmängder så utgör de röda fälten i figuren olika typer av gödsling, inklusive konventionell gödsling med upp till tre givor på 150 kg kväve per hektar och år, samt behovsanpassad gödsling (BAG) med en rekommenderad giva på totalt mellan 800 och 1500 kg kväve per hektar utspritt över många år. (baserad på Ring 1995 och Berdén m.fl. 1997).

# Optimering i ett landskapsperspektiv

---

För att minimera kvävet negativa inverkan på mark- och vattenmiljön, samtidigt som tillväxteffekten maximeras bör skogslandskapets naturliga struktur, topografi och människans historiska omvandling av blötare marker särskilt beaktas. Felplacerad kvävegödsling kan antingen leda till utebliven tillväxteffekt eller en onödigt stor negativ påverkan på mark- och vattenmiljöerna. En serie av nya verktyg som kan prediktera markfuktigheten, och AI-genererade dikeskartor (båda baserade på fritt tillgängliga nationella fjärranalysdata) har därför visat sig vara särskilt betydelsefulla.

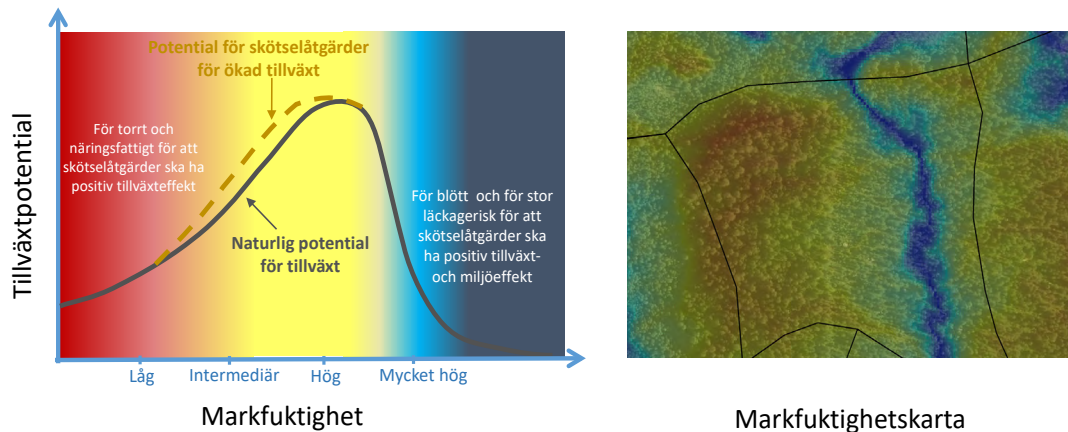
Topografiskt läge i landskapet formar inte bara förutsättningarna för trädutväxt på en specifik plats, utan också kopplingen – den så kallade hydrologiska konnektiviteten – mellan en specifik plats längs en sluttning och nedströms ytvatten. Hydrologisk konnektivitet beskriver hur nära sammankopplade mark och ett ytvatten är och kan på så sätt beskriva risken för negativ påverkan på vattenkvaliteten av en skoglig åtgärd i en sjö eller ett vattendrag. Faktum är att ett område i geografisk närhet av ett ytvatten kan ha begränsad inverkan på ytvattenkvaliteten på grund av marginell hydrologisk konnektivitet, medan ett annat område längre bort har betydligt större potential att påverka. Det som bestämmer den hydrologiska konnektiviteten är hur topografin kanaliseras vatten till svackor och andra konkava delar av landskapet vilket snabbt kan leda föroreningar till närliggande ytvatten. När tillräckligt mycket vatten kanaliseras bildas surdråg som är riktigt blöta områden i skogen. När ett surdråg kanaliseras tillräckligt mycket vatten så övergår det till ett vattendrag.

Från ett strikt ekonomiskt perspektiv är det viktigt att gödslingen appliceras där tillväxteffekten är tydligt positiv, samtidigt som miljöeffekterna minimeras. Skogens tillväxteffekt på torra marker blir ofta marginell, trots näringsbegränsning eftersom brist på markvatten redan idag är begränsande på många platser (Lim m.fl. 2015). I ett allt varmare

klimat kan tillväxten alltmer komma att hämmas av vattenbrist på fler platser än idag, vilket gör att alla redan torra och vattenbegränsade marker bör exkluderas från all gödsling framöver. I likhet med de torrare delarna av skogslandskapet, påverkas inte heller tillväxten i blötare områden positivt av extra näring. Dessutom är blötare områden begränsade av att de ofta har hög hydrologisk konnektivitet till ytvatten, och alltså står i nära kontakt med sjöar och vattendrag, vilket leder till kraftigt förhöjd läckagerisk. Dessa riktigt blöta områden, som ofta övergår till att vara surdråg, är dessutom ofta mycket artrika och innehåller inte sällan hotade arter (Gustafsson m.fl. 2005, Kuglerova m.fl. 2014). Det är alltså de marker som har en intermediär markfuktighet med relativt låg hydrologisk konnektivitet till omgivande ytvatten som är bäst lämpade för kvävegödsling, både i termer av önskade och oönskade effekter.

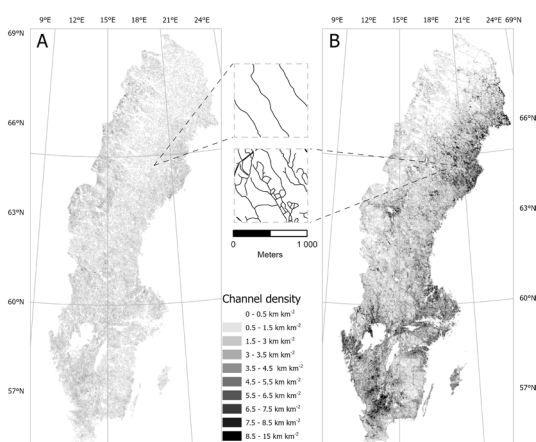
Med utgångspunkt från en teoretisk modell (Laudon m.fl. 2016), har forskningen kring vattentillgänglighet och tillväxtbegränsning tagit ytterligare fart, samtidigt som allt bättre modeller för att beskriva markens beskaffenhet utgående från vattentillgänglighet utvecklats (Ågren m.fl. 2021, Larson m.fl. 2022). Detta har lett till att vi idag med hög sannolikhet kan beskriva den relativa markfuktigheten och dess hydrologiska konnektivitet över hela landet (Figur 6). Med hjälp av dessa verktyg kan vi nu börja identifiera lokaler där man kan minimera kvävet negativa inverkan på både mark- och vattenmiljön, och samtidigt maximera tillväxteffekten i skogslandskapet. Viktigt att notera är att denna precisionsgödsling kräver helt andra kartverktyg än de som traditionellt används i det praktiska skogsbruket.

Ytterligare en komplicerande faktor vad gäller det praktiska spridandet av gödslingsmedel, och potentiellt läckage till ytvatten, är den historiska utdikningen som lett till att dikesnätverket i landet är flera gånger längre än det naturliga bäcknätverket. Till exempel inkluderar de bästa tillgängliga



Figur 6. En teoretisk modell (till vänster) som beskriver den naturliga tillväxtpotentialen, samt hur denna kan påverkas genom olika skötselåtgärder (inklusive gödsling) baserad utifrån markens markfuktighet. Landskapsutsnittet (till högre) visar på beräknad markfuktighet baserad på tillgängliga fjärranalysdata (Ågren m.fl. 2021, Larson m.fl. 2022). Rött är låg markfuktighet, gul är intermediär till hög, och blå är mycket hög.

kartorna 0.43 miljoner kilometer vattendrag, vilket utgör endast cirka 20 % av alla som finns (Flygt m.fl. 2022). Det här är ett stort problem eftersom de luft- och markdrivna metoder som används för att sprida kvävet baserar sina rutter på befintliga kartor där en stor del av vattendragsnätverket saknas, vilket skapar stora läckageproblem. Nya AI metoder, med automatisk dikedetektering, håller på att tas fram vilka kan komma att uppmärksamma betydligt större andel av vattendragen. Redan idag lyckas de identifiera närmare 90 % av alla naturliga vattendrag och diken, med en sammanlagd total vattendragslängd på 1,2 miljoner kilometer (Laudon m.fl. 2022, Figur 7). Samma



Figur 7. Skillnaden mellan fastighetskartans densitet av samtliga vattendrag och diken (till vänster) och den AI-baserade kartan (till höger, Laudon m.fl. 2022).

metod kan potentiellt användas för att öka precisionen i appliceringen av gödsel för att undvika att gödselmedel hamnar i tidigare nämnda små men artrika surdråg som ofta finns insprängda i bestånd som valts ut för gödsling (Gustafsson m.fl. 2005).

Dagens rekommendationer kräver att gödsling endast får ske på ett relativt stort avstånd från alla ytvatten. Med den AI-baserade tekniken blir det uppenbart att det i Sverige finns betydligt mer vattendrag än vad tidigare tillgängligt kartmaterial visat. Med modern kunskap och nya verktyg som bygger på mekanistisk förståelse av ekosystemens funktion, landskapsheterogenitet och vattnets transportvägar kan vi nå mycket längre i vårt skydd från skogsgödslingens negativa inverkan och hitta platser i landskapet där appliceringen sannolikt kan ske med minimerad negativ inverkan på biodiversitet eller vattenkvalitet. Detta bygger på en större precision av kriterierna för var gödslingen skulle kunna appliceras. I utvecklingen av detta verktyg är det viktigt att även utvärdera effekten på biodiversiteten. Att arbeta utifrån landskapets heterogenitet ligger i linje med att minimera effekterna på biodiversiteten, då gödsling i stor spatial skala riskerar att homogenisera biodiversiteten. För att begränsa negativa effekter bör det därför finnas en övre gräns på hur stora sammanhängande områden som kan gödglas. Omfattningen och utformningen av sådana begränsningar bör utgå från hur olika samhällsliga mål ska balanseras, vilket dock ligger utanför det här uppdraget.



# Bilaga 1

Tabell 1. Källor till data och information om försöken i Figur 2. \*Markerar att siffran är mårslagrets kolinnehåll gånger två för att även inkludera den sannolika kolinlagringen i mineraljorden.

Försöksområde	Källa	C/N-kvot hos kontrolllytors mårslager	Kväve-mängd	Antal år	Extra kollagring, kg C per kg N	C/N-kvot hos kontrolllytors mårslager
Billingsjön	Nohrstedt 1990	48	360	20	5,6*	48
-"-	-"-	48	720	-"-	13,8*	48
-"-	-"-	48	1080	-"-	16,2*	48
-"-	-"-	48	1440	-"-	17,0*	48
-"-	-"-	48	1800	-"-	11,2*	48
Billingsjön	Högbom m.fl. 2001	48	360	31	10,8	48
-"-	-"-	48	720	-"-	8,3	48
-"-	-"-	48	1080	-"-	12,5	48
-"-	-"-	48	1440	-"-	13,3	48
-"-	-"-	48	1800	-"-	7,1	48
Norrliden	Tamm m.fl. 1999	40	660	17	7,1	40
-"-	-"-	40	1320	-"-	3,3	40
-"-	-"-	40	1980	-"-	1,9	40
Norrliden	Franklin m.fl. 2003	40	780	21	14,2*	40
-"-	-"-	40	1320	-"-	6,0*	40
-"-	-"-	40	2160	-"-	3,8*	40
Norrliden	Högberg m.fl. 2006	40	1020	30	5,6*	40
-"-	-"-	40	2040	-"-	2,6*	40
-"-	-"-	40	2160	-"-	3,8*	40
Flakaliden	Olsson m.fl. 2005	37	1000	22	7,4*	37
-"-	Hyvönen m.fl. 2008	37	1200	17	8,7	37
Rosinedalsheden	Marshall m.fl. 2022	39	1120	15	20,8	39
Åheden	Forsmark m.fl. 2021	44	600	12	44*	44
Hagfors	Ring m.fl. 2011	39	450	24	0	39
-"-	-"-	39	900	-"-	3,3	39
Nissafors	Ring m.fl. 2011	38	450	38	8,9	38
Stråsan	Blasko m.fl. 2013	35	1450	42	16,5*	35
-"-	-"-	35	1760	-"-	28,4*	35
-"-	-"-	35	2820	-"-	12,0*	35
-"-	Hyvönen m.fl. 2008	35	1090	30	19	35
Skällarimheden + Häggsjöleden	-"-	44	780	20	4,6	44
Norråker	-"-	34	960	28	14	34
Lövnäs + Bleckstugan	-"-	51	780	20	6,8	51
Jädraås	-"-	36	1000	25	3,1	36
Åseda	-"-	29	700	20	15	29
Skogaby	-"-	28	1400	14	8,5	28
Farabol	-"-	29	600	15	10	29
Bräcke	Blasko m.fl. 2022	40	1119	15	11,8	40
Gävle	-"-	32	1077	15	2,8	32
Grängshammar	-"-	25	1077	15	3,3	25
Mölnbacka	-"-	25	1077	15	5,1	25
Ebbegärde	-"-	31	1070	15	7,1	31

# Referenser

---

- Ågren AM m.fl. 2021. Use of multiple LIDAR-derived digital terrain indices and machine learning for high-resolution national-scale soil moisture mapping of the Swedish forest landscape. *Geoderma* 404.
- Albaugh T m.fl. 1998. Leaf area and above- and belowground growth responses of Liblolly pine to nutrient and water additions. *Forest Science* 44, 317-328.
- Anon. 2017. Skogsstyrelsens allmänna råd för kvävegödsling. Skogsstyrelsen, Jönköping, Sverige.
- Berdén M, Nilsson SI, Nyman P. 1997. Ion leaching before and after clear-cutting in a Norway spruce stand. Effects of long-term application of ammonium nitrate and super phosphate. *Water, Air and Soil Pollution* 93, 1-26.
- Berg B, Matzner E. 1997. Effect of N deposition on decomposition of plant litter and soil organic matter in forest ecosystems. *Environmental Reviews* 5, 1-25.
- Bergh J m.fl. 2008. Effects of frequency of fertilization on production, foliar chemistry and nutrient leaching in young Norway spruce stands in Sweden. *Silva Fennica* 42, 721-733.
- Bergh J m.fl. 2014. Long-term responses of Scots pine and Norway spruce stands in Sweden to repeated fertilization and thinning. *Forest Ecology and Management* 320, 118-128.
- Bergström AK, Jonsson A, Jansson M. 2008. Phytoplankton responses to nitrogen and phosphorus enrichment in unproductive Swedish lakes along a gradient of atmospheric nitrogen deposition. *Aquatic Biology* 4, 55-64.
- Binkley D, Högberg P. 2016. Tamm Review: Revisiting the influence of nitrogen deposition on Swedish forests. *Forest Ecology and Management* 368, 222-239.
- Björkman E, Lundeberg G, Nõmmik H. 1967. Distribution and balance of N 15 labeled fertilizer nitrogen applied to young pine trees (*Pinus silvestris* L.). *Studia Forestalia Suecica* 48.
- Blasko R m.fl. 2013. Relations among microbial community composition, nitrogen turnover, and tree growth in N-loaded and previously N-loaded boreal spruce forest. *Forest Ecology and Management* 302, 319-328.
- Blasko R m.fl. 2022. The carbon sequestration response of aboveground biomass and soils to nutrient enrichment depends on baseline site productivity. *Science of the Total Environment* 838, 156327.
- Bobbink R m.fl. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. In *Review and Revision of Empirical Critical Loads and Dose-response Relationships: Proceedings of an Expert Workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010*.
- Brandrud TE, Timmermann V. 1998. Ectomycorrhizal fungi in the NITREX site at Gårdsjön, Sweden, below and above-ground responses to experimentally changed nitrogen inputs 1990-95. *Forest Ecology and Management* 101, 207-214.
- Burrows RM m.fl. 2015. Nitrogen limitation of heterotrophic biofilms in boreal streams. *Freshwater Biology* 60, 1237-1251.
- Cao T m.fl. 2008. Effects of thinning and fertilization on wood properties and economic returns for Norway spruce. *Forest Ecology and Management* 256, 1280-1289.
- Choma M m.fl. 2017. Recovery of the ectomycorrhizal community after termination of long-term nitrogen fertilisation of a boreal Norway spruce forest. *Fungal Ecology* 29, 116-122.
- Dehlin S, Stenberg M. 2012. Nitratlakning beroende på kvävegödslingsnivå och skörderespons i havre på en lätt jord. Rapport. SLU 10.
- Edenius L, Mikusiński G, Bergh J. 2011. Can repeated fertilizer applications to young Norway spruce enhance avian diversity in intensively managed forests? *Ambio* 40, 521-527.
- Edenius L m.fl. 2012. Effects of repeated fertilization of young Norway spruce on foliar phenolics and arthropods: implications for insectivorous birds' food resources. *Forest Ecology and Management*, 277, 38-45.

- Flyckt J m.fl. 2022. Detecting ditches using supervised learning on high-resolution digital elevation models. *Expert Systems with Applications*, 201.
- Forsmark B. m.fl. 2020. Low and high nitrogen deposition rates in northern coniferous forests have different impacts on aboveground litter production, soil respiration and soil carbon stocks. *Ecosystems* 23, 1423-1436.
- Franklin O m.fl. 2003. Pine forest floor carbon accumulation in response to N and PK additions: Bomb <sup>14</sup>C modelling and respiration studies. *Ecosystems* 6, 644-658.
- Fridman J m.fl. 2022. Volymtillväxten för träd i Sverige under 00-talet. Sveriges lantbruksuniversitet, SLU. Arbetsrapport 540. [https://www.slu.se/arbetsrapport\\_540](https://www.slu.se/arbetsrapport_540)
- From F, Strengbom J, Nordin A. 2015. Residual long-term effects of forest fertilization on tree growth and nitrogen turnover in boreal forest. *Forests* 6, 1145-1156.
- Futter MN m.fl. 2010. Consequences of nitrate leaching following stem-only harvesting of Swedish forests are dependent on spatial scale. *Environmental Pollution* 158, 3552-3559.
- Gilliam FS. 2006. Response of the herbaceous layer of forest ecosystems to excess nitrogen deposition. *Journal of Ecology* 94, 1176-1191.
- Gundale MJ, Deluca TH, Nordin A. 2011. Bryophytes attenuate anthropogenic nitrogen inputs in boreal forests. *Global Change Biology* 17, 2743-2753.
- Gustafsson L, Appelgren L, Nordin A. 2005. Biodiversity value of potential forest fertilisation stands, as assessed by red-listed and 'signal' bryophytes and lichens. *Silva Fennica* 39, 191-200.
- Hasselquist NJ, Högberg P. 2014. Dosage and duration effects of nitrogen additions on ectomycorrhizal sporocarp production and functioning: an example from two N-limited boreal forests. *Ecology and Evolution* 4, 3015-3026.
- Hav och vattenmyndigheten 2019. Miljöövervakningens programområde Sötvatten. <https://www.hav-ochvatten.se> [2019-01-01]
- Haynes BE, Gower ST. 1995. Belowground carbon allocation in unfertilized and fertilized red pine plantations in northern Wisconsin. *Tree Physiology* 15, 317-325.
- Hedwall PO m.fl. 2011. Decreased variation of forest understory vegetation is an effect of fertilisation in young stands of *Picea abies*. *Scandinavian Journal of Forest Research* 26, 46-55.
- Hedwall PO m.fl. 2013a. Does background nitrogen deposition affect the response of boreal vegetation to fertilization? *Oecologia* 173, 615-624.
- Hedwall PO, Strengbom J, Nordin A. 2013b. Can thinning alleviate negative effects of fertilization on boreal forest floor vegetation? *Forest Ecology and Management* 310, 382-392.
- Hedwall PO m.fl. 2019a. Half a century of multiple anthropogenic stressors has altered northern forest understory plant communities. *Ecological Applications* 29, p.e01874.
- Hedwall PO m.fl. 2019b. Concealed by darkness: How stand density can override the biodiversity benefits of mixed forests. *Ecosphere* 10, p.e02835.
- Hedwall PO m.fl. 2021. Interactions between local and global drivers determine long-term trends in boreal forest understory vegetation. *Global Ecology and Biogeography* 30, 1765-1780.
- Henriksson N m.fl. 2021. Tree water uptake enhances nitrogen acquisition in a fertilized boreal forest - but not under nitrogen-poor conditions. *New Phytologist* 232, 113-122.
- Högberg P m.fl. 2006. Tree growth and soil acidification in response to 30 years of experimental nitrogen loading on boreal forest. *Global Change Biology* 12, 1-11.
- Högberg MN m.fl. 2010. Quantification of effects of season and nitrogen supply on tree below-ground carbon transfer to ectomycorrhizal fungi and other soil organisms in a boreal pine forest. *New Phytologist* 187, 485-493.
- Högberg P. m.fl. 2011. Recovery of ectomycorrhiza after 'nitrogen saturation' of a conifer forest. *New Phytologist* 189, 515-525.
- Högberg MN, Yarwood SA, Myrold DD. 2014a. Fungal but not bacterial soil communities recover after termination of decadal nitrogen additions to boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 72, 35-43.

- Högberg MN m.fl. 2014b. The return of an experimentally N-saturated boreal forest to an N-limited state: observations on the soil microbial community structure, biotic N retention capacity and gross N mineralisation. *Plant and Soil* 381, 45–60.
- Högberg P m.fl. 2017. Tamm Review: On the nature of the nitrogen limitation to plant growth in Fennoscandian boreal forests. *Forest Ecology and Management* 403, 161–185.
- Högberg P m.fl. 2021a. Sustainable boreal forest management – challenges and opportunities for climate change mitigation. Skogsstyrelsen Rapport No. 11.
- Högberg P m.fl. 2021b. Large differences in plant nitrogen supply in German and Swedish forests – Implications for management. *Forest Ecology and Management* 482, 118899.
- Högbom L m.fl. 2001. Soil conditions and regeneration after clear felling of a *Pinus sylvestris* L. stand in a nitrogen experiment, Central Sweden. *Plant and Soil* 233, 241–250.
- Högbom L, Jacobson S. 2002. Kväve 2002 – en konsekvensbeskrivning av Skogsgödsling I Sverige. Redogörelse nr 6, 2002. Stiftelsen skogsbrukets forskningsinstitut. 2002. ISSN 1103-4580.
- Homyak PM m.fl. 2021. Amino acids dominate diffusive nitrogen fluxes across soil depths in acidic tussock tundra. *New Phytologist* 231, 2162–2173.
- Hyvönen R m.fl. 2008. Impact of long-term nitrogen addition on carbon stocks in trees and soils in northern Europe. *Biogeochemistry* 89, 121–137.
- Inselsbacher E, Näsholm T. 2012. The below-ground perspective of forest plants: soil provides mainly organic nitrogen for plants and mycorrhizal fungi. *New Phytologist* 195, 329–334.
- IPCC 2006, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Chapter 11, N<sub>2</sub>O emissions from managed soils, and CO<sub>2</sub> emissions from lime and urea application, pp11.1–11.54. Published: IGES, Japan.
- Jacobson S, Hannertz M 2007. Gödslingskalkyl – räkna med skogsgödsling i Kunskap Direkt. Resultat från Skogforsk 11.
- Jacobson S m.fl. 2005. Skogsgödsling – en handledning från Skogforsk. Skogforsk.
- Jacobson S, Pettersson F. 2010. An assessment of different fertilization regimes in three boreal coniferous stands. *Silva Fennica* 44, 815–827.
- Jacobson S 2020. Tillväxteffekter efter skogsgödsling med kväve – validering av befintliga prognosinstrument. Skogforsk Arbetsrapport 1040-2020.
- Jandl R m.fl. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma* 137, 253–268.
- Jassal RS m.fl. 2011. Effect of nitrogen fertilization on soil CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes, and soil and bole respiration. *Geoderma* 162, 182–186.
- Johnson DW, Curtis PS. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: Meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140, 227–238.
- Jørgensen K m.fl. 2022. Links between boreal forest management, soil fungal communities and below-ground carbon sequestration. *Functional Ecology* 36, 392–405.
- Kuglerová L m.fl. 2014. Groundwater discharge creates hotspots of riparian plant species richness in a boreal forest stream network. *Ecology* 95, 715–725.
- Kalliokoski T m.fl. 2013. Effects of nutrient optimization on intra-annual wood formation in Norway spruce. *Tree physiology* 33, 1145–1155.
- Kårén O. 1997. Effects of air pollution and forest regeneration methods on community structure of ectomycorrhizal fungi. PhD Thesis, Institutionen för Skoglig Mykologi och Patologi, SLU, Uppsala, Sweden.
- Kellner O. 1993. Effects on associated flora of silvicultural nitrogen fertilization repeated at long intervals. *Journal of Applied Ecology* 30, 563–574.
- Korhonen JFJ m.fl. 2013. Nitrogen balance of a boreal Scots pine forest. *Biogeosciences* 10, 1083–1095.
- Kranabetter JM m.fl. 2007. Indices of dissolved organic nitrogen, ammonium and nitrate across productivity gradients of boreal forests, *Soil Biology and Biochemistry* 39, 3147–3158.

- Kyaschenko J m.fl. 2017. Below-ground organic matter accumulation along a boreal forest fertility gradient relates to guild interaction within fungal communities. *Ecology letters*, 20, 1546–1555.
- Larson J m.fl. (2022). Predicting soil moisture conditions across a heterogeneous boreal catchment using terrain indices, *Hydrology and Earth System Sciences*, 26, 4837–4851.
- Larsson S, Lundmark T, Ståhl G. 2009. Möjligheter till intensivodling av skog. Slutrapport från regeringsuppdrag Jo 2008/1885.
- Laudon H m.fl. 2016. The role of biogeochemical hotspots, landscape heterogeneity and hydrological connectivity for minimizing forestry effects on water quality, *Ambio* 45, 152–162.
- Laudon H m.fl. 2022. Emerging technology can guide ecosystem restoration for future water security. *Hydrological Processes*, 36, 10.
- Law S m.fl. 2022. Metatranscriptomics captures dynamic shifts in mycorrhizal coordination in boreal forests. *PNAS* 119, e2118852119.
- Li D m.fl. 2019. Differential responses and controls of soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes to experimental warming and nitrogen fertilization in a subalpine coniferous spruce (*Picea asperata* Mast.) plantation forest. *Forests* 10.
- Lilleskov EA, Hobbie EA, Horton TR. 2011. Conservation of ectomycorrhizal fungi: exploring the linkages between functional and taxonomic responses to anthropogenic N deposition. *Fungal Ecology* 4, 174–183.
- Lilleskov EA m.fl. 2019. Atmospheric nitrogen deposition impacts on the structure and function of forest mycorrhizal communities: a review. *Environmental Pollution* 246, 148–162.
- Lim H m.fl. 2015. Inter-annual variability of precipitation constrains the production response of boreal *Pinus sylvestris* to nitrogen fertilization. *Forest Ecology and Management* 348, 31–45.
- Lindahl BD m.fl. 2021. A group of ectomycorrhizal fungi restricts organic matter accumulation in boreal forest. *Ecology Letters*, 24, 1341–1351.
- van der Linde S m.fl. 2018. Environment and host as large-scale controls of ectomycorrhizal fungi. *Nature* 558, 243–248.
- Löfgren S m.fl. 2009. Short-term effects of clear-cutting on the water chemistry of two boreal streams in northern Sweden: A paired catchment study. *Ambio* 38, 347–356.
- Lucas R m.fl. 2016. Long-term hydrologic declines in stream and river inorganic nitrogen (N) export linked to forest change. *Ecological Applications* 26, 545–556.
- Maaroufi NI m.fl. 2019. Anthropogenic nitrogen enrichment enhances soil carbon accumulation by impacting saprotrophs rather than ectomycorrhizal fungal activity. *Global Change Biology* 25, 2900–2914.
- Macdonald JA m.fl. 1997. The effect of nitrogen deposition and seasonal variability on methane oxidation and nitrous oxide emission rates in an upland spruce plantation and moorland. *Atmospheric Environment* 31, 3693–3706.
- Mäkinen H m fl. 2001. Wood-density variation of Norway spruce in relation to nutrient optimization and fibre dimensions. *Canadian Journal of Forest Research* 32, 185–194.
- Mäkinen H, Hynynen J. 2014. Wood density and tracheid properties of Scots pine: responses to repeated fertilization and timing of first commercial thinning. *Forestry* 87, 437–447.
- Mäkipää R m.fl. 2023. How does management affects soil sequestration and greenhouse gas fluxes in boreal and temperate forests? – A review. *Forest Ecology and Management* 529, 120637.
- Maljanen M m.fl. 2006. Methane and nitrous oxide fluxes, and carbon dioxide production in boreal forest soil fertilized with wood ash and nitrogen. *Soil Use Management* 22, 151–157.
- Marshall JD m.fl. 2021. A carbon budget approach shows that reduced decomposition causes the nitrogen-induced increase in soil carbon in a boreal forest. *Forest Ecology and Management* 502, 119750.
- Marupakula S m.fl. 2021. Root associated fungi respond more strongly than rhizosphere soil fungi to N fertilization in a boreal forest. *Science of the Total Environment* 766, 142597.
- Mayer M m.fl. 2020. Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management* 466, 118127.

- Melin J m.fl. 1983. Fertilizer nitrogen budget in a Scots pine ecosystem attained by using root-isolated plots and 15 N tracer technique. *Plant and Soil* 74, 249–263.
- Mosquera V m.fl. 2022. Co-occurrence of browning and oligotrophication in a boreal stream network. *Limnology and Oceanography* 67, 2325–2339.
- Näsholm T m.fl. 1998. Boreal forest plants take up organic nitrogen. *Nature* 392, 914–916.
- Näsholm T m.fl. 2013. Are ectomycorrhizal fungi alleviating of aggravating N limitation of tree growth in boreal forests? *New Phytologist* 198, 214–221.
- Näsholm T, Kielland K, Ganeteg U. 2009. Uptake of organic nitrogen by plants. *New Phytologist* 182, 31–48.
- Nilsson U m.fl. 2010. Thinning of Scots pine and Norway spruce monocultures in Sweden. *Studia Forestalia Suecica*, 219.
- Nordin A, Högberg, P, Näsholm, T. 2001. Soil nitrogen form and plant nitrogen uptake along a boreal forest productivity gradient. *Oecologia* 129, 125–132.
- Nohrstedt HÖ. 1990. Effects of repeated nitrogen fertilization with different doses on soil properties in a *Pinus sylvestris* stand. *Scandinavian Journal of Forest Research* 5, 3–15.
- Nohrstedt HÖ, Westling O. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA SKOGs gödslingsprogram, del 1 faktaunderlag. Rapport B1218, IVL, Aneboda.
- Olsson BA, Kellner O. 2006. Long-term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 237, 458–470.
- Olsson P m.fl. 2005. Fertilization of boreal forest reduces both autotrophic and heterotrophic soil respiration. *Global Change Biology* 11, 1745–1753.
- Owen AG, Jones DL. 2001. Competition for amino acids between wheat roots and rhizosphere microorganisms and the role of amino acids in plant N acquisition. *Soil Biology and Biochemistry* 33, 651–657.
- Papen H, Butterbach-Bahl K. 1999. A 3-year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany: 1. N<sub>2</sub>O emissions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 104, 18487–18503.
- Paungfoo-Lonhienne C m.fl. 2012. Past, present and future of organic nutrients. *Plant and Soil* 359, 1–18.
- Pettersson F. 1980. Gödslingseffektens fördelning över tiden. Institutet för Skogsförbättring. Information gödsling nr 3 1979/80.
- Pettersson F. 1985. Gödslingseffekter i plant- och ungskog. I: Årsbok 1984 (Föreningen skogsträdsförädling och Institutet för skogsförbättring), 87–116. Uppsala.
- Pettersson F. 1987. Förlängt gödslingsomdrev minskar kubikmeterkostnaden. Institutet för Skogsförbättring. Information gödsling nr 4 1986/87.
- Pettersson F. 1994. Predictive functions for impact of nitrogen fertilization on growth over five years. Skogforsk, Uppsala. Report No. 3, 56 sid.
- Pettersson F. 2017. Skogsgödsling ger klimatvinst och ökad lönsamhet. [www.skogforsk.se](http://www.skogforsk.se)
- Pettersson F, Högbom L. 2004. Long-term growth effects following forest nitrogen fertilization in *Pinus sylvestris* and *Picea abies* stands in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 19, 339–347.
- Ring E. 1995. Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilised experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand in central Sweden. *Forest Ecology and Management* 72, 151–166.
- Ring E m.fl. 2011. Long-term effects of nitrogen fertilization on soil chemistry in three Scots pine stands in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 41, 279–288.
- Ring E, Högbom L, Jansson G. 2013. Effects of previous nitrogen fertilization on soil solution chemistry after final felling and soil scarification at two nitrogen-limited forest sites. *Canadian Journal of Forest Research* 43, 396–404.
- Rodríguez A m.fl. 2021. Boreal forest fertilization leads to functional homogenization of ground beetle assemblages. *Journal of Applied Ecology* 58, 1145–1154.
- Rutting T m.fl. 2021. Low nitrous oxide emissions in a boreal spruce forest soil, despite long-term fertilization. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 710574.
- Schelker J m.fl. 2016. Nitrogen export from a boreal stream network following forest harvesting: Seasonal

- nitrate removal and conservative export of organic forms. *Biogeosciences* 13, 1–12.
- Shah NW m.fl. 2022. The effects of forest management on water quality. *Forest Ecology and Management* 522, 120397.
- Skogsstatistisk årsbok 1971–2014. Skogsstyrelsen, Jönköping, Sverige.
- Skogsstyrelsens statistikdatabas, 2015–2022. Skogsstyrelsen. Skogsstyrelsen, Jönköping, Sverige. <https://www.skogsstyrelsen.se/statistik/statistikdatabas/>
- Sponseller R. m.fl. 2016. Nitrogen dynamics in managed boreal forests: Recent advances and future research directions. *Ambio* 45, 175–187.
- Stendahl J. 2017. Tema: Skogsmarkens kolförråd. Sid. 15–23 i *Skogsdata 2017*. Inst. f. skoglig resurshushållning, SLU, Umeå.
- Strengbom J m.fl. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Functional Ecology* 15, 451–457.
- Strengbom J, Nordin A. 2008. Commercial forest fertilization causes long-term residual effects in ground vegetation of boreal forests. *Forest Ecology and Management* 256, 2175–2181.
- Strengbom J m.fl. 2011. Introducing intensively managed spruce plantations in Swedish forest landscapes will impair biodiversity decline. *Forests*, 2, 610–630.
- Strengbom J, Nordin A. 2012. Physical disturbance determines effects from nitrogen addition on ground vegetation in boreal coniferous forests. *Journal of Vegetation Science* 23, 361–371.
- Strengbom J m.fl. 2018. Trade-offs in the multi-use potential of managed boreal forests. *Journal of Applied Ecology* 55, 958–966.
- Sullivan TP, Sullivan DS. 2018. Influence of nitrogen fertilization on abundance and diversity of plants and animals in temperate and boreal forests. *Environmental Reviews* 26, 26–42.
- Tamm CO. 1965. Some experiences from forest fertilization trials in Sweden. *Silva Fennica* 117.
- Tamm CO. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. Questions of productivity, vegetational change and ecosystem stability. *Ecological Studies* 81, 1–116.
- Tamm CO m.fl. 1999. Optimum nutrition and nitrogen saturation in Scots pine stands. *Studia Forestalia Suecica* 206, 1–126.
- Tiedje JM. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: *Biology of Anaerobic Microorganisms* (Zehnder, J.B., Ed.), pp. 179–244. Wiley, New York.
- Vernay A m.fl. 2020. Estimating canopy gross primary production by combining phloem stable isotopes with canopy and mesophyll conductances. *Plant Cell and Environment* 43, 2124–2142.
- Vicca S m.fl. 2012. Fertile forests produce biomass more efficiently. *Ecology Letters* 15, 520–526.
- Vitousek PM m.fl. 2002. Nitrogen and nature. *Ambio* 31, 97–101.
- Wang W m.fl. 2018. Linkage of root morphology to anatomy with increasing nitrogen availability in six temperate tree species. *Plant and Soil* 425, 189–200.
- Westling O, Nohrstedt HÖ. 1995. Miljökonsekvensbeskrivning av STORA Skogs gödslingprogram. IVL Rapport B1217.
- Zak DR m.fl. 2019. Exploring the role of ectomycorrhizal fungi in soil carbon dynamics. *New Phytologist* 223, 33–39.
- Zetterberg T m.fl. 2006. Regionala förutsättningar och miljörisker till följd av skogsmarksgödsling vid olika scenarier för skogsskötsel och kvävedeposition – modellerade effekter på kväveupplagring, biomassa, markkemi. IVL Svenska Miljöinstitutet. Rapport B1691.



SCIENCE AND  
EDUCATION **FOR**  
**SUSTAINABLE**  
**LIFE**