



Slutrapport för Fiberskogsprogrammet



Editors: Johan Bergh och Gunilla Oleskog

Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap
SLU
Box 49
SE-230 53 Alnarp

Telefon: 040-41 50 00
Telefax: 040-46 23 25

Southern Swedish Forest Research Centre
Swedish University of Agricultural Sciences
P.O. Box 49, SE-230 53 Alnarp
Sweden

Phone: +46 (0)40 41 50 00
Fax: +46 (0)40 46 23 25

ISBN 91-576-7161-3

Sveriges lantbruksuniversitet
Arbetsrapport nr 27
Institutionen för sydsvensk skogsvetenskap
Alnarp 2006

Grundläggande försök med balanserad näringstillförsel i ungskog av gran

Av Johan Bergh och Sune Linder

Sammanfattning

Försöket i Stråsan är det enda försök där de gödslade behandlingarna har nått slutavverkningsbar volym, vilket ger viktig information om den totala merproduktionen under en omloppstid. Merproduktionen har varit 400-500 m³ per hektar, vilket motsvarar en årlig merproduktion på ca 12 m³ per hektar. Försöket har också visat att den höga löpande tillväxten i slutna bestånd i stort sett består i mer än 10 år efter avslutad gödsling. I likhet med traditionell gödsling kan gödslingsintervallet sannolikt öka till vart 10:e år när beståndet väl har slutit sig.

Eftersom fullgödselmedel oftast är betydligt dyrare än rena kvävegödselmedel skulle det ur ekonomisk synvinkel vara mer fördelaktigt om man kunde gödsla bara med kväve. I Asa har dock kvävegödsling (+ tillförsel av aska vid försöksstarten) inte gett någon merproduktion alls jämfört med ogödslat. I Stråsan ger ren kvävegödsling en stor ökning av produktionen och tillsammans med de andra näringsämnena ökar produktionen ytterligare med 80%. I Flakaliden har kvävegödsling (+ tillförsel

av aska vid försöksstarten) gett nästan lika hög tillväxt som ett fullgödselmedel där andra näringsämnen ingår. Resultaten ger en tydlig indikation att ungskogsgödsling med bara kväve är ett riskabelt alternativ för södra Sverige, utan man behöver använda sig i huvudsak av fullgödselmedel. Däremot är det sannolikt att rena kvävegödselmedel varvat med enstaka givror med ett fullgödselmedel, med fosfor, kalium, magnesium och bor, är det mest kostnadseffektiva sätt att gödsla ungskogen i norra Sverige.

Ungskogsgödsling, på åkermark i Hjuleberg, visade sig ge en ökad stamvedsproduktion på 15 m³sk per hektar under perioden 1998-2004, vilket ger ökning av den löpande tillväxten på ca 2 m³ per hektar och år. Eftersom åkermark vanligtvis hör till de mest produktiva markerna kommer merproduktionen vid ungskogsgödsling vara lägre jämfört med skogsmark med medelgod eller sämre produktionsförmåga. På Hjuleberg har vi tillsatt 50-75 kg N per hektar och år och vid en relativt låg ackumulerad kvävedos på ca 300 kg per hektar fick man ett betydande läckage i försöket.

Inledning

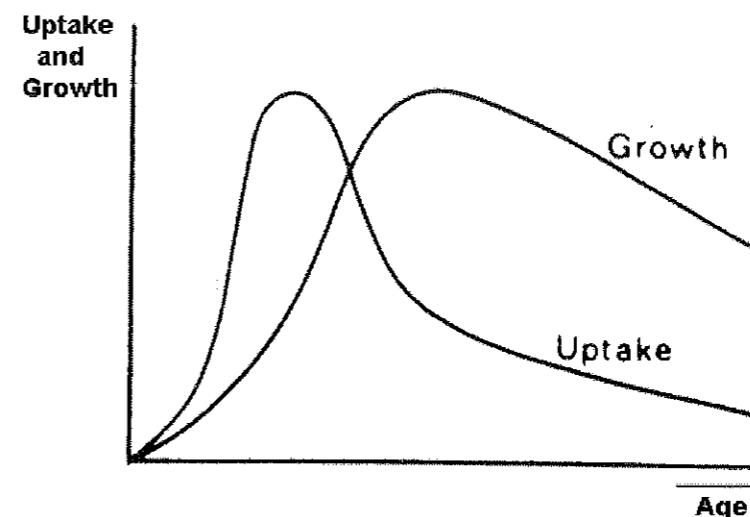
På fastmark är tillväxten i våra svenska skogar nästan utan undantag begränsad av kväve och därför ger gödsling ofta en markant tillväxtökning var man än befinner sig i Sverige. Det är dock inte bara tillgången på näringsämnen som avgör växters tillväxt och funktion, utan balansen mellan olika näringsämnen kan ha stor betydelse. Även spårämnen kan inverka på produktionen. Den främsta orsaken till att stamvedsproduktionen hos träd reagerar så kraftigt på gödsling är att en förbättrad närings-tillgång ger upphov till en kraftigt utbyggd barrmassa och därmed ökad fotosyntesproduktion. En ökad fotosyntesproduktion är direkt proportionell mot tillväxten av trädets biomassa (barr/blad, grenar, stam rötter). Ökad fotosyntes förklarar dock endast till en del den ökade stamvedsproduktionen. En andra orsak till produktionsökningen är också en förändrad fördelning av resurserna mellan rötter och ovanjordisk biomassa. Förbättrad närings-tillgång i marken innebär att träden, relativt sett, satsar mindre på tillväxt av rötter (finrötter och mykorrhiza) och får mer resurser att bygga upp de ovanjordiska delarna av trädet (barr, grenar, stam). En tredje orsak är att fotosyntesens effektivitet ökar vid gödsling med ca 10-20% jämfört med ett ogödslat bestånd av medelgod näringsstatus och produktionsförmåga (bonitet).

En principiell skillnad vid gödsling av ungskogar är att man har en större möjlighet att bygga ut barrmassan jämfört med medelålders och äldre skogar, vilket kan öka produktionen med flera hundra procent och att man förkortar omloppstiden avse-

vårt. Däremot måste man gödsla mer intensivt i ungskogsfasen för att få full effekt eftersom utbyggnaden av barr är snabbare i ungskogsfasen i jämförelse med medelålders och äldre bestånd. Att bygga upp hela barrmassan är också mycket näringskrävande (se figur 1) och behovet är därför störst under ungskogsfasen.

Behovet av näringsämnen avtar då beståndet börjar sluta sig. Detta betyder inte att tillväxteffekten uteblir vid gödsling i slutna bestånd men man bör ha ett glesare gödslingsintervall då. Andra näringsämnen än kväve kan bli begränsande för tillväxten och sannolikheten för detta är antagligen störst under den näringskrävande ungdomsfasen. Främst fosfor men även kalium och magnesium har visat sig bli begränsande vid höga löpande tillväxter i unga granbestånd.

Ungskogsgödsling av gran, där man även tillför andra växtnäringsämnen i kombination med kväve, har med andra ord en stor produktionsfysiologisk potential att öka produktionen. En kraftigt ökad produktion leder även till kraftigt förkortade omloppstider. I framtiden kommer det att ställas allt högre krav på skogen där man avsätter stora arealer för naturvårdsändamål, friluft- och rekreationsintressen samtidigt som man ska tillgodose ett ökat behov av skogsråvara. Att koncentrera produktionen på marker med ringa naturvärden och satsa på naturvård på andra mer skyddsvärda arealer kan vara en lösning för att möta framtidens krav.



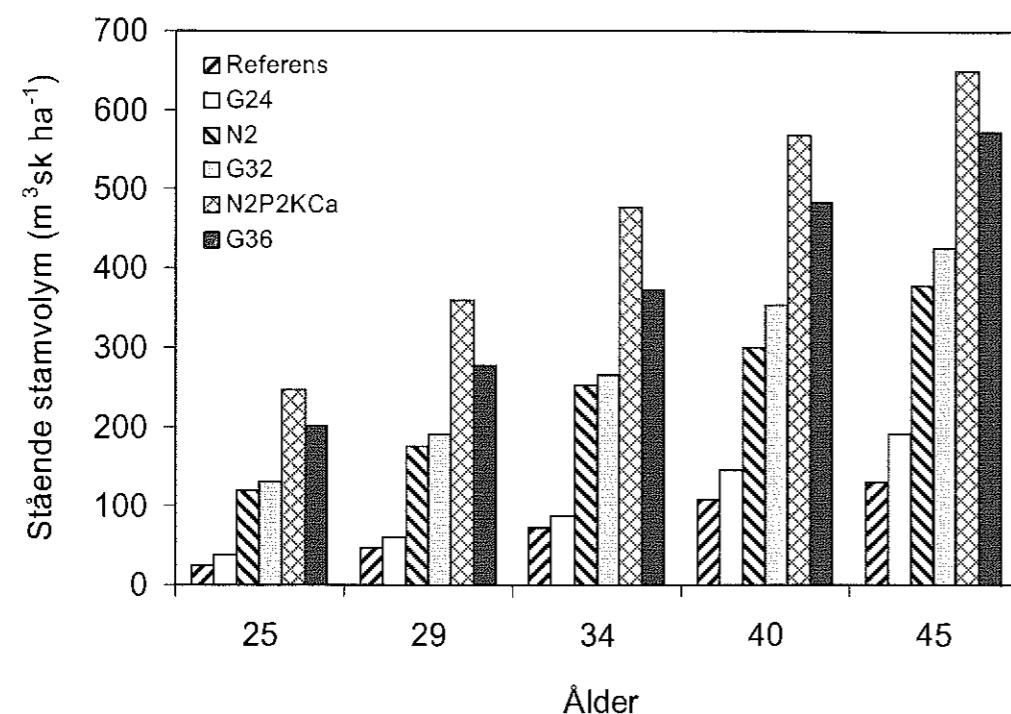
Figur 1. Principskiss för hur uptaget/behovet ser ut i ett skogsbestånd under en omloppstid. I unga bestånd är behovet störst då barr/bladmassan byggs upp. Behovet avtar snabbt då beståndet börjar sluta sig (efter Miller & Miller 1988).

För att anpassa ungskogsgödslingen till praktisk skala måste man först utvärdera tidigare och pågående försök i ungskog. Idag finns tre pågående försök av grundläggande karaktär där man har tillfört näring i unga granbestånd. Försöken har en god geografisk spridning med varierande klimatförhållanden och är belägna i Halland (Hjuleberg), Småland (Asa), Dalarna (Stråsan) och Västerbotten (Flakaliden). Tack vare att försöken har pågått under en längre tidsperiod genererar de mycket värdefull information om den långsiktiga produktionsutvecklingen och hur produktion och eventuellt näringsläckage påverkas av olika skötselmetoder. Resultaten från försöken ger också en uppfattning om hur mycket näring man behöver/kan tillföra under ungskogsfasen och behovet av de andra näringsämnena vid sidan av kväve, samt hur det skiljer sig mellan södra

och norra Sverige. Försöken ger även information om när man bör övergå till ett mer extensivt gödslingsprogram för att undvika näringsläckage. Eftersom markens ursprungliga bördighet skiljer sig för de olika försöken får man en indikation om vilka marker som lämpar sig bäst ur ekonomisk synvinkel för praktisk intensivodling. Syftet med rapporten är att sammanställa resultat från de grundläggande försöken och syntetisera kunskaperna för att anpassa den praktiska tillämpningen.

Stråsan

Försöket i Stråsan (60°55'N, 16°01'E, 350 m öh) lades ut 1967 i ett ungt granbestånd i östra Dalarna. Syftet med experimentet var att demonstrera hur unga granbestånd reagerade på näringstillförelse med olika



Figur 2. Stående volym per hektar för referensytorna, N2-ytorna och N2P2KCa (kalkförsöket) under perioden 1982-2002. I diagrammet är produktionsutvecklingen för produktionsklasserna G24, G32 och G36 medtagna som jämförelse.

kväve- och fosforgivor och vilken effekt andra näringsämnen hade på produktionen. I försöksstarten skattades områdets produktionsförmåga som en G18 (övre höjd vid 100 år) baserat på ståndortsegenskaperna. För detaljerad information om försöksupplägningen och gödslingsregimer se Tamm (1991).

Försöket har visat att av de rena kväveförsöksleden som har fått en årlig kvävegiva på ca 80-120 kg de 10 första åren har gett den högsta produktionen. Tillför man även fosfor och de andra makro- och mikronäringsämnena kan man nå en löpande tillväxt på mer än 25 m³ per hektar och år. Den bästa behandlingen (N2P2KCa) har producerat ca 700 m³ per hektar (gallringsvirke inräknat) under perioden 1967-2002, vilket ger en medelproduktion per hektar och år på 20 m³ (figur 2), vilket motsvarar en G38.

Detta kan sättas i relation till de 130 m³ per hektar som de obehandlade ytorna har pro-

ducerat, dvs 3.7 m³ per hektar och år (G21). Man har erhållit en merproduktion på över 550 m³sk per hektar om man jämför tillväxten för referensytorna med N2P2KCa. Trots att alla behandlingar förutom N1-ledet upphörde 1990-1992, vid en beståndsålder på 34, består gödslingseffekten vid sista revisionen 2002 för de led som har gödslats bara med kväve eller i kombination med fosfor, kalium (se tabell 1). Det är först under de sista fem åren man kan skönja en viss nedgång för N2P2KCa, där den löpande tillväxten motsvarar en G32. Det försöksled där man bara tillfört kväve (N2) har gett ca 350 m³, dvs en produktionsförmåga som nästan motsvarar en G32.

N1- och N2-ledet har gett betydligt större produktionsökning än N3-ledet (tabell 1). N1-ledet är den enda behandling som har

pågått fram till 2002 och mellan 1997 och 2002 har N1-ledet haft en klart högre löpande tillväxt än N2-ledet. Merproduktion i N1- och N2-ledet är mer än 250 m³ per hektar jämfört med referensen. Kvävet i kombinationen med kalium verkar inte ha gett någon mertillväxt jämfört med N1- och N2-ledet. Däremot verkar kalium ha gett upphov till en merproduktion i kombinationen med den höga dosen av kväve om man jämför N3K med N3. När det gäller fosfor har man haft en tydlig effekt i början av fosfor, då tillförseln sker i kombination med kväve. Sista fosforgivan gavs 1988

och effekten av fosfor avtar därefter och är obefintlig vid sista revisionen 2002. Fosfor- och kaliumtillförsel i kombination med kvävetillförsel har gett en betydligt större merproduktion jämfört med de rena kväveleden (N1, N2 och N3) och NK- och NP-leden. Merproduktionen har varit bestående ända fram till idag. Den allra största merproduktionen har de försöksled som initialt erhållit en kalciumgiva i form av dolomit. Det verkar också som att gödsling med P, K eller PK de senaste åren har gett en produktionsökning.

Tabell 1. Stående volym (m³sk) per hektar för de olika behandlingarna i Stråsan under perioden 1972-2002. Mängden utgallrat virke är inte inkluderat i den stående volymen utan ska adderas för att få totalproduktionen per hektar.

Revisionsår	1972	1975	1978	1982	1986	1991	1997	2002	Utgallrat virke
Behandling									
Referens	4	7	13	26	47	73	108	115	0
K	4	8	16	32	56	89	134	195	5
P1	4	12	21	41	69	105	145	202	9
P2	9	16	27	48	77	118	143	185	12
P1K	11	20	31	59	98	165	211	284	16
P2K	5	9	17	34	59	102	142	198	6
N1	22	46	76	124	173	232	281	382	37
N2	17	40	71	120	175	253	300	377	27
N3	23	49	81	129	169	202	234	306	36
N1K	17	35	60	101	142	207	249	324	26
N2K	15	38	68	118	166	233	274	329	25
N3K	26	57	93	149	201	256	312	376	39
N1P2	17	42	79	142	205	277	326	375	34
N2P1	21	51	88	142	198	239	266	325	34
N3P1	21	57	98	155	216	270	300	321	37
N1P1K	21	51	95	169	239	313	356	427	55
N2P1K	22	63	117	197	285	388	449	534	51
N3P1K	13	45	89	166	249	317	361	424	38
N1P2K	23	66	118	200	280	389	460	561	51
N2P2K	32	80	137	228	321	379	437	473	43
N2P2KCa låg	30	76	129	214	307	368	435	520	34
N2P2KCa hög	27	75	140	246	356	476	568	651	79

Syntes av Stråsanförsöket

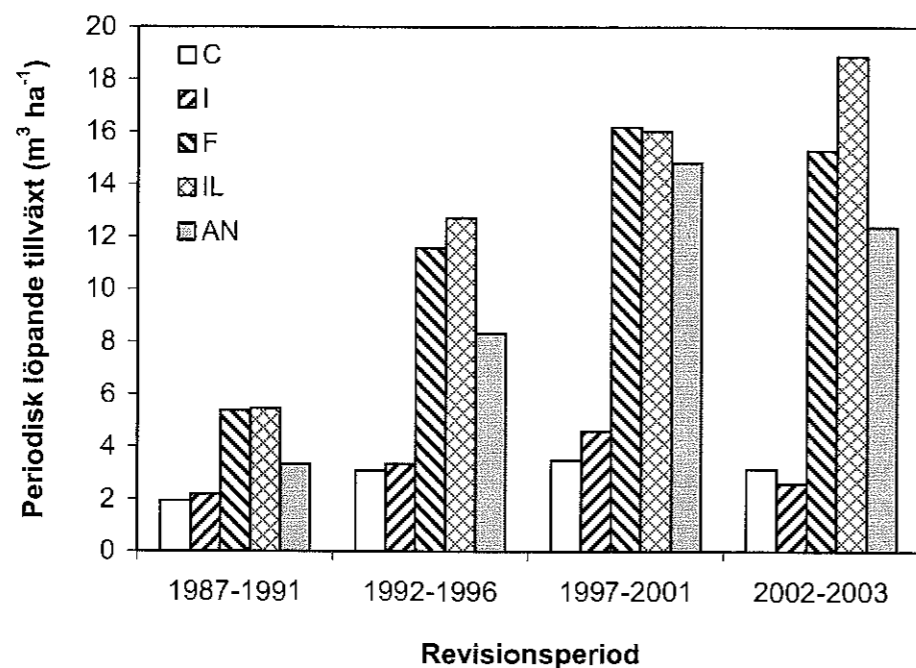
- Den höga löpande tillväxten kan upprätthållas i slutna bestånd och gödslingseffekten består i mer än fem år efter avslutad gödsling.
- En kvävegiva på 60-120 kg N per ha och år gav under en 20-års period bäst tillväxtrespons på stamvedsproduktionen.

- Andra näringsämnen i kombination med kväve har en stor inverkan på produktionen.
- Det kan finnas ett behov av kväve och andra näringsämnen, men i mindre omfattning, i slutna medelålders och äldre skog.
- Gödsling med enbart andra näringsämnen än kväve ger liten eller ingen inverkan på produktionen. Oftast tar de många år innan produktionseffekten uppstår.

Flakaliden

Flakalidenförsöket (64°07'N, 19°27'E, 310-320 m öh) lades ut 1986 i ett ungt granbestånd i Västerbotten. Syftet med experimentet är i likhet med Asa att demonstrera granens potentiella produktionsförmåga under givna klimatförhållanden, då varken näringsämnen eller vatten är tillväxtbegränsande faktorer. I försöksstarten skattades området produktionsförmåga som en G18 (övre höjd vid 100 år) baserat på ståndortsegenskaperna. För detaljerad information om försöksuppbyggnaden och gödslingsregimer se Bergh et al. (1999).

Två olika näringstillförelsebehandlingar är inkluderade i försöket. I det ena behandlas



Figur 3. Årlig stamvolymproduktion i unga granbestånd i ett vatten- och näringsoptimeringsexperiment i norra Sverige (Flakaliden). Behandlingarna var obehandlade ytor (C) bevattnade (I), årlig fastgödselgiva (F) och daglig gödning i kombination med bevattning (IL). Vedaska + kväve (AN) där aska har tillförts en gång 1987.

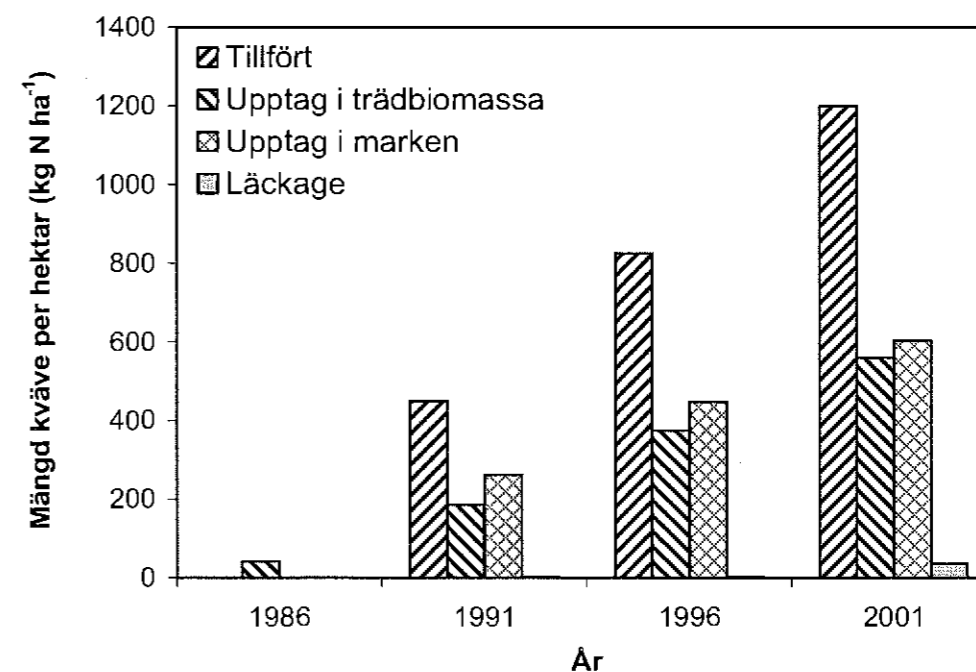
Näringsgivans mängd och sammansättning baseras varje år på näringsanalyser av barr och markvatten. Bevattningsbehovet (IL och I) styrs av att man försöker bibehålla markvattnet mellan fältkapacitet och ett deficit på 10 mm.

granbestånden med en balanserad näringsgiva där alla växtnäringsämnen är lösta i vatten (IL) och sprids ut med ett bevattningssystem varje dag under juni-augusti. I det andra ges samma mängd näringsämnen som i det näringsbevattnade ledet men i fastgödselform (F). Näringsgivan ges årligen i början av juni. Även behandlingsled med bara bevattning (I) och helt obehandlade (C) granbestånd är inkluderade i försöket för att kunna särskilja vattnets med näringsämnenas effekt på tillväxten. Det finns även ett askgödslingsled kompletterat med kvävegödsling (AN). Försöksledet har bara tillförts aska en gång och bör därför ses mer som ett kvävegödslingsled.

Efter knappt 20 års behandling har bestånd som erhållit en komplett näringsgiva (F och IL), nästan fyrdubblat sin stamvolymtillväxt (figur 3) jämfört med de bestånd som är obehandlade (C) eller bara bevattnade (I). Det fastgödslade försöksledet har under de senaste nio åren haft en löpande

tillväxt som varierat mellan 14.5-16.7 m³ per hektar. Obehandlade eller bara bevattnade bestånd har haft under de sista 11 åren en löpande tillväxt på 3-4 m³ per hektar (figur 3). Det ser ut som att skillnaden i löpande tillväxt på ca 10-12 m³ per hektar och år består mellan ogödslat och gödslat. Om den löpande tillväxten bibehålls för de gödslade behandlingarna och de ogödslade fortsätter att följa produktionsutvecklingen för en G18 så kommer mertillväxten att

hålla sig runt 10 m³ per hektar även fortsättningsvis. Tidigare har det spekulerats i att skillnaden mellan ogödslat och gödslat beror i viss utsträckning på att gödsling påskyndar beståndsutvecklingen, vilket innebär att man når den produktiva fasen med hög löpande tillväxt tidigare. Sedan kommer de ogödslade bestånden nästan i kapp de gödslade bestånden, vilket gör att skillnaden sett under en omloppstid inte är



Figur 4. Kvävemängder per hektar för fastgödselledet (F) på Flakaliden som man har tillfört beståndet i förhållande till det som har lagrats upp mer i träd och mark än i kontrolllytorna eller läckt ut ur beståndet.

lika stor. Detta verkar med andra ord inte stämma för ungskogsgödsling i Västerbotten. En annan intressant iakttagelse, som vid den sista revisionen 2003 är signifikant, är att näringsbevattnade och fastgödslade skiljer sig åt i produktion. Detta innebär att vatten har blivit till sist begränsande för produktionen vid en löpande tillväxt på 15-16 m³ per hektar. De näringsbevattnade bestånden har genomsnittsproduktion under den senaste perioden på 18.9 m³ per hektar (figur 3). Intressant är också att den extremt höga produktionsnivån håller i sig trots att man under de senaste åren har upphört med gödning. Detta är en indika-

tion på att gödslingsintervallet efter det att bestånden har slutit sig går att förlänga till åtminstone vart 5:e år. Bara bevattning verkar dock inte påverka produktionen nämnvärt eftersom det inte föreligger någon signifikant skillnad mellan C och I (figur 3). Dessa behandlingar har dock en mycket lägre barrmassa och vattenbehov jämfört med de gödslade behandlingarna. Det försöksled där man tillförde 1200 kg aska (AN) vid försöksstarten och sedan bara tillfört kväve (1200 kg) har gett stor merproduktion jämfört med de ogödslade bestånden men ligger efter de behandlingar

som har fått mer kompletta näringsgivor (figur 3).

Jämfört med de fastgödslade bestånden har man en totalproduktion som är 44 m³ per hektar lägre för de bestånd som har gödslats med kväve och aska. I Sverige och Finland har askgödsling på myrar gett betydande produktionsökningar. På fastmark har enbart asktillförsel, med några få undantag, inte givit någon ökning av tillväxten.

I början av försöket tillförde man 100 kg kväve per hektar och år men har sedan 1990 gått ner till 75 kg. Sammanlagt har man tillfört fram till gallringen 1200 kg kväve men man har också tillfört andra makro- och mikronäringsämnen under tiden. Under 2001 har man dock detekterat ett kväveläckage på de fastgödslade ytorna. En sannolik orsak till detta kan vara att granskogsbeståndet i Flakaliden har slutit sig och att man får en naturlig näringscirkulation när barren börjar trilla av. Därför har man temporärt övergått till mer extensiva gödslingsintervall. Under 2002-2004 har man inte gödslat i försöket och läckaget på de gödslade ytorna har upphört helt.

Vi har räknat ut hur mycket som har tagits upp av träden genom biomassaprovtagning (1986, 1991, 1996 och 2001) och näringsanalyser av de olika biomassakomponenterna i figur 4. Läckage har vi mätt kontinuerligt sedan försöksstarten och markprovtagning har utförts vart femte år i samband med biomassaprovtagningarna för att mäta näringsackumuleringen i marken. I Flakaliden har knappt ca 50% av det tillförda kvävet återfunnits i träden medan resterande mängd av det tillförda kvävet bör ha fastlagts i marken. En knappt detekterbar del har försvunnit ur beståndet genom kväveläckage. Ackumuleringen av kväve i mark har ökat hela tiden och enligt kvävebudgeten kan potentiellt mer än 600 kg N ha fastlagts i marken. I jämfört med Asa är det dubbelt så mycket och risken för läckage vid avverkning är kanske större i

Flakaliden. Antagligen skulle man kunnat ha dragit ner på gödselgivan tidigare då en så stor del har ackumulerats i marken. Det kan också ge upphov till en markant bonitetsökning under påföljande omloppstid.

Gallringseffekter på produktionen

En del av de gödslade ytorna (12 st) på Flakaliden gallrades vintern 2003/2004 och för att kunna planera gallringsuttaget och beräkna gallringseffekten på biomassaproduktionen genomfördes en revision av samtliga ytor 2003. För att efterlikna praktisk tillämpning utformades gallringen så att stickvägarealens andel av de behandlade parcellerna motsvarar den andel stickvägsareal som skulle gälla vid praktisk gallring. I dessa bestånd togs massaveden ut och riset lades i stickvägarna. Gallringen gjordes dels med ett konventionellt uttag (30%) och dels med ett kraftigt uttag på 60% av grundytan. Produktionseffekterna av gallringarna kommer att följas under 2005-2007 och kommer att jämföras med produktionsutvecklingen för ogallrade bestånd. Gallringseffekten på biomassaproduktionen är högtintressant eftersom man vid intensivodling av praktiska och ekonomiska skäl troligen kommer att ha ett extensivt gallringsprogram med någon enstaka gallring.

Syntes av försöket i Flakaliden

- Vatten har i stort sett ingen inverkan på gödslingseffekten i norra Sverige, där fastgödsling ökar tillväxten med 10-12 m³ per hektar och år.
- Ungskogsgödsling med kväve och aska ger en hög tillväxt som är ca 20% lägre jämfört med komplett näringsgiva. I praktisk drift och ur ekonomisk synvinkel är behovet att gödsla med mikronäringsämnen liten. Man bör, förutom kväve, tillföra fosfor, kalium, magnesium och bor. Dessutom kan man ge exempelvis

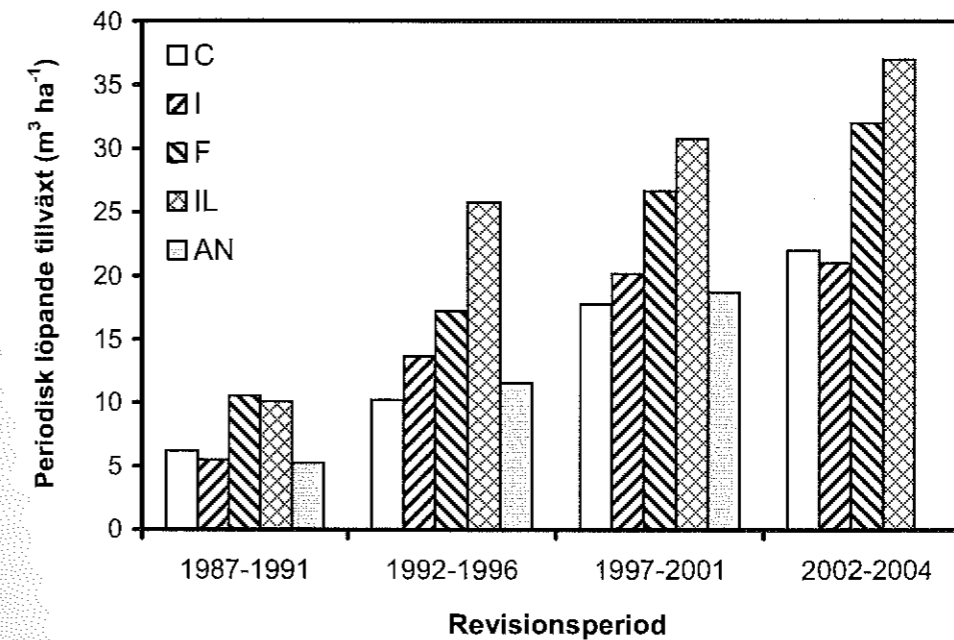
fosfor, kalium, magnesium och bor vid vartannat gödslingstillfälle.

- Gödslingen kan antagligen övergå tidigare till ett glesare gödslingsintervall jämfört med gödslingsprogrammet på Flakaliden. Om man övergår till glesare gödslingsintervall vid 10-12 år efter första gödsling eller då man tillfört ca 1000 kg N, skulle man minnra riskerna för läckage när beståndet sluter sig.

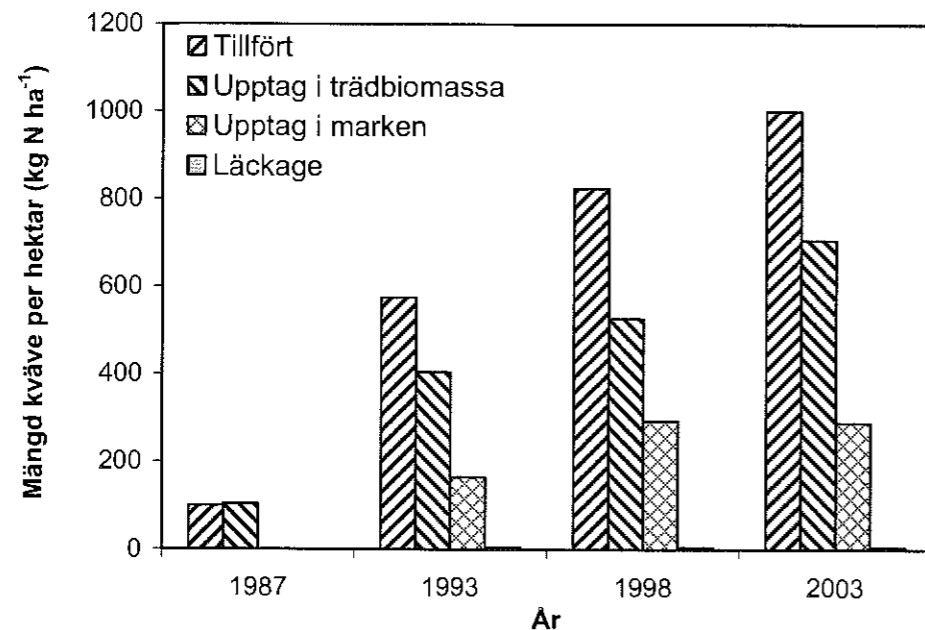
Asa

Näringsoptimeringsförsöket i Asa (57°08', 14°45'E, 225-250 m öh) lades ut 1987 i ett

ungt granbestånd i Småland. Syftet med experimentet var att demonstrera granens potentiella produktionsförmåga under givna klimatförhållanden, då varken näringsämnen eller vatten är tillväxtbegränsande faktorer. Områdets produktionsförmåga skattades i försöksstarten (1987) som en G33 baserat på ståndortsegenskaperna. Försöksuppläggnings och behandlingarna i Asa är i övrigt identiska med Flakaliden. För detaljerad information om försöksuppläggnings och gödslingsregimer se Bergh et al. (1999).



Figur 5. Årlig stamvolymproduktion i unga granbestånd i ett vatten- och näringsoptimeringsexperiment i södra Sverige (Asa). Behandlingarna var obehandlade ytor (C) bevattnade (I), årlig fastgödsling (F) och daglig gödsling i kombination med bevattning (IL). Vedaska + kväve (AN) där aska har tillförts (1200 kg) en gång 1987.



Figur 6. Kvävemängder per hektar för fastgödselledet (F) i Asa som man har tillfört beståndet i förhållande till det som har lagrats upp mer i träd och mark än i kontrollytorna eller läckt ut ur beståndet.

Stamvolymproduktionen var lika de första åren för de obehandlade och bevattnade (figur 5) behandlingarna. Däremot ökade produktionen betydligt då de har erhållit en komplett näringsgiva antingen i form av en årlig fastgödselgiva eller daglig gödsling i kombination med bevattning. Efter 1992 fick även bevattningen en effekt på stamvedsproduktionen, eftersom den ständigt ökade barrmassan också ökade behovet på vatten. Under perioden 1997-2004 var den årliga produktionen för obehandlade ytor 17 m³ per hektar, bevattnade 19 m³, fastgödslade 28 m³ och gödsling i kombination med bevattning över 33 m³ per hektar. Vissa IL-ytor växer med 38 m³ per hektar och år.

Det försöksled där man tillförde 1200 kg aska vid försöksstarten och sedan bara tillfört kväve årligen (sammanlagt 1000 kg) har inte gett någon merproduktion jämfört med de ogödslade bestånden. Det är tydligt att om man ska få någon tillväxtökning av ungskogsgödsling så måste man i det här fallet även tillföra de andra näringsämnen. Barranalyser tyder på att det främst är fos-

forbrist som är orsaken till den uteblivna tillväxtresponsen.

I början av försöket tillförde man 100-75 kg kväve per hektar och år men har sedan 1993 gått ner till 50 kg. Sammanlagt har man tillfört 1000 kg kväve men man har också tillfört andra makro- och mikronäringsämnen under tiden. Under 2001 har man dock detekterat ett litet kväveläckage på de näringsbevattnade ytorna. Anledningen till detta är att granskogsbeståndet i Asa har slutit sig och att man får en naturlig näringscirkulation då barren börjar trilla av. Under 2002-2004 har man inte gödslat i försöket och läckaget har upphört på de näringsbevattnade ytorna.

Hur mycket näringsämnen som tas upp av beståndet och marken och hur det ser ut över tiden kan ge viktig information om trädens näringsbehov. I figur 6 visas hur mycket som har tagits upp av träden framräknat genom biomassaprovtagning och näringsanalyser. Läckage har vi mätt kontinuerligt sedan försöksstarten och markprovtagning har utförts vart femte år i sam-

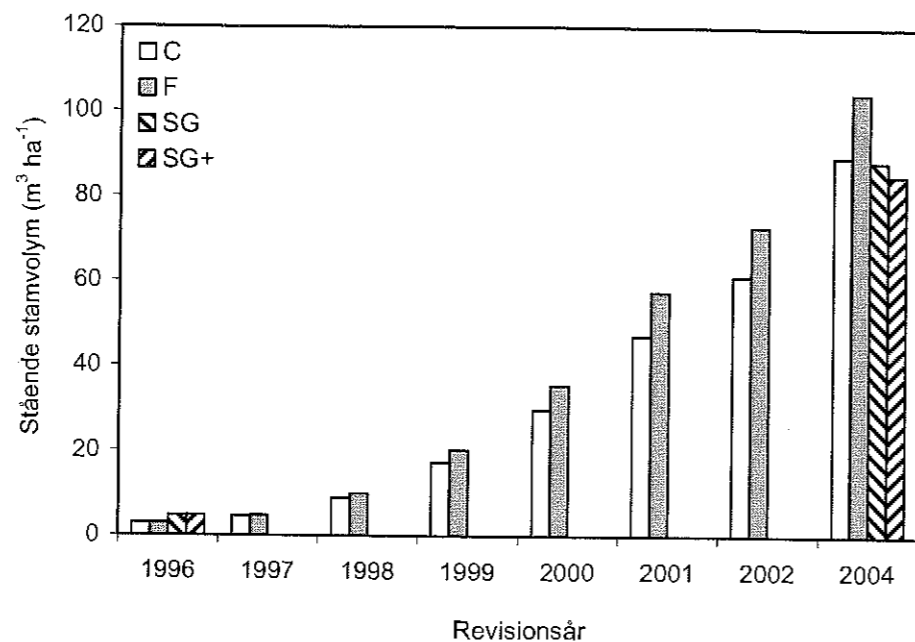
band med biomassaprovtagningarna för att mäta näringsackumuleringen i marken. I Asa har ca 70% av det tillförda kvävet återfunnits i träden medan resterande mängd av det tillförda kvävet kan potentiellt ha fastlagts i marken (figur 6). En mycket liten del har försvunnit ur beståndet genom kväveläckage. Ackumuleringen av kväve i mark verkar ha stannat av under de sista fem åren. De ca 300 kg N som finns fastlagt i marken kan komma att användas under senare delen av omloppstiden. En risk kan också finnas att en del läcker ut vid avverkning. Det kan också ge upphov till en bonitetsökning under påföljande omloppstid jämfört med den ursprungliga boniteten.

Syntes av försöket i Asa

- Vatten har en tydlig inverkan på tillväxten. Det ökade vattenbehovet uppkommer först några år efter att man har börjat gödsla i och med den ökade barrmassan. Marker som har dålig vattenhållande förmåga eller

ligger i de allra nederbördsfattigaste områden i södra Sverige bör undantas från intensivodling. Fuktiga marker kan vara ett gångbart alternativ i södra Sverige med låg nederbörd.

- Fastgödsling på en G33 har gett hitintills en merproduktion på ca 7-8 m³ per hektar och år.
- Ungskogsgödsling med enbart kväve gav ingen tillväxtökning i detta försök. Det är sannolikt att detta också kan gälla för många andra bestånd i södra Sverige, där behovet av andra näringsämnen är stort då barrmassan byggs upp.
- En stor del av kvävet tas upp av träden som efter en tid levererar kväve till marken i form av förnafall. Efter 17 år hade ca 70% ackumulerats i träden och ca 30% i marken. Risken för kväveläckage vid avverkning är antagligen mindre om man upphör att gödsla minst fem år före slutavverkning och låter beståndet ta upp merparten av det tillförda kvävet.



Figur 7. Stående volym för de olika behandlingarna på Hjuleberg. Behandlingarna var obehandlade ytor (C), årlig fastgödselgiva (F), pelletterat slam (SG) och pelletterat slam kombinerat med kvävegödsling (SG+).

Hjuleberg

Försöket i Hjuleberg ligger 10 km öster om Falkenberg i sydvästra Sverige (56°58'N, 12°43'E, 40-45 m öh). I Hjuleberg ville man testa ifall det går att öka produktionen hos gran med optimerad näringstillförsel även på de mest produktiva markerna som finns i Sverige (nedlagd åkermark i sydvästra Sverige). Försöket lades ut och mättes in under 1996 och våren 1997 och behandlingarna påbörjades i juli 1997. Områdets produktionsförmåga skattades i försöksstarten (1997) till en G36 (övre höjd vid 100 år) baserat på ståndortsegenskaperna.

Tre olika gödslingsbehandlingar är inkluderade i försöket. I en av behandlingarna erhåller granbestånden årligen en balanserad fastgödselgiva där alla växtnäringsämnen ingår. Fastgödslingen sker dels i bestånd som inte har herbicidbehandlats (FG) och dels i de som har herbicidbehandlats (F). I den andra spred man i försöksstarten ut pelletterat slam (SG), som behandlats med hög tempertur och kalk och har hög

torrsubstanshalt. I den tredje behandlingen sprider man pelletterat slam kompletterat med andra näringsämnen (SG+). Ogödslade granbestånd är naturligtvis inkluderade i försöket för att ha en referens att jämföra med. Ogödslade ytor är utlagda dels i bestånd som inte har herbicidbehandlats (CG) och dels i de som har herbicidbehandlats (C). Samma grundläggande kunskaper och principer används på Hjuleberg som i näringsoptimeringsförsöken på Flakaliden och Asa, där näringsgivans mängd och sammansättning baseras varje år på näringsanalyser av barr och markvatten. För en mer utförlig beskrivning av Hjulebergs försöksområde och gödslingsregimer se figur 8 respektive tabell 2 i bilaga 1.

Gödslingen påbörjades i juli 1997 och 1998 kan man skönja en liten produktionskillnad mellan gödslad och ogödslad behandling. Den löpande tillväxten i Hjuleberg har som mest varit 5 m³sk högre per hektar (2001) för de gödslade behandlingarna jämfört med de ogödslade. Den totala

mertillväxten under perioden 1997-2004 har varit 15 m³ per hektar (figur 7). Orsaker till att produktionskillnaden inte har varit högre, mellan gödslad och ogödslad, kan bero på att markens naturliga produktionsförmåga är mycket hög. En annan bidragande orsak kan vara att sommaren 2002 var den varmaste sommaren någonsin uppmätt i Sverige och orsakade sannolikt vattenbrist i Hjulebergsförsöket. Detta föranledde att tillväxten avtog i slutet av juli och den löpande tillväxten var nästan lika mellan de gödslade och ogödslade behandlingarna det året. Produktionskillnaderna har ökat något därefter men skillnaderna mellan gödslad och ogödslad har inte blivit lika stora som innan. Man kan spekulera huruvida det råder stor vattenbrist i försöket orsakat av att rötterna inte kan tränga igenom "plogsulan" och därmed förhindrar rötternas utbredning. Marken är också finkornsrik åkermark med hög vattenhållande förmåga. Man har också gjort uppehåll i gödslingen under 2003 och 2004 (tabell 2 i bilaga 1) pga att beståndet har slutit sig och att man har fått betydande näringsläckage i försöket. Slambehandlingarna har inte ökat produktionen jämfört med de obehandlade ytorna. Detta beror sannolikt på att man har tillfört en betydligt mindre mängd kväve jämfört med F-behandlingen och den extra mängd kväve man har tillfört i slamleden har inte varit tillräcklig för att öka produktionen på en redan mycket bördig mark.

Under de fem första åren var kvävegivan 50-75 kg kväve per ha och år på de gödslade behandlingarna. Betydande mängder fosfor, kalium, svavel och magnesium har också tillförts de gödslade behandlingarna (tabell 2 i bilaga 1). Det visade sig att läckaget på de gödslade ytorna till en början inte skiljde sig från de ogödslade. Man har också tillfört andra makro- och mikronäringsämnen under tiden (se tabell 2 i bilaga 1). Under 2001 och 2002 har man dock detekterat ett kväveläckage på de gödslade ytorna, efter att man har tillfört ca 300 kg N per hektar. Anledningen till detta

är att granskogsbeståndet i Hjuleberg har slutit sig och att man fått en naturlig näringscirkulation då barren börjar trilla av. Därför har man övergått till mer extensiva gödslingsintervall med gödsling vart tredje till femte år. Under 2003 och 2004 har man inte gödslat i försöket och läckaget på de gödslade ytorna har minskat till samma nivå som de ogödslade.

Kvävekonzentrationerna 1996, dvs innan första gödslingen, var relativt låga men i övrigt låg andra makro- och mikronäringsämnen klart över sitt börvärde (se tabell 3 i bilaga 1). Gödslingen gav upphov till markant högre kvävehalter för de gödslade behandlingarna. Näringsämnenas relation till kvävehalten har nästan utan undantag hållit sig över sitt börvärde och det är först efter det att man har slutat att gödsla som fosfor har sjunkit ner eller till och med under sitt börvärde för de gödslade behandlingarna.

Syntes av Hjulebergsförsöket

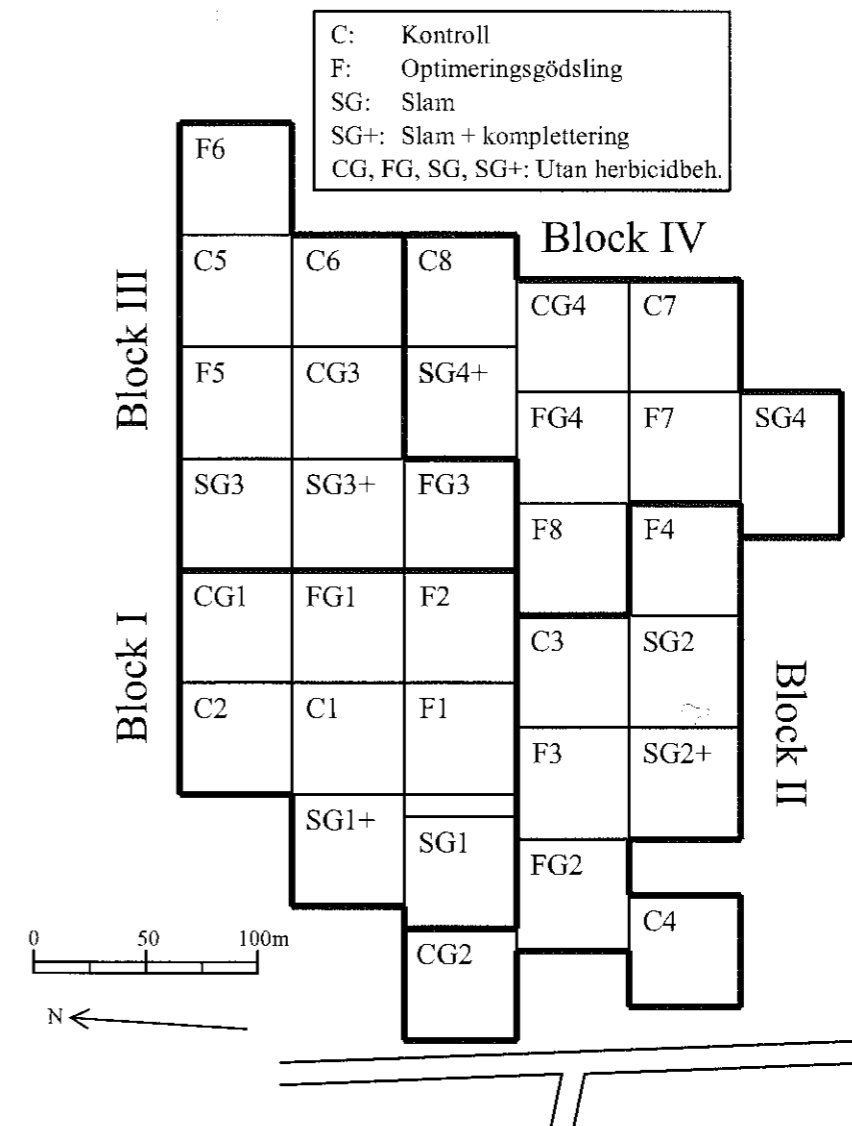
- Merproduktion kommer antagligen att bli lägre i Hjulebergsförsöket jämfört med andra försök och intensivodling med ungskogsgödsling på bättre jordbruksmark kan vara ekonomisk tveksamt. Däremot kan man bedriva intensivodling med genetisk förädlad material och/eller att använda exoter som sitka eller Douglas istället för gran och contorta istället för tall.
- På grund av det höga stamantalet med 4000 stammar per hektar på Hjuleberg, slöt sig beståndet tidigt och gav upphov till näringsläckage. Ett lägre stamantal bör användas vid intensivodling ur produktions- och läckagesynvinkel.

Litteraturlista

- Albrektson, A., Aronsson, A., Tamm, C.O. 1977. The effect of forest fertilisation on primary production and nutrient cycling in the forest ecosystem. *Silva Fennica*, 11: 233-239.
- Bergh, J., Linder, S., Lundmark, T., Elfving, B. 1999. The effect of water and nutrient availability on the productivity of Norway spruce in northern and southern Sweden. *Forest Ecology and Management* 119, 51-62.
- Bergh, J., Linder, S., Bergström, J. 1999. Intensivodling av gran – en outnyttjad möjlighet. Fakta Skog nr 2/99 ISSN 1400-7789
- Bergh, J. (ed) 2000. Fiberskog – rapport från ett forskningsprogram om intensivodling av gran. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department for Production Ecology, Report 6*, 66 pp. ISSN 1401-5625.
- Bergh, J., Linder, S., Bergström, J. 2005. The potential production for Norway spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 204, 1-10.
- Eriksson, H., 1976. Yield of Norway spruce in Sweden. Royal College of Forestry, Dept. of Forest Yield Research, Report 41, 291 pp. (In Swedish, English summary).
- Hamilton, G.J., Christie, J.M. 1971. Forest Management Tables (metric). Forestry Commission. Booklet No. 34, 201 pp.
- Hägglund, B., Lundmark, J-E. 1977. Site index estimation by means of site properties of Scots pine and Norway spruce in Sweden. *Studia Forestalia Suecica*, 138: 1-33.
- Linder, S. 1987. Responses to water and nutrition in coniferous ecosystems. In: Schultze, E.D. and Zwölfer, H. (Editors). *Potentials and Limitations of Ecosystem Analysis*. Ecological Studies, 61: 180-202. Springer Verlag.
- Linder, S. 1995. Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecological Bulletins (Copenhagen)*, 44: 178-190.
- Nilsson, L-O., 1997. Manipulation of conventional forest management practices to increase growth – results from the Skogaby project. *Forest Ecology and Management*, 91: 53-60.
- Stockfors, J., Linder, S., Aronsson, A. 1997. Effects of long-term fertilisation and growth on micronutrient status in Norway spruce trees. *Studia Forestalia Suecica*, 202: 1-15.
- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in Terrestrial Ecosystems, Questions of Productivity, Vegetational Changes, and Ecosystem Stability. *Ecological Studies* 81, Springer-Verlag, 115 pp.
- Tamm, C.O., Aronsson, A., Popovic', B., Flower-Ellis, J. 1999. Optimum nutrition and nitrogen saturation in Scots pine stands. *Studia. Forestalia Suecica* No. 206 (Uppsala), 126 pp.

Bilaga 1. Hjuleberg

Fiberskog Hjulebergs försöksområde



Figur 8. Hjulebergs försöksområde. Huvudexperimentet består av ogödslade ytor med gräsbekämpning (C) och utan (CG), årlig komplett fastgödselgiva med gräsbekämpning (F) och utan (FG), pelletterat slam (SG) och pelletterat slam kompletterat med andra näringsämnen (SG+). Försöksområdet planterades 1991, med treåriga barrotsplanter (proveniens från Minsk), efter plöjning och kemisk markbehandling. Marken har en finkornig jordartstextur. I början av experimentet (1997) var medelhöjden 1.80 meter, diametern i brösthöjd 21.9 mm, grundytan per ha 1.72 m², volymen per hektar 4.78 m³ och antal stammar per hektar ca 3730. Alla behandlingar är upprepade åtta (C och F) respektive fyra gånger (CG, FG, SG, SG+) och varje behandlingsyta är 50 x 50 m. Sammanlagt är försöksområdet 8 hektar stort.

Tabell 2. Tillförd mängd makro- och mikronäringsämnen (kg per hektar) i Hjulebergsförsöket under perioden 1997-2005.

År	N	P	K	Ca	Mg	Mn	S	Fe	Zn	B	Cu
1997	75	11	19		13		15		0.02	0.80	
1998	50	8	17		6	0.08	4	0.13	0.03	0.36	0.006
1999	50	9	18		6		2			0.39	0.025
2000	75	11	19	8.4	13		15		0.02	0.80	
2001	75	28	50		13		15			0.56	
2002	75	19	34		6	2.8	11			0.60	
2003											
2004											
2005	75	18	57	10	6		13				
Totalt	475	104	214	18.4	63	2.88	74.8	0.13	0.07	3.51	0.031

Tabell 3. Koncentrationer av kväve i Hjulebergsförsöket i fjolårsbarr för de olika makro- och mikronäringsämnens relation till kväve för perioden 1996-2004.

Börvärde	N	P/N	K/N	Mg/N	Ca/N	Mn/N	S/N	Fe/N	Zn/N	B/N	Cu/N
	mg/g	%	%	%	%	%	%	%	%	%	%
		10%	35%	4%	2.5%	0.05%	5%	0.20%	0.05%	0.05%	0.02%
1996											
C	11.4	12.6	42.2	8.66	60.7	1.9	6.8	0.38	0.55	0.07	0.03
F	12.5	12.0	39.1	7.52	66.2	1.3	7.1	0.35	0.49	0.06	0.03
1997											
C	13.7	14.4	48.2	7.82	65.3	1.8	7.2	0.37	0.56	0.07	0.03
F	16.2	13.2	44.5	6.50	61.9	1.0	6.8	0.30	0.45	0.07	0.03
CG	13.9	14.0	51.0	7.05	69.2	1.9	7.1	0.37	0.54	0.07	0.03
FG	15.7	12.7	47.4	6.68	62.7	1.3	7.0	0.32	0.41	0.06	0.03
1998											
C	15.8	14.4	46.3	6.96	69.2	1.7	7.3	0.52	0.52	0.05	0.03
F	17.1	11.6	43.5	4.73	70.8	1.0	6.8	0.27	0.35	0.05	0.03
CG	15.1	15.0	49.0	6.85	75.2	2.0	7.4	0.29	0.57	0.06	0.03
FG	16.1	11.9	45.8	5.23	74.1	1.6	6.6	0.29	0.40	0.05	0.03
1999											
C	16.0	14.8	51.1	6.01	67.7	2.6	7.4	0.46	0.50	0.05	0.03
F	17.5	11.6	41.7	4.05	58.7	1.4	6.3	0.35	0.27	0.05	0.03
CG	16.6	14.2	52.5	5.72	74.1	2.7	7.7	0.34	0.57	0.05	0.03
FG	18.0	11.4	46.3	4.33	57.9	2.0	6.6	0.33	0.30	0.06	0.03
2000											
C	14.5	15.6	53.2	7.08	97.2	3.2	8.3	0.34	0.65	0.06	0.03
F	17.1	10.6	41.0	4.84	71.6	1.7	6.6	0.28	0.33	0.07	0.03
CG	14.8	14.9	53.7	6.65	98.9	3.5	8.4	0.31	0.63	0.06	0.03
FG	16.5	10.8	43.3	4.70	71.8	2.0	6.6	0.28	0.33	0.09	0.02
SG	14.7	13.4	49.1	5.77	93.2	2.2	7.8	0.29	0.54	0.05	0.03
SG+	14.9	14.5	51.8	6.58	89.8	3.4	8.0	0.33	0.59	0.05	0.03
2001											
C	13.9	14.9	48.6	6.58	59.8	1.6	7.4	0.32	0.39	0.05	0.02
F	17.8	10.0	36.3	4.62	44.9	0.9	5.9	0.24	0.22	0.05	0.02
CG	15.2	15.6	55.4	6.42	68.5	1.4	8.4	0.37	0.39	0.04	0.02
FG	15.6	14.7	50.1	6.00	71.7	1.4	7.6	0.30	0.39	0.03	0.02
SG	17.3	9.1	41.4	4.27	53.6	2.7	6.1	0.29	0.23	0.05	0.02
SG+	15.9	12.6	47.4	4.76	69.9	2.7	7.0	0.36	0.32	0.03	0.02
2003											
C	13.0	15.6	54.3	7.29	95.3	2.9	9.8	0.26	0.56	0.04	0.04
F	15.6	10.1	43.9	5.17	58.3	1.0	7.7	0.33	0.28	0.06	0.07
CG	12.2	16.0	50.7	7.81	94.9	3.2	9.6	0.28	0.55	0.04	0.04
FG	15.2	9.8	49.0	5.33	57.4	1.9	7.7	0.32	0.29	0.06	0.02
SG	14.1	14.8	57.4	6.98	94.4	1.9	9.4	0.31	0.51	0.04	0.03
SG+	13.7	14.6	46.9	7.53	90.7	2.2	8.8	0.27	0.57	0.03	0.03
2004											
C	11.8	16.9	29.7	9.3	70.4	3.2	11.6	1.13	0.48	0.05	0.03
F	13.1	13.9	32.0	7.9	54.8	1.3	9.9	0.94	0.25	0.07	0.03
CG	12.5	16.6	30.5	9.7	81.4	3.9	13.9	1.28	0.46	0.05	0.04
FG	13.7	14.2	29.8	7.4	50.4	1.2	9.0	1.01	0.23	0.07	0.03
SG	12.4	16.1	29.6	9.0	69.8	1.7	11.1	1.15	0.41	0.05	0.03
SG+	12.3	18	28.2	9.7	78.8	2.3	8.1	1.35	0.48	0.05	0.04

Praktiskt tillämpade försök med gödsling i ungskog av gran

Av Johan Bergh

Gödslingsintervallsförsöken

I de tidigare näringsoptimeringsförsöken har man, för att undvika läckage till grundvattnet, reglerat näringsstatusen i träden genom att tillföra relativt små doser av näringsämnen årligen. I praktiskt skogsbruk blir årlig gödsling ett alltför arbetsintensivt skötselprogram. Däremot kan gödsling vartannat eller vart tredje år vara ett tänkbart alternativ. Kan man erhålla samma tillväxteffekt om man gödslar vartannat år eller med några års mellanrum. Om man inte gödslar varje år krävs det sannolikt att man tillför större näringsgivor för att kunna bibehålla den maximala produktionsnivån. Detta kan öka risken för läckage till grundvattnet, vilket man måste förhindra så att gödslingen inte medför några negativa miljöeffekter. En kärnfråga i en framtida tillämpning är hur man ska anpassa näringsgivan vid olika gödslingsintervall utan att det sker läckage till grundvattnet.

Den maximala produktionsnivån och risken för läckage påverkas bland annat av ståndorten, det antropogena nedfallet av kväve och omgivande miljöfaktorer. Dessa faktorer måste beaktas för att kunna anpassa den regionala planeringen och var i Sverige intensivodling lämpar sig bäst. Fältförsök med god geografisk spridning, som studerar dessa faktorer inverkan på pro-

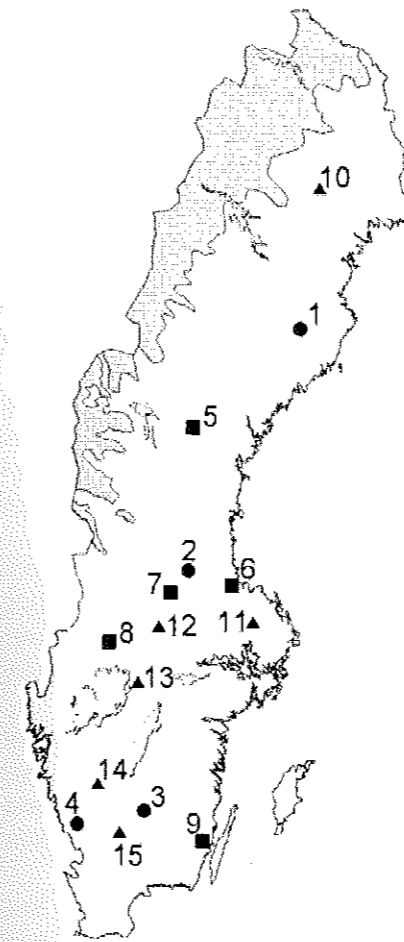
duktionsnivån och läckagerisken, är av mycket stort värde för den strategiska planeringen.

Det är också svårt att finna avsättning för samhällets restprodukter och i ett framtida kretsloppssamhälle kan båda aska och slam användas som ersättning för eller komplement till konventionella gödselmedel. Bara tillförsel av aska eller pelleterat slam i mindre mängder ger inga eller ringa tillväxteffekter, så därför bör slam kompletteras med framför allt kväve medan aska bör kompletteras både med kväve och fosfor (eventuellt magnesium). På detta sätt skulle tillförseln bli lätthanterligare och lönsam för skogsbruket, vilket kommer att öka intresset för spridningen. Den praktiska tillämpningen av slam- och asktillförsel bör först testas i försök.

Sammanlagt har fem försök lagts ut under 2001 och 2002 där man ska testa hur olika gödslingsintervall påverkar produktionen, läckaget och ekonomin. Gödslingsintervallsförsöken ligger i Dalarna, Värmland, Gävle, Småland och Jämtland (fyra kanter i figur 1). Gödslingsintervallsförsöken i Bräcke (Jämtland) är utlagt med en närmast identisk försöksdesign som försöken i Grängshammar (Dalarna), Mölnbacka (Värmland), Valbo/Gävle (Gästrikland)

och Ebbegärde (Småland). Dock har försöket i Bräcke inga slam- och askled.

Intervallsförsöken har, tillsammans med tidigare mer grundläggande intensiva försök (cirklar representerar Flakaliden, Stråsan, Asa, Hjuleberg i figur 1), skapat en öst-västlig gradient i både Sveriges södra och mellersta delar. Man har även fått en nord-sydlig gradient från Småland via Dalarna och Jämtland till Västerbotten. Försöksverksamheten kommer att kunna fungera som en ryggrad för en landsomfattande satsning för praktiskt skogsbruk.



Figur 1. Olika ungskogsgödslingsförsök i gran. Fyllda cirklar (Hjuleberg 4, Asa 3, Stråsan 2, Flakaliden 1) representerar basförsök av grundläggande karaktär, fyllda fyrkanter är gödslingsintervallsförsök (Småland 9, Värmland 8, Dalarna 7, Gästrikland 6, Jämtland 5), fyllda trianglar är praktiska bolagsförsök i

(Ljungby 15, Tranemo 14, Gullspång 13, Hällefors 12, Vendel 11, Gällivare 10).

Huruvida tillväxteffekten påverkas av olika gödslingsintervall går att studera genom praktiska fältförsök, med ett antal olika försöksled (figur 2), exempelvis (F1) gödsling varje år, (F2) gödsling vartannat år, (F3) gödsling vart tredje år, (S+N) slam + komplettering, (A+NP) aska + komplettering och (C) ingen gödsling alls (referens).

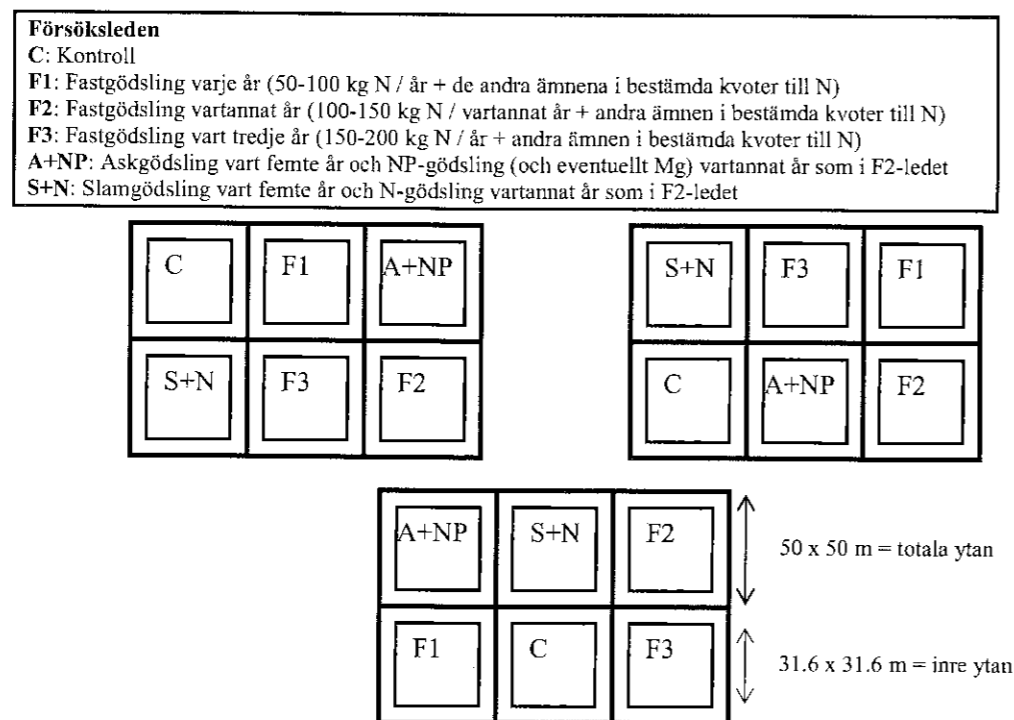
Gödslingsgivor och barranalyser

Kvävekoncentration i barr för de olika försökslokalerna låg mellan 10.2 mg/g (Bräcke i Jämtland) och 13.2 (Ebbegärde i Småland). I tidigare försök har man i början tillfört 100 kg N vid årlig gödsling, då halterna har legat under 12.5 mg N per g torrsvikt. Första året (2002), då alla behandlingar gödslades, valde man att gödsla med NPK Svavel Bor 20-3-5. Kvävekoncentration i barren hösten 2002 visade på en markant ökning (tabell 1), förutom i kontrollen som i stort sett bibehöll samma nivå som 2001. Tabell 1 gäller för Mölnbacka men trenden är likartad i alla de andra försöken (se bilaga 1).

Mängderna kväve 2002 var 100 kg per ha för F1-leden (gödsling varje år), 150 kg per ha för F2 (gödsling vart annat år), 180 kg per ha för F3 (gödsling vart tredje år), slam- och askledet fick som F2-ledet 150 kg N per ha. Mängderna kväve per ha 2003 var 100 kg N per ha för F1-ledet (det enda som gödslades det året). Försöket i Småland fick något lägre mängder kväve dels beroende på högre initiala halter kväve och dels med avseende på något högre nedfall på antropogent nedfall av kväve. Motsvarande mängder var F1=75 kg per ha, F2=125 kg, F3=150 kg, slam och aska 125 kg (se tabell 2). I alla försökslokaler och i synnerhet den i östra Småland låg fosfor och kalium, vid höstprovtagningen 2002, nära eller under det börvärde de ska ha i relation till kväve. Tidigare försök har uppvisat samma tendens och är i huvudsak en effekt av att kväveupptaget och kon-

centrationen av kväve i barren ökar initialt kraftigare än för andra ämnen. Påföljande år, då gödslingen vanligtvis ger upphov till en kraftig ökning av barmmassan, sjunker kvävehalten i barren och relationerna till de andra näringsämnen stabiliseras. Inför gödslingen våren 2003 valde man en mer komplett gödselgiva med extra fosfor och kalium, vilket var orsaken till att man valde ett NPK-gödselmedlet ProMagna 11-5-18 som även innehåller de flesta andra makro- och mikronäringsämnen. Barrprovtagningen hösten 2003 uppvisar lägre kvävekoncentrationer för samtliga behandlingar, särskilt de som inte gödslades på våren (alla utom F1-ledet). Fosfor, kalium och de andra makro- och mikronäringsämnen ligger över sitt börvärde. Detta beror sannolikt på den lägre kvävehalten 2003 och för F1-leder har även gödselgivan haft en inverkan. Vid gödslingen våren 2004 fortsatta man att använda ProMagna 11-5-18 vid gödsling av F1- och F2-ledet.

Mängderna för F1-ledet var 100 kg N per ha och 150 kg för F2-ledet. Även aska- och slamledet gödslades under 2004 med ett NP-gödselmedel och mängden var 150 kg N per ha (se tabell 2). I Ebbegärde var motsvarande mängder något lägre, 75 kg N per ha för F1-ledet och 125 kg för F2-ledet (se tabell, bilaga 2). Våren 2005 valde man att minska gödselgivorna för att vissa försök och försöksled uppvisat ett detekterbart kväveläckage. Gödselgivan för F1- och F3-ledet, i försöken i Mölnbacka, Grängshammar och Valbo, minskades därför till 75 kg N respektive 125 kg N per hektar. I försöket i Småland behöll F1-ledet 75 kg N per hektar medan F3-ledet minskade till 125 kg N per hektar. I Bräcke i Jämtland behöll dock sina givor för F1- och F3-ledet på 100 respektive 180 kg N per hektar, eftersom man inte hade uppmätt något läckage alls i försöket.



Figur 2. Försöksdesign av praktiska fältförsök med näringsoptimering.

Generellt sätt har det inte varit några uppseendeväckande obalanser mellan näringsämnen, förutom Ebbegärde där fosfor- och kaliumkvoternas förhållande till kvävehalten har varit låga de första åren (se bilaga 1). Slam- och askleden har för de

flesta försökslokalerna haft lägre fosfor- och kaliumkvoter än de övriga försöksleden. Även borhalten i förhållande till kväve är låga för försöket i Mölnbacka men även Bräcke och skiljer sig från de övriga försöken.

Tabell 1. Koncentrationer av kväve i fjolårsbarr och olika makro- och mikronäringsämnen relation till kväve för perioden 2001-2004. Tabellen gäller för Mölnbacka men trenden är likartad i alla de andra försöken (se bilaga 1).

Mölnbacka		N (kväve)	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
År	Försöksled	% av torrvikt	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N
2001	C	1.16	14.5	54.2	56.8	9.3	19.3	12.2	0.72	0.55	0.02	0.03
2002	C	1.18	13.7	53.8	60.4	7.9	20.2	13.4	0.76	0.66	0.02	0.04
2003	C	1.11	12.1	50.6	53.9	8.2	18.9	12.7	0.68	0.57	0.02	0.03
2004	C	1.55	10.5	24.7	31.8	6.2	7.6	9.6	0.63	0.31	0.06	0.02
2001	F1	1.16	14.5	54.2	56.8	9.3	19.3	12.2	0.72	0.55	0.02	0.03
2002	F1	1.81	11.2	39.4	32.6	5.6	13.8	9.1	0.54	0.38	0.02	0.02
2003	F1	1.55	16.2	46.0	34.1	6.7	15.7	9.2	0.52	0.37	0.02	0.04
2004	F1	1.61	14.1	17.2	27.7	5.6	8.4	9.4	0.59	0.26	0.06	0.02
2001	F2	1.16	14.5	54.2	56.8	9.3	19.3	12.2	0.72	0.55	0.02	0.03
2002	F2	1.82	12.7	36.3	41.1	6.1	15.3	10.8	0.56	0.43	0.02	0.01
2003	F2	1.28	14.2	47.4	60.7	7.2	17.2	11.1	0.67	0.50	0.02	0.01
2004	F2	2.00	10.6	22.5	23.2	5.0	9.0	6.1	0.54	0.13	0.04	0.02
2001	F3	1.16	14.5	54.2	56.8	9.3	19.3	12.2	0.72	0.55	0.02	0.03
2002	F3	2.04	10.6	33.1	30.1	5.0	12.0	9.3	0.40	0.41	0.01	0.01
2003	F3	1.19	16.6	49.8	40.5	8.6	18.1	11.6	0.60	0.45	0.02	0.01
2004	F3	1.46	13.9	16.1	28.4	6.0	7.6	6.9	0.61	0.25	0.04	0.02
2001	Aska + NP	1.16	14.5	54.2	56.8	9.3	19.3	12.2	0.72	0.55	0.02	0.03
2002	Aska + NP	1.79	8.8	41.6	29.4	4.6	14.7	6.7	0.49	0.38	0.02	0.02
2003	Aska + NP	1.20	11.0	55.6	41.6	7.1	17.8	8.0	0.54	0.43	0.02	0.03
2004	Aska + NP	1.59	13.9	21.2	23.5	5.1	8.4	3.2	0.58	0.15	0.05	0.02
2001	Slam + N	1.16	14.5	54.2	56.8	9.3	19.3	12.2	0.72	0.55	0.02	0.03
2002	Slam + N	1.98	8.6	38.7	41.3	5.8	11.2	7.5	0.53	0.43	0.01	0.02
2003	Slam + N	1.24	10.8	58.8	54.7	8.7	18.0	10.7	0.65	0.55	0.02	0.03
2004	Slam + N	1.88	10.9	23.4	27.5	5.3	6.0	5.1	0.54	0.23	0.04	0.02

Det verkar som mellanårsvariationen med avseende på näringskoncentrationerna i barren påverkas markant då man gödslar vartannat eller vart tredje år. Frågan är om variationen kommer att minska framöver

eller kommer att bestå och om fluktuationerna i näringskoncentrationen har en inverkan på barrproduktionen och stamvedsproduktionen.

Pelleterat slam och aska

Slammet kommer från Himmerfjärdsverket i Stockholm och är i torkad och helt avdödad form medan askan är en biobränsleaska från Falun. Askan är flygaska som är vattenbehandlad och krossad. De mängder som spreds vid försöksstarten var 5 ton aska respektive 3 ton slam per hektar. Detta gav tillsammans med den kompletterande kvävegödslingen 2002 de mängder som redovisas i tabell 2. I jämförelse med ett konventionellt gödselmedel innehåller askan inget kväve men stora mängder kali-

um, kalcium och magnesium. Askan är starkt basisk. Slammet har höga halter fosfor och låga mängder kalium. Barranalyserna var trots det likartade för slam- och askledet och halterna av fosfor var låga för båda leden medan kalium låg över sitt börvärde.

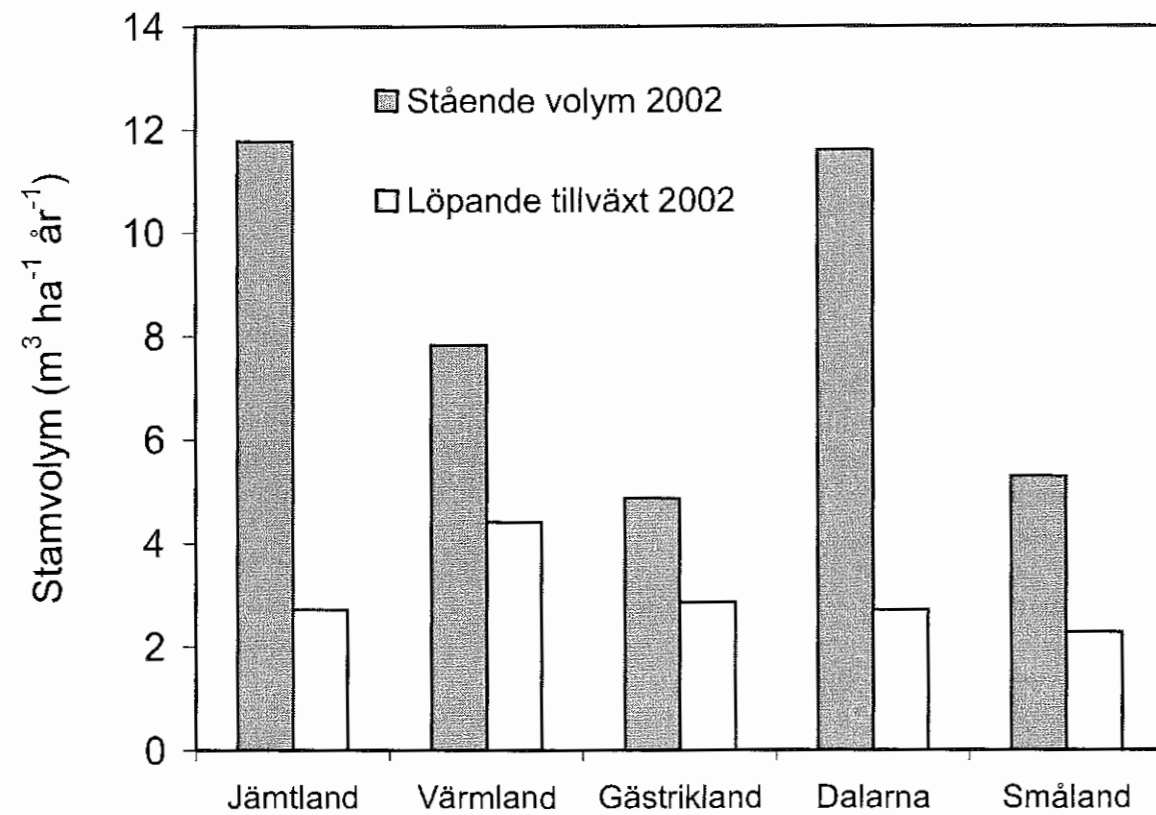
Tabell 2. Tillförd mängd av olika makro- och mikronäringsämnen i kg per hektar för de olika behandlingsleden i Mölnbacka för perioden 2002-2005. Mängderna är identiska med försöken i Grängshammar och Valbo (se bilaga 2). I Ebbegärde är mängderna ca 25% lägre (se bilaga 2).

Försöksled	År	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
Mölnbacka F1	2002	100	15	25		17	20				0.75	
	2003	100	42	160		15	87	3		0.27	0.27	0.45
	2004	100	42	160		15	87	3		0.27	0.27	0.45
	2005	75	20	20	3	2	14					
Mölnbacka F2	2002	150	23	38		26	30				1.13	
	2003											
	2004	150	63	240		22	131	4		0.41	0.41	0.68
	2005											
Mölnbacka F3	2002	180	27	45		31	36				1.35	
	2003											
	2004											
	2005	150	40	40	6	4	28					
Mölnbacka Aska	2002	151	35	250	1015	120	50	63	140	9.50	0.02	1.99
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											
Mölnbacka Slam	2002	232	108	5	84	8	42	11	0	2.40	0.01	0.96
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											

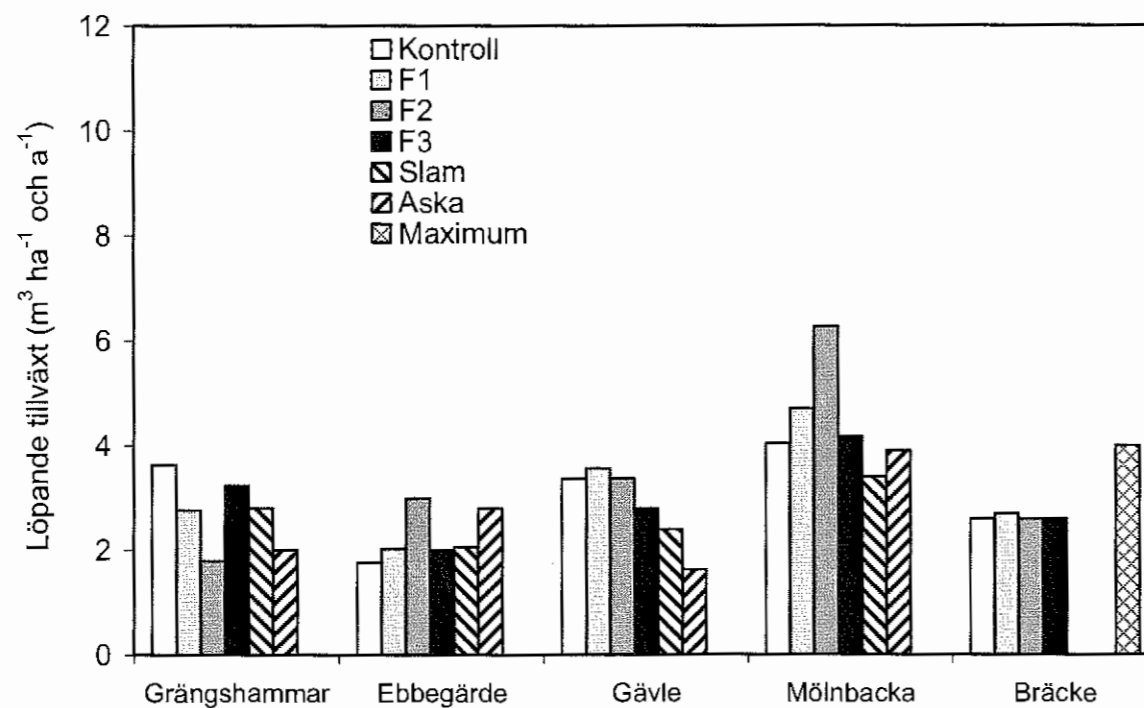
Produktionsnivån inom och mellan försökslokalerna

Urvalskriterierna för försöken var bland annat att höjden skulle vara mellan 1.5 och 3 meter, vilket är huvudförklaringen till att alla försökslokaler har liknande löpande tillväxt på 2.5-4.2 m³ ha⁻¹, år⁻¹ (figur 3) och stående volym på 5.1-11.8 m³ ha⁻¹ 2002. Försöken i Bräcke och Grängshammar hade man högst stående volym men i förhållandevis låg löpande tillväxt, vilket kan förklaras av att bestånden är äldre och har lägre bonitet än de övriga försökslokalerna. Produktionskillnader mellan behandlingarna inom respektive försök fanns vid försöksstarten i det Värmländska försöket, där F2-ledet verkar vara förväxande (figur 4). Även maximumbehandlingen, där man tillfört 150-180 kg N (plus andra näringsämnen) varje år, i försöket i Bräcke har en högre löpande tillväxt än de andra behandlingarna. Askledet i Valbo växer något sämre än de andra behandlingarna. I absoluta siffror är skillnaderna dock små och vid statistiska beräkningar använder man ursprungsproduktionen som kovariat för att ta hänsyn till eventuella skillnader vid försöksstarten. Vid revisionen 2005 verkar det som att gödsling vartannat år håller samma produktionsnivå som gödsling varje år (figur 5). Däremot verkar gödsling vart tredje år tappa jämfört med gödsling varje och vartannat år. Av erfarenhet från tidigare försök vet man att första året tar träden upp näringen i barren och höjer näringsstatusen. Andra året (2003) ökar barmmassan och det är först tredje året (2004) man brukar se en

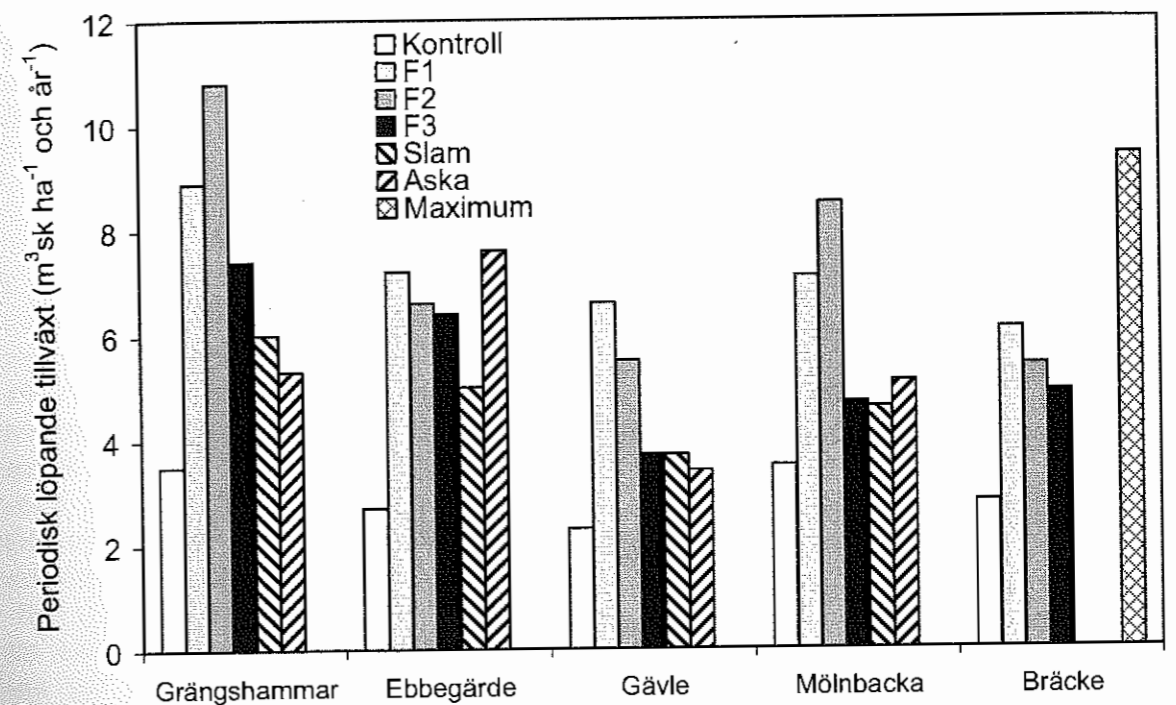
tydlig ökning av stamtillväxten. Därför är den drygt 100%-iga ökningen av stamvolymtillväxten anmärkningsvärd eftersom det är ett medel för perioden 2003-2005. Den periodiska löpande stamvolymtillväxten är 2-4 m³sk ha och år för de ogödslade medan den är 6-11 m³sk för de gödslade. Slam- och askledet verkar inte hänga med gödsling vartannat år trots att de har erhållit samma mängd kväve som gödsling vartannat, samt alla de andra växtnäringsämnen som askan och slamprodukten har innehållit (se tabell 2 och bilaga 2). Försöket i Ebbegärde skiljer sig dock från trenden i fråga om slam och aska. Maximumytan i Bräcke har en löpande tillväxt som är mer än 300% högre än ogödslad kontroll. Det är dock tidigt att säga något säkert om produktionskillnaderna mellan de olika behandlingarna eftersom försöken fortfarande är i sin linda. Produktionsnivån för gödsling varje och vartannat år är likartad med tidigare försök som Asa, Stråsan och Flakaliden. Den löpande tillväxten ökar linjärt de första 8 åren och brukar sedan kulminera efter 10-15 år efter första gödsling.



Figur 3. Stående volymen ($m^3 ha^{-1}$) och löpande tillväxt ($m^3 ha^{-1}, år^{-1}$) för de olika gödslingsintervallsförsöken vid försöksstarten 2002.



Figur 4. Löpande tillväxt ($m^3 ha^{-1}, år^{-1}$) under 2002 för de olika försökslokalerna i Ebbegärde (Kalmar), Grängshammar (Borlänge), Mölnbacka (Värmland), Gävle (Gästrikland) och Bräcke (Jämtland). Behandlingarna är ogödslad (C), gödsling varje år (F1), gödsling vartannat (F2), gödsling vart tredje (F3), pelleterat slam + kvävegödsling (Slam) och askgödsling + kvävefosforgödsling (Aska).



Figur 5. Periodisk löpande tillväxt ($m^3 sk ha^{-1} och år^{-1}$) för perioden 2003-2005 för försökslokalerna i Ebbegärde (Kalmar), Grängshammar (Borlänge), Mölnbacka (Värmland), Gävle (Gästrikland) och Bräcke (Jämtland). Behandlingarna är ogödslad (C), gödsling varje år (F1), gödsling vartannat (F2), gödsling vart tredje (F3), pelleterat slam + kvävegödsling (Slam), askgödsling + kvävefosforgödsling (Aska) och hög tillförsel av näring utan krav på minimalt läckage (maximum).

Bolagsförsöken

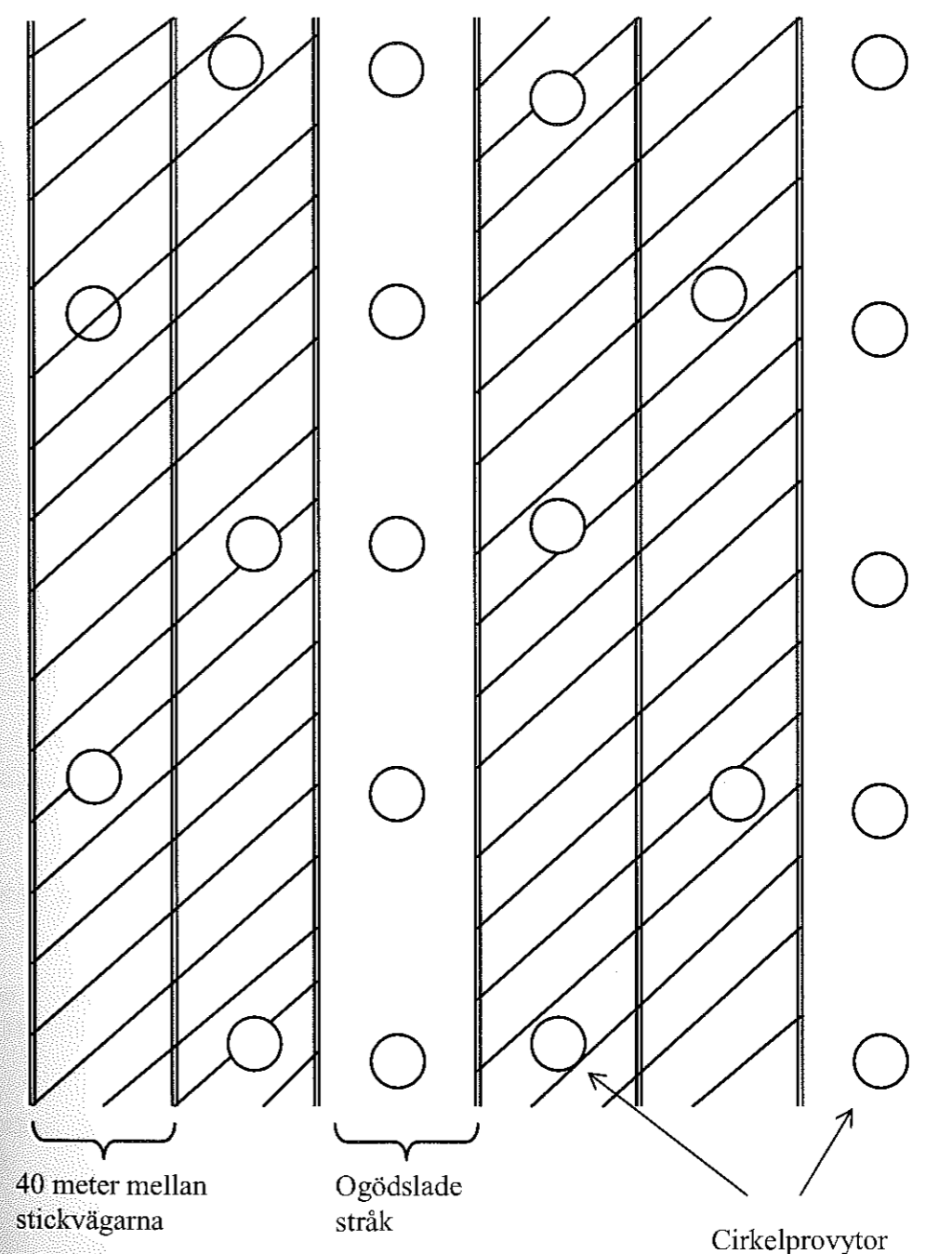
För att gå från de intensiva grundläggande försöken och gödslingsintervallsförsöken till praktisk tillämpning behöver man först i mindre skala testa ifall produktionen kan upprätthållas utan negativ miljöpåverkan med en tänkt operationell skötsel. Femton nya mer storskaliga gödslingsförsök med god geografisk spridning startades därför under våren 2003. Försöken (fyllda trianglar i figur 1) är belägna i Toftaholm i Ljungbytrakten (5 avdelningar), Bullsäng i närheten av Tranemo (2), Gullspång (1), Hällefors (2) och Gällivare (3). Dessa försök är finansierade av respektive markägare (Södra, Skogssällskapet, Sveaskog, Bergvik). Ytterligare två försöksområden med bolagsgödsling kom till under 2004 i Gullspång (Skogssällskapet) och Vendel (Bergvik).

Bolagsgödslingen följer i mångt och mycket F2-ledet i gödslingsintervallsförsöken och gödslingen sker med traktor i ett GIS-planerat stickvägssystem vartannat år. För att kunna utvärdera bolagsgödslingen har 40 cirkelprovytor (ett bestånd per område) lagts ut i gödslade (10 st) och ogödslade stråk (10 st) med 40 meters bredd (figur 6). I cirkelprovytorna har lysimetrar installerats där läckage mäts i markvatten varje höst efter gödsling. Även barren provtas och näringsstatus analyseras varje höst efter gödsling. I samband med lysimeterinstallationen togs mårprover för bestämning av markegenskaper och näringsinnehåll. Vattenprover för att kunna detektera eventuellt läckage tas även i bäckar som eventuellt finns nedströms i försöksområdena. Gödsling är tänkt att ske vartannat år fram till att bestånden sluter sig vilket tar ca 7-8 år i södra, 8-10 år i mellan Sverige och 11-12 år i norra Sverige. Revi-

sion av diameter och höjd utfördes 2003 och är tänkt att mätas i cirkelprovytorna efter ytterligare fem (2008) respektive 10 år (2013).

Barranalyser och gödselgivor

Kvävekoncentrationen i barren var låga i Hällefors och Gullspång och fosforkvoten i förhållande till kvävehalten var relativt nära sitt börvärde på 10% (tabell 3). På Toftaholm och Bullsäng var kvävehalten högre men kaliumkvoten var redan innan gödslingen 2003 under sitt börvärde. Kvävegivan våren 2003 var 150 kg kväve (N) per hektar i samtliga försök. På Toftaholm och Bullsäng använde man sig av ett kaliumrikt gödselmedel för att motverka att kaliumvärdet skulle sjunka alltför lågt under sitt börvärde. Sannolikt tack vare den kaliumrika gödselgivan kunde kvoterna hållas vid samma nivå som före gödslingen, trots den stora ökningen av kvävekoncentrationen. Magnesiumkvoten ligger något lågt i förhållande till kvävehalten efter första gödsling. I Gullspång och Hällefors gödslade man också med ett fullgödselmedel men med lägre kaliuminnehåll. Fosforkvoten i förhållande till kvävehalten är något lägre i de gödslade behandlingarna i jämförelse med de ogödslade men höll sig över sitt börvärde. Vid första gödslingen sjunker alltid de andra näringsämnena i förhållande till kvävet och kvoterna stabiliserar sig redan vid nästa gödslingstillfälle om man tillför extra av de ämnen som ligger nära eller under sitt börvärde. Gödslingen 2005 valde man att använda sig av OptiCrop 22-6-6 och kvävegivan var 125 kg per hektar för samtliga försök 2005 (se tabell 4 för tillförd mängd näring i försöken).



Figur 6. Principskiss på hur bolagsförsöken är utformade och provytorna är utlagda.

Tabell 3. Koncentrationer av kväve i fjolårsbarr och olika makro- och mikronäringsämnen relation till kväve för prover tagna under hösten 2002 (övre) och 2003 (nedre).

Näringsämne	N	P/N	K/N	Mg/N	Ca/N	S/N	Mn/N	Fe/N	Zn/N	B/N	Cu/N
Börvärden kvot	%	10	35	4	2.5	5	0.05	0.20	0.05	0.05	0.02
Hällefors	1.03	10.82	49.17	8.52	38.95	10.62	11.47	0.25	0.38	0.10	0.02
Gullspång	1.13	11.94	66.33	9.65	38.51	10.73	12.38	0.38	0.39	0.12	0.02
Toftaholm	1.38	14.93	34.66	6.18	25.14	9.39	9.53	0.28	0.20	0.06	0.03
Bullsäng	1.29	14.31	33.29	5.67	22.84	9.45	9.01	0.27	0.19	0.07	0.03

Näringsämne	N	P/N	K/N	Mg/N	Ca/N	S/N	Mn/N	Fe/N	Zn/N	B/N	Cu/N
Börvärden kvot	%	10	35	4	2.5	5	0.05	0.20	0.05	0.05	0.02
Hällefors OG	0.92	12.15	51.87	12.51	45.61	14.52	9.96	0.64	0.53	0.09	0.02
Hällefors G	1.93	11.10	32.37	5.89	26.61	10.38	6.29	0.45	0.21	0.16	0.02
Gullspång OG	0.89	12.21	72.74	13.08	54.88	13.40	12.84	0.85	0.58	0.12	0.03
Gullspång G	1.35	10.59	46.81	7.62	37.94	10.06	10.55	0.58	0.43	0.08	0.02
Toftaholm OG	1.39	11.79	34.23	4.98	24.02	6.80	11.15	0.29	0.34	0.04	0.03
Toftaholm G	2.38	9.73	31.17	3.10	17.79	5.58	9.48	0.30	0.17	0.03	0.02
Bullsäng OG	1.44	9.39	35.73	5.53	19.95	6.70	8.48	0.29	0.27	0.06	0.02
Bullsäng G	2.23	10.46	31.57	3.49	15.36	6.15	6.78	0.31	0.16	0.05	0.02

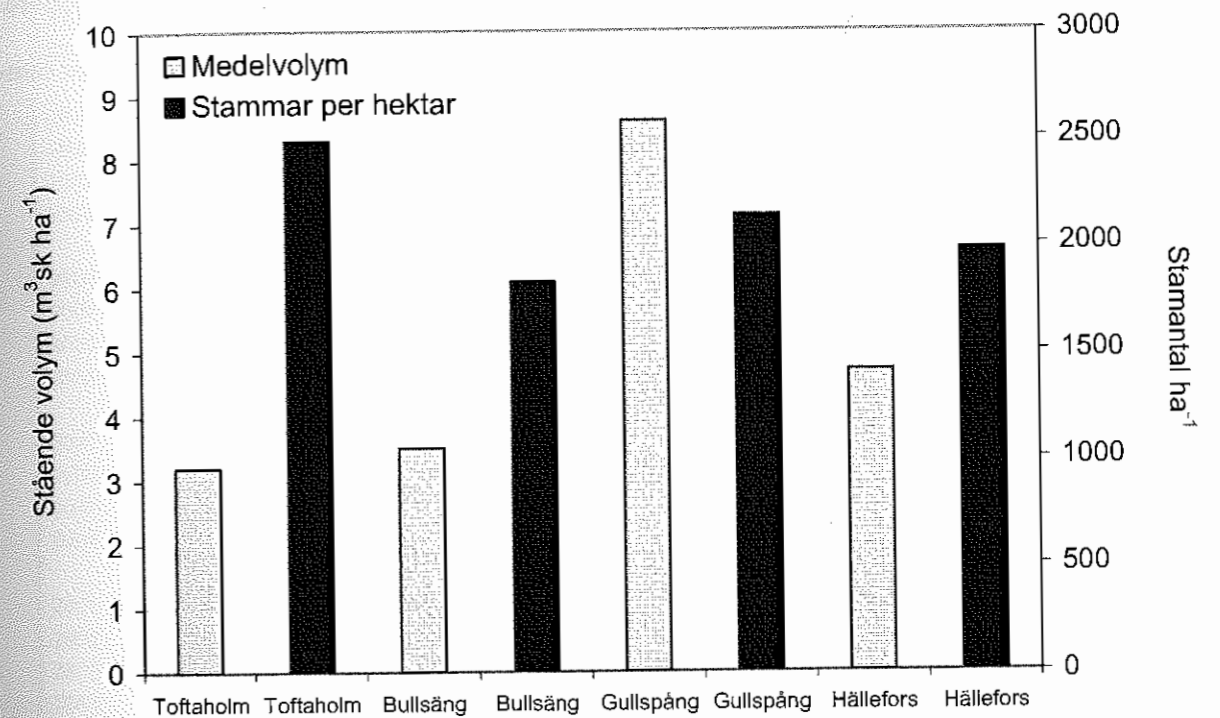
Tabell 4. Tillförd mängd av olika makro- och mikronäringsämnen i kg per hektar för det gödslade områdena i Gullspång, Hällefors, Bullsäng och Toftaholm för perioden 2003-2005.

År	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
Gullspång											
2003	150	27	52	15	9	21					
2005	125	34	34	5	3	23					
Hällefors											
2003	150	39	86		11	21	6			1	
2005	125	34	34	5	3	23					
Toftaholm											
2003	150	63	240	31	22	130	4		0.4	0.4	
2005	125	34	34	5	3	23					
Bullsäng											
2003	150	63	240	31	22	130	4		0.4	0.4	
2005	125	34	34	5	3	23					

Produktionsnivån inom och mellan de olika bolagsförsöken

Revision utfördes 2003 i samband med försöksstarten i cirkelprovytorna (20 stycken per försök). Den stående volymen och stamantal per hektar är redovisad i figur 7. Den stående stamvolymen varierar mellan 3.2 till 8.7 m³sk ha⁻¹ och variation

mellan olika provytor är relativt stor för Gullspång och Hällefors. Stamantal per hektar varierar mellan 1750 i Gullspång till ca 2500 i Toftaholm. Vid statistiska beräkningar använder man ursprungsvolymen som kovariat för att ta hänsyn till eventuella skillnader vid försöksstarten.



Figur 7. Stående stamvolymen (m³sk) och stamantal per hektar för Toftaholm, Bullsäng, Gullspång och Hällefors.

Syntes av praktiskt tillämpade försök

- Det är svårt att hålla en jämn kvävenivå i barren då man gödslar vartannat eller vart tredje år. Vid andra omgödsling (F2- och F3-ledet) verkar dock fluktuationen att avta.
- Att initialt gödsla i södra Sverige med 150 kg N / ha är något för högt och ledet till ett visst läckage. För att helt undvika läckage bör första gödslingsgivan dras ner till 100-125 kg N / ha.

- Gödsling vartannat år gav samma löpande tillväxt som gödslings varje år vid första revisionen 2005 av gödslingsintervallsförsöken. Dock verkar gödsling vart tredje år tappa jämfört med gödsling varje och vartannat år. I praktisk operationell drift innebär det att gödsling vartannat år skulle vara det mest gångbara ur produktionsekonomisk synvinkel.
- Försöken är ännu i sin linda och betydligt fler och mer säkra slutsatser kan göras i framtiden.

Litteraturlista

- Bergh, J., Linder, S., Lundmark, T., Elfving, B., 1999. The effect of water and nutrient availability on the productivity of Norway spruce in northern and southern Sweden. *For. Ecol. Manage.* 119, 51-62.
- Bergh, J., Linder, S. and Bergström, J. 2005. The potential production for Norway spruce in Sweden. *Forest Ecology and Management* 204, 1-10.
- Bergh, J. (ed) 2000. Fiberskog – rapport från ett forskningsprogram om intensivodling av gran. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department for Production Ecology, Report 6*, 66 pp. ISSN 1401-5625.
- Linder, S. 1995. Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecol. Bull. (Copenhagen)*, 44: 178-190.
- Tamm, C.O., Aronsson, A., Popovic', B., Flower-Ellis, J., 1999. Optimum nutrition and nitrogen saturation in Scots pine stands. *Stud. For. Suec. No. 206* (Uppsala), 126 pp.

Bilaga 1.

Koncentrationer av kväve i fjolårsbarr och olika makro- och mikronäringsämnen relation till kväve för perioden 2001-2004. Tabellen avser Grängshammar, Valbo, Ebbegärde och Bräcke.

Grängshammar		N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
År	Försöksled	% av torrsvikt	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N
2001	C	1.08	10.4	59.4	46.3	7.9	14.1	11.7	0.76	0.53	0.10	0.06
2002	C	1.14	9.1	47.5	36.1	8.1	8.6	9.8	0.83	0.44	0.08	0.02
2003	C	1.07	9.9	61.7	52.2	8.2	19.9	13.7	0.65	0.50	0.04	0.03
2004	C	1.32	7.8	19.5	25.9	5.8	8.4	8.9	0.56	0.23	0.04	0.02
2001	F1	1.08	10.4	59.4	46.3	7.9	14.1	11.7	0.76	0.53	0.10	0.06
2002	F1	1.54	9.4	30.6	30.6	5.9	6.9	10.6	0.74	0.33	0.07	0.02
2003	F1	1.35	14.2	45.4	44.9	6.9	15.6	11.2	0.63	0.44	0.02	0.05
2004	F1	1.64	10.9	27.9	26.1	5.4	11.6	7.5	0.54	0.30	0.07	0.02
2001	F2	1.08	10.4	59.4	46.3	7.9	14.1	11.7	0.76	0.53	0.10	0.06
2002	F2	1.79	9.8	31.3	26.5	4.7	6.0	9.3	0.55	0.27	0.05	0.02
2003	F2	1.30	13.0	50.7	40.3	7.1	16.5	7.3	0.56	0.52	0.02	0.01
2004	F2	1.52	10.3	29.4	27.6	5.6	11.2	7.5	0.59	0.32	0.05	0.02
2001	F3	1.08	10.4	59.4	46.3	7.9	14.1	11.7	0.76	0.53	0.10	0.06
2002	F3	2.21	8.5	21.2	22.9	3.1	4.9	7.8	0.26	0.18	0.05	0.01
2003	F3	1.13	11.9	46.2	52.1	6.9	16.9	9.3	0.66	0.78	0.02	0.02
2004	F3	1.20	9.1	24.5	30.8	7.0	9.8	7.3	0.66	0.31	0.04	0.02
2001	Aska + NP	1.08	10.4	59.4	46.3	7.9	14.1	11.7	0.76	0.53	0.10	0.06
2002	Aska + NP	1.85	5.8	27.8	21.5	4.2	5.7	6.1	0.45	0.23	0.06	0.02
2003	Aska + NP	1.31	10.1	55.0	41.1	7.0	18.3	10.7	0.86	0.90	0.02	0.09
2004	Aska + NP	1.60	8.7	25.0	30.4	4.9	9.5	5.8	0.66	0.24	0.06	0.02
2001	Slam + N	1.08	10.4	59.4	46.3	7.9	14.1	11.7	0.76	0.53	0.10	0.06
2002	Slam + N	1.56	6.7	28.1	24.6	5.1	6.0	9.4	1.15	0.24	0.07	0.02
2003	Slam + N	1.13	9.5	53.5	41.6	7.7	16.4	9.6	0.55	0.47	0.02	0.03
2004	Slam + N	1.73	10.1	24.2	31.2	5.8	8.8	7.6	0.60	0.30	0.04	0.02

Valbo		N (kväve)	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
År	Försöksled	% av torrvt	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N
2001	C	1.14	12.4	52.6	35.1	10.1	15.7	13.2	0.56	0.61	0.08	0.03
2002		1.20	11.7	49.0	33.9	9.3	10.0	11.6	0.30	0.39	0.11	0.03
2003		1.12	11.2	51.2	40.0	8.4	18.0	11.7	0.53	0.58	0.04	0.02
2004		1.15	10.5	38.3	33.2	7.1	11.0	10.6	0.77	0.49	0.10	0.02
2001	F1	1.14	12.4	52.6	35.1	10.1	15.7	13.2	0.56	0.61	0.08	0.03
2002		1.84	13.9	38.9	35.1	5.4	8.6	12.0	0.27	0.38	0.07	0.02
2003		1.33	14.7	45.0	42.1	7.3	17.9	10.5	0.54	0.56	0.04	0.02
2004		1.43	15.8	27.2	20.6	6.0	14.2	7.0	0.58	0.21	0.07	0.02
2001	F2	1.14	12.4	52.6	35.1	10.1	15.7	13.2	0.56	0.61	0.08	0.03
2002		1.91	12.9	33.9	24.7	5.8	7.4	7.0	0.28	0.22	0.05	0.02
2003		1.18	12.9	38.3	34.7	7.3	15.2	8.7	0.45	0.35	0.01	0.03
2004		1.92	10.4	18.4	18.1	3.7	12.8	6.7	0.50	0.15	0.06	0.02
2001	F3	1.14	12.4	52.6	35.1	10.1	15.7	13.2	0.56	0.61	0.08	0.03
2002		2.56	10.0	21.1	26.0	3.6	5.6	7.1	0.13	0.26	0.03	0.02
2003		1.28	12.3	44.1	40.9	7.2	16.3	6.6	0.51	0.52	0.03	0.02
2004		1.43	9.1	37.5	33.5	7.0	5.3	4.5	0.59	0.38	0.04	0.02
2001	Aska + NP	1.14	12.4	52.6	35.1	10.1	15.7	13.2	0.56	0.61	0.08	0.03
2002		2.35	6.6	21.5	18.6	5.2	6.2	5.9	0.13	0.16	0.04	0.02
2003		1.19	10.8	44.2	39.3	7.6	18.4	9.3	0.53	0.59	0.06	0.02
2004		1.68	9.7	20.2	22.4	4.0	5.2	3.0	0.49	0.16	0.06	0.02
2001	Slam + N	1.14	12.4	52.6	35.1	10.1	15.7	13.2	0.56	0.61	0.08	0.03
2002		2.88	6.8	11.0	15.7	2.9	4.4	3.8	0.08	0.11	0.01	0.01
2003		1.40	10.9	34.5	40.9	6.9	12.5	5.5	0.52	0.52	0.02	0.02
2004		1.95	8.5	16.7	14.5	3.5	5.9	3.2	0.43	0.02	0.04	0.01

Ebbegärde		N (kväve)	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
År	Försöksled	% av torrvt	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N
2001	C	1.18	6.7	32.8	51.3	4.9	5.2	17.3	0.31	0.45	0.06	0.02
2002		1.23	7.0	31.8	55.6	4.6	5.7	18.1	0.33	0.41	0.06	0.02
2003		1.21	7.2	34.1	53.9	4.7	6.1	18.8	0.37	0.37	0.05	0.03
2004		0.87	8.6	28.1	60.8	7.8	8.2	25.3	1.62	0.83	0.13	0.07
2001	F1	1.18	6.7	32.8	51.3	4.9	5.2	17.3	0.31	0.45	0.06	0.02
2002		1.60	6.7	26.0	52.7	4.2	5.3	14.3	0.27	0.39	0.05	0.02
2003		1.68	8.9	36.2	49.4	4.9	5.5	13.1	0.25	0.40	0.04	0.03
2004		1.20	10.9	27.8	59.6	4.9	11.8	22.1	1.09	0.40	0.10	0.04
2001	F2	1.18	6.7	32.8	51.3	4.9	5.2	17.3	0.31	0.45	0.06	0.02
2002		1.46	7.3	31.0	50.7	3.9	5.5	11.4	0.28	0.32	0.03	0.02
2003		1.34	6.9	32.1	52.6	3.6	5.6	11.2	0.32	0.34	0.04	0.03
2004		1.28	9.0	27.3	42.6	4.4	9.7	15.5	0.83	0.33	0.09	0.03
2001	F3	1.18	6.7	32.8	51.3	4.9	5.2	17.3	0.31	0.45	0.06	0.02
2002		1.74	6.5	24.9	42.5	3.7	4.9	10.7	0.26	0.29	0.05	0.02
2003		1.40	7.1	25.9	47.6	4.1	5.0	13.9	0.28	0.31	0.04	0.03
2004		1.23	8.5	32.7	47.1	4.3	9.1	16.4	0.87	0.27	0.10	0.03
2001	Aska + NP	1.18	6.7	32.8	51.3	4.9	5.2	17.3	0.31	0.45	0.06	0.02
2002		1.46	7.5	30.0	52.5	3.8	5.5	13.0	0.31	0.38	0.04	0.02
2003		1.33	7.3	37.3	54.1	4.2	5.1	12.6	0.35	0.36	0.04	0.02
2004		1.08	10.4	33.4	51.3	5.9	8.9	15.2	0.94	0.31	0.10	0.04
2001	Slam + N	1.18	6.7	32.8	51.3	4.9	5.2	17.3	0.31	0.45	0.06	0.02
2002		1.44	6.9	29.4	55.7	4.1	5.3	15.1	0.80	0.43	0.05	0.02
2003		1.28	7.9	31.8	52.9	4.4	5.9	15.4	0.75	0.40	0.05	0.03
2004		1.65	6.5	18.7	35.5	3.2	5.2	12.2	0.62	0.10	0.06	0.02

Bräcke	Ar	Försöksled	N (kväve)	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
			% av torrvt	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N	% av N
2001	C		1.02	19.7	49.8	74.1	11.5	24.4	13.9	1.17	0.68	0.10	0.02
2002			1.06	16.9	45.3	46.5	10.1	19.1	10.4	0.81	0.61	0.04	0.03
2003			0.93	22.8	83.8	55.5	10.6	21.4	11.1	0.73	0.75	0.02	0.05
2004			1.41	11.5	35.2	34.9	6.4	10.8	11.4	0.69	0.40	0.06	0.02
2001	F1		1.02	19.7	49.8	74.1	11.5	24.4	13.9	1.17	0.68	0.10	0.02
2002			1.92	10.3	38.9	30.1	3.9	11.4	8.4	0.64	0.35	0.04	0.03
2003			1.70	14.0	46.3	29.9	4.7	15.2	10.4	0.95	0.45	0.02	0.04
2004			1.52	11.2	39.2	25.0	5.1	3.5	6.8	0.60	0.22	0.05	0.02
2001	F2		1.02	19.7	49.8	74.1	11.5	24.4	13.9	1.17	0.68	0.10	0.02
2002			2.16	9.2	33.9	28.1	5.5	8.2	7.3	0.68	0.30	0.02	0.01
2003			1.51	13.3	45.3	35.7	5.9	13.6	6.8	0.53	0.41	0.03	0.01
2004			1.46	13.6	28.8	28.1	5.4	4.9	6.6	0.61	0.29	0.05	0.02
2001	F3		1.02	19.7	49.8	74.1	11.5	24.4	13.9	1.17	0.68	0.10	0.02
2002			2.02	10.3	36.2	34.1	5.1	9.1	5.2	0.38	0.28	0.01	0.02
2003			1.50	12.8	48.1	32.9	5.5	13.3	5.9	0.49	0.43	0.02	0.01
2004			1.18	14.0	38.8	23.7	5.6	5.5	8.5	0.64	0.23	0.04	0.02
2001	Maximum		1.02	19.7	49.8	74.1	11.5	24.4	13.9	1.17	0.68	0.10	0.02
2002			2.11	11.5	34.7	25.3	3.6	9.8	5.2	0.46	0.34	0.03	0.02
2003			2.01	12.0	42.4	25.7	4.3	12.5	5.7	0.35	0.30	0.01	0.03
2004			1.53	11.8	34.8	20.2	3.9	5.2	7.1	0.65	0.21	0.04	0.02

Bilaga 2.

Tillförd mängd av olika makro- och mikronäringsämnen i kg per hektar för de olika behandlingsleden i Ebbegärde, Grängshammar, Valbo och Bräcke för perioden 2002-2005.

Försöksled	Ar	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
Ebbegärde F1	2002	75	11	19		13	15				0.56	
	2003	75	31	120		11	65	2		0.20	0.20	0.34
	2004	75	31	120		11	65	2		0.20	0.20	0.34
	2005	75	20	20	3	2	14					
Ebbegärde F2	2002	125	19	31		21	25				0.94	
	2003											
	2004	125	52	200		18	109	3		0.34	0.34	0.57
	2005											
Ebbegärde F3	2002	150	23	38		26	30				1.13	
	2003											
	2004											
	2005	125	34	34	5	4	23					
Ebbegärde Aska	2002	126	35	250	1015	118	50	63	140	9.50	0.02	1.99
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											
Ebbegärde Slam	2002	207	108	5	84	6	42	11		2.40	0.01	0.96
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											

Försöksled	Ar	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
Grängshammar F1	2002	100	15	25		17	20				0.75	
	2003	100	42	160		15	87	3		0.27	0.27	0.45
	2004	100	42	160		15	87	3		0.27	0.27	0.45
	2005	75	20	20	3	2	14					
Grängshammar F2	2002	150	23	38		26	30				1.13	
	2003											
	2004	150	63	240		22	131	4		0.41	0.41	0.68
	2005											
Grängshammar F3	2002	180	27	45		31	36				1.35	
	2003											
	2004											
	2005	150	40	40	6	4	28					
Grängshammar Aska	2002	151	35	250	1015	120	50	63	140	9.50	0.02	1.99
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											
Grängshammar Slam	2002	232	108	5	84	8	42	11		2.40	0.01	0.96
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											

Försöksled	År	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
Valbo F1	2002	100	15	25		17	20				0.75	
	2003	100	42	160		15	87	3		0.27	0.27	0.45
	2004	100	42	160		15	87	3		0.27	0.27	0.45
	2005	75	20	20	3	2	14					
Valbo F2	2002	150	23	38		26	30				1.13	
	2003											
	2004	150	63	240		22	131	4		0.41	0.41	0.68
	2005											
Valbo F3	2002	180	27	45		31	36				1.35	
	2003											
	2004											
	2005	150	40	40	6	4	28					
Valbo Aska	2002	151	35	250	1015	120	50	63	140	9.50	0.02	1.99
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											
Valbo Slam	2002	232	108	5	84	8	42	11		2.40	0.01	0.96
	2003											
	2004	150	26			3	17					
	2005											

Försöksled	År	N	P	K	Ca	Mg	S	Mn	Fe	Zn	B	Cu
Bräcke F1	2002	100	15	25		17	20				0.75	
	2003	100	42	160		15	87	2.7		0.27	0.27	0.45
	2004	100	42	160		15	87	2.7		0.27	0.27	0.45
	2005	100	27	27	3.7	3	19					
Bräcke F2	2002	150	23	38		26	30				1.13	
	2003											
	2004	150	63	240		22	131	4.1		0.41	0.41	0.68
	2005											
Bräcke F3	2002	180	27	45		31	36				1.35	
	2003											
	2004											
	2005	150	40	40	5.6	4	28					
Bräcke maximum	2002	180	27	45		31	36				1.35	
	2003	200	84	320		29	175	5.5		0.55	0.55	0.91
	2004	200	84	320		29	175	5.5		0.55	0.55	0.91
	2005	180	48	48	6.7	5	33					

Miljöeffekter av intensivodling

Effekter på näringsläckage

Av Harald Grip

Sammanfattning

Intensivodlad skog erbjuder en viktig möjlighet att öka landets totala skogsproduktion för att täcka framtida behov av skogsråvara. Näringsförlusterna har följts från ett antal försök med balanse-rad intensivgödsling. På normal skogs-mark går det att i årliga doser tillföra mer än 1000 kg N ha⁻¹ med totalt mindre än 5 % kväveförlust. Merparten av denna förlust har i försöken kommit i slutet av behandlingsperioden i samband med allmänt utbrott av rost och höga vattenflöden. Fosforförlusten har däremot inte ökat. På näringsrik nedlagd jordbruks-mark blir kväveförlusten däremot mycket stor med motsvarande gödsling. Gödslingsintervallförsök har preliminärt visat att större doser vart tredje år ger högre läckage än mindre doser varje år. Praktiska försök visar stor variation mellan olika försök, vilket poängterar vikten av att gödselmedelsspridningen är jämn. Två år efter gallring av intensivgödslade bestånd i norra Sverige var nitrathalterna i markvattnet inte förhöjda. En simulerad slutavverkning i form av ringbarkning i norra Sverige har däremot lett till ökande nitrathalt i markvattnet. Det kan dock ta några år innan kulmen nås. Två år efter slutavverkning av intensivgödslade och ögödslade bestånd i södra Sverige ökar

nitrathalten ännu i markvattnet utom i det fastgödslade ledet utan ris. Ökningen är större med dubbel mängd ris än utan ris.

Inledning

Intensivodlad skog erbjuder en viktig möjlighet att öka landets totala skogsproduktion för att täcka framtida behov av skogsråvara, inklusive till bränsle och biodrivmedel (Linder, 1997). Uthållig produktion av biobränslen från intensivodlad skogsmark kan vara ett attraktivt sätt att öka biomassaproduktionen och samtidigt låta annan skogsmark med lägre skötselintensitet utveckla olika naturvärden, som t.ex. biodiversitet. En kritisk fråga är om sådan produktion kan ske på ett miljömässigt godtagbart sätt. Hittillsvarande undersökningar tyder på att näringsförlusterna under produktionsfasen kan hållas mycket låga, men farhågor har rests om att stora förluster kan uppträda under avvecklingsfasen.

Vissa problem kvarstår innan man kan bedriva intensivodling med näringsoptimering i praktisk skala. I de äldre näringsoptimeringsförsöken har man, för att undvika läckage till grundvattnet, reglerat näringsstatusen i träden genom att

tillföra relativt små doser av näringsämnen årligen (Linder, 1995). En sådan årlig gödsling blir troligen alltför betungande i praktisk skala. Man bör därför se om det är möjligt att inskränka gödslingen till vartannat eller vart tredje år. Därför startades nya, mer praktiskt inriktade försök, där man ser hur olika gödslingsintervall och -givor påverkar läckagerisken och tillväxten hos gran. För att få en mer heltäckande bild av hur ståndorten, det antropogena nedfallet av kväve och omgivande klimatfaktorer påverkar gödslingseffekten har de praktiskt tillämpade försöken fått en god geografisk spridning i landet. Det är också viktigt att finna avsättning för samhällets restprodukter i ett framtida kretsloppssamhälle och både slam och aska har prövats som komplement till konventionella gödselmedel. Tillförseln av slam och aska skulle kunna bli lönsam för skogsbruket samtidigt som det kunde ske på ett "miljöetiskt" sätt, vilket skulle öka intresset för spridningen.

Kväveförluster från svensk skogsmark har beräknats till 48 400 ton år⁻¹ medan jordbruksläckaget skattats till 68 900 ton år⁻¹ och utsläpp från punktkällor till 24 000 ton år⁻¹ (Brandt och Ejhed, 2002). Efter retention i sjöar beräknades 39 900 ton år⁻¹ nå havet från skogsmark. Beräkningarna innefattade även hyggen. Det innebär att skogsmarken i större delen av landet förlorar mindre än 1.5 kg tot-N ha⁻¹ år⁻¹, mest som organiskt bundet kväve. En liten del av Halland beräknades förlora upp till 5 kg tot-N ha⁻¹ år⁻¹.

Experiment med kvävegödsling av skogsmark har mycket lång tradition i Sverige. I dessa, liksom i praktisk kvävegödsling av skogsmark, får man i alla delar av landet ökad trädutväxt. Det

första försöket att öka trädutväxten med kvävegödsel gjordes av Hesselman 1922-1942 (Romell och Malmström, 1945). Depositionen av oorganiskt kväve via antropogena luftföroreningar har lett till en årlig tillförsel av ca 20 kg N ha⁻¹ år⁻¹ i sydvästra Sverige. I gödslingsexperiment och i hårt belastade områden har man kunnat konstatera en ökad förlust av nitratkväve, men i inget fall har förlusten varit större än tillförseln (Binkley & Högberg, 1997). I undersökningar i Kloten-området flyggödslades fyra avrinningsområden med ca 155 kg urea-N ha⁻¹ och två områden med 160 kg AN-N ha⁻¹. Nettoförlusten med avrinnande vatten under de tre till fyra åren efter gödslingen var 7.4 kg N ha⁻¹ från områden som gödslats med urea och 4.9 kg N ha⁻¹ från områden som gödslats med ammoniumnitrat (Grip, 1982).

Undersökningar av näringsförluster efter slutavverkning där källor nedströms de avverkade bestånden provtagits visade att effektens intensitet och utsträckning i tiden är beroende av ståndortens bonitet. Sålunda har goda boniteter givit stor förlust under kort tid efter ingreppet, medan svaga haft lägre förlust men också utdraget under fler år (Wiklander, 1983). Vid kalavverkning av fem avrinningsområden i Kloten var nettoförlusten 10.4 kg N ha⁻¹ de tre första åren (Grip, 1982). Störst var förlusten det sista året, varför den totala utlakningen inte blev bestämd.

Tamm et al. (1974) såg risken för extra kväveförluster efter avverkning av tidigare gödslade bestånd. Ett stort näringsoptimeringsförsök hade anlagts i Stråsan, i östra Dalarna 1967 (Tamm et al. 1974, Bergh och Linder, denna volym). Berdén et al. (1997) studerade bl.a. kväveläckaget före och efter avverkning av

försöksleden kontroll (C), låg kvävedos (N1) och hög kvävedos (N2) i detta försök. N1 hade fått totalt 730 kg N ha⁻¹ och gödslingen hade upphört fyra år före avverkningen. N2 hade fått totalt 1700 kg N ha⁻¹ och gödslingen upphörde i och med avverkningen. Före avverkningen var läckaget av nitratkväve 0 (C och N1) och 3 – 4 (N2) kg N ha⁻¹ år⁻¹. Avverkningsåret 1990 ökade nitrattutlakningen i N2 ledet till 6 kg N ha⁻¹ och året därefter till 34 kg N ha⁻¹. Från kontrollen var utlakningen då 0.4 kg N ha⁻¹ och från N1 ledet 7 kg N ha⁻¹. I detta fall besannades sålunda Tamms farhåga. Till den förhöjda utlakningen 1991 bidrog ett vattenflöde, som var ungefär dubbelt så stort som under åren 1987 – 1990. Under det andra året (1992) efter avverkningen hade nitrathalten i markvattnet i N2 ledet i stort sett halverats från 1991.

Ring et al. (2003) mätte kvävehalter i markvatten på 50 cm djup och mängd kväve i fältvegetationen efter avverkning av ett granbestånd i Farabol i Blekinge som gödslats med 600 kg urea-N ha⁻¹ uppdelat på tre givor, den senaste gången sju år före avverkningen. Mätningarna, som pågick i tre år, visade att signifikant mer kväve fastlades i fältvegetationen i det gödslade försöksledet än i det ogödslade. Under första året efter avverkningen tenderade nitrathalten i markvattnet att öka snabbare i det urea-gödslade försöksledet än i det ogödslade. Under det tredje året efter avverkningen avklingade nitrathalterna i det gödslade ledet, medan en kraftig ökning uppmättes i det ogödslade ledet. Den totala nitrattförlusten var ca 30 kg N ha⁻¹ från det gödslade ledet och ca 50 kg N ha⁻¹ från det ogödslade ledet. När försöket avslutades var nitrathalterna i markvattnet fortfarande högre än bakgrundshalten

och högre i det ogödslade ledet än i det gödslade.

Den kombinerade effekten av kvävegödsling och kalavverkning undersöktes också i Billingsjön (Ring, 1995). Under en 20-års period hade totalt 0 till 1800 kg N ha⁻¹ i form av ammoniumnitrat tillförts parceller i ett tallbestånd. Året före avverkningen var läckaget endast förhöjt från parceller som fått 1800 kg N ha⁻¹ (3 – 5 kg N ha⁻¹), medan övriga ytor förlorade omkring 1 kg N ha⁻¹. Den totala förlusten av nitratkväve under de fem första åren efter avverkningen var ca 2 – 3 kg N ha⁻¹ från beskogad referens och avverkade parceller som givits 0 – 360 kg N ha⁻¹, 4 – 5 kg N ha⁻¹ från parceller som fått 720 eller 1080 kg N ha⁻¹, 14 kg N ha⁻¹ från parceller som fått 1440 kg N ha⁻¹ och 37 kg N ha⁻¹ från parcellerna som fått 1800 kg N ha⁻¹. Förlusterna efter avverkning av dessa gödslade tallbestånd var alltså låg.

Undertryckslysimetrar med keramisk sugkopp har blivit en mycket vanlig metod att extrahera markvatten för kemisk analys (Beier och Hansen, 1992). Koncentrationen av olika joner i markvattnet varierar dock avsevärt över en yta (Manderscheid och Matzner, 1995), varför förhållandevis många mätpunkter krävs för att erhålla ett representativt medelvärde. Däremot är den temporala variationen ofta mindre än den areella (Manderscheid och Matzner, 1995a). Man kan därför nöja sig med få provtagningsstillfällena. I vårt klimat sker vanligen de största markvattenflödena vår och höst och därmed kommer dessa tidpunkter att dominera den årliga transporten av näringsämnen ut ur markprofilen. I våra undersökningar har vi därför valt att ta prov på försommaren efter snösmältningen och på hösten, i flera fall kom-

pletterade med provtagning mitt på sommaren. För att beräkna massförlusten från mätta halter i markvattnet måste vattenflödet skattas. Vi har valt att göra detta med en endimensionell simuleringsmodell (CoupModel, Jansson and Moon, 2001). Ett annat alternativ är att använda den specifika avrinningen från något närbeläget avrinningsområde. I ett sådant fall blir tidsupplösningen sämre och inverkan av beståndsbehandlingen på vattenbalansen måste skattas utifrån andra undersökningar.

Många undersökningar av förluster har gjorts i avrinnande vattendrag (t.ex. Grip, 1982). En fördel med detta är att allt vatten från avrinningsområdet kan mätas i utloppspunkten. Avrinningsområdesstudier skiljer sig från markvattenundersökningar bl.a. genom risken att gödselmedel i det förra fallet hamnar direkt i vattendraget, eller i dess omedelbara närhet. Genom biologiska processer i vattendraget under sommarhalvåret kan nitratkvävet omvandlas till organiskt bundet kväve (Grip, 1982). Det läckage som mäts i markvatten som förlust i gödslade bestånd på inströmnings-

områden kan delvis tas upp av vegetationen på utströmningsområden eller denitrifieras i en anaerob miljö där. Näringsläckage mätt som förlust i markvattnet bör därför vara större än om läckaget mäts som transport i avrinnande vattendrag.

I denna sammanställning redovisas resultat från gödslingsförsök med balanserad giva (Linder, 1995). Långsiktiga effekter redovisas från basfösocken i Asa (Småland) och Flakaliden (Västerbotten), gödsling på bördig tidigare jordbruksmark i Hjuleberg (Halland), gödslingsintervallförsök (Bräcke, Valbo, Grängshammar, Mölnbacka och Ebbejärde), praktiska försök (Toftaholm, Bullsäng, Gullspång och Hällefors), gallring (Flakaliden), slutavverkning (Asa) och ringbarkning, vars effekter torde ligga nära slutavverkningens (Flakaliden). Huvuddelen av materialet redovisades tidigare i en slutrapport till Energimyndigheten (Grip, 2004), men har tagits med här för att ge en så fullständig bild som möjligt av utlakningseffekterna från gödslingsförsök med balanserad giva.

Långsiktiga effekter – försöken i Asa och Flakaliden

Effekter på avrinningen

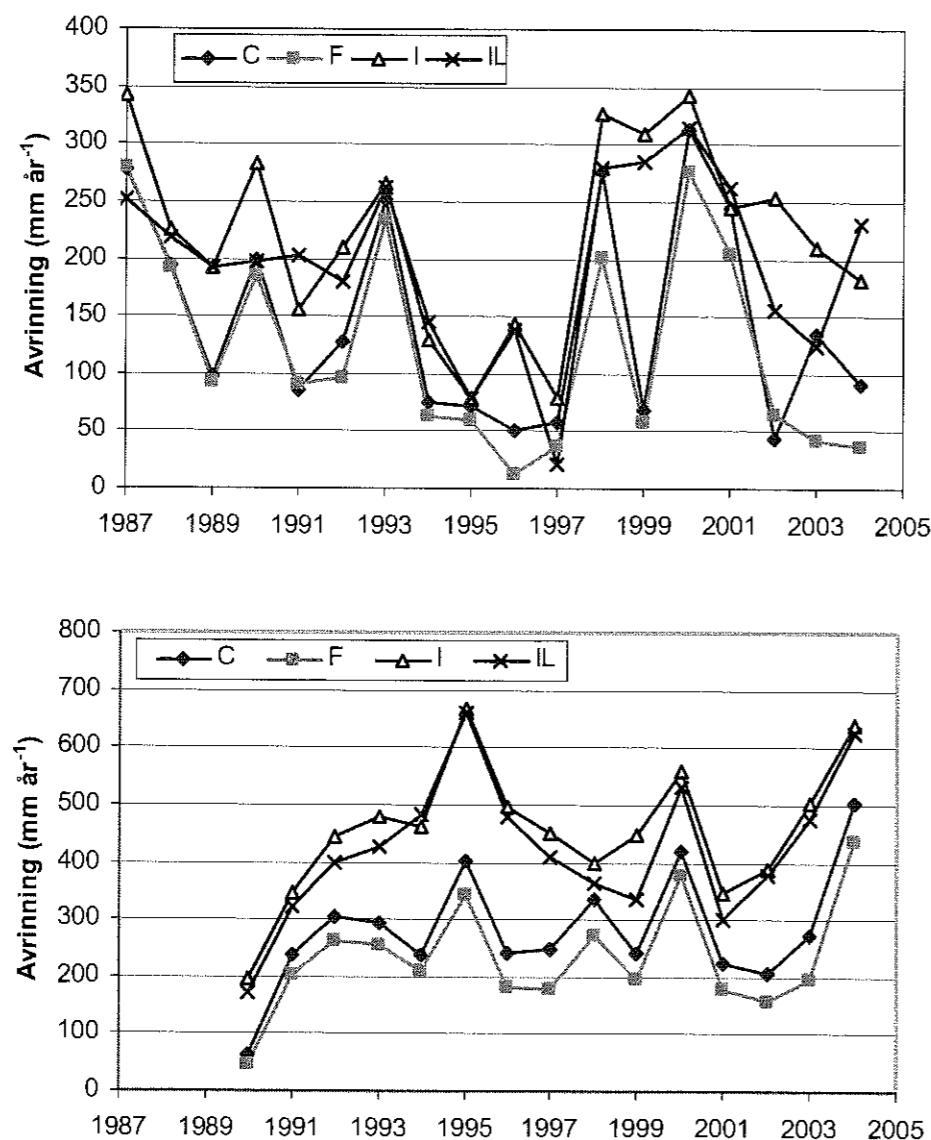


Fig. 1. Modellberäknad avrinning från försöksleden i Flakaliden (övre) och Asa (nedre). Perioden januari – mars 1990 saknas för Asa, varför årsavrinningen är låg det året. De olika försöksleden är kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL).

Avrinningen har beräknats med den processororienterade Coup-modellen (<http://www.lwr.kth.se/Vara%20Datorprogram/CoupModel/>) utifrån klimatvari-

abler (lufttemperatur, -fuktighet, globalstrålning, vindhastighet och nederbörd), beståndsbeskrivning (bl.a. Barryta, beståndshöjd, rotfördelning) och markbe-

skrivning (hydrauliska egenskaper). Resultaten har validerats mot uppmätta markvattenpotentialer.

Under försöksperioden har avrinningen varierat dramatiskt (Fig. 1), speciellt i Flakaliden, där mellanårsvariationen varit från 50 till 310 mm år⁻¹. Under de första tio åren minskade avrinningen ständigt, för att 1998 åter vara tillbaka på utgångsvärdet. Året 1999 var torrt, medan år 2000 åter gav hög avrinning. I Asa har avrinningen legat mellan 200 och 500 mm år⁻¹. Åren 1995, 2000 och 2004 var särskilt våta, medan 2002 var

det torraste året. Under de senaste 10 åren har avrinningen i Asa i genomsnitt varit 58 mm år⁻¹ mindre från fastgödselledet än från kontrolledet. För Flakaliden var motsvarande skillnad 77 mm år⁻¹. Skillnaden beror på större Barryta och beståndshöjd och därmed högre vattenförbrukning. Det är dock knappast troligt att skillnaden skulle vara lika stor vid uppskalning, eftersom vinden för in torrare och varmare luft från kontrolllytorna till de gödslade ytorna och vice versa. Sådan energitransport påverkar de relativt små försöksytorna.

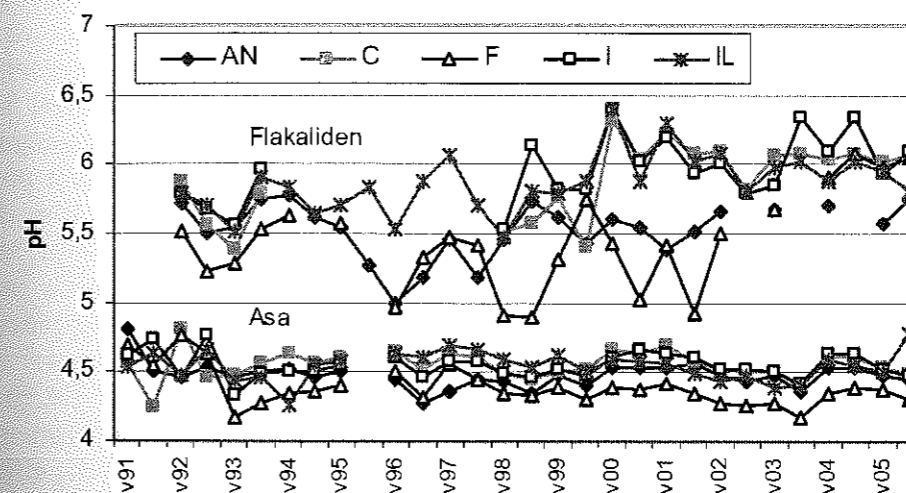


Fig. 2. pH i markvatten mätt vår (v91, v92, osv.) och höst i de olika försöksleden i Flakaliden (övre) och Asa (nedre). De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som i F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL).

pH i markvattnet

Det finns ingen signifikant trend i pH i markvattnet. I Asa har pH legat relativt konstant mellan pH 4 och 5, medan pH i Flakaliden legat mellan 5 och 6,5 och varierat mer (Fig. 2). I såväl Asa som Flakaliden var pH lägst i fastgödselledet. Orsaken till den låga variationen i Asa är att det i det aktuella pH-intervallet är aluminiumsystemet som buffrar, medan det i Flakaliden är organiska syror och kolsyrasystemet som buffrar.

Nitratläckage

I Flakaliden har totalt 1200 kg N ha⁻¹ tillförts sedan försökets start. I Asa är motsvarande mängd 1000 kg N ha⁻¹ (Bergh och Linder, denna rapport). Vid ett tillfälle (1988) tillfördes en fastgödslad delparcell (5B) på Flakaliden 200 kg N ha⁻¹, medan den andra delparcellen (5A) inte fick något kväve. Året därpå gjordes tvärt om. I övrigt har den årliga kvävemängden varit 100 kg N ha⁻¹ eller 75 kg N ha⁻¹ på Flakaliden och 100, 75

eller 50 kg N ha⁻¹ på Asa. Sedan 2002 har inget gödselmedel tillförts.

Nitratläckaget från gödslade försöksled i Flakaliden har varit litet. I samband med den avvikande gödselmedelsdosen på fastgödselytan 5B och 5A skedde ett läckage på ca 45 kg N ha⁻¹ (F200 i Fig. 3). 1998 förlorades ca 2 kg N ha⁻¹ från fastgödselleden. År 2000 ökade detta till 14 kg N ha⁻¹ och även ledet med aska och kväve började läcka. Läckaget 2001 och 2002 var ca 6 respektive 2 kg N ha⁻¹. Under perioden 1998 – 2003 var nitrathaltererna i fastgödselledet (R²=0.66) liksom det näringsbevattnade ledet (R²=0.62) positivt korrelerade till vattenflödet (jfr Fig. 1), dvs. det är troligt att läckaget i första hand berodde på den höga avrinningen. Den stora nitratförlusten sammanföll dock också med ett kraftigt rostangrepp med stort barrfall som följd, som skulle kunna vara en del av förklaringen. För ledet med aska och kväve fanns inget samband med vattenflödet, vilket talar för betydelsen av rostangreppet. Flödet var åter lågt 2002 samtidigt som gödslingen upphörde. Det kan därför inte fastställas om det var det minskade vattenflödet eller frånvaron av gödsling som fick nitratläckaget att upphöra (Fig. 3).

I Asa hade ledet med aska och kväve ett läckagetillfälle 1996 - 1997 (Fig. 3). År 2000 förlorade det näringsbevattnade ledet 7 kg N ha⁻¹, 2001 10 kg N, 2002 15 kg N och 2003 7 kg N som nitratkväve (Fig. 3). I detta fall fanns inget samband med vattenflödet.

Som framgår av figur 3 ökar felet i bestämningen av läckaget med ökat läckage. Det beror på att de enskilda parcellerna reagerar olika. I flera fall är ökningen koncentrerad till en av fyra parceller med en viss behandling. Detta gäller i än högre grad för enskilda provpunkter inom en parcell. Ofta är det vattnet från en eller ett par lysimetrar som står för nästan hela koncentrationsökningen. Proverna från en parcell har fått lika vikt vid sammanslagningen. Tidigare analyserades varje enskilt prov och parcellens värde bildades som det aritmetiska medelvärdet av dessa. Av ekonomiska skäl slår vi nu samman vattnet från alla lysimetrarna på en parcell och analyserar generalprov. Antalet lysimetrar per parcell varierar något, men vanligtvis finns fem eller sex lysimetrar per parcell, i vissa fall upp till åtta, eller i ett par fall ner till två. För att få ett väl bestämt medelvärde borde antalet lysimetrar vara minst 40.

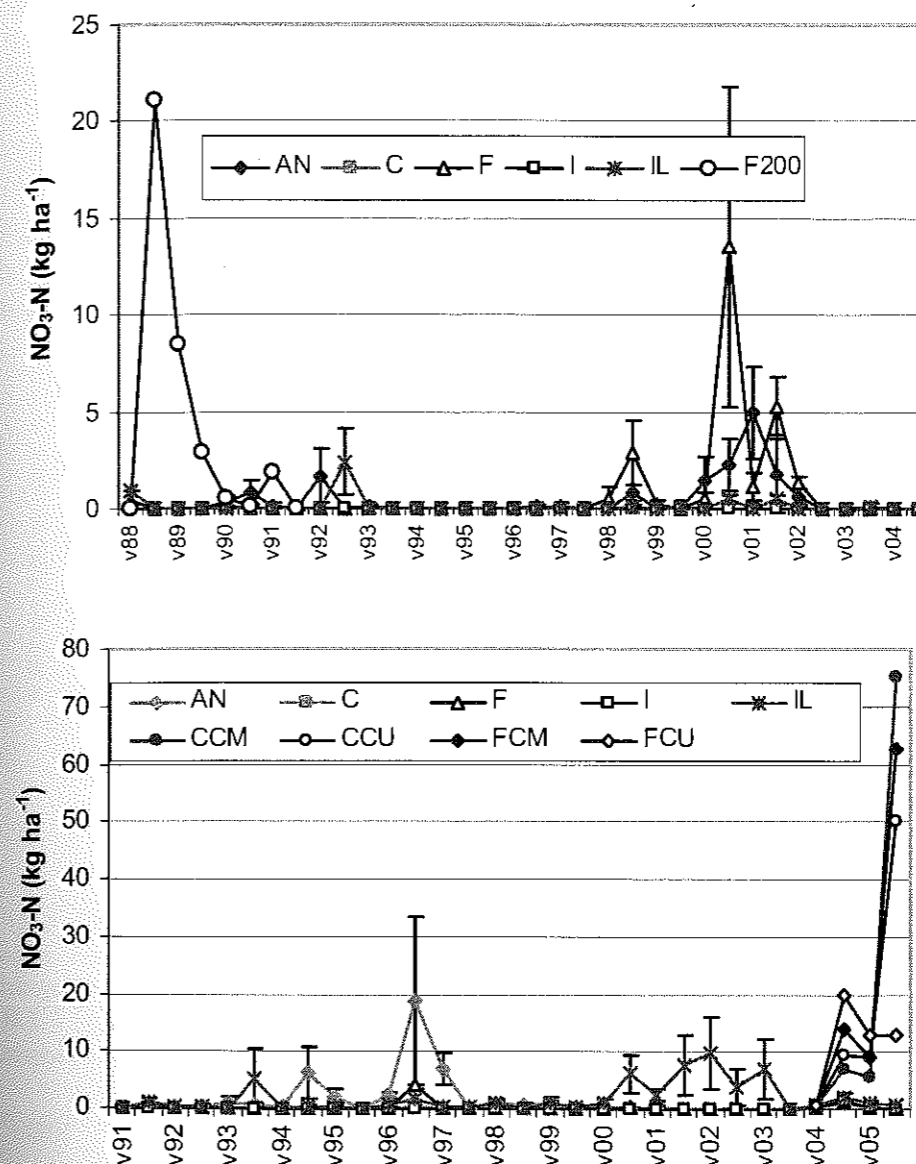


Fig. 3. Halvårsvis beräknat nitratkväveläckage (kg N ha⁻¹ ± medelfel) i Flakaliden (övre) och Asa (nedre). Första halvåret betecknas v (vår) och andra halvåret h (höst). De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som i F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL). F200 (Flakaliden) var en F-parcell som fick 200 kg N 1988. Kalavverksade försöksled i Asa är kontroll med (CCM) och utan (CCU) ris, samt fastgödsel med (FCM) och utan (FCU) ris.

I Flakaliden hade de gödslade försöksleden en total förlust på ca 1 % av det tillförda kvävet fram till det ökade läckaget i samband med de ovanligt höga flödena 1998 – 2001 (Fig. 4). Fram till 2003, när totalt 1200 kg N ha⁻¹ kväve tillsatts hade fastgödselledet förlorat ca 4 %, ledet

med aska och kväve ca 2.5 % och det näringsbevattnade ledet ca 1 % av det tillförda kvävet.

I fastgödselledet i Asa var den totala förlusten <1 % av det tillförda kvävet. IL-ledet hade förlorat <2 % fram till

1999, men därefter steg den kumulerade förlusten och var 2003 ca 5 % (Fig. 4). Försöksledet med aska och kvävegödsel hade förlorat ca 2 % av kvävegivan fram till 1995, men 1996 och 1997 ökade den kumulerade förlusten till drygt 5 %. Därefter har den minskat och var 2003 ca 4.5 %.

Av de föregående har vi sett att läckaget varit relativt litet. Det är intressant att sätta detta läckage i relation till upptag i trädbiomassa och fastläggning i marken. En sådan jämförelse gjorden av Bergh och Linder (denna volym). Precis som siffrorna ovan visar utgör läckaget en liten post i balansen.

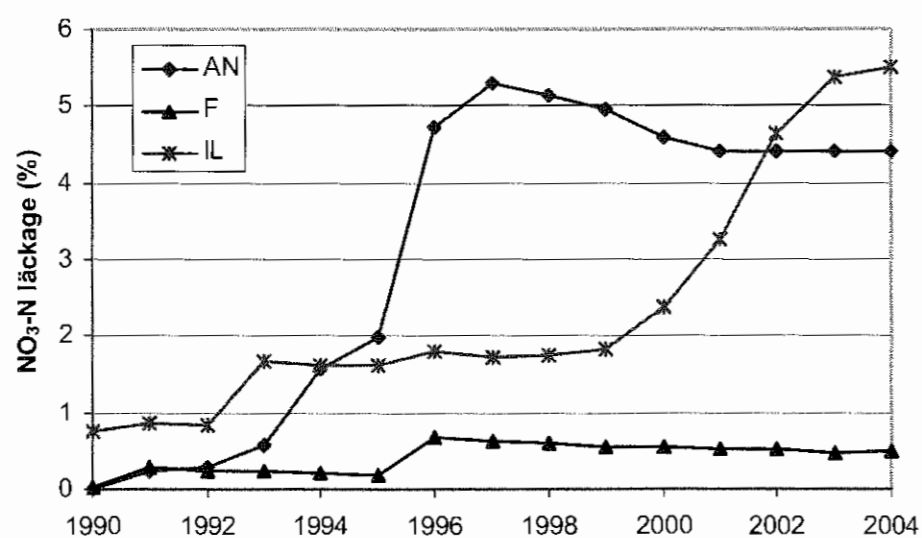
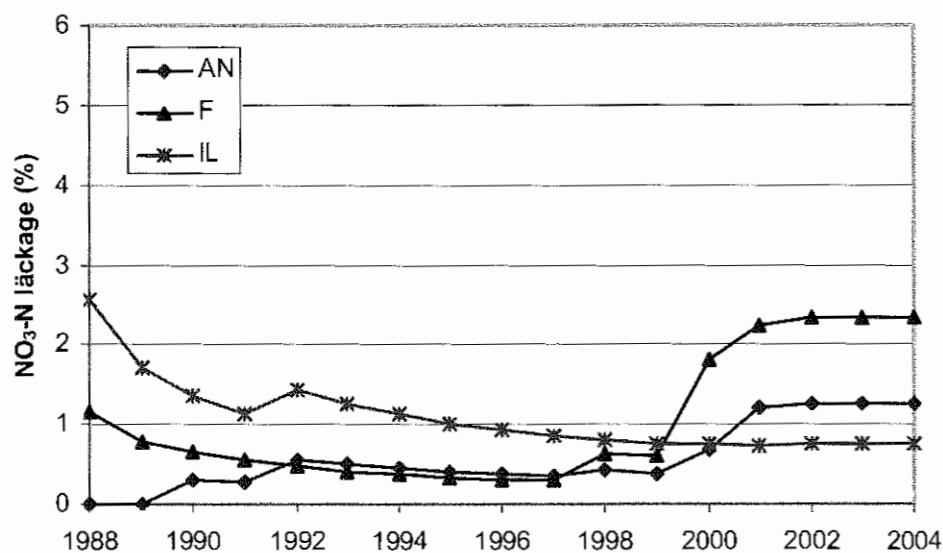


Fig. 4. Andel nitratläckage (%) av dittills tillfört kväve för de gödslade försöksleden i Flakaliden (övre) och Asa (nedre). De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som F-ledet (AN), fastgödsel (F) och näringsbevattning (IL).

Kvävefraktioner

Läckage av kväve sker naturligt från skogsekosystem, men i obelastade områden nästan uteslutande som organiskt bundet kväve. I de studerade försöksleden i Flakaliden och Asa var förlusten av organiskt bundet kväve 1 – 2 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Fig. 5). Ammoniumkväve förlorades i mycket små mängder (Fig. 5).

Störst var ammoniumförlusten i det kvävegödslade ask-ledet i Flakaliden. Viss förlust skedde även från kontrolledet i Flakaliden. Nitratkväve stod för den helt dominerande förlusten vid förhöjt kväveläckage. Nitratkväve förlorades i aska+kväve-ledet och fastgödselledet i Flakaliden, samt i det näringsbevattnade ledet i Asa (Fig. 5).

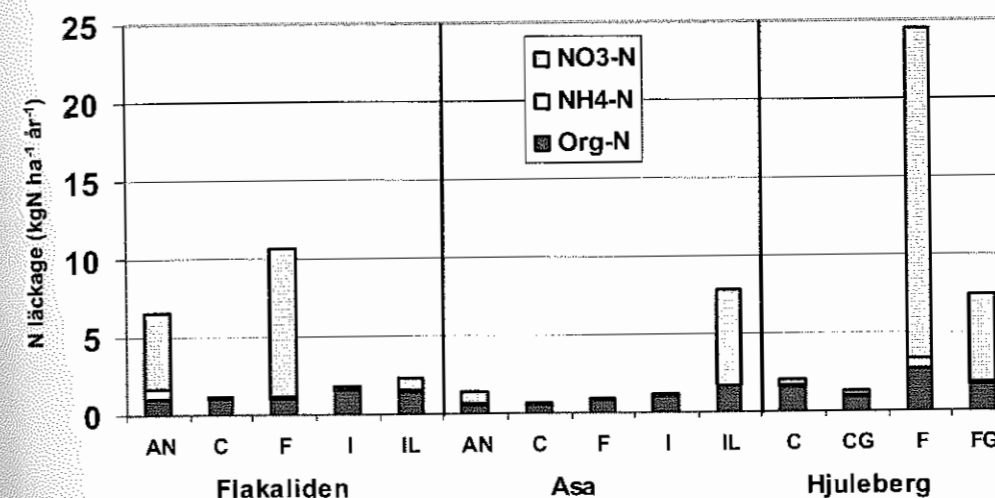


Fig. 5. Medelläckage av olika kvävefraktioner (kg N ha⁻¹ år⁻¹) i de studerade försöksleden i Flakaliden, Asa och Hjuleberg under perioden 1998 - 2002. De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL). I Hjuleberg har C- och F-leden herbicidbehandlats, medan CG- och FG-leden har gräsvegetationen kvar.

Fosfor

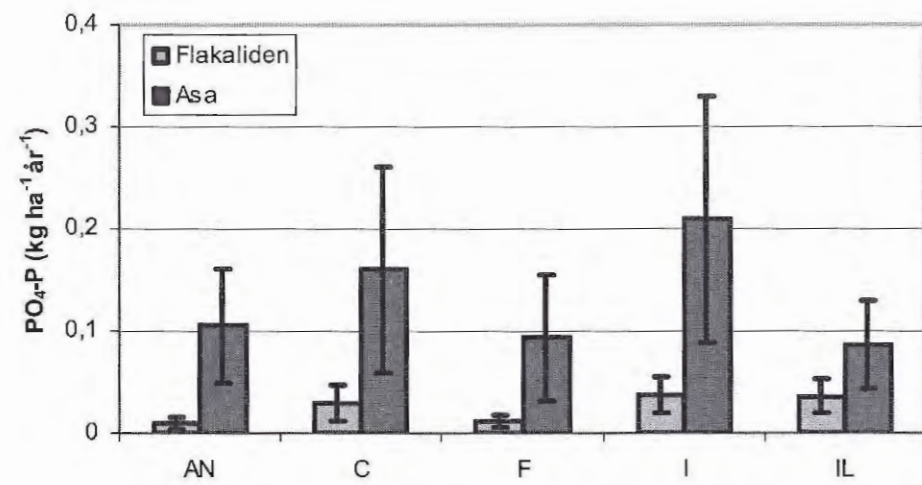
Fosfatfosfor som transporteras ned i markprofilen binds till största delen av B-horisontens sesquioxider. I podsoljordar bör man därför inte vänta sig något större läckage av fosfor. I de ogödslade kontrolleden i Flakaliden var läckaget 0.03 kg P ha⁻¹ år⁻¹ och i Asa 0.16 kg P ha⁻¹ år⁻¹. Mellanårsvariationen i fosfortransport var relativt stor och sammanhänger med enstaka höga fosforhalter, snarare än höga flöden. I Flakaliden tillfördes 212 (F) respektive 185 (IL) kg P ha⁻¹ under perioden 1987 – 2002 och i Asa tillfördes 275 (F) respektive 278

(IL) kg P ha⁻¹ (Bergh och Linder, denna rapport). Av den totalt tillförda mängden har endast ca 0.12 % förlorats som läckage från 50 cm djup i F-ledet i Flakaliden. I Asa förlorades ca 0.34 % från F-ledet.

Fosforläckaget var större i Asa än i Flakaliden, utom för IL-ledet (Fig. 6). Inga signifikanta skillnader förelåg mellan behandlingarna.

An- och katjonförluster

Förlusterna av anjoner dominerades av klorid och sulfat (Fig. 7). I F-ledet på



Figur 6. Förluster av fosfatfosfor ($\text{kg P ha}^{-1} \text{år}^{-1} \pm$ medelfel) under perioden 1991 – 2004 för de olika försöksleden i Flakaliden och Asa. De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som i F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL).

Flakaliden dominerade klorid följt av nitrat. Anjonförlusterna var ungefär dubbelt så stora från F-ledet i Flakaliden som från övriga försöksled. I Asa var förlusterna av anjoner omkring tre gånger så stora som i Flakaliden. Också i Asa dominerade klorid och sulfat. Den höga bakgrundsförlusten där beror på en större marin påverkan och ett större nedfall av antropogent sulfat. De relativt höga kloridförlusterna från fastgödselleden och det näringsbevattnade ledet i Asa är troligen en jonbyteseffekt där sulfatjoner från gödselmedlet tar kloridens plats i markens anjonbytare. Gödselmedlet ska vara kloridfritt.

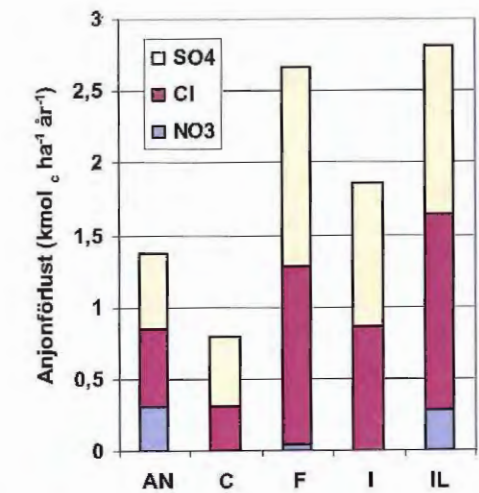
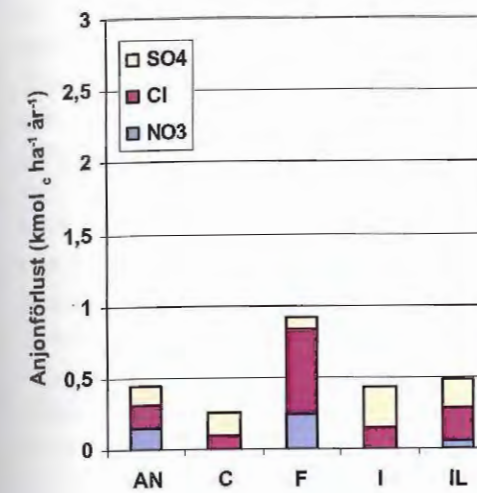


Fig. 7. Förluster av anjoner ($\text{kmol}_c \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) från de olika försöksleden i Flakaliden (1988 – 2002, vänster) och Asa (1991 – 2002, höger). De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som i F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL).

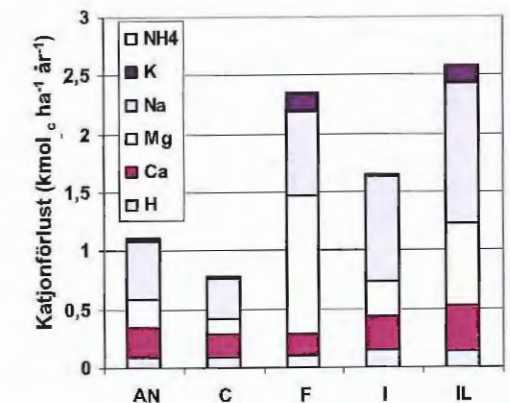
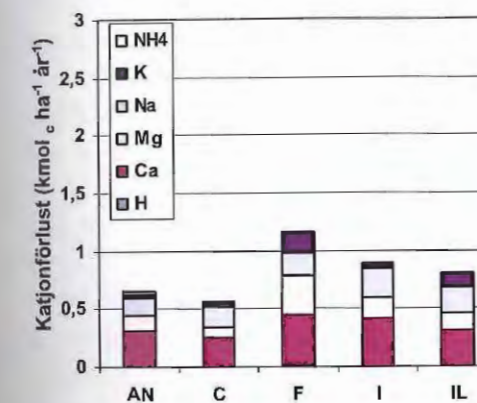


Fig. 8. Katjonförluster ($\text{kmol}_c \text{ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) från de olika försöksleden i Flakaliden (1988 – 2002, vänster) och Asa (1991 – 2002, höger). De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som i F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL).

Kalcium svarade för omkring 40 % av katjonförlusterna i Flakaliden (Fig. 8). I Asa dominerade natrium (30 – 50 %) och magnesium (15 – 50 %) förlusterna, medan kalcium (10 – 20 %) svarade för en mindre del. Omkring 10 % av katjonförlusterna i Asa var protoner. Förlusten av baskatjoner, klorid och sulfat från de gödslade försöksleden har knappast någon negativ konsekvens för miljön nedströms. Tvärtom ökar jonstyrkan i vatt-

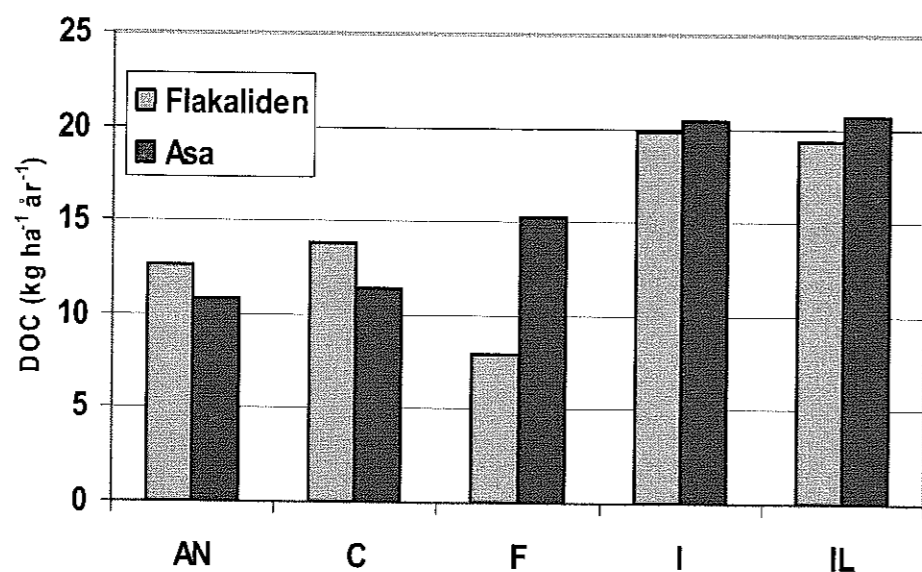


Fig. 9. Förlusten av organiskt kol (DOC, kg ha⁻¹ år⁻¹) från de olika försöksleden i Flakaliden och Asa 1998 - 2003. De olika försöksleden är aska + samma mängd kväve som i F-ledet (AN), kontroll (C), fastgödsel (F), bevattning (I) och näringsbevattning (IL).

I Flakaliden observerades ett underskott av anjoner, vilket beror på att organiska anjoner inte medräknats. I Asa däremot observerades ett katjondeficit, vilket är svårare att förklara. En mindre del av diskrepansen beror på att mer aluminium gått i lösning vid det lägre pH som råder i Asa jämfört med Flakaliden.

Förlusten av organiskt kol var ca 10 kg ha⁻¹ år⁻¹ i AN-, C-, och F-leden såväl i Flakaliden som i Asa (Fig. 9). I- och IL-leden förlorade dubbelt så mycket. Förlusterna skiljde sig knappast mellan lokalerna. Det är alltså framför allt de stör-

net och därmed bör pH stabiliseras och "surstötter" i samband med höga flöden mildras. För marken på de gödslade ytorna kan förlusten däremot bidra till markförsurning. Trots läckaget och upptaget i biomassan har dock mängden baskatjoner ökat i marken och pH har inte sjunkit i markvattnet. Fullgödselmedlet har därför haft en positiv inverkan på markens baskatjonförråd.

re vattenflödena och inte förändrad koncentration som leder till ökad utlakning av löst organiskt kol från bevattnade försöksled.

Flakaliden – uppbyggnad av näringsförråd och förluster

Mellan åren 1987 – 2000 tillfördes 1125 kg N ha⁻¹ i form av fastgödsel (F) eller som näringsbevattning (IL) i Flakaliden. Förlusterna i form av utlakning har under samma period varit 2 % av den tillförda mängden kväve (utlakning = differensen mellan utlakningen i behandlings-

ledet och kontrolltyterna). Ca 20 % (230 kg ha⁻¹) av det tillförda kvävet återfinns i humuslagret (beräknat som differensen mellan behandlingsled och kontrolltyter). Däremot har inga förändringar kunnat påvisas i mineraljorden. Förändringen i kvävemängd i humuslagret i de gödslade ytorna kan till lika delar förklaras av en ökad uppbyggnad av humuslagret och en ökad N-halt i humusen. Även i bevattningsledet har kvävemängden ökat men detta beror endast på en uppbyggnad av humuslagret.

Genom att en ökad mängd kväve byggs in i mårslagret i gödslingsleden kommer kvoten mellan mårslagrets förråd av kol och kväve (C/N-kvoten) att minska. I Flakaliden har C/N-kvoten på 13 år sjunkit från 31 till 28 i gödslingsleden. C/N-kvoten i humuslagret används som indikator på skogsmarkens benägenhet för kväveläckage. Detta är möjligt tack vare studier av sambandet mellan mårslagrets C/N-kvot och kväveläckaget i skogsbestånd i Europa vid olika kvävedeposition. Studierna visar att skogsekosystemens möjlighet att binda kväve minskar och att risken för kväveläckage ökar vid låga C/N-kvoter (<25). Om C/N-kvoten i Flakaliden fortsätter att minska i samma takt som hittills till följd av kvävegödslingen, kommer det att ta mindre än 30 år att nå en C/N-kvot på 25. Vi vet idag inte i vilken takt C/N-kvoten verkligen kommer att förändras i Flakaliden och om eventuella förändringar kommer att leda till ökat kväveläckage.

Under perioden 1987-2000 har ca 510 kg K ha⁻¹ tillförts F- och IL-leden. Av detta har < 4 % lakats ut. Det utbytbara förrådet av K i humuslagret har fördubblats i gödslingsleden (19 kg ha⁻¹ i kontrolltyterna och ca 40 kg ha⁻¹ i gödslings-

leden). Av tillfört magnesium (108 kg ha⁻¹) har 9 respektive 4 % lakats ut i F- och IL-ledet. Magnesiumförrådet i humuslagret har mer än fördubblats i gödslingsleden (8 kg ha⁻¹ i kontrolltyterna och 22.5 kg ha⁻¹ i gödslingsleden). Det utbytbara förrådet av kalcium har inte ökat i humuslagret. Däremot har 33 respektive 20 % av den tillförda mängden på 90 kg ha⁻¹ lakats ut i F och IL ledet.

Mellan åren 1987 – 2000 har ca 190 kg P ha⁻¹ tillförts till F- och IL-leden. Ingen utlakning av fosfor har kunnat uppmätas. Den fosfor som inte tas upp av vegetationen har antingen ackumulerats i humuslagret (ökning i 1990 års mätningar; J. Bergholm, muntl. medd.) eller adsorberats i mineraljordens B-horisont.

Asa – uppbyggnad av näringsförråd och förluster

I Asa har ca 1000 kg N ha⁻¹ tillförts i form av fastgödsel (F) eller som näringsbevattning (IL) mellan åren 1987 – 2000. Förlusterna i form av utlakning har under samma period varit <2 % av den tillförda mängden kväve (utlakning = differensen mellan utlakningen i behandlingsledet och kontrolltyterna). Endast i fastgödselledet tenderade mårslagrets kvävehalt att öka. Ökningen är dock inte statistiskt säker. Inte heller har någon förändring kunnat påvisas i mineraljorden.

Sedan 1987 har ca 480 kg ha⁻¹ K tillförts gödslingsleden i Asa. Av detta har ca 4 % lakats ut från IL-ledet och 3 % från F-ledet. Av tillfört Mg (ca 110 kg ha⁻¹ mellan 1987 – 2000) har 42 (IL) respektive 115 (F) % lakats ut. Ca 100 kg ha⁻¹ Ca har tillförts, varav ca 14 % lakats ut från IL-ledet, medan utlakningen minskat

med 15 % från F-ledet jämfört med kontrollen.

Mellan åren 1987 – 2000 har ca 190 kg P ha⁻¹ tillförts till F- och IL-leden. Ingen utlakning av fosfor har kunnat uppmätas. Den fosfor som inte tas upp av vegetationen har antingen ackumulerats i humuslagret eller adsorberats i mineraljordens B-horisont.

C/N-kvoten i mårslagret i Asa är betydligt lägre (23) än i gödslingsleden på Flakaliden (28), och oberoende av behandling. C/N-kvoten i perkolationsvattnet var dock högre i C (31), I (27) och IL (26) leden, medan den var lika i F-ledet (22).

I Flakaliden har inga pH-skillnader kunnat upptäckas mellan olika behandlingar. I Asa är pH-värdet i mårslagret något högre i näringsbevattningsledet (3,61) jämfört med kontrollytorna (3,18). Där emot är det inga skillnader i mineraljorden mellan behandlingarna. Skillnaderna mellan pH-värde i läckagevattnet är relativt små i såväl Asa som Flakaliden, medan skillnaden mellan de två försökslokalerna är påtaglig. Markvattnets pH-värde i Asa är ca 4,5 och i Flakaliden ca 5,7.

Försök på näringsrik nedlagd jordbruksmark

I Hjuleberg i Halland startades 1997 ett fullgödslingsförsök i ung granskog på rik nedlagd jordbruksmark (Bergh och Linder, denna volym). Trots att den totala kvävegivan inte varit större än 275 kg N ha⁻¹ har ca 30 % av denna förlorats genom läckage i det herbicidbehandlade fastgödselledet och ca 10 % i fastgödselledet där gräset lämnats kvar. Den använda gödslingsregimen är därför inte lämplig på sådana marker. Man kan

dock se betydelsen av att gräset tar upp en del av överskottskvävet (FG), och/eller av mineraliseringen av dött gräs (F) (Fig. 10).

Under perioden 1998 – 2002 var förlusten av organiskt bundet kväve 1 – 2 kg N ha⁻¹ år⁻¹, utom i det herbicidbehandlade fastgödselledet (F), där den var ca 3 kg N ha⁻¹ år⁻¹ (Fig. 5). Ammoniumkväve förlorades i liten mängd.

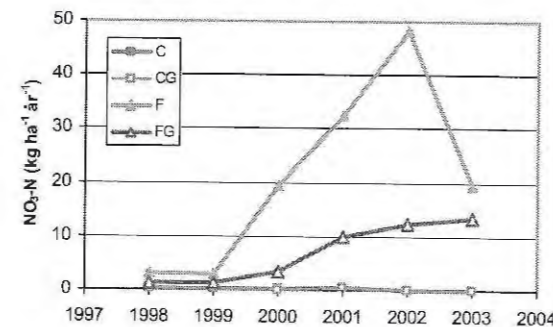


Fig. 10. Kväveläckage (kg N ha⁻¹ år⁻¹) från försöket i Hjuleberg. De olika försöksleden är kontroll (C, CG), fastgödsel (F, FG). C och F herbicidbehandlades vid försökets start, medan gräset behölls på CG- och FG-leden.

Gödslingsintervallförsöken

Gödslingsintervallförsöken i Bräcke, Valbo, Grängshammar, Mölnbacka och Ebbegårde började behandlas 2002 (se Bergh, denna volym). Lysimetrar installerades i samtliga parceller hösten 2001 och våren 2002.

Hösten 2002 togs markvattenprov i försöken i Valbo, Mölnbacka och Ebbegårde. Från 2003 har samtliga försök provtagits var höst.

Underlaget är ännu mycket begränsat (Fig. 11) och spridningen mellan åren är stor, varför det inte går att dra någon slutsats om skillnader mellan lokalerna.

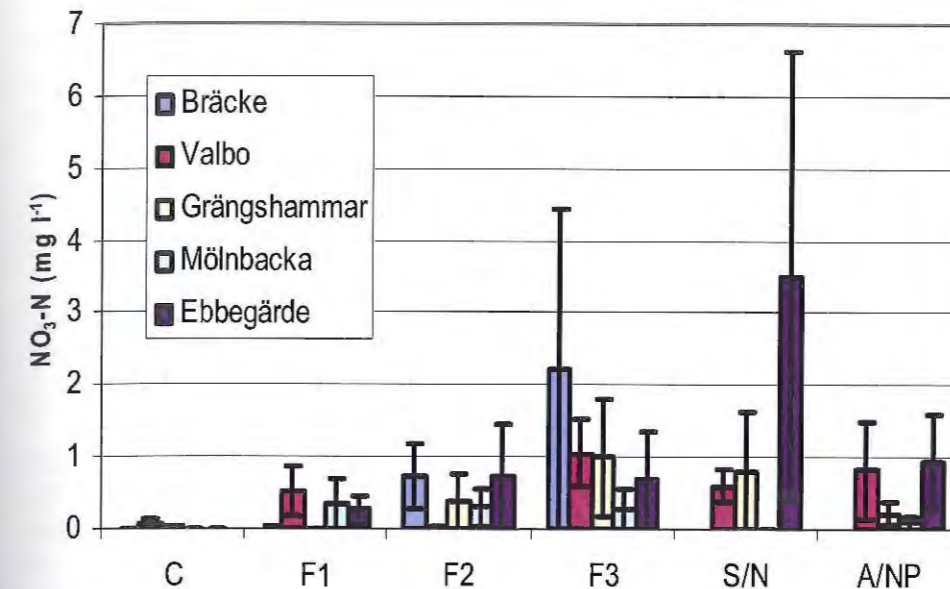


Fig. 11. Medelhalter (± medelfel) av nitratkväve (mg l⁻¹) i markvattnet i gödslingsintervallförsöken för perioden 2002 – 2005. De olika försöksleden är kontroll (C), fastgödsel vart år (F1), fastgödsel vartannat år (F2), fastgödsel vart tredje år (F3), slam kompletterad med kväve (S/N), samt aska kompletterad med kväve och fosfor (A/NP).

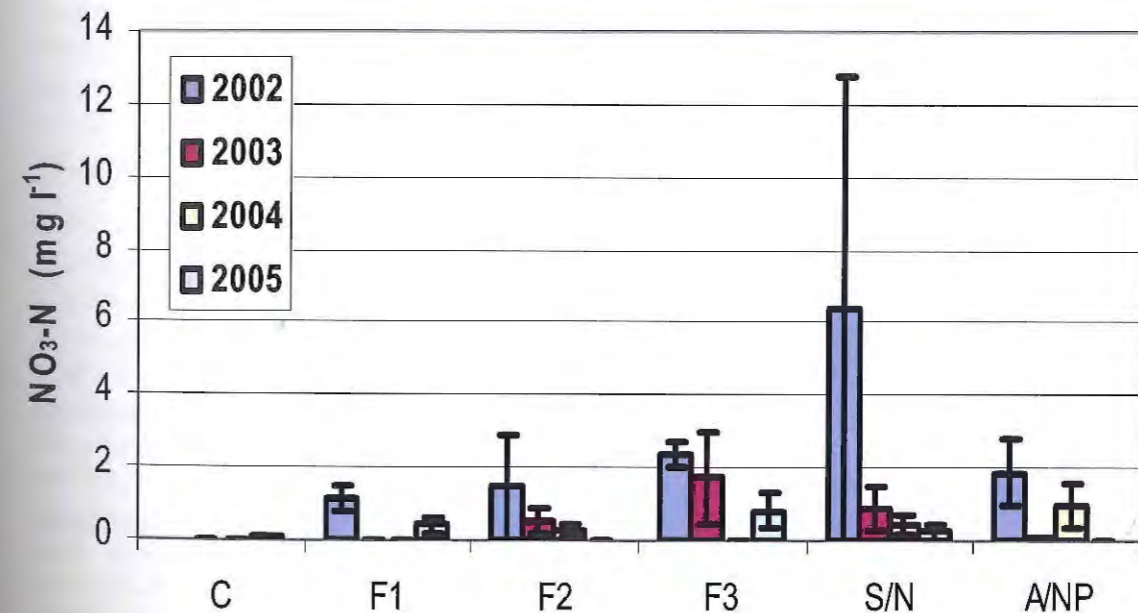


Fig. 12. Medelhalter (± medelfel) av nitratkväve (mg l⁻¹) över försökslokalerna Bräcke, Valbo, Grängshammar, Mölnbacka och Ebbegårde för de fyra åren mätningar pågått. De olika försöksleden är kontroll (C), fastgödsel vart år (F1), fastgödsel vartannat år (F2), fastgödsel vart tredje år (F3), slam kompletterad med kväve (S/N), samt aska kompletterad med kväve och fosfor (A/NP).

Betraktas de olika åren med lokalerna sammanslagna får vi ett mönster med ökande nitrathalter med ökande gödslingsintervall (och ökande dos vid gödslingstillfällena) och minskande nitrathalter med tiden (Fig. 12). Inte heller här är skillnaderna signifikanta. Det är bara F1 och F3 som skiljer sig åt och då

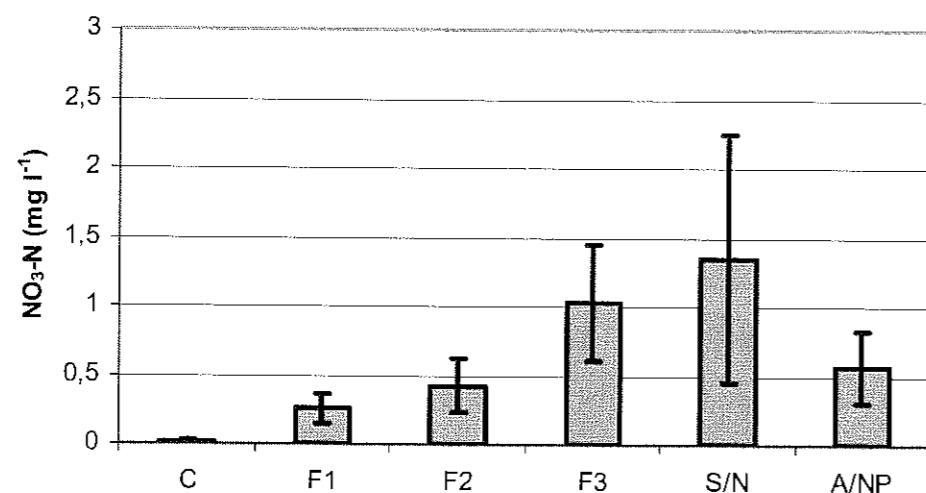


Fig. 13. Medelhalter (\pm medelfel) av nitratkväve (mg l^{-1}) över åren 2002 – 2005 och försökslokaler Bräcke, Valbo, Grängshammar, Mölnbacka och Ebbegårde. De olika försöksleden är kontroll (C), fastgödsel vart år (F1), fastgödsel vartannat år (F2), fastgödsel vart tredje år (F3), slam kompletterad med kväve (S/N), samt aska kompletterad med kväve och fosfor (A/NP).

Betraktas hela försöksmaterialet (Fig. 13) finner vi att alla behandlingar signifikant ökat nitratkvävehalten i markvattnet jämfört med kontrolledet. Dessutom har F3 och S/N högre halter än F1.

Den ytterst preliminära slutsatsen från gödslingsintervallförsöken är att större enskilda gödslingsgivor leder till ökat läckage. Det verkar också vara positivt att börja en gödslingsregim med låg dos, varefter den kan höjas till avsedd nivå.

bara 2002. Det är en positiv observation att nitrathalten minskar med tiden i samtliga försöksled. Det kunde alltså ha varit mer optimalt att börja beståndsbehandlingen med en lägre dos näring än den som nu använts.

Praktiska försök (Bolagsförsöken)

Praktiska försök startades våren 2003 (Bergh, denna volym). Undertryckslysimetrar installerades på 0.5 m djup i försöken i Toftaholm, Bullsäng, Gullspång och Hällefors våren 2003. Lysimetrarna placerades radiellt och parallellt med stickvägarna i fyra cirkelprovytor per behandling (kontroll respektive gödsling). Beroende på spridningsaggregat för gödselmedelsspridningen kan detta ha inneburit att provplatserna fått högre eller lägre dos än avsedd medeldos. Prov från lysimetrarna togs hösten 2003. Dessa slogs ihop för var provyta innan analys.

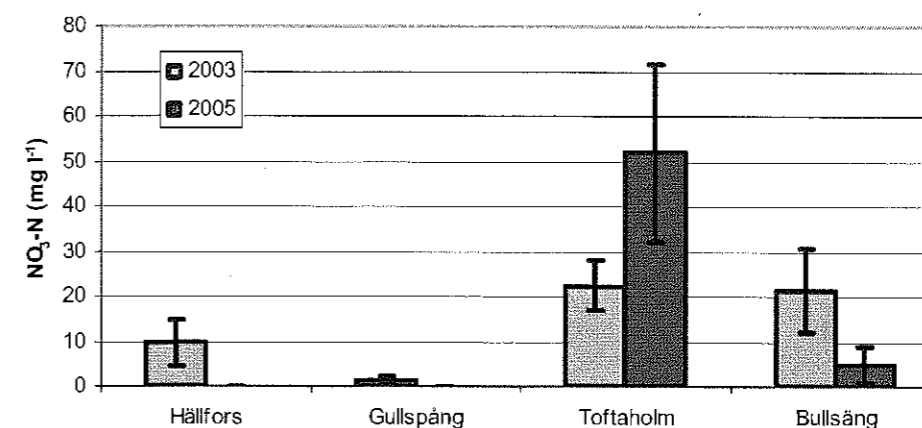


Fig. 14. Medelhalter (\pm medelfel) av nitratkväve (mg l^{-1}) i markvattnet vid provtagning i försöken i Hällefors, Gullspång, Toftaholm och Bullsäng höstarna 2003 och 2005. De olika försöksleden är kontroll (C) och fastgödsel (G), men i kontrolledet (C) saknades nitrat, varför endast G-ledet redovisas i figuren.

Nitrathalterna i markvattnet i de praktiska försöken var höga till mycket höga (Fig. 14). Gullspång hade klart lägre halter (1.5 mg l^{-1} 2003) än övriga försök. I Toftaholm och Bullsäng översteg halterna 20 mg l^{-1} 2003 och i Toftaholm 50 mg l^{-1} 2005. Det är möjligt att gödselmedlen inte spritts jämt över ytorna och att provtagningspunkterna, som låg mitt emellan stickvägarna fått dubbel dos. Markvattnet i kontrolleden saknade nitrat.

En första åtgärd torde vara att undersöka spridningsbilden för gödselmedlen. Det kan inte vara acceptabelt att en väsentligt högre dos än avsett belastar delar av de gödslade ytorna.

Gallring

Vintern 2003/04 gallrades ett antal fastgödselytor och näringsbevattnade ytor på Flakaliden (Bergh och Linder, denna volym). Gallringsintensiteten avsågs bli

30 respektive 60 % av grundytan, men blev 30 respektive 53 %. Riset lades upp i strängar och lysimetrar installerades såväl under dessa, som inom de risrensade delytorna. Markvattnenprovtagning har skett vår och höst 2004 och 2005. I försöksled som fått aska + kväve som fastgödselledet gjordes en kommersiell gallring vintern 2004/05. Även detta försöksled har provtagits.

Nitrathalterna i markvattnet på gallrade försöksytor är mycket låga. Det märktes ingen skillnad i nitrathalt mellan gallringsintensiteterna, mellan ytor med eller utan ris, eller mellan gallrade fastgödselytor och näringsbevattnade ytor. Där emot är gallringseffekten på de ytor som fått aska och kväve signifikant högre sommaren 2005. Nitrathalterna var förhöjd sommaren 2005 (Fig. 15). Eftersom detsamma även gällde de obehandlade kontrollytorna verkar ökningen snarare vara en årsmånseffekt än en behandlingseffekt.

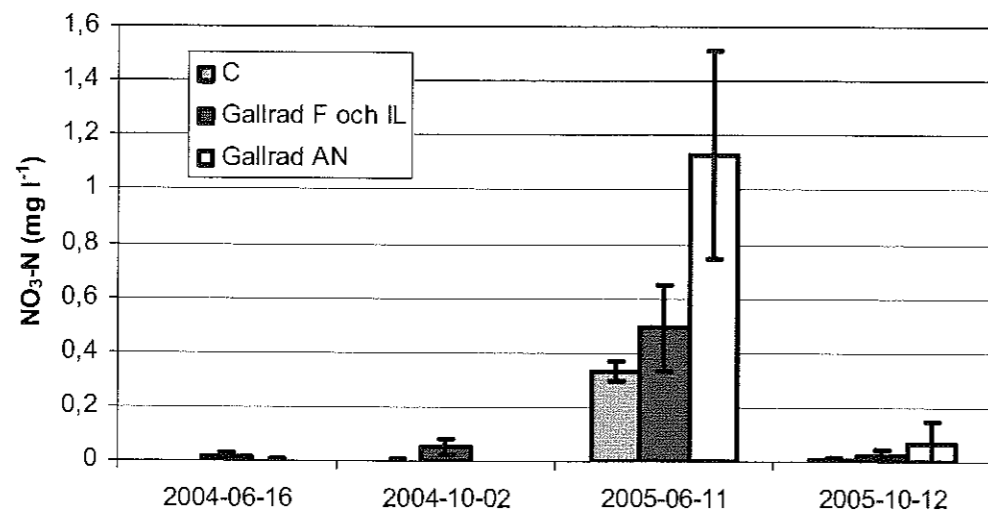


Fig. 15. Medelhalter (\pm medelfel) av nitratkväve (mg l^{-1}) i markvatten efter gallring av 30 eller 60 % av grundytan på fastgödslade (F) och näringsbevattnade (IL) ytor i Flakaliden vintern 2003/04, samt efter konventionell gallring vintern 2004/05 av ytor som fått aska + kväve som F-ledet (AN). Kontrolledet (C) är helt obehandlat.

Slutavverkning

I Flakaliden ringbarkades kontroll- och fastgödslade ytor i juni 2002. Eftersom träden på de ringbarkade ytorna dog inom ett år kan försöket ur läckagesynpunkt liknas vid slutavverkning. Någon förhöjd nitrathalt har inte kunnat konstateras efter ringbarkning på kontrollytor (Fig. 16). Däremot var nitrathalten i markvatten på fastgödslade ringbarkade

ytor förhöjd till 6.3 mg l^{-1} 2003, 10.6 mg l^{-1} 2004 och 13.1 mg l^{-1} 2005. Preliminärt ser det alltså ut som om simulerad avverkning (ringbarkning) av gödslade ytor ger kväveläckage, som ökar med tiden, medan kontrollytor som behandlats på samma sätt inte ger det inom den studerade tidsramen.

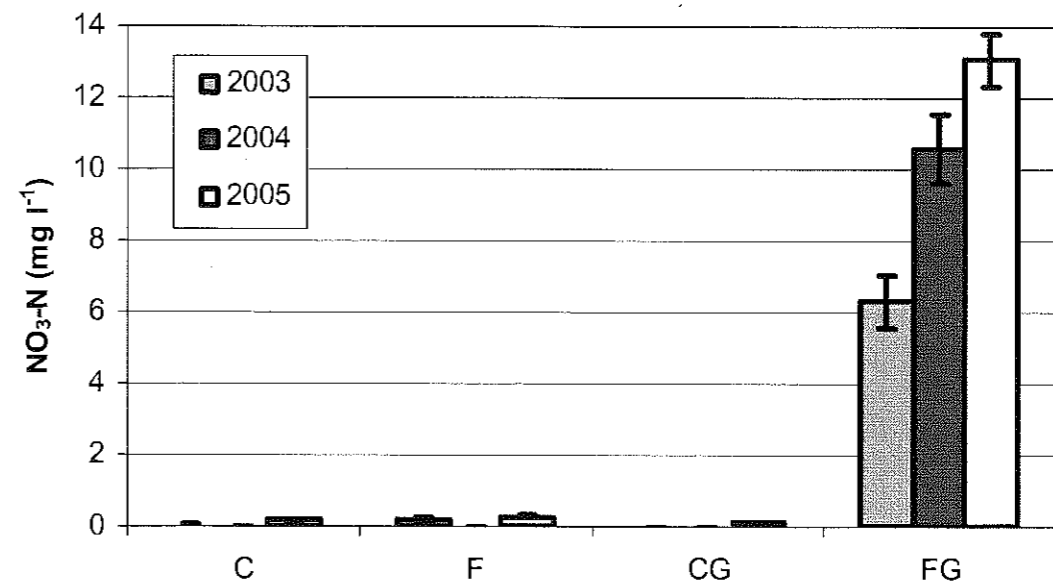


Fig. 16. Medelhalter (\pm medelfel) av nitratkväve (mg l^{-1}) på ringbarkade ytor i Flakaliden. Ingreppet skedde i juni 2002. De olika försöksleden är kontroll (C), kontroll med ringbarkning (CG), fastgödsel (F), och fastgödsel med ringbarkning (FG).

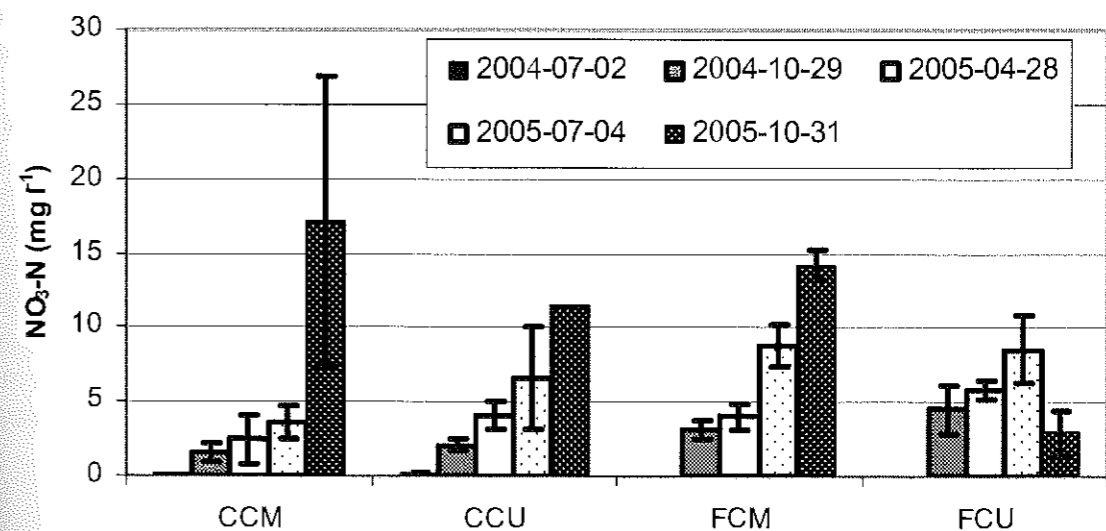


Fig. 17. Nitrathalter (mg l^{-1}) i markvatten på ytor som kalavverkades i Asa vintern 2003/04. De olika försöksleden är kalavverkning, kontroll med ris (CCM) och utan ris (CCU), samt kalavverkning, fastgödsel med ris (FCM) och utan ris (FCU).

I Asa slutavverkades två fastgödslade och två kontrollytor vintern 2003/04. Varje parcell delades i fyra kvadranter, två med dubbel mängd ris och två utan

ris. Lysimetrar installerades våren 2004. Nitrathalterna ökade från oktober 2004 (Fig. 17). Under de två första åren fanns ingen statistiskt säkerställd skillnad mel-

lan behandlingarna. Läckaget efter kalavverknigen kan jämföras med läckaget från den tidigare behandlingen (Fig. 3). Det totala läckaget av nitratkväve under de två första åren efter avverknigen var 60 till 80 kg N ha⁻¹. Fastgödslingen har hittills inte ökat läckaget efter avverknigen jämfört med kontrollen.

Resultat från äldre försök i avrinningsområden och i grundvatten tyder på att det kan dröja ett par år innan kulmen i nitratläckage nås. Det är alltså möjligt att kväveläckaget väsentligt ökar efter slutavverkning av intensivgödslad skog trots att försöksresultaten från de första två åren inte tyder på det.

Fosforhalterna har hittills varken ökat efter slutavverknigen i Asa eller ringbarkningen och gallringen i Flakaliden.

Slutsatser

- Det går att tillföra mer än 1000 kg N ha⁻¹ i näringsbalanserade årliga doser med totalt mindre än 5 % kväveförlust på normal skogsmark. Merparten av denna förlust har i försöken kommit i slutet av behandlingsperioden i samband med allmänt utbrott av rost och höga vattenflöden. På näringsrik nedlagd jordbruksmark blir kväveförlusten mycket stor med motsvarande gödsling.
- Behandlingen har inte lett till sänkt pH i markvattnet.
- Kväveläckaget sker nästan uteslutande som nitratkväve.
- I Flakaliden las ca 20 % av tillförd kvävemängd fast i humuslagret beroende till lika delar på ökad kvävehalt och humuslagrets tillväxt. I Asa var förändringen inte signifikant.
- C/N-kvoten i humuslagret har sjunkit från 31 till 28 i Flakaliden, men har

inte förändrats i Asa (23). Låg C/N-kvot (<25) anses öka risken för kväveläckage.

- Intensivodling har inte ökat fosforläckaget, varken under tillväxtfasen eller i gallrings- och slutavverkningsfasen.
- Näringsrik nedlagd jordbruksmark är inte lämplig för balanserad intensivgödsling. Speciellt inte om gräset bekämpas.
- Preliminärt visar gödslingsintervallförsöken att högre doser (med längre tidsintervall) leder till ökat läckage.
- De praktiska försöken visar preliminärt höga nitrathalter i markvattnet, troligen till följd av ojämn gödselmedelsspridning.
- Två år efter gallring av fastgödslade och näringsbevattade försöksled var nitrathalterna i markvattnet inte signifikant högre än i det ogallrade kontrollledet.
- Simulerad slutavverkning i form av ringbarkning har lett till ökande nitrathalt i markvattnet. Det kan dock ta några år innan kulmen nås.
- Två år efter slutavverkning i Asa ökar nitrathalten ännu i markvattnet utom i det fastgödslade ledet utan ris. Det finns ingen statistiskt säkerställd skillnad mellan behandlingarna, dvs. fastgödslingen har inte lett till mer förhöjd nitrathalt efter avverknigen än kontrollen.

Tillkännagivande

Modellberäkningarna har utförts av Lars Lövdahl. Markanalyserna före år 2000 gjordes av Johan Bergholm och därefter av Reiner Giesler. Data från askgödslingsleden har ställts till förfogande av Bengt Olsson. Bevattningsdata har erhållits från Jan Parsby och klimatdata från Mikael Ottosson Löfvenius. Vi vill också tacka fältpersonal i Flakaliden och Asa som genomfört de tidsödande lysimeterprovtagningarna, Birgit och Leif Olsson som gjort markanalyserna och Bengt Andersson som gjort vattenanalyserna, alla på Miljöforskningslaboratoriet, skogsekologi i Umeå. Ekonomiskt stöd har erhållits från Skogsstyrelsens Forskningsfond (SSFf proj. 139), Naturvårdsverket (SNV 5634371-8), STEM (P8418, P12778-1, P22245-1, P13689-1), Temaforskningsprogrammet Fiberskog (Skogsfakulteten, SLU och skogsnäringen) och Stiftelsen Svensk Växtnäringsforskning (SV-211).

Litteraturlista

- Beier, C. and Hansen, K., 1992. Evaluation of porous cup soil-water samplers under controlled field conditions – comparison of ceramic and PTFE cups. *J. Soil Sci.*, 43: 261-271.
- Berdén, M., Nilsson, S.I. and Nyman, P. 1997. Ion leaching before and after clear-cutting in a Norway spruce stand – Effects of long-term application of ammonium nitrate and superphosphate. *Water, Air, and Soil Poll.*, 93: 1-26.
- Bergh, J. 2005. Praktiskt tillämpade försök med gödsling i ungskog av gran. (Denna volym).
- Bergh, J. och Linder, S. 2005. Grundläggande försök med balanserad näringstillförsel i ungskog av gran. (Denna volym).
- Binkley, D. and Högberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? *Forest Ecol. Manage.*, 92: 119-152.
- Brandt, M och Ejhed, H. 2002. TRK – Transport – Retention – Källfördelning; Belastning på havet. NV Rapport 5247, 117 sid.
- Grip, H., 1982. Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten. UNGI Rep. No. 58, Naturgeografiska inst., Uppsala univ., 144 sid.
- Grip, H. 2004. Miljökonsekvenser av intensiva skogsproduktionssystem, Projekt STEM P12778-1, Slutrapport för perioden 2000-07-01 – 2004-06-30. 15 sid.
- Jansson, P-E. and Moon, D. 2001. A Coupled model of water, heat and mass transfer using object orientation to improve flexibility and functionality. *Environmental Modelling & Software* 16(1), 37-46.
- Linder, S., 1995. Foliar analysis for detecting and correcting nutrient imbalances in Norway spruce. *Ecol. Bull. (Copenhagen)*, 44: 178-190.
- Linder, S., 1997. Virkesproduktionens gränser. *K. Skogs- & Lantbr. akad. Tidskr.*, 136: 21-27.
- Manderscheid, B. and Matzner, E., 1995. Spatial heterogeneity of soil solution chemistry in a mature Norway spruce (*Picea abies* (L) Karst) stand. *Water, Air and Soil Poll.*, 85: 1185-1190.
- Manderscheid, B. and Matzner, E., 1995a. Spatial and temporal variation of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway-spruce (*Picea abies* (L) Karst) stand. *Biogeochem.*, 30: 99-114.
- Ring, E. 1995. Nitrogen leaching before and after clear-felling of fertilised experimental plots in a *Pinus sylvestris* stand in central Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 72: 151-166.
- Ring, E., Bergholm, J., Olsson, B.A. and Jansson, G. 2003. Urea fertilizations of a Norway spruce stand: effects on nitrogen in soil water and field-layer vegetation after final felling. *Can. J. For. Res.*, 33: 375-384.
- Romell, L.-G. & Malmström, C. 1945. The ecology of Lichen-pine forest experiment (1922-1942) by the late Dr. H. Hesselman. *Medd. från Statens Skogsförsöksanstalt* 34: 543-625.
- Tamm, C.O., Aronsson, A., and Burgdorf, H. 1974. The optimum nutrition experiment Stråsan, A brief description of an experiment in a young stand of Norway spruce (*Picea abies* Karst.), Department of Forest Ecology and Forest Soils, Royal College of Forestry, Stockholm, Research Notes 17.
- Tamm, C.O., Holmen, H., Popovic, B. och Wiklander, G. 1974. Leaching of plant nutrients from soils as a consequence of forestry operations. *Ambio* 3: 211-221.
- Wiklander, G. 1983. Kväveutlakning från bördig skogsmark i södra Sverige. *Skogs- och Lantbr. Akad. Tidskrift*, 5: 311-317.

Slam och aska i intensivodling

Av Tord Magnusson

Sammanfattning

Tillförsel av slam ger en ökad omsättning och tillgänglighet av kväve på de flesta ståndorter. Tillväxteffekterna vid engångsgödslingar av slam är i samma storleksordning som vid traditionell skogsgödsling, där 150 kg kväve per hektar ger en produktionsökning på ca 10-20 m³ per hektar. Engångsgivor av slam på 10-20 ton TS per hektar uppges vara miljömässigt acceptabla, liksom upprepade årliga givor på 1-2 ton/ha.

Slam och aska har i likhet med traditionell gödsling effekter på vegetationssamhällets artsammansättning, samt svampfloran och den marklevande faunan. Potentiellt negativa miljöeffekter av slamtillförsel är kväveutlakning, utlakning av tungmetaller, anrikning av tungmetaller i vegetation, svamp och markdjur. I de slamförsök som hittills har studerats har inga anmärkningsvärda negativa miljöeffekter påvisats.

Det är fullt möjligt att använda samhällets restprodukter, såsom slam och aska. I praktisk tillämpning bör man i så fall kombinera dessa produkter med bland annat kväve. Spridning av slam och aska sker lättast antingen efter första gallring eller i ungskogen då trädens höjd är 1.5-3 meter och beståndet fortfarande är glest. Det är svårt att bedöma om förutsättningarna är störst inom intensivodling av skog eller inom det traditionella och relativt extensiva skogsbruket.

Inledning

Denna artikel redovisar främst den försöksverksamhet som skett inom Fiber-skogsprogrammet beträffande användning av slam i intensivodling av skog. Dessutom redovisas resultat från slamgödslingsförsök finansierade inom andra forskningsprogram. Slutligen ingår även en summarisk redovisning av det allmänna kunskapsläget ifråga om slammets produktions- och miljöeffekter, baserat på en litteraturstudie. Beträffande askgödsling i samband med intensivodling redovisas i denna artikel enbart uppgifter om initialt spridda mängder i gödslingsintervall-serien. Vad gäller hittills studerade miljöeffekter av askgödslingen inom programmet, hänvisas till redovisningen Miljöeffekter av intensivodling – effekter på näringsläckage (Harald Grip) i denna slutrapport. För beskrivning av det allmänna kunskapsläget när det gäller produktions- och miljöeffekter av asktillförsel hänvisas till befintliga kunskapsammansättningar (exv. Egnell m fl, 1998)

Användning av avloppsslam i Sverige

Den storskaliga produktionen av avloppsslam i Sverige startade på 60- och 70-talen, när reningsverk uppfördes i alla tätorter. Redan i början av utbyggnadsperioden användes en del av slammets som markförbättrings- och gödningsmedel inom jordbruket, men det mesta hanterades som avfall och lades på avfallstippar. I motsats till

situationen i många andra europeiska länder, har bränning av slam inte varit vanligt i Sverige, förutom när det gäller slam från massa- och pappersindustrin.

Slamkvaliteten, särskilt med avseende på toxiska tungmetaller, har stadigt förbättrats sedan 1970-talet – genom strängare miljölagstiftning och genom att spåra upp och isolera punktkällor i det kommunala avloppsnätet. Trots detta har användningen som markförbättringsmedel, främst inom jordbruket, legat kvar på nivåer omkring 30-40 % av den totala årsproduktionen (ca 230000 ton TS, enligt Tideström et al., 2000). LRF uppmanade 1988 till bojkott av slamspridning på jordbruksmark, och detta tydliga ställningstagande upprepades 1999. Motståndet från jordbrukssektorn, dagligvaruhandel och allmänhet har sin grund i hanterings- lagrings- och luktproblem, oro för patogener, tungmetaller och organiska gifter, samt allmänna psykologiska barriärer. I dagsläget är det osannolikt att denna inställning ändras, då det finns en påtaglig oro för att något sådant skulle kunna leda till en förtroendekris mellan konsumenterna och hela jordbrukssektorn, med svåra ekonomiska följder.

Under 90-talet kom det fram flera olika tekniker för pelletering och torkning av fuktigt slam. Gemensamma kännetecken för dessa är att slammet pelleteras och torkas ner till ca 10 % vikt-fuktighet. Under torkningsprocessen sker en upphettning till mer än ca 80 °C, vilket avdödar alla mikroorganismer. Behandlingen minskar eller eliminerar de problem som är kopplade till hantering och användning av vått/fuktigt löst slam, exv. lagring och transport, patogener och dålig lukt. Användningen av fuktigt och löst slam som gödningsmedel i skog, i praktiskt skogsbruk, har av flera orsaker inte tidigare setts som ett realistiskt alternativ i svenskt skogsbruk. Men med denna produktutveckling kan acceptansen för slam som gödningsmedel öka, och dess användning i skog kan bli ett fullt realistiskt alternativ.

Slammets egenskaper

Avloppsslammets värde vid användning som gödningsmedel i skog är framför allt knutet till dess innehåll av kväve. Kvävehalterna i svenskt avloppsslam brukar variera mellan 2,5 och 5 % av torrvikten. Ungefär 10-25 % av detta kväve är mineralkväve, främst ammonium, och resten organiskt bundet. Fosforhalten kan variera minst lika mycket, beroende på ursprung, men ligger oftast mellan 2 och 3 %. Halterna av magnesium och kalium är normalt lägre än 0,5 %. Kalciumhalten i rent slam brukar vara cirka 2-3 %, men kan vara större än 10 % om kalk används för kemisk fällning av fosfor, eller om kalk tillsätts det färdigprocessade slammet i syfte att stabilisera produkten och att reducera patogener.

Avloppsslam är alltså generellt sett tämligen näringsrikt, men slam av olika ursprung kan variera avsevärt med avseende på näringvärde och lämplighet som gödningsmedel. De viktigaste parametrarna för beskrivning av variationen är pH-värde, kväveinnehåll, fosforinnehåll, samt slammets kvalitet som mikrobiellt substrat.

I Sverige har nästan alla reningsverk ett biologiskt reningssteg, där vattnet genom mikrobiell nedbrytning renas från de mest lättnedbrytbara och syrgaskrävande organiska ämnena. Huvudsyftet med ett kemiskt reningssteg, vilket i regel också finns, är framför allt att fälla ut löst fosfat från avloppsvattnet. Detta ger ett slam med relativt hög fosforhalt. Vanliga fällningskemikalier är järn- och aluminiumsulfater och -klorider, samt släckt kalk. Valet av fällningskemikalie påverkar slammets egenskaper, såsom pH, lösligheten av fosfor, samt slammets struktur och konsistens. Slammets pH och fosfors löslighet är viktiga för dess användning som gödningsmedel, medan de fysikaliska egenskaperna påverkar avvattning och pelletering. Allt fler reningsverk har numera ytterligare ett biologiskt steg i reningen av avloppsvatt-

net, nämligen s.k. kväverening. Denna anaeroba process syftar till att minska det kvarvarande lösta kvävet i vattnet genom denitrifikation av nitratkväve till luftkväve (N₂).

Det sedimenterade och därefter centrifugerade råslammet från de biologiska och kemiska reningsstegen kan behandlas på olika sätt, vilket ytterligare påverkar de slutliga egenskaperna. Cirka 70 % av producerat slam genomgår ett steg med mikrobiell nedbrytning i anaerob miljö (rötning), men aerob mikrobiell nedbrytning (kompostering) förekommer också (Tideström et al., 2000). Bägge metoderna minskar slamvolymen genom att de mikrobiellt lättillgängliga kolstrukturerna konsumeras. Dessutom reduceras mängden patogener.

Önskan att minska slamvolymerna och att samtidigt utvinna energi (rötgas; sumpgas) har gjort att just anaerob rötning blivit populär. Denna utveckling har dock tyvärr medfört att reningsverken producerar ett slam med lägre gödselvärdet, eftersom behandlingen leder till denitrifikation och därmed minskar slammets innehåll av just kväve, som står för gödningseffekten i slammet.

En ytterligare källa till variation i slammets lämplighet som gödningsmedel är tekniken för pelletering/granulering. Förutom variation i densitet, hållfasthet, form och stor-

lek, förekommer det att vissa tillverkningsprocesser inbegriper inblandning av exv. kalkstensmjöl eller aska i slammet. Även detta är negativt för slammet, ur gödningsmedel-synvinkel, eftersom det kraftigt höjer slammets pH-värde, vilket i sin tur gynnar kemiska och mikrobiella processer som direkt (ammoniakbildning) eller indirekt (nitrifikation) leder till förlust av kväve från slammet.

De ovan nämnda variationerna i det pelleterade slammets egenskaper gör att dess effekter i marken och på grödans tillväxt kan bli väldigt olika. Detta försvårar givetvis jämförelser mellan olika gödslingsexperiment med slam och ger större osäkerhet i prognoser för produktionseffekter.

Tungmetaller

Koncentrationerna av tungmetaller i kommunalt avloppsslam har successivt minskat de senaste decennierna. Samtidigt har kvalitetskraven på slammet skärpts. Enligt Tideström et al. (2000) uppfyller cirka 90 % av det producerade slammet gällande gränsvärden (Tabell 1). Allmän oro för negativa miljöeffekter kvarstår dock – kanske inte i första hand på grund av direkt toxiska koncentrationer i slammet, utan snarare indirekt genom anrikningsmekanismer.

Tabell 1. Gällande (1998 -) övre gränsvärden (mg/ kg TS) för tungmetallhalter i avloppsslam som ska användas inom jordbruket. (Källa: Naturvårdsverket, 2001).

Element	Gränsvärde	Element	Gränsvärde
Cd (Cadmium)	2	Ni (Nickel)	50
Cr (Chromium)	100	Pb (Lead)	200
Cu (Copper)	600	Zn (Zinc)	800
Hg (Mercury)	2.5		

Anmärkning: Regelverket innefattar även gränsvärden för sammantagen mängd tungmetall som får tillföras – den maximala genomsnittliga årliga givan, vid användning av slam med högsta tillåtna föroreningsgrad, blir ofta i storleksordningen 0.5-1 ton/ha, år.

Ytskiktet i svenska skogsjordar har hög halt organiskt material, vilket komplexbinder och immobiliserar många tungmetaller, men har å andra sidan ett lågt pH-värde, vilket tenderar att öka metallernas rörlighet. Det finns inga gränsvärden satta för tungmetallhalter och gödslingsdoser specifikt gällande slamgödsling i skog. Däremot finns gränsvärden för tillförsel av tungmetaller med aska, vilket i någon mån kan

Tabell 2. Gällande övre gränsvärden (mg/ kg TS) för tungmetallhalter i aska som ska användas i skogsbruket. (Källa: Skogsstyrelsen, 2001).

Element	Gränsvärde	Element	Gränsvärde
As (Arsenic)	30	Hg (Mercury)	3
B (Boron)	500	Ni (Nickel)	70
Cd (Cadmium)	30	Pb (Lead)	300
Cr (Chromium)	100	V (Vanadium)	70
Cu (Copper)	400	Zn (Zink)	7000

Anmärkning: Regelverket innefattar även gränsvärden för sammantagen mängd tungmetall som får tillföras under en omloppstid (ca 70 -120 år) – den maximala givan per trädgeneration, vid användning av aska med högsta tillåtna föroreningsgrad, blir ofta i storleksordningen 1-4 ton/ha.

Produktions- och miljöeffekter i skog

Internationell kunskapsöversikt

Nedanstående avsnitt är ett kort referat av en litteraturstudie med syfte att spegla kunskapsläget. Det bygger på en aktuell genomgång av ca 140 vetenskapliga artiklar som rör slamtillförsel till skogsekosystem, publicerade mellan 1970-talets mitt och 2004. De rapporterade erfarenheterna spänner således över 30 år, och har sitt ursprung i många olika länder - och därmed olika klimat- och skogsmiljöer. Ungefär hälften av artiklarna rör nordamerikanska skogsekosystem och ca 35 % skogar i Europa (dock endast fem artiklar från Norden). Skogsekosystem i kalltempererade (dvs. som Sverige) och varmttempererade klimat dominerar materialet, varför de flesta studierna är relevanta. Vad gäller studerade trädslag fördelar sig studierna

spegla den gällande bedömningen av skogsekosystemens känslighet (Tabell 2). Det ämne som oftast blir begränsande för maximumdosen, både när det gäller slamgödsling i jordbruket och asktillförsel i skogsbruket, är kadmium. Vid en jämförelse av Tabell 1 och Tabell 2 är det uppenbart att slam, per viktsenhet, tillför avsevärt mindre kadmium än aska.

enligt följande; Barrträd i tempererade klimat - 40%; Lövträd i tempererade klimat 40%; Barrträd i varmttempererade/subtropiska klimat 15%; lövträd i varmttempererade/subtropiska klimat ca 5%.

De flesta arbetena rör spridning av löst, fuktigt slam (ca 20 % torrs substans) - ibland färskt, men oftast behandlat genom påföljande aerob eller anaerob nedbrytningsprocess. Ett fåtal av studierna rör spridning av avloppsvatten/slurry. Endast i något enstaka fall rapporteras om spridning av torkat och granulerat slam. De tidiga spridningarna (70-80 talen), och speciellt tidiga studier från Nordamerika har en överrepresentation av mycket stora givor (> 50 ton torrs substans per hektar).

En aspekt som påverkar bedömningen av tungmetallers negativa effekter är att många av studierna sannolikt är utförda på betydligt sämre slamkvaliteter än dagens. Grovt sett kan man säga att dagens slam i

Sverige har i storleksordningen 10 gånger lägre halter av tungmetaller, jämfört med svenskt slam från det tidiga 1970-talet. Detta, tillsammans med det faktum att slam från svenska reningsverk ofta är betydligt renare än slam i många andra industriländer, gör att slamgivor med nutida svenskt slam sannolikt skulle tillföra avsevärt mindre tungmetaller än de slamtyper som här redovisade undersökningar baseras på.

Produktionseffekter

Slammets tillväxtbefrämjande verkan hävdas ibland som mera "naturlig" än handelsgödselmedlens rena näringsämnen. Kvävet i slammet är huvudsakligen organiskt bundet, dvs. för frigörelse krävs först mikrobiell nedbrytning av det organiska materialet (på samma sätt som för ekosystemets naturliga organiska material, eller som stallgödsel eller kompost). Detta innebär att slammet inte bara tillför näringsämnen utan även ger ett tillskott av energisubstrat (reducerat kol) till ekosystemets nedbrytande organismer.

Slam har tveklöst positiv effekt på trädproduktionen. Av de 46 relevanta studier som rapporterar om produktionseffekter, anges att ökad produktion uppmätts i alla utom sex fall (då oftast låga doser). I flera fall rapporteras till och med större tillväxteffekter än för motsvarande mängd kväve i form av handelsgödselmedel. Naturligtvis varierar den absoluta effekten med trädart och markens naturliga bördighet. En mycket grov uppskattning av genomsnittliga rapporterade värden för ökning av volymstillväxt (stamved), höjdtillväxt, samt total biomassatillväxt, ger medelvärdena 30 %, 30 % respektive 40 %. (Baserat på uppgifter gällande olika trädslag, olika ståndorter, olika givor, olika beståndsåldrar och -typer).

Miljöeffekter

Den mest studerade potentiella miljöfaran är risken för utlakning till grundvatten eller ytvattensystem - i första hand utlakning av

nitratkväve (övergödande effekt på vatten-systemen; toxiskt vid höga halter i dricksvatten). I de flesta fall har nitratinnehållet mätts antingen i sjunkvatten (lysimetrar) eller i det underliggande grundvattnet. I vissa studier definieras nitrathalter understigande den internationellt accepterade gränsen för dricksvatten, 10 mg NO₃-N/L, som "acceptabla", medan andra tillämpat villkoret att ingen eller obetydlig ökning av nitratutlakningen jämfört med kontrolytta får förekomma, för att effekten ska anses miljömässigt acceptabel.

En annan viktig miljöaspekt som studerats är effekter av slammets tungmetaller. Studierna (15 st) har rört tungmetallernas fastläggning i marken, samt benägenhet för upptag i växter (träd och markvegetation) och djur (markdjur, gnagare, hjorddjur) och följd effekter därav, såsom akut toxicitet. Även studier av mer långsiktiga och "diffusa" effekter på organismpopulationer (inkl mikroorganismer) finns representerade. Inga studier inriktade på organiska föroreningar har hittats. I några artiklar görs dock allmänna bedömningar av organiska föroreningar. Dessa ses oftast som riskfaktorer av sekundär betydelse, vilket stöds på i) markmikrobernas benägenhet att bryta ner de energirika organiska molekyler, ii) markens förmåga att binda organiska molekyler, och iii) de absolut sett låga halterna i slam.

En tredje miljöaspekt är risken för spridning av patogena organismer. Detta är, i de fall slammet inte avdödat genom värmebehandling, en viktig aspekt. Befintliga studier (3 st) är relativt samstämmiga i slutsatsen att patogena organismer (*Ascaris*; *Salmonella*; coliforma bakt. koll.) kan överleva i upp till ett år (i ett fall 2 år) i ej avdödat slam. I underlaget ingår inga studier av avdödat slam (värmebehandlat, eller torkat och pelleterat).

Förändringar i vegetationens artsammansättning har sällan studerats systematiskt, men i vissa fall kortfattat kommenterats.

Intrycket är att sådana effekter betraktats som naturliga och förväntade följer av åtgärden, i linje med dess syfte att höja bördigheten. Befintliga uppgifter pekar mot att man ofta får en kraftig förändring av markvegetationen vid högre engångsgivor än ca 10 ton ts/ha. Framför allt ökar kvävegynnade arter.

Rekommenderade doser

Generellt kan sägas att litteraturgenomgången återspeglar nästan enbart positiva resultat vad gäller uppgifter om, eller bedömningar av, slammets effekter på skogsproduktion. Vad gäller potentiellt negativa miljöeffekter finns en samstämmighet om att mätbara negativa effekter inte uppträder förrän vid relativt höga givor. Några få artikelförfattare är principiellt kritiska till åtgärden som sådan. Dessa inställningar motiveras oftast med risken för smittspridning via ej desinfikerat slam, eller med befarade risker av starkt tungmetallförorenat slam.

Vad gäller nedanstående rekommendationer, bör det understrykas att en del av studierna, speciellt de som ligger bakom intervallens övre gränser, mycket väl kan ha brister i det vetenskapliga underlaget. Här har helt enkelt tagits det aritmetiska medelvärdet av uttryckta, mer eller mindre väl underbyggda, rekommendationer. Givorna, vilka i rapporterna ibland uttrycks som torrsvikt av slam, ibland som fuktig vikt, och ibland i termer av kilogram kväve, har gjorts jämförbara genom grova antaganden beträffande vatten-/torrsviktshalter och kvävehalter.

Rekommendationer ur produktionssynpunkt

Av totalt 59 artiklar som innefattar uppgifter om produktionseffekter, anges i ett litet antal (8) artiklar rekommenderade/lämpliga/maximala givor, från ren produktionssynpunkt. För engångsgivor (6 art.) varierar dessa rekommendationer mellan 10 och 60 t ts/ha (ton torrsubstans per

hektar), med ett medelvärde på 35 t ts/ha. Detta motsvarar, uttryckt i kväveekvivalenter, en variationsvidd på ungefär 300 - 2500 kg N, respektive medelvärdet 1400 kg N. Två studier anger lämpliga givor för upprepad gödsling vid intensivodling. Räknet som årlig giva rekommenderas 1,5 - 3,5 t ts/ha, år (ca 60 - 140 kg N/ha, år), med ett medelvärde på 2,5 t ts/ha, år (100 kg N/ha, år).

Rekommendationer från miljösynpunkt

I totalt 51 rapporter har slam studerats utifrån både produktions- och miljösynpunkt, eller enbart miljöaspekterna. Ett mindre antal (12) ger också rekommendationer om maximala givor från miljösynpunkt ("miljömässigt acceptabla givor"). För engångsgivor (6 art.) varierar rekommendationerna mellan 10 och 45 t ts/ha (400 - 1300 kg N/ha), med ett medelvärde på 18 t ts/ha (700 kg N/ha). Beträffande årliga givor (6 art.) varierar rekommendationerna för maximala givor mellan 0,5 och 5 t ts/ha, år (20 - 200 kg N/ha, år), med ett medelvärde på 2,4 t ts/ha, år (100 kg N/ha, år).

Resultat från Fiberskog och andra forskningsprogram

Det finns idag slamgödslingsförsök på 10-15 platser i Sverige (Tabell 3). De första försöken etablerade i mitten av 1990-talet, inom ramen för olika forskningsprogram vid SLU. De är gödslade med någon variant av torkat och pelleterat slam. Såväl produktions- som miljöeffekter studeras. Huvuddelen är gödslingsförsök med engångsgivor i bestånd av tall-, gran-, samt i ett fall björkskog. Några är dos-försök, med givor från ca 3 t/ha upp till mer än 15 t/ha representerade (approx. ca 100-500 kg N/ha). Inom Fiberskogsprogrammet finns försöksled med pelleterat slam i Hjulebergförsöket, samt i gödslingsintervallserien (se Bergh J, i föreliggande slutrapport). Dessa försök är intensivodlingsförsök, dvs. med upprepad gödsling. Dock har

omgödsling med slam och aska ännu inte skett i något av dessa försök.

Nedan följer först en beskrivning av slamleden i Hjulebergförsöket och i gödslingsintervall-försöken, samt resultat från miljökonsekvensstudier inom Fiberskogsprogrammet. Därefter följer en kort resumé av resultat från andra slamgödslingsförsök. Beträffande produktionseffekter av slampellets i Hjulebergförsöket, se Johan Berghs redovisning "Praktiskt tillämpade försök med gödsling i ungskog av gran", i föreliggande slutrapport

Slam i Hjulebergförsöket

Hjulebergförsöket kompletterades 1998/99 med två nya försöksled, vilka bägge initialt tillfördes 5,4 ton TS pelleterat slam per ha (Tabell 4). Pelleternas medelvattenhalt var 90,4 %. Kvävehalten var 3,0 % (av TS), varför givan motsvarade ca 160 kg N/ha. Slammets var producerat vid Umeå kommunala reningsverk och pelleterna framställdes med en teknik som in-

begriper sprayning med fint kalkpulver i samband med torkningen (Biopell AB). Spridningen i granungskogen gjordes med en högt ansatt centrifugalspridare monterad på en traktor av märket Hulierman med smal hjulbas (140 cm).

Syftet med det ena försöksledet (SG) var att ta reda på om slampellets gav positiva tillväxteffekter på en naturligt mycket bördig mark, och om så var fallet studera hela effektcykeln. Syftet med det andra försöksledet (SG+) var att pröva om slam var lämpligt som en del av optimeringsgödsling. Planen var att i detta försöksled tillföra lika mycket näringsämnen, framför allt kväve, som i försöksledet med handelsgödselmedel (FG). Nya givor av slampellets skulle ges med 2-4 års intervall och kompletteringsgödsling med andra näringsämnen skulle ske om barranalyser indikerade behov av detta.

Tabell 4. Kemisk karaktäristik av slampellets spridda i Hjuleberg hösten 1998/våren 1999. (n=6)

pH(H ₂ O)	pH(KCl)	C %	N %	C/N	P %	K %	Ca %	Mg %	S %
6.79	6.24	33.5	3.03	11	1.8	0.21	6.80	0.310	0.36
Al %	As mg/kg	B mg/kg	Cd mg/kg	Co mg/kg	Cr mg/kg	Cu mg/kg	Fe %	Mn %	Mo mg/kg
1.12	5.7	<1	1.9	5.2	18.6	68	7.26	0.043	1.9
Na %	Ni mg/kg	Pb mg/kg	Rb mg/kg	Se mg/kg	Zn %				
0.11	19.6	13.6	8	1.8	0.040				

Tabell 3. Fältförsök med pelleterat slam vid SLU - sammanställning

Försök	Gödsl. år	Trädslag	Ålder (vid etabl.)	Behandlingar	Repl. Prod.	Studerade effektfaktorer	Miljöeffekter	Försöksansvarig
Parförsök, 6 lokaler, Vindeln	1996	Tall (3) Gran (3)	Varierande	Kontr.; Slam 104 kg N/ha	Nej	Ja	Nitratbildning, tungmetaller, svamp	Björn Hänell/ /Tord Magnusson
Dosförsök, Åbeden, Vindeln	1998	Tall	55-75	Kontr.; slam 100, 200, 400 kg N/ha; mineralgödsel	3	Ja	Nitratbildning, tungmetaller i svamp, gnagare m m	Björn Hänell/ /Tord Magnusson
Hjuleberg, Halland (Fiberskog)	1998	Gran	8	Kontr.; slam 160 kg N/ha; mineralgödsel (optimering)	8	Ja	Nitratbildning, utlakning, tungmetaller i gnagare	Johan Bergh/ /Tord Magnusson
Gottåsa, Småland	2001	Tall	20	Kontr.; slam 165, 325, 490 kg N/ha	3	Ja	Grundvatten	Tord Magnusson
Lycksele	2001	Tall	36	Kontr.; Slam 63, 127, 254 kg N/ha; mineralgödsel	3	Ja	Utlakning, tungmetaller i gnagare	Kenneth Sahlén/ Tord Magnusson
Gödslingsintervallserien, 4 lokaler (Fiberskog)	2002	Gran	5-10	Kontr.; slam 60 kg N/ha/5år+N; aska 3t/ha/5 år + kompl. N; mineralgödsel (optimering)	3	Ja	Utlakning	Johan Bergh/ /Tord Magnusson
Björkförsök, Halland, 5 lokaler	2004	Björk	20-30	Kontr.; slam 130 kg N/ha; mineralgödsel	5	Ja	Nej	P-O Brandtberg/ /Tord Magnusson
Bäcksjön, Umeå	2003	Tall	65	Kontr.; Slam 160-520 kg N/ha; mineralgödsel	2	Ja	Utlakning, tungmetaller	Kenneth Sahlén
Rosinedal, Vindeln	1997	Tall	55	Kontr.; avloppsvatten 100 kg N/ha, år; mineralgödsel	3	Ja	Utlakning, tungmetaller	Kenneth Sahlén
Movattnet, Ö-vik	2002	Bland	50	Kontr.; Slam 50-200 kg N/ha; mineralgödsel	2	Ja	Utlakning, tungmetaller	Kenneth Sahlén

Ingen ny giva av slampelletens har hittills spridits i SG+ ytorna. Det främsta skälet till att ursprunglig plan frångåtts är att maskinell spridning i den täta granungskogen inte varit möjlig och upphuggning av spridningsstråk för att möjliggöra spridning med andra typer av aggregat har inte ingått i försöksplanen. Kompletteringsgödsling med handelsgödselmedel har inte heller gjorts, i första hand beroende på att barranalyserna inte indikerat något akut behov. De två försöksleden representerar alltså helt lika behandling.

Den höga bördigheten i matjorden i Hjulebergsförsöket framgår av Tabell 5. Jorden har ett högt pH-värde och en mycket låg C/N-kvot. Totala mängden kväve enbart i skiktet 0-10 cm är cirka 3500 kg/ha. Jämförelse av förhållandena mellan 1997 och 2000 antyder att volymvikten har sjunkit och att inlagringen av kol och kväve har ökat. Det är dock inga skillnader mellan behandlingarna.

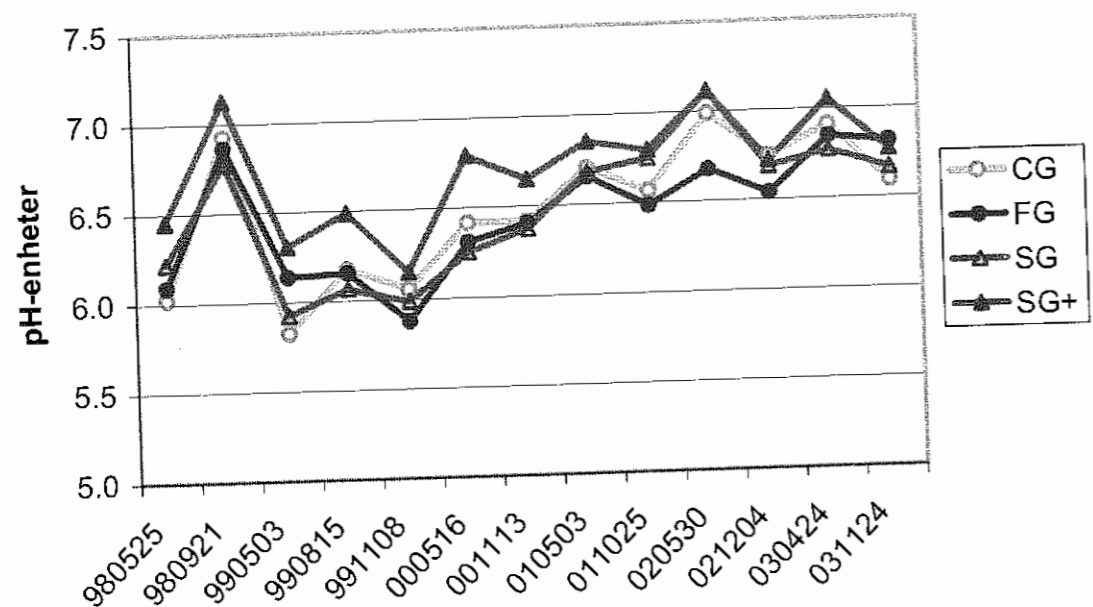
Tabell 5. Det ytliga markskiktets (0-10 cm) egenskaper i Hjuleberg, före gödsling (1997) och två vegetationsåsonger efter gödsling (fyra för FG). CG = kontroll; FG = fast handelsgödsel; SG = slampellet; SG+ = slam (+komplement). (n=4).

Försöksled	Volymvikt		pH		C, %		N, %		C/N kvot	
	1997	2000	1997	2000	1997	2000	1997	2000	1997	2000
CG	0.79	0.69	-	5.49	6.7	7.6	0.45	0.49	14.9	15.5
FG	0.81	0.67	-	5.48	6.1	8.4	0.40	0.55	15.5	15.2
SG	0.79	0.66	-	5.62	6.8	6.7	0.45	0.46	15.1	14.6
SG+	0.79	0.66	-	5.59	6.8	8.4	0.45	0.53	15.1	15.7

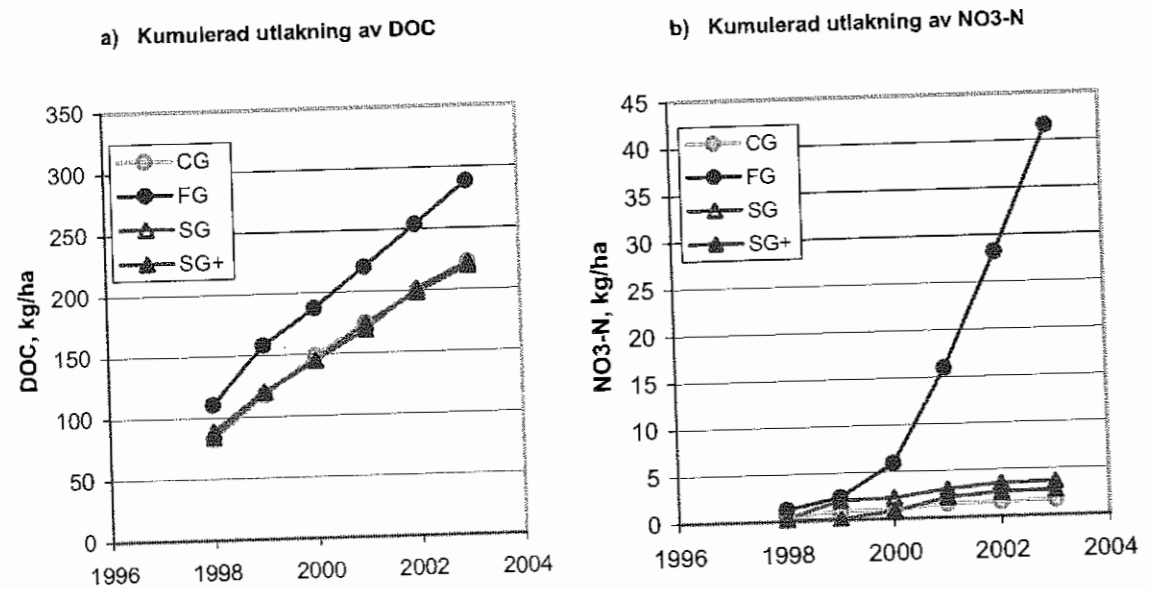
Det allmänt höga pH-värdet i dränerande markvatten uppvisar en stigande trend under några år efter 1999 (Fig. 1). Inget av de gödslade försöksleden skiljer sig dock från kontrollen, vare sig positivt eller negativt. De slamgödslade försöksleden uppvisar ingen ökad utlakning, jämfört med kon-

troll, för något analyserat ämne. Resultaten för ett urval av analyserade ämnen återges nedan i form av kumulativa diagram (Figs 2-6) Detta sätt att presentera kan göra det lättare att upptäcka svaga trender - om

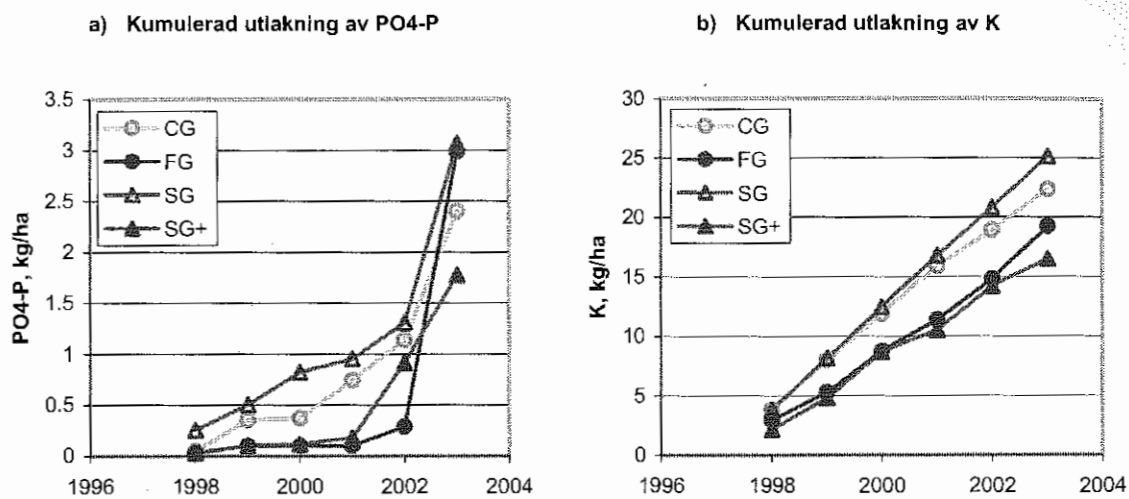
linjerna för olika behandlingar stadigt divergerar från varandra tyder det på att det finns en systematisk skillnad. Orsakerna till den markant ökade utlakningen av fosfat 2003 är okänd. Fenomenet uppträder dock i alla försöksled, varför det inte torde vara kopplat till försöksbehandlingar. Den tidigare omtalade ökade nitratutlakningen från F/FG-leden (H Grip - i denna slutrapport) framgår klart i figur 2b. Det kan också märkas antydningar till ökad utlakning av B, och möjligen även DOC och Ni, i FG-ledet.



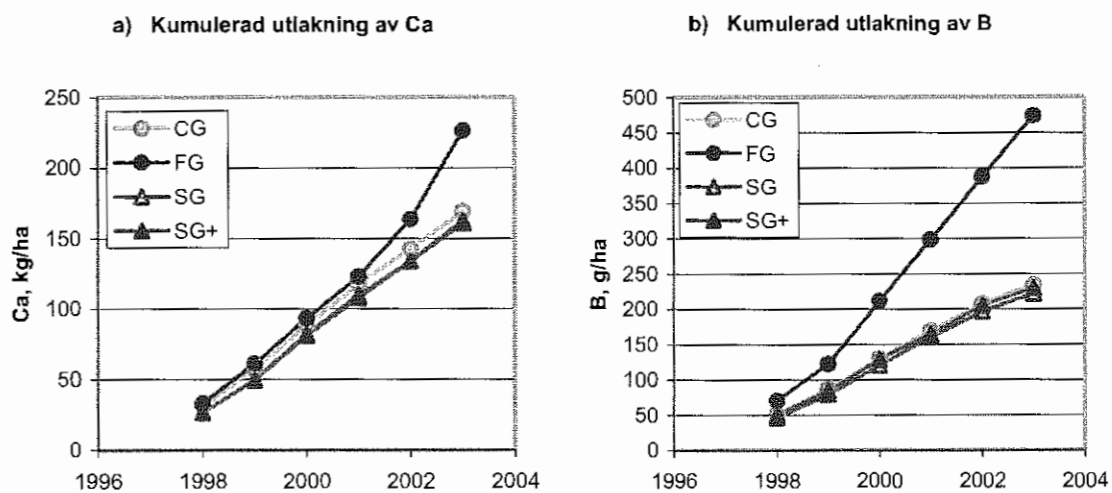
Figur 1. Hjuleberg. pH-värden i dräneringsvatten från gödning med slampellets (SG och SG+), handelsgödsel (FG) och kontroll (CG). Varje punkt representerar medelvärdet av fyra vattenprov, vilka vart och ett är ett generalprov med bidrag från fem olika lysimetrar.



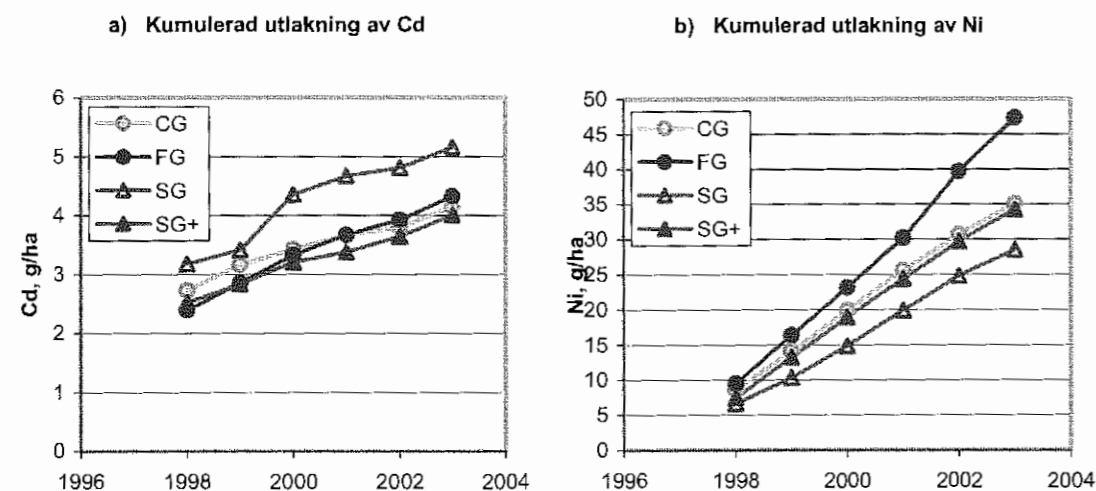
Figur 2. Hjuleberg. Över tiden summerad utlakning av a) löst organiskt material (DOC) respektive b) nitratkväve (NO₃) i dräneringsvatten från gödning med slampellets (SG och SG+), handelsgödsel (FG) och kontroll (CG). Årsmedelvärdet för varje försöksled (2 x 4 vattenprov) har multiplicerats med en antagen årsavrinning på 400 mm.



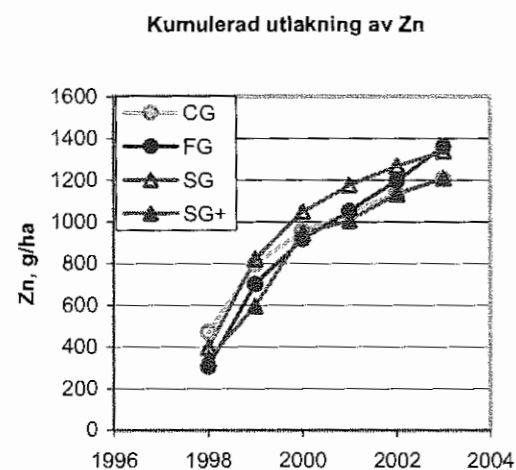
Figur 3. Hjuleberg. Över tiden summerad utlakning av a) fosfat (PO₄) respektive b) kalium (K) i dräneringsvatten från gödning med slampellets (SG och SG+), handelsgödsel (FG) och kontroll (CG). Årsmedelvärdet för varje försöksled (2 x 4 vattenprov) har multiplicerats med en antagen årsavrinning på 400 mm.



Figur 4. Hjuleberg. Över tiden summerad utlakning av a) kalcium (Ca) respektive b) bor (B) i dräneringsvatten från gödning med slampellets (SG och SG+), handelsgödsel (FG) och kontroll (CG). Årsmedelvärdet för varje försöksled (2 x 4 vattenprov) har multiplicerats med en antagen årsavrinning på 400 mm.



Figur 5. Hjuleberg. Över tiden summerad utlakning av a) kadmium (Cd) respektive b) nickel (Ni) i dräneringsvatten från gödsling med slampellets (SG och SG+), handelsgödsel (FG) och kontroll (CG). Årsmedelvärdet för varje försöksled (2 x 4 vattenprov) har multiplicerats med en antagen årsavrinning på 400 mm.



Figur 6. Hjuleberg. Över tiden summerad utlakning av zink (Zn) i dräneringsvatten från gödsling med slampellets (SG och SG+), handelsgödsel (FG) och kontroll (CG). Årsmedelvärdet för varje försöksled (2 x 4 vattenprov) har multiplicerats med en antagen årsavrinning på 400 mm.

Slam och aska i gödslingsintervallförsöken

De fem olika försöksområdena i gödslingsintervalls-serien, varav fyra innefattar försöksled med tillförsel av pelleterat slam respektive aska, lades ut 2002. För bägge försöksleden är syftet att bedriva intensivodling baserad på en grundgiva av slampellets/aska var 5:e år, och därutöver kompletteringsgödsling med såväl kväve (slam), eller kväve och fosfor (aska) vartannat år. Övergripande beskrivning av försöken ges i artikeln "Praktiskt tillämpade försök med gödsling i ungskog av gran" (Johan Bergh), i denna slutrapport.

Försöksledet Slam+N tillfördes ca 2,2 (2,0 i Ebbegärde) ton TS slampellets per hektar. Genomsnittlig vattenhalt i spridda pellets var 35 %. Dessa slampellets kom från Himmerfjärdsverken utanför Stockholm. Dessa slampellets skiljer sig från de pellets som exv. sprids i Hjuleberg. Himmerfjärdsverken använder en metod där det centrifugerade slammet sakta tumlas i en stor stålrumma, i vilken temperaturen är över 300°C. I denna process formas slammet till mer eller mindre runda kulor. Dessa slampellets är starkt upphettade och därmed steriliserade, men har däremot låg densitet och är inte nedtorkade till lagringsbar fukthalt. Kvävehalten var 2,7 %

av TS (Tabell 6), varför givan motsvarade 60 (54 i Ebbegärde) kg N/ha. Behandlingens kvävegiva blev tyvärr betydligt lägre än avsett. Orsaken var att vi inte i tid blev informerade om att Himmerfjärdsverket ändrat i processen (infört ett slutsteg med anaerob rötning av slammet) – vilket medförde att slutproduktens kväveinnehåll sjönk från ca 4,5 % ner till ca 2,7 %.

Försöksledet Aska+NP tillfördes 3,0 (2,7 i Ebbegärde) ton TS krossaska per hektar. Askan kom från Falu Energi AB. Askan hade hög fukthalt (47 %), var dåligt härdad, och näringsmässigt av låg kvalitet (Tabell 7). (Liksom beträffande slampellets, var diskrepansen mellan specifikation och levererat material avsevärd för vissa ämnen – kaliumhalten i askan uppgavs vara ca 5,5-6 %, medan den visade sig vara endast 1,3 %).

Spridningen i samtliga försök gjordes för hand, under perioden 15 augusti till 15 september 2002.

Tabell 6. Kemisk karaktäristik av slampellets spridda i gödslingsintervallseriens försök augusti/september 2002. (n=4).

pH(H ₂ O)	C	N	C/N	P	K	Ca	Mg	S
	%	%		%	%	%	%	%
6.35	25.8	2.71	9.5	4.1	0.22	3.03	0.52	0.92
As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%	mg/kg
3.4	6	1.7	7.7	138	320	6.36	0.027	6.8
Na	Ni	Pb	Se	Zn				
%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%				
0.05	33	22	2.5	0.15				

Tabell 7. Kemisk karaktäristik av krossaska spridd i gödslingsintervallseriens försök augusti/september 2002. (n=4)

pH(H ₂ O)	C	N	C/N	P	K	Ca	Mg	S
	%	%		%	%	%	%	%
9.35	13.1	0.04	345	1.2	1.3	14.30	1.65	1.13
As	B	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Mo
mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%	%	mg/kg
4.8	128	8.8	5.9	37	78	0.70	1.46	1.7
Na	Ni	Pb	Se	Zn				
%	mg/kg	mg/kg	mg/kg	%				
0.19	25	6.2	1.1	0.27				

Övriga resultat från slamgödslingsförsök

(1) Spridningstekniska studier har visat att jordbrukstraktor med den vanligaste typen av konstgödselspridare, centrifugalspridare, troligen kan användas i de flesta bestånd. I medelålders talldominerad skog spreds pelleterna jämnt över ytan vid ett avstånd på 10-12 m mellan körvägarna (Hånell och Magnusson, opubl.). I täta granungskogar kan dock inte denna teknik användas.

(2) Utspridda pellets försvinner normalt tämligen snabbt efter spridning, genom bottensiktets tillväxt, men detta varierar beroende på exv. markvegetation och klimat. Under torra mark- och klimatförhållanden har enstaka pelletter kunnat återfinnas i skyddade lägen invid stambaser ännu efter 2-3 år. I andra fall, exv. mossrik markvegetation och regnrik sommar, har huvuddelen till synes försvunnit redan efter några månader. Upplösning av pelletter i fält har detaljstuderats i Hjulebergsförsöket

(Larsson, 2000). Efter ett år hade drygt hälften av pelleternas massa försvunnit, dels genom rent sönderfall och nedvaskning i jorden och dels genom mikrobiell nedbrytning av det näringsrika organiska materialet. De flesta av makronäringsämnen, inkl. kväve, frigjordes approximativt i proportion till torrviktsförlusten, vilken var cirka 50 % under första året. Undantagen från detta mönster var dels fosfor och flera tungmetaller, vilka uppvisade stark retention i kvarvarande delar av pelleterna, dels mikronäringsämnet bor som frigjordes snabbare än nedgången i torrsvikt

(3) Gödslings effekter på kväveomsättningen har studerats genom kvävemineraliseringsstudier i fält (Johannesson, 1999; Larsson, 2000) och i laboratorium (Wattiez, 2000), genom att mäta aktiviteten av växtenzymet nitratreduktas i indikatorarter (Sandström, 2000), samt genom mätningar av kvävehalter och kväveisotoper i pellets, jord och olika biomassa-fraktioner i ekosystemet (Magnusson och Hånell, opubl.). Laboriestudier visade att mineraliseringen av kväve skilde sig mycket mellan olika typer av slampellets, trots liknande kvävehalt (Wattiez, 2000). Vidare kunde det påvisas att blandpellets av slam/kalk och slam/aska förlorade en avsevärd andel av sitt kväve till luften, under nedbrytningen – sannolikt genom ammoniak-avgång. I Hjulebergsförsöket visades att förlusterna av kväve från pellets under nedbrytning i fält skedde genom mineralisering av organiskt kväve till ammonium och delvis vidare till nitrat (Johannesson, 1999). Nitrifikationen i marken observerades indirekt genom att nitratreduktas-aktiviteten (NRA) i bl a krustätel mättes i slamgödslingsförsök i Vindeln (Sandström, 2000). NRA i krustätel uppvisade en måttlig ökning, men signifikant, både 6-8 veckor efter gödsling och 2 år efter gödsling. Även vid höga gödslingsdoser var nivåerna av NRA lägre än, eller i nivå med, de nivåer man normalt finner på färsk hyggen i denna del av landet (Högbom och Högberg, 1991). Detta indikerar att bildningen av nitrat och dess

tillgänglighet för vegetationen ökade, men att nivåerna av nitrat i marken sannolikt inte blev så höga att nitratutlakning till grundvattnet skedde (utlakningen uppmättes ej i dessa försök).

Analys av kvävehalter och kväveisotoper i dosgödslingsförsöket i Vindeln bekräftade att såväl markvegetation som träden (tall) ökade sitt kväveupptag. Det kunde också visas att detta kväve hade sitt ursprung i tillförda pellets (Magnusson och Hånell, opubl.). I ett annat försök - slamgödsling i tallplanering på färdigbruten grustäkt, södra Sverige – kunde inte ökade kvävehalter i barren påvisas, men däremot en ökad genomsnittlig barrvikt (Magnusson, 2005).

(4) Utlakning av lösta ämnen till grundvattnet (bl a nitrat och tungmetaller) har studerats i ett försök i Gottåsa, Kronobergs län. Försöket är placerat i en svagväxande tallplanering i en färdigbruten grustäkt, dvs. en ståndort som är mycket utlakningsbenägen. Upp till 11,4 ton pellets/ha (490 kg N/ha) har tillförts, i form av engångsgiva. Inga signifikanta effekter av behandling på utlakning kunde påvisas under den treåriga observationsperioden (Magnusson, 2005).

(5) Två gödslingsförsök, i norra Sverige, har undersökts med avseende på tungmetallhalter i växtmaterial och svampfrukt-kroppar, i syfte att undersöka tendenser till biologisk anrikning (Hånell och Magnusson, opubl.). Två år efter tillförelse av fyra ton pellets/ha till tall- och granståndorter, respektive 3-13 t/ha till en medelålders tallskog, kunde inte ökat upptag av tungmetaller påvisas i blad och bär av lingon och blåbär, eller i fruktkroppar av olika arter mykorrhiza-svampar. Materialet innefattade även sådana svamparter (exv. Grädd-spindling) som är speciellt effektiva anrikare av tungmetaller.

(6) Ackumulation av tungmetaller i gnagare (sork, näbbmus och skogsmus) under-

söktes i två försök i norra Sverige (dosförsök i Vindeln, Lycksele) och ett försök i södra Sverige (Hjuleberg). Undersökningen utfördes 1-3 år efter gödsling. Totalt analyserades lever och njure från ca 150 djur. Några få signifikanta behandlingseffekter uppträdde för enstaka metaller och i enskilda försök/gnagararter/vävnader, men det fanns inget signifikant gemensamt mönster och ingen konsistent dos-respons relation. I vissa av de signifikanta fallen var det kontrolltornas djur som hade högst halter. Slutsatsen är därför att ackumulering av tungmetaller i gnagare, efter givor av slampellets på upp mot 15 ton/ha, inte har kunnat påvisas.

(7) Svampfruktkroppar har inventerats i de två gödslingsförsöken i Vindeln, norra Sverige, vid flera tillfällen (Hånell, Kårén och Magnusson, opubl.). Efter gödsling med fyra ton slampellets/ha kunde inga signifikanta effekter på artantal eller artfördelning observeras under de närmast efterföljande åren. Däremot påvisades signifikanta artförskjutningar i dosförsöket med 3,6-13,2 ton pelletter/ha redan på hösten efter spridningen. Den viktiga och talrika gruppen spindlingar (*Cortinarius* sp.) minskade i förhållande till andra arter.

(8) Tillväxteffekter har bestämts i ett dosgödslingsförsök i Vindeln (Magnusson och Hånell, 2005). Ett medelålders tallbestånd gödslades med 3,3, 6,6 och 13,2 ton slampellets per hektar (motsvarande 100, 200 respektive 400 kg N/ha). Den relativa grundytetillväxten under 5-årsperioden efter gödsling var 10, 15 respektive 82 % högre än kontrollens tillväxt. Motsvarande siffror för den relativa volymtillväxten var 6, 8 och 41 % högre än kontroll. En jämförelsegiva om 200 kg N, som ammoniumnitrat, gav en tillväxt liknande den för 13,2 ton slampellets. Resultaten överensstämmer tämligen väl med internationella erfarenheter (se tidigare avsnitt), och jämförelsen med handelsgödselmedel pekar mot att slammets kväve har en effektivitet som är

ungefär 50 % av handelsgödselmedlets kväve.

Syntes och diskussion

Slutsatsen är att vi finner effekter på näringsomsättning och tillväxt som står i överensstämmelse med den avsedda bördighetsförändringen. Med ökad giva blir det en ökad omsättning och tillgänglighet av kvävenäring på de flesta ståndorter. Enligt litteraturuppgifter kan tillväxteffekterna vid engångsgödslingar vara av samma storleksordning som efter traditionell skogsgödsling med lika stor mängd kväve i form av handelsgödselmedel, men i genomsnitt ger slam sannolikt snarare 50 % av det rena handelsgödselmedlets effekt. Engångsgivor av slam på 10-20 ton TS per hektar uppges vara miljömässigt acceptabla, liksom upprepade årliga givor på 1-2 ton/ha.

Potentiellt negativa miljöeffekter av slam-tillförsel, bl a kväveutlakning, utlakning av tungmetaller, anrikning av tungmetaller i vegetation, svamp och markdjur, har undersökts inom Fiberskogsprogrammet och närliggande forskningsprogram. I de ekosystem och med de gödslingdosor (engångsgivor av ca 3-15 ton/ha) som hittills har studerats har inga anmärkningsvärda negativa miljöeffekter påvisats. Även produktionseffekterna har uppskattats i några försök. I Hjuleberg, på en mycket bördig mark som planterats med gran, gav slampellets ingen positiv tillväxteffekt alls. I Vindeln, på en mer normal skogsmark, ökades volymtillväxten med mellan 6 % (3 ton) och 41 % (13 ton) jämfört med kontrolltorna.

Trots att kretsloppsfrågor stått i fokus i den allmänna debatten de senaste 10-15 åren i Sverige, och trots att ett deponeringsförbud för slam införts (1/1 2005), har varken producentkollektivet eller lagstiftande och rådgivande myndigheter lyckats kraftsamla för att utforska nya strategier. Detta beror kanske delvis på en avvaktande hållning

från slamproducenterna som väntar sig att samhället ska klargöra "spelreglerna", och en likaså avvaktande hållning från myndigheter, i enlighet med principen att näring/producenter ska ta initiativet till att ta fram underlag för miljökonsekvensbeskrivningar för storskaliga åtgärder som kan påverka naturmiljön.

Pelleterat slam som gödningsmedel i skog är fortfarande inte prövat i större skala, men skulle kunna bli en viktig länk i vårt samhälles näringskretslopp, och slamgödsling skulle kunna bli en integrerad del av uthålligt skogsbruk. Det är svårt att bedöma om förutsättningarna är störst inom intensivodling av skog eller inom det traditionella och relativt extensiva skogsbruket.

En sannolikt ganska avgörande faktor för den framtida användningen av kretsloppsprodukter för växtproduktion i Sverige är myndigheternas hållning vad gäller synsättet att "tillförseln av tungmetaller ska ej vara större än bortförseln". Detta är en pedagogisk och tilltalande huvudprincip, som har tillämpats i samband med miljökonsekvensvärdering av askåterföring. Den vilar

på ett logiskt resonemang och oantastliga värderingar. Problemet är att denna princip oftast innebär en så stark begränsning av möjliga arealgivor att åtgärden inte blir så attraktiv med avseende på produktionseffekter och spridningsekonomi. Det finns alltså en viss konflikt mellan miljömål och kretsloppsmål, som påverkar användningen av både slam och aska, såväl inom jordbruk som skogsbruk. Internationellt, inom den skogsvetenskapliga och miljövetenskapliga forskning om slam till jordbruks- eller skogsmark som refereras här, har inte ovanstående a priori - restriktion beaktats (dvs. ingen nettotillförsel av tungmetaller), utan de studerade frågorna har varit slammets faktiska och mätbara konsekvenser, ur miljömässig såväl som produktionsmässig synvinkel. Detta kan sägas vara ett mer pragmatiskt förhållningssätt till oönskade föroreningar, i jämförelse med den principiella hållning som förespråkats i Sverige.

Litteraturlista

- Egnell G, Nohrstedt H-Ö, Weslien J, Westling O and Örlander G, 1998. Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) av skogsbränsleuttag, asktillförsel och övrig näringskompensation. Skogsstyrelsen, rapport 1, 1998.
- Högbom L och Högborg P, 1991. Nitrate nutrition of *Deschampsia flexuosa* (L-) Trin. In relation to nitrogen deposition in Sweden *Oecologia* 87, 488-494.
- Johannesson A, 1999. The effects of Pelleted Sewage Sludge on Norway spruce Establishment and Nitrogen Dynamics. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för skogsekologi. Examensarbete, stencilsérie nr 52.
- Larsson M, 2000. Näringsfrigörelse ur pelletterat slam – en fältstudie i Halland. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för skogsekologi. Examensarbete, stencilsérie nr 58. (Handledare: T. Magnusson)
- Magnusson T, 2005. Markrestering av grustäkt med kommunalt avloppsslam. Delrapport I. Miljö- och växtnäringsrelaterade behandlingseffekter. Slutrapport till VA-forsk. Sveriges Lantbruksuniversitet, institutionen för skogsekologi. Arbetsrapport, stencilsérie nr 111. 34 s.
- Magnusson T och Hånell B, 2005. Slutrapport från projektet "Bestämning av skogstillväxten efter kretsloppsanpassad gödsling med pelleterat slam" (SV-218). Slutrapport till Stiftelsen Svensk Växtnäringsforskning. Stencil. 16 s.
- Naturvårdsverket, 2001. Kungörelse med föreskrifter om skydd av miljön, särskilt marken, när avloppsslam används i jordbruket; SNFS 1994:2, med ändringar SNFS 1998:4 och NFS 2001:5.
- Sandström J, 2000. Nitrate Reductase Activity in Forest Soils Fertilized with Pelleted Municipal Sludge. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för skogsekologi. Examensarbete, stencilsérie nr. 60. (Handledare: T Magnusson)
- Skogsstyrelsen, 2001. Rekommendationer vid uttag av skogsbränsle och kompensationsgödsling. Meddelande 2-2001.
- Tideström H, Starberg K, Ohlsson T, Camper P-A, Ek P, 2000. Användningsmöjligheter för avloppsslam. VA-Forsk Rapport, 2000:2.
- Wattiez A-L, 2000. Nitrification potential in pellets made from municipal sludge. Sveriges Lantbruksuniversitet, Inst. för skogsekologi. Examensarbete (MSc thesis), stencilsérie nr. 59. (Handledare: T Magnusson)

Miljöpåverkan av skogsgödsling

Av Matts Karlsson och Gunilla Oleskog

Sammanfattning

Effekten av näringsoptimering på skogsmiljön är föga undersökt. Däremot finns en mängd studier av hur olika typer och mängd av näringstillförsel påverkar olika miljöfaktorer. De faktorer som tas upp i den här litteraturstudien är kärleväxter, svampar, mossor, lavar, olika markorganismer, däggdjur, fåglar, insekter, mark och vattenorganismer. Dessutom sammanfattas hur näringsoptimering kan tänkas påverka kolinlagringen och rekreativvärdena.

Naturligtvis är det mycket komplext hur ökad näringstillförsel kan tänkas påverka olika organismer. Det är svårt för att inte säga omöjligt att göra något generellt uttalande. Man måste antagligen gå in i varje specifik situation och titta på rådande skogstyp och dess näringsstatus (mager-, näringsrik- eller normalmark). Dessutom måste man ta hänsyn till rådande artsammansättning och hur dessa kan tänkas interagera med varandra.

Om man trots allt ska försöka dra någon typ av slutsats så är det möjligen så att största miljöpåverkan inträffar på de riktigt magra markerna i och med att de naturgivna förutsättningarna där radikalt förändras.

Inledning

Denna del av rapporten syftar till att belysa effekterna av näringsoptimering på en rad miljövariabler. Med näringsoptimering avses tillförsel av makro- och mikronäringsämnen till skogsbestånd med syfte att öka tillväxten. Sammansättningen av näringsämnen ska balanseras mot trädens behov och relativt sett mindre näringsgivor ska ges med korta intervall för att minska näringsläckage. I den praktiska tillämpningen av näringsoptimering är det troligt att endast fastgödsel sprids med intervall mellan två till fem år i bestånd som har passerat den yngre fasen och alltså har slutit sig.

Underlaget i denna rapport utgörs främst av vetenskapligt granskade publikationer (artiklar, avhandlingar). Studierna som publikationer grundar sig på är utförda med syfte att belysa effekterna av den antropogena kvävedepositionen och att studera effekterna av konventionell gödsling. Ett mindre antal studier av näringsoptimering har funnits att tillgå. Resultatet från alla relevanta studier kommer dels att beskrivas, dels kommer resultatens tillämpbarhet på näringsoptimering att diskuteras. Den senare diskussionen kommer att särskiljas från den rena resultatredovisningen.

Effekten av näringsoptimering på följande miljövariabler kommer att belysas: Kärlväxter, svampar inklusive mykorrhiza, kryptogamer, markmikroorganismer, fauna, kolinlagring, rekreativsvärden och läckage.

Kärlväxter

Kväve är den begränsande faktorn för kärlväxters tillväxt i de flesta tempererade och boreala skogar (Tamm 1991). Detta innebär emellertid inte att tillförsel av kväve medför ökad tillväxt och utbredning hos alla växter. Kärlväxter med låg tillväxt konkurreras ofta ut från sitt fysiologiskt sett optimala habitat av plantor med snabbare höjd utveckling (Keddy 1990) vilket är särskilt påtagligt på kväverika marker (Berendse et al. 1992). På näringsfattiga jordar gäller istället det omvända förhållandet, de långsamt växande arterna är framgångsrikare i att kolonisera marken genom hushållning av de knappa resurserna. Detta kan också ta sig uttryck i att istället för att maximera kvantiteten/tillväxten (Chapin 1980, Berendse & Elberse 1989), satsar växten på kvalitet. Exempel på detta kan vara produktion av fleråriga rötter, tjocka löv, gifter för att förhindra herbivori (Chapin et al. 1986, Lambers & Poorter 1992).

Förutom skillnaderna i allokering av resurser på kvantitet respektive kvalitet har man upptäckt andra typer av anpassningar. Ett exempel är att arter anpassade till kväverika habitat föredrar nitrat, vilket är den vanligaste formen av kväve på sådana marker. På magra marker förekommer låga koncentrationer av ammonium och nästan inget nitrat. Växter som är anpassade till näringsfattiga marker föredrar därför vanligtvis ammonium även om nitrat är tillgängligt (Haynes

1986). Samma arter saknar också ett enzym (nitratreduktas) som är nödvändigt i assimilationsprocessen av nitrat (Högberg et al. 1990). Ytterligare ett exempel på anpassningar för att effektivisera kväveutnyttjandet är symbiosen mellan de flesta träd- och buskrötter i boreal skog med mykorrhizasvampar (se "Svampar"). De sistnämnda är särdeles effektiva i att absorbera kväve från organiskt material i jorden (Read 1991).

Kvävedepositionen i Sverige är som störst i söder och minskar sedan norrut. I Sydsverige ligger nedfallet runt 10-25 kg N/ha för att i Mellansverige vara betydligt lägre ca. 3-10 kg /ha (Andersen 1986). Kvävedepositionen skulle kunna vara orsaken till den minskade utbredningen av växter anpassade till kvävefattiga miljöer. Ett exempel på detta finns i nordvästra Europa där gräset har tagit över på bekostnad av hedmarksväxter (e.g. Heil & Diemont 1983, van Breeën & van Dijk 1988). Skogsvegetationen har även förändrats i de mer näringsrika skogstyperna i Centraleuropa (Hoffman 1987, Wittig 1988) samt i södra Sverige (Falkengren-Grerup 1986, 1992, Tyler 1987, Rosén et al. 1992). Antalet arter av kärlväxter i lövskog har minskat i sydvästra Sverige, troligen p.g.a försurningen (see Falkengren-Grerup 1992). Istället har flera arter ökat som föredrar höga halter av kväve. I barrskog i samma område har utbredningen av grästyper ökat, vanligtvis kruståtel medan däremot bärris har minskat (Rosén et al. 1992). Samma tendenser har observerats i norra Sverige (Flakaliden), där bärriset minskat och kruståtel ökat efter näringsbevattnings i granskog (muntlig kommunikation, Sune Linder). Kruståtel har en konkurrensfördel gentemot blåbär och lingon på grund av sin större förmåga att assimilera oor-

ganiskt nitrat (Högberg et al. 1990). Den höga kvävedepositionen i Sydsverige skulle kunna vara en förklaring till varför blåbär och lingon har blivit ovanligare i sydvästra Sverige än i norra delen av landet (Strengbom et al. 2003). En annan bidragande förklaring kan vara att den bladpatogen som angriper blåbär ökar efter kvävegödsling (Strengbom 2002). Liknande resultat finns också från Storbritannien, Holland och Danmark där utslagningen av ljun gen om angrepp av "heather beetle" (Berdowski 1987; Brunsting et al. 1985) och/eller frostmätare (Kerslake et al. 1998) är av betydelse för att andra växter, främst gräs och örnbräken ska ta över.

En helt annan effekt av gödsling på blåbär och lingon som nämns i litteraturen är att gödsling sägs ge en viss försämring av smaken på de färska bären, liksom sylten därav (Kardell et al. 1981). Dessutom har det visats att gödslade blåbärs hållbarhet påverkades negativt av gödsling (Åkerstrand et al. 1988). De gödslade blåbärens var tunnskaligare och fuktigare än ogödslade blåbär. I en annan studie följdes bärproduktionen på gödslad och ogödslad mark under fem år (Kardell 1984). Gödslingen utfördes som engångsgödsling med en normalgiva av ammoniumnitrat. De redovisade resultaten från undersökningen visade att den sammanlagda produktionen för blåbär på gödslad mark ökade med ca. 50%, men för lingon erhöles en minskning med ca. 35%. Eftersom variationen mellan försöken lär ha varit betydande föranleder detta till en viss försiktighet i tolkningen av resultaten. I en norsk studie gav skogsgödslingen positiv inverkan på bärproduktionen hos såväl blåbär som lingon (Brantseg 1966).

Rent generellt kan man alltså säga att näringskrävande växter ökar i omfattning vid gödsling, medan de mindre näringskrävande minskar vid gödsling p.g.a konkurrensen. Ett exempel på detta är t.ex. att lingon reagerar positivt på gödsling om blåbär är borttaget. Om det däremot förekommer blåbärsris slås istället lingonriset ut vid en eventuell gödsling (Kellner 1993, Nohrstedt 1994). I en annan studie fann Hester et al. (1991) att rödven var den starkaste arten i konkurrensen om kväve, följt av kruståtel och blåbär. Det förekommer naturligtvis undantag. Ett exempel utgör ett gödslingförsök utanför Bollnäs, där mosippan (relativt sällsynt med förekomst upp till Mellannorrland), vilken är en s.k. fattigmarksväxt och därmed förväntades minska i omfattning. Resultatet blev istället att mosippan ökade i omfattning, eftersom konkurrerande arter saknades. Om man vidgar resonemanget till skogstyper, brukar man säga att för skogar av sk. blåbärsristyp innebär ökad kvävedeposition att kruståtel och skogstjärna ökar medan blåbär och lingon minskar. Effekten av kvävedepositionen verkar även vara beroende av den ursprungliga skogstypen. Det visade sig att talldominerade marker med blåbärsris jämfört med grandominerade marker med blåbärsris kunde ta emot mer kvävedeposition innan en vegetationsförändring blev tydlig. (Strengbom et al. 2003). De negativa effekterna av kvävedepositionen var mindre på talldominerad mark.

För de flesta arter tycks effekten av en normal gödselgiva (150 kg/ha) vara i ca. 6-10 år (Mälkönen et al. 1980, Kellner 1993). För vissa växtgrupper, t.ex. en del lavar (Eriksson & Raunistola 1993, Nohrstedt et al. 1988) och mossor (Mälkönen et al. 1980) kvarstår effekterna betydligt längre. Det finns rapporter att

Effekten av näringsoptimering på följande miljövariabler kommer att belysas: Kärlväxter, svampar inklusive mykorrhiza, kryptogamer, markmikroorganismer, fauna, kolinlagring, rekreationsvärden och läckage.

Kärlväxter

Kväve är den begränsande faktorn för kärlväxters tillväxt i de flesta tempererade och boreala skogar (Tamm 1991). Detta innebär emellertid inte att tillförsel av kväve medför ökad tillväxt och utbredning hos alla växter. Kärlväxter med låg tillväxt konkurreras ofta ut från sitt fysiologiskt sett optimala habitat av plantor med snabbare höjd utveckling (Keddy 1990) vilket är särskilt påtagligt på kväverika marker (Berendse et al. 1992). På näringsfattiga jordar gäller istället det omvända förhållandet, de långsamt växande arterna är framgångsrikare i att kolonisera marken genom hushållning av de knappa resurserna. Detta kan också ta sig uttryck i att istället för att maximera kvantiteten/tillväxten (Chapin 1980, Berendse & Elberse 1989), satsar växten på kvalitet. Exempel på detta kan vara produktion av fleråriga rötter, tjocka löv, gifter för att förhindra herbivori (Chapin et al. 1986, Lambers & Poorter 1992).

Förutom skillnaderna i allokering av resurser på kvantitet respektive kvalitet har man upptäckt andra typer av anpassningar. Ett exempel är att arter anpassade till kväverika habitat föredrar nitrat, vilket är den vanligaste formen av kväve på sådana marker. På magra marker förekommer låga koncentrationer av ammonium och nästan inget nitrat. Växter som är anpassade till näringsfattiga marker föredrar därför vanligtvis ammonium även om nitrat är tillgängligt (Haynes

1986). Samma arter saknar också ett enzym (nitratreduktas) som är nödvändigt i assimilationsprocessen av nitrat (Högberg et al. 1990). Ytterligare ett exempel på anpassningar för att effektivisera kväveutnyttjandet är symbiosen mellan de flesta träd- och buskrötter i boreal skog med mykorrhizasvampar (se "Svampar"). De sistnämnda är särdeles effektiva i att absorbera kväve från organiskt material i jorden (Read 1991).

Kvävedepositionen i Sverige är som störst i söder och minskar sedan norrut. I Sydsverige ligger nedfallet runt 10-25 kg N/ha för att i Mellansverige vara betydligt lägre ca. 3-10 kg /ha (Andersen 1986). Kvävenedfallet skulle kunna vara orsaken till den minskade utbredningen av växter anpassade till kvävefattiga miljöer. Ett exempel på detta finns i nordvästra Europa där gräset har tagit över på bekostnad av hedmarksväxter (e.g. Heil & Diemont 1983, van Breeën & van Dijk 1988). Skogsvegetationen har även förändrats i de mer näringsrika skogstyperna i Centraleuropa (Hoffman 1987, Wittig 1988) samt i södra Sverige (Falkengren-Grerup 1986, 1992, Tyler 1987, Rosén et al. 1992). Antalet arter av kärlväxter i lövskog har minskat i sydvästra Sverige, troligen p.g.a försurningen (see Falkengren-Grerup 1992). Istället har flera arter ökat som föredrar höga halter av kväve. I barrskog i samma område har utbredningen av grästyper ökat, vanligtvis kruståtel medan däremot bärris har minskat (Rosén et al. 1992). Samma tendenser har observerats i norra Sverige (Flakaliden), där bärriset minskat och kruståtel ökat efter näringsbevattning i granskog (muntlig kommunikation, Sune Linder). Kruståtel har en konkurrensfördel gentemot blåbär och lingon på grund av sin större förmåga att assimilera oorganiskt nitrat (Högberg et al. 1990). Den höga kvävedepositionen i Sydsverige skulle kunna vara en förklaring till varför blåbär och lingon har blivit ovanligare i sydvästra Sverige än i norra delen av landet (Strengbom et al. 2003). En annan bidragande förklaring kan vara att den bladpatogen som angriper blåbär ökar efter kvävegödsling (Strengbom 2002). Liknande resultat finns också från Storbritannien, Holland och Danmark där utslagningen av ljung genom angrepp av "heather beetle" (Berdowski 1987; Brunsting et al. 1985) och/eller frostmätare (Kerslake et al. 1998) är av betydelse för att andra växter, främst gräs och örnbräken ska ta över.

En helt annan effekt av gödsling på blåbär och lingon som nämns i litteraturen är att gödsling sägs ge en viss försämring av smaken på de färska bären, liksom sylten därav (Kardell et al. 1981). Dessutom har det visats att gödslade blåbärs hållbarhet påverkades negativt av gödsling (Åkerstrand et al. 1988). De gödslade blåbärens var tunnskaligare och fuktigare än ogödslade blåbär. I en annan studie följdes bärproduktionen på gödslad och ogödslad mark under fem år (Kardell 1984). Gödslingen utfördes som engångsgödsling med en normalgiva av ammoniumnitrat. De redovisade resultaten från undersökningen visade att den sammanlagda produktionen för blåbär på gödslad mark ökade med ca. 50%, men för lingon erhöles en minskning med ca. 35%. Eftersom variationen mellan försöken lär ha varit betydande föranleder detta till en viss försiktighet i tolkningen av resultaten. I en norsk studie gav skogsgödslingen positiv inverkan på bärproduktionen hos såväl blåbär som lingon (Brantseg 1966).

Rent generellt kan man alltså säga att näringskrävande växter ökar i omfattning vid gödsling, medan de mindre näringskrävande minskar vid gödsling p.g.a konkurrensen. Ett exempel på detta är t.ex. att lingon reagerar positivt på gödsling om blåbär är borttaget. Om det däremot förekommer blåbärsris slås istället lingonriset ut vid en eventuell gödsling (Kellner 1993, Nohrstedt 1994). I en annan studie fann Hester et al. (1991) att rödven var den starkaste arten i konkurrensen om kväve, följt av kruståtel och blåbär. Det förekommer naturligtvis undantag. Ett exempel utgör ett gödslingförsök utanför Bollnäs, där mosippan (relativt sällsynt med förekomst upp till Mellannorrland), vilken är en s.k. fattigmarksväxt och därmed förväntades minska i omfattning. Resultatet blev istället att mosippan ökade i omfattning, eftersom konkurrerande arter saknades. Om man vidgar resonemanget till skogstyper, brukar man säga att för skogar av sk. blåbärsristyp innebär ökad kvävedeposition att kruståtel och skogstjärna ökar medan blåbär och lingon minskar. Effekten av kvävedepositionen verkar även vara beroende av den ursprungliga skogstypen. Det visade sig att talldominerade marker med blåbärsris jämfört med grandominerade marker med blåbärsris kunde ta emot mer kvävenedfall innan en vegetationsförändring blev tydlig. (Strengbom et al. 2003). De negativa effekterna av kvävenedfallet var mindre på talldominerad mark.

För de flesta arter tycks effekten av en normal gödselgiva (150 kg/ha) vara i ca. 6-10 år (Mälkönen et al. 1980, Kellner 1993). För vissa växtgrupper, t.ex. en del lavar (Eriksson & Raunistola 1993, Nohrstedt et al. 1988) och mossor (Mälkönen et al. 1980) kvarstår effekterna betydligt längre. Det finns rapporter att

en lav av släktet torsklav inte hade återinvandrat till området trots att 19 år hade passerat efter sista gödslingstillfället (Nohrstedt et al. 1988). Ett annat exempel är knäroten (en liten orkidé med spridning över nästan hela landet) vilken förekommer på mellanmarker och förväntades öka något efter gödsling eftersom konkurrerande arter saknades. Växten visade sig emellertid vara känslig för de toxiska effekterna av gödsling (Kellner 1993) och minskade.

Sammanfattningsvis kan man säga att den normala kvävegödslingens påverkan på vegetationen är som störst på mellanmarkerna. På de fattigaste markerna är påverkan mindre, eftersom de växter som förekommer där är långsamväxande och har liten kapacitet att öka sin tillväxt efter gödsling. På de näringsrika markerna är inte kväve den begränsande faktorn utan det kan t.ex. vara ljus som begränsar tillväxten hos fältskietsarterna.

Följaktligen torde effekten av näringsoptimering på kärlväxter variera beroende på objektets bördighet. Om man näringsoptimerar en mellanmark skulle artantalet minska enligt resonemanget ovan och de mer näringskrävande arterna med bättre tillväxt skulle öka i omfattning. Skillnaden mellan ordinär gödsling och näringsoptimering torde väl vara att resonemanget för mellanmarkerna även är tillämpligt för de fattiga markerna i och med den återkommande gödslingen. Det handlar inte längre om 6-10 år med förhöjd kvävehalt utan en större del av omloppstiden som kvävehalten är förhöjd. Chanserna blir större för näringskrävande arter att lyckas etablera sig och konkurrera ut de långsamväxande arterna anpassade till en näringsfattig miljö. På näringsfattiga och mellanmar-

ker kan man tänka sig ytterligare en faktor av betydelse, nämligen effekten av en ökad beskuggning förutsatt att kron-täcket inte var fullständigt utbyggt innan näringsoptimeringen tog sin start. Detta kan i sin tur påverka artsammansättningen varvid de skuggtåliga arterna gynnas på bekostnad av skuggintoleranta. På en bättre mark som gödslas kan barrmassan redan vara fullt utbyggd och man får därmed ingen beskuggningseffekt. Slutsatsen är att man bör avstå från att näringsoptimera de näringsfattiga markerna i och med att det är troligt att växterna anpassade till ett lågt kväveutbud kommer att slås ut av starkväxande och skuggtåliga arter som förr eller senare etablerar sig i området. Kvävedepositionen bidrar även den till att de fattiga markerna minskar i omfattning.

Svampar

Svampar kan delas in i tre huvudgrupper; saprofytiska, parasitiska och mykorrhizabildande svampar. De saprofytiska svamparna, i synnerhet marklevande mikrosvampar (se avsnittet "markorganismen"), har en viktig roll i skogecosystem genom att bryta ner dött organiskt material och därigenom cirkulera näringsämnen. Mykorrhizasvamparna har en begränsad nedbrytningsförmåga och får sin huvudsakliga energiförsörjning från träden. Deras hyfer fungerar som ett utvidgat rotsystem som förser träden med näringsämnen. De parasitiska (patogena) svamparna koloniserar levande växtorgan och orsakar vävnadsdöd. Genom att observera antalet fruktkroppar som bildas kan ett indirekt mått på svampars reaktion på olika behandlingar uppskattas. Överensstämmelsen med svampsamhällets funktion och sammansättning är dock mindre god (Fransson et al. 2000). Dock finns

många studier av fruktkroppsproduktion på grund av att denna är enkel att studera. Senare studier av mykorrhizasvampar har fokuserat på att identifiera vilka svampar som koloniserar rotspetsar (Fransson et al. 2000).

Antal och artsammansättning av svampkroppar som bildas av saprofytiska makrosvampar påverkas i mindre grad av gödsling (Wiklund et al. 1995). Antagligen kan svampar som bryter ner organiskt material i marken påverkas på längre sikt genom att förnan får en annan näringsammansättning (Wiklund et al. 1995).

Antal och biomassa av de mykorrhizabildande svamparnas fruktkroppar påverkas tydligt och direkt av kvävegödsling (Brandrud 1995, Wiklund et al. 1995, Taylor et al. 2005). Omfattningen av mykorrhizasvamparnas rotkolonisation påverkas dock inte nämnvärt av gödsling (näringsoptimering) enligt Fransson et al. (2000) medan nykolonisation på hjälpplanterade plantor har befunnits minska som en effekt av årlig balanserad näringstillförsel (Arnebrant & Söderström 1992). Däremot är tillväxten av mykorrhizasvamparnas frilevande mycel starkt negativt påverkad av gödsling (Wallander et al. Nilsson & Wallander 2003). Artsammansättningen av såväl fruktkroppsproduktion som rotkolonisation påverkas av gödsling genom att vissa arter ökar starkt medan andra minskar (Wiklund et al. 1995, Boxman et al. 1998, Fransson 2000). Exempel på svampar som minskar är riskor och spindelskivlingar medan bland annat trattkantarell ökar.

Effekterna av gödsling på parasitiska svampar tillskrivs i sin tur effekterna på halterna av försvarssubstanser och/eller

kvävehalt (i förhållande till andra näringsämne) i växtvävnader (Viiri et al. 2001, Anglberger & Halmschlager 2003). Vissa resultat tycks indikera att barr- eller stamlevande svampar ökar efter gödsling (Kallio et al. 1985, Kytö et al. 1996, Piri 1998). Resultaten är dock inte entydiga och en förklaring kan vara att gödsling också ökar trädens förmåga att återhämta sig under och efter angrepp (Kytö et al. 1999).

Av de beskrivna studierna har endast Arnebrant & Söderström (1992) och Fransson et al. (2000) studerat effekterna av näringsoptimering. Dessa studier har dock undersökt nykolonisering på hjälpplanterade plantor respektive effekterna av näringsbevattning vilket inte är den praktiska tillämpningen av näringsoptimering. Det finns således inga explicita studier på tillämpad näringsoptimering, men antagligen kan de ovan beskrivna effekterna av gödsling även överföras till tillämpad näringsoptimering. Vissa svamparter ökar i omfattning vid ökat näringsutbud, medan andra minskar.

Mossor och lavar

Mossor

De vanligaste skogsmossorna reagerar negativt på gödsling, p.g.a. toxiska effekter (Mälkönen et al. 1980, Hofmann 1972, 1987, Kellner 1993, Rangfeldt 2005)) från kväveanrikningen och den ökade saltkoncentrationen. Hur arterna påverkas av gödsling varierar mellan arter, men beror även av gödslingens dos samt väderförhållanden vid gödslingstillfället (Ingelög 1981; Malysheva 1981, Nohrstedt 1988). Ibland kan dock vanliga skogsmossor öka i omfattning efter gödsling p.g.a. minskad konkurrens från

andra bottenskietsarter, t.ex. lavar. I de fall krontäckets slutenhet ökar leder detta till ökad beskuggning, d.v.s. mindre ljus och fuktigare miljö vilket gynnar mossor på bekostnad av lavar. T.ex. har man visat att väggmossa ökade i utbredning vid måttlig gödsling (Kellner 1993). Det finns även studier som visat att väggmossa liksom kvastmossa fortfarande hade minskat i utbredning åtta år efter sista gödslingstillfället (Nygaard & Ødegaard 1993). De använda gödselmedlen var ammoniumnitrat, kalciumnitrat och kalkanmoniumsältpeter. Nämnas bör att de stora förändringarna i mossornas utbredning kunde påvisas endast vid stora gödslingsdoser, 1500 kg ha, således 10 gånger större än normaldosen. Arter som lever på förna och humus ökar vanligtvis eftersom substrattillgängligheten ökar när de dominerande mossorna minskar. Exempel på sådana mossor är vanlig nickmossa, sidenmossor, spretgräsmossa och liten trumpetmossa. Den sistnämnda arten växer på spillning. De två föregående har ökat i områden med hög deposition av luftburet kväve (Dirkse & Martakis 1992).

Lavar

Lavar har visat sig vara känsliga för kvävegödsling. De flesta lavar är ljuskrävande och detta medför att de minskar i omfattning om beståndet sluter sig efter en gödsling (Persson 1981, Faltynowicz 1986) i och med ändrade ljusförhållanden. Eftersom lavar inte har någon kutikula, tycks de även vara känsliga för den ökade koncentrationen av salter i och med kväveanrikningen. Gödselmedel direkt på kvävefixerande lavar gör att vävnaden dör och därmed minskar lavens täckningsgrad. Enskilda individer tycks emellertid klara skador på upp till 80-90% av bälens yta utan att dö. Ska-

deverkningarna verkar vara desamma oavsett gödselmedel (urea och ammonium nitrat), däremot kan appliceringen ha betydelse. Vid flyggödsling, som ofta leder till ojämn spridning, klarade sig lavar med vertikalt växande bål bättre än horisontellt växande lavar. Träffytan för gödslingen blir mindre i det föregående fallet. Till exempel var antalet lavindivider reducerat med 10% två år efter en flyggödsling med normal giva (Nohrstedt et al. 1988). I samma rapport redogjordes för effekterna av noggrann manuell gödsling där täckningsgraden för gödslingen blev betydligt högre varvid lavarnas täckningsgrad hade minskat med mellan 30-60% ett år efter gödslingen. Därtill går återetablering mycket långsamt till de ytor där lavarna slagits ut, även vid små avstånd (några meter). Efter 20 år hade ingen märkbar återetablering skett (Nohrstedt et al. 1988). Särskilt känsliga för toxiska effekter av kvävegödsling är de sk. filtlavarna (Nohrstedt et al. 1988).

Eftersom både lavar och mossor anses vara känsliga för gödsling, kan man anta att näringsoptimering allvarligt skulle skada moss-och lavfloran i och med de ständigt upprepade gödslingstillfällena som inte ger tillräcklig tid för återhämtning. Om det förekommer skyddsvärda mossor och lavar inom ett område bör man avstå från att näringsoptimera. Lavar förekommer ofta på magrare mark och magrare mark minskar i omfattning i och med kvävedepositionen. Dessutom är det den typen av mark där näringsoptimering troligen åstadkommer de största förändringarna bland kärleväxterna. Det finns sålunda flera skäl till att iaktta aktsamhet med tillämpning av näringsoptimering på magra marker.

Markmikroorganismer

De viktigaste grupperna av markmikroorganismer är bakterier och svampar men även virus och alger förekommer (Paul & Clark 1981). Generellt är markmikrosvampar mer toleranta mot lågt pH och därför vanligare i typisk skogsmark (Arnebrant 1991). De marklevande mikrosvamparna är främst saprofytiska (Paul & Clark 1989). Mikrosvampar och bakterier kan analyseras direkt genom att isolera och räkna antalet svampkolonier eller bakterieceller (Arnebrant 1991). Mikroorganismernas totala mängd och aktivitet kan bland annat mätas genom tekniker för att bestämma den mikrobiella biomassan respektive respirationen (CO₂-mätningar).

Den mikrobiella aktiviteten och biomassan minskas av gödsling (Nohrstedt et al. 1989, Arnebrant & Söderström 1992, Smolander et al. 1994, Priha & Smolander 1995, Arnebrant et al. 1996) vilket kan förklaras av att det organiska materialet på sikt blir mer svårnedbrytbart samt att mikroorganismernas effektivitet (per enhet N) blir högre (Ågren et al. 2001). Den totala mängden och aktiviteten kan dock en tid efter gödsling vara mindre påverkad (Nohrstedt et al. 1989). Detta kan förklaras av att den totala mängden organiskt material ökar på grund av den minskade mikrobiella aktiviteten och biomassan (per viktenhet organiskt kol), samt den ökade biomasse-och därmed förnaproduktionen. De beskrivna negativa effekterna verkar dock beroende av ståndortens ursprungliga näringsstillgång: Ju bördigare mark, desto mindre minskning av den mikrobiella aktiviteten och på riktigt näringsrika marker kan effekten utebli (Arnebrant et al. 1996).

Den direkt toxiska effekten är kortvarig (Havlin et al. 1999) men långvariga negativa effekter har observerats och förklarats av att det organiska materialet är mer svårnedbrytbart (Nohrstedt et al. 1989). Gödsling kan dock öka aktiviteten på nitrifierande bakterier om en stor, alternativt snabbverkande, gödselgiva ges och om kvävet tillförs i en form som höjer pH (Urea) (Aarnio & Martikainen 1995, Havlin et al. 1999, Vesterdal & Raulund-Rasmussen 2002, Aarnio et al. 2003). Artsammansättning av saprofytiska mikrosvamparna förändras efter gödsling, vilket även verkar bestå på längre sikt, medan effekten på antal är otidlig (Arnebrant et al. 1990).

Av de refererade undersökningarna har Arnebrant & Söderström (1992) undersökt förhållande som kan jämföras med tillämpad näringsoptimering. Eftersom denna undersökning överensstämmer med övriga är det sannolikt att tillämpad näringsoptimering kommer att innebära en minskad mikrobiell aktivitet och biomassa, samt en förändrad artsammansättning.

Fauna

Däggdjur och fåglar

Gödsling som leder till att markvegetationens frodighet ökar anses kunna gynna förekomsten av älg, tjäder, sork och hare (Raatikainen 1989), vilket kan vara negativt för enskilda växtarter. I ett försök i ungskog av tall, blev beståndet gödslat med kalkammoniumsältpeter helt fördärvat av älg. Den ogödslade tallen samt ytorna där tall gödslats med urea eller kalciumcyanamide var närmast intakta (Brantseg 1966). Även Björkman fick liknande resultat några år tidigare (Björkman 1959).

Det är dock inte bara herbivorer som kan påverkas av gödsling. En rad insekter och insektslarver lever av t.ex. blåbärs- och lingonris. Insekterna och larverna utgör stapelföda för många andra djur, t.ex. skogshönsen. En mindre förekomst av t.ex. de nämnda bärrisen kan innebära negativa effekter också för de djur som livnär sig på insekter och insektslarver (Strengbom & Walheim 2002).

När det gäller gödsling har man även studerat förgiftningsrisken för faunan. Under 70- och 80-talet utfördes några studier med avsikt att undersöka om det förelåg någon sådan risk för ren och skogsfågel, vilka lever i områden som var särskilt i fokus för gödsling. Undersökningen om ren visade att renen ej förtärde gödselmedel i fast form, men vid törst kunde den dricka vatten med så hög halt (1%-ig lösning) av gödselmedel att förgiftning uppstod (Nordkvist & Erne 1983). I och med att helt slutna hanteringssystem utvecklades under 90-talet torde detta ha eliminerat risken för djur att få i sig farliga mängder gödselmedel. I samma undersökning studerade man halten fritt nitrat i några olika betesväxter under den första månaden efter utförd gödsling. En halt på 0.2% nitrat kväve ansågs vara riskabel för det betande djuret. Vid en normal gödselgiva på 150 och en högre giva på 250 kg N/ha var den högsta uppmätta halten sju respektive fyra gånger lägre än riskhalten. Slutsatsen var att normal gödsling inte ger toxiska halter av nitrat i betesväxter. Däremot tycktes det som att normal kvävegödsling påverkade renens betesfrekvens under vintern. Betesfrekvensen minskade med 95% både under den första och andra vintern efter gödsling. Störst var effekten när urea användes,

men även ammoniumnitrat reducerade betesfrekvensen med ca. hälften det första och något mindre det följande året. Slutsatsen var att renen genom snötäcket kunde känna att marken var gödslad. Hur detta ägde rum lyckades man inte utröna.

Förgiftningsrisken vid gödsling har även undersökts för skogsfågel. Man undrade om fåglarna av misstag skulle plocka i sig gödselkorn i tron att det var stenar vilka de är beroende av för den mekaniska nedbrytningen av födan i krävan. Ett försök med tjäderkycklingar i bur visade att kycklingarna plockade upp gödselkornen, men att de därefter upptäckte sitt misstag och släppte ner kornen på marken igen (Höglund et al. 1973).

Om näringsoptimering minskar förekomsten av bärris tycks risker föreligga för att även insektslevande djurarter påverkas i och med att bärrisen utgör basföda för många insekter. Å andra sidan skulle näringsoptimering kunna gynna andra djurarter såsom älg, rådjur, hare och sork. Det tycks hur som helst troligt att faunan påverkas på något sätt av näringsoptimering.

Insekter

De vedlevande insekterna och företrädesvis de med preferens för gammal ved är den insektsgrupp som främst varit i fokus när det handlar om skogsbrukets påverkan på miljön. Studierna är dock läträknade där man undersökt just denna grupps eventuella påverkan vid skogsgödsling. Rent hypotetiskt kan man säga att om vedkemin förändras och nedbrytarsvamparna påverkas vilka är huvudföda för många vedlevande insekter är det möjligt att gödsling kan ha menlig inverkan på nämnda insektsgrupp. Detta

kunde inte påvisas i den studie som finns redovisad i Högbom & Jacobsons litteratursammanställning (2002). Det fanns inga skillnader i insektsfaunan i ved orsakad av tidigare kvävegödsling jämfört med ogödslade objekt. Nämnas bör att studien utfördes på en näringsrik lokal där inga skillnader i vedens innehåll av kväve kunde påvisas efter gödsling. Detta föranleder en viss försiktighet vad gäller allmängiltigheten av resultaten.

Det har allmänt ansetts att sugande insekter som bladlöss och stinkflyn gynnas av kvävegödsling, medan barkborrar och märgborrar skulle vara mer indifferent (Annala & Kurkela 1989). Barrätande insekter som tallstekel och tallmätare har sagts missgynnas av gödsling. Vid ett stort angrepp av röd tallstekel i Småland blev de gödslade ytorna något mindre angripna än de ogödslade (Larsson & Tenow 1984). Motstridiga åsikter presenteras dock av Glynn & Herms (2001) i deras litteratur genomgång. De visar på ett 40-tal studier där trädens motståndskraft mot alla nyss nämnda insektsgrupper minskade. Endast ett fåtal studier nämns där gödsling inte haft någon inverkan på trädets motståndskraft i förhållande till insekter. Slutligen hänvisar Glynn & Herms (2001) till några litteratursammanställningar som stöder deras åsikt om trädens minskade motståndskraft vid gödsling (Waring & Cobb 1992; Kytö et al. 1996). Av annan åsikt är Högbom & Jacobsons (2002). Deras invändning gäller tolkningen av resultaten emedan de anser att de flesta exemplen inte är tillämpbara på våra förhållanden. De flesta av studierna handlar om enskilda träd eller små plantor odlade under klimatiska förhållanden som inte är jämförbara med våra boreala skogar.

Eftersom tidigare forskning har utförts med utgångspunkt att insekter är skadliga och ej önskvärda i skogen finns det väldigt få studier om det moderna skogsbrukets eventuella skadliga inverkan på insekter. I den ovan nämnda studien om vedlevande insekter och gödsling, tycks gödsling av näringsrika marker inte medfört någon effekt på vedlevande insekter. Det kvarstår emellertid ett stort frågetecken vad som händer om man gödslar eller näringsoptimerar näringsfattiga marker. Om det härvidlag sker förändringar i veden kan man tänka sig att livsmiljön för de vedlevande insekterna ändras och de därmed påverkas.

Markorganismer

Markfaunan inrymmer många olika typer av organismer, från större organismer som dagmaskar och skalbaggar till mikroorganismer som encelliga (protozoa) och flercelliga djur (metazoa). Bland markorganismer inräknas även mikrofloran. Markfaunan har viktiga funktioner i skogsekosystemen genom att bryta ner organiskt material, cirkulera näringsämnen och förbättra markstrukturen. Faunan analyseras ofta genom direkt skattning av antalet individer.

Olika arter och artgrupper inom markfaunan reagerar olika på gödsling (Lohm et al. 1977, Huhta et al. 1986, Lindberg & Persson 2004). Exempel på grupper som minskar vid gödsling är Enchytraeidae (familj inom ringmaskarna) (Lohm et al. 1977, Huhta et al. 1986) medan till exempel nematoder som lever på bakterier och vissa skalbaggsarter (Coleoptera) kan reagera positivt (Huhta et al. 1986). Resultaten kan dock variera kraftigt mellan olika studier: Till exempel visade Sohlenius & Wasilewska (1984) att alla grupper av nematoder, inklusive

bakterieätande, minskade som en effekt av årlig näringstillförsel. Den direkta negativa påverkan av kvävegödsling på markfaunan kan vara genom toxicitet, osmos (uttorkning) eller förändrat pH (Huhta et al. 1986). Många av de negativa och positiva effekterna försvinner några år efter gödseltidpunkten. Vissa artgrupper verkar dock inte återhämta sig inom de studerade tidsperioderna (Lohm et al. 1977, Huhta et al. 1986). Effekterna av näringsoptimering på markfaunan (endast mikroartropoder) ger en bestående minskning av antalet individer av flera artgrupper (bl.a. pansarkvalster och rovkvalster) och en förändrad artsammansättning medan diversiteten inte påverkas (Lindberg & Persson 2004). Markfaunan kan alltså inte återhämta sig på grund av de upprepade behandlingarna, men det finns arter som är toleranta och/eller gynnade och därför kan öka. Tillförs näringen däremot som näringsbevattning minskas inte antalet individer och artsammansättningen förändras i en annan riktning än vid fastgödsling (Lindberg & Persson 2004).

Resultaten från Lindberg & Persson (2004) borde kunna översättas till effekterna av tillämpad näringsoptimering, d.v.s. att negativa effekter kan uppstå men att diversiteten ofta bibehålls. Hur funktionen påverkas är oklart.

Vattenorganismer

Genom transport av yt- eller grundvatten till, eller genom direkt applikation på vattendrag kan näringsämnen från skogsgödsling hamna i vattendrag och därigenom påverka organismer som lever i vattnet. Negativa effekter kan bero på en ökad koncentration av ammonium vilket verkar toxiskt på fiskar och vattenlevande insekter och/eller ett förändrat

pH-värde vilket kan missgynna flera organismer (Nygren 1977). Näringstillförsel kan också verka indirekt genom att alg- och växtproduktionen ökar vilket i sin tur kan få till följd att syrebrist uppstår och giftiga ämnen bildas (Ribbens 2002).

I en studie undersöktes hur gödsling på en mindre del av ett avrinningsområde påverkar bottenlevande ryggradslösa djur (främst sländor) (Göthe et al. 1993). Direkt efter gödslingen ökade rörelseaktiviteten hos insekterna vilket kan tolkas som en flykt från en dålig vattenkvalitet. Efter ett år fanns dock inga skillnader i antal och diversitet jämfört med det ursprungliga tillståndet.

Effekten på fiskar av gödsling beror på områdets buffringsförmåga och gödselmedlets försurande effekt. Göthe et al. (1993) fann inga tydliga effekter på fiskbestånden (öring) trots höga ammoniumkoncentrationer. Undersökningsområdena hade gödslats med ammoniumnitrat respektive kalcium-ammoniumnitrat men hade ursprungligen höga pH. Nyberg (1977) fann dock negativa effekter på öringars överlevnad i områden där pH sänktes under en kritisk nivå efter gödslingstillfället. Övriga områden i denna studie visar små förändringar.

Resultat från de få tillgängliga studier av gödslingeffekter på vattenorganismer i skogslandskap visar att allvarliga störningar kan uppstå. Därför bör en tillämpad näringsoptimering utföras så att näringsläckage undviks eller minimeras, och/eller att pH ej sänks drastiskt. Risken för läckage vid näringsoptimering är dock lägre än med stora engångsgivor vid konventionell gödsling. En obehandlad skyddszon ska lämnas utefter vattendrag.

Kolinlagring i biomassa och mark

För att motverka växthuseffekten har skogsekosystem föreslagits kunna vara en viktig källa för att binda in kol och därmed minska eller minska ökningen av koldioxid. Med dagens tillväxt och avverkningsnivå i Sverige beräknas träden lagra ca 7-8 miljoner ton kol, och fallföna från träden tillför skogsmarken ytterligare 2-4 miljoner ton. Detta kan sättas i relation till Sveriges nuvarande utsläpp av fossila bränslen på 16-17 miljoner ton kol (muntlig referens Johan Bergh). Genom att öka tillväxten i våra skogar skulle Sverige kunna bli "koldioxidneutralt", dvs utsläppen balanseras av skogens upptag. Om vi dessutom använder mertillväxten i skogen till olika produkter och i slutändan alltid förbränner den och ersätter fossila bränslen så har man påverkat kolbalansen i positiv riktning.

Förenklat kan man säga att en kubikmeter stamved motsvarar en inlagring av kol på 200 kg. Vid intensivodling av granskog skulle mertillväxten kunna bli mer än 8 m³ per hektar och år. Detta motsvarar ett kolupptag på minst 1.6 ton per hektar och år om man bara räknar stamved (ökningen av grenar, toppar och rötter är ej medtagen). Intensivodling av 3 miljoner hektar, ca 12% av Sveriges skogsmark, skulle med andra ord vara tillräckligt för att Sverige skulle bli koldioxidneutralt om dagens koldioxidutsläpp bibehölls.

Ett intensivodlingsskogsbruk med ungdomsgödsling innebär en ökad användning av fossila bränslen i form av drivmedel vid transport, spridning och tillverkning av gödselmedel i jämförelse med skogsbruk utan gödsling. Det intensiva skogsbruket innebär också en extra energiinsats. Den intressanta frågan är

hur mycket den ökade koldioxidanvändningen och energiförbrukningen är jämfört med inlagringen av kol och energivinsten man erhåller vid förbränning. Vid intensivodling kan den ökade produktionen sägas motsvara 50 gånger mer energi än den insatta energin (Andersson 2002).

Gödsling har även effekter på kolinlagring i markens organiska material. Eftersom den mikrobiella aktiviteten oftast minskar efter gödsling bryts inte det organiska materialet ner lika snabbt (se avsnittet "markorganismer"). Därmed fördröjs frigörelsen av det organiskt bundna kolet. Den ökade tillväxten och därmed biomassan av träd och fältskikt resulterar också i en större mängd föna. Den ökade mängden föna och den minskade nedbrytningen resulterar i att det sker en upplagring av kol, vilket stöds av såväl fältstudier (Nohrstedt et al. 1989, Mäkipää 1995, Mäkipää et al. 1998, Franklin et al. 2003) som modelleringar (Mäkipää et al. 1998, Ågren et al. 2001, Franklin et al. 2003). Eftersom minskningen av den mikrobiella aktiviteten påverkas av ståndortens ursprungliga näringsstatus (Arnebrant 1991) borde kolinlagring i marken även minska ju bördigare ståndort som behandlas. Inga studier kring frigörelse av kol från ett gödslat bestånd vid slutavverkning har kunnat återfinnas.

Franklin et al. (2003) har studerat och modellerat effekterna av ett försök som är översättbart till effekterna av tillämpad näringsoptimering. Det är alltså troligt att tillämpad näringsoptimering ökar kolinlagring, med förbehåll kring ståndortens ursprungliga näringsstillgång. Eftersom effekterna på nedbrytningen är långsiktiga så borde även en avbruten näringsoptimering fördröja

frigörelsen av det organiskt bundna kolet.

Rekreativvärden

Inga explicita studier kring effekter av gödsling på rekreativvärden har hittats. Därför kommer detta avsnitt ha en diskuterande karaktär och referera till studier som berör näraliggande aspekter.

Den första frågan som bör besvaras kring tillämpad näringsoptimering och rekreation är om och i vilken grad gödsling påverkar rekreativvärdet. Om svaret på detta är att tillämpad näringsoptimering inskränker möjligheterna till rekreation är den andra frågan om och hur virkesproduktion genom tillämpad näringsoptimering och rekreation kan differentieras rumsligt eller om markanvändningen måste integreras.

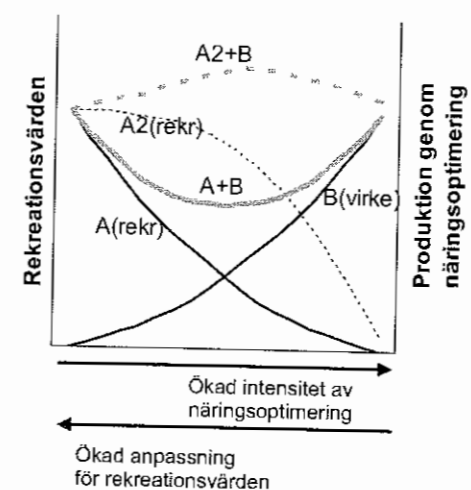
I avsnitten ovan har gödslingens effekter på en rad miljövariabler belysts. Flera av dessa variabler är viktiga för rekreativvärdet: Bär- och svamplockning är en viktig rekreativ aspekt som i de flesta fall påverkas negativt av gödsling (den ökade förekomsten av trattkantareller kan troligen inte kompensera minskningen av andra svampar). Upplevelsen av floraaspekter kan komma att påverkas negativt av gödsling. I vissa fall kan bestånden bli mer slutna av gödsling vilket i sin tur kan minska rekreativvärdet eftersom öppna bestånd ofta föredras (Lindhagen & Hörnsten 2000). En självklar men mycket viktig aspekt kring hur rekreativvärdet förändras av gödsling är ett bestånd eller områdets utgångsläge – ju lägre värdet är från början desto mindre kan det påverkas negativt av tillämpad näringsoptimering. Det betyder dock inte med automatik att skog med

högre rekreativvärde påverkas mer negativt just bara för att den har högre värdet. Näringsoptimering av bestånd borde vara bäst lämpad i bestånd där även den övriga skötseln är intensiv och rationell. En högintensiv och rationell skogsskötsel innebär i de flesta fall att beståndsstrukturen blir ensartad och att rekreativvärdena är låga.

I bestånd med höga rekreativvärden som är knutna till aspekterna som anges ovan bör näringsoptimering tillämpas med försiktighet. Ett bestånds rekreativvärde är dock också till stor del beroende av rekreativvärdet av det omgivande landskapet. Viktiga faktorer som påverkar landskapets rekreativvärde är tillgänglighet för, och närhet till besökarna men även det övergripande rekreativvärdet för landskapet. I områden eller landskap med höga rekreativvärden bör näringsoptimering generellt tillämpas med försiktighet. Dock behöver inte inslag av näringsoptimerade bestånd i sådana landskap alltid sänka rekreativvärdet eftersom det kan bidra till att öka variationen mellan bestånd vilket uppskattas av besökare (Axelsson-Lindgren & Sorte 1987). Om och hur näringsoptimering och rekreativvärden behöver och kan integreras beror alltså både på beståndets och på landskapets förutsättningar. Avgörande för allokeringen är skogsägarens förutsättningar och mål.

Ett sätt att lösa allokeringen produktionen av olika nyttigheter (i detta fall virkes/biomasse-produktion kontra produktion av rekreativvärden) är genom diversifierad markanvändning. I korthet kan detta sägas gå ut på att renodla och rumsligt särskilja produktionen av olika nyttigheter på beståndsnivå istället för att t.ex. försöka skapa rekreativvärden

och en ökad virkesproduktion genom tillämpad näringsoptimering inom samma bestånd. Detta är effektivt då produktionen av respektive nyttighet avtar snabbt då med minskande hänsyn/intensitet. Detta visas genom kurvorna "A" och "B" i figur 1. Om man vill maximera produktionen av såväl rekreation som produktion genom näringsoptimering är det i detta fall optimalt att rumsligt differentiera produktionen (jmf kurva "A+B" i figur 1). Man kan dock tänka sig att t.ex. produktionen av rekreativvärden är ganska opåverkade av en ökande intensitet av näringsoptimering upp till en viss nivå (jmf kurva "A2" i figur 1). I detta fall är det inte optimalt att differentiera produktionen och markanvändningen.



Figur 1. Hur produktionen av rekreativvärden samt näringsoptimerad skogsproduktion kan tänkas påverka varandra.

Litteraturlista

- Andersson, M. 2002. Spatial allocation of forest production: aspects on multiple-use forestry in Sweden. *Acta Universitatis agriculturae Sueciae. Silvestria*, 257. Alnarp, Swedish University of Agricultural Sciences, ISBN 91-576-6341-6.
- Andersen, B. 1986. Impact of nitrogen deposition. *In: Nilsson, J. (eds.) miljörappport 1986:11: Critical loads for sulphur and nitrogen*, pp. 159-198. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Anglberger, H., Halmschlager, E. 2003: The severity of Sirococcus shoot blight in mature Norway spruce stands with regard to tree nutrition, topography and stand age. *Forest-Ecology-and-Management* 177(1/3): 221-230
- Annala, E. & Kurkela, T. 1989. Gödslingens inverkan på insektsskador och skogssjukdomar. I: Skogsgödslingen och miljön. Centralskogsnämnden Skogskultur, Finland.
- Arnebrant, K. 1991: Effects of forest fertilization on soil microorganisms. Doctoral thesis, Dept. of Ecology, Lund Univ., Lund. ISBN 91-7105-016-7
- Arnebrant, K. & Soderstrom, B. 1992: Effects of different fertilizer treatments on ectomycorrhizal colonization potential in two Scots pine forests in Sweden. *For.Ecol.Man.* 53(1-4): 77-89
- Arnebrant, K., Bååth, E. Söderstrom, B. & Nohrstedt, H-O. 1996: Soil microbiology activity in eleven Swedish coniferous forests in relation to site fertility and nitrogen fertilization. *Scand. J. For. Res.* 11(1): 1-6
- Axelsson-Lindgren, C & Sorte, G. 1987: Public response to differences between visually distinguishable forest stands in a recreation area. *Landscape and Urban Planning* 14: 211-217
- Berdowski, J.J.M. 1987. Transition from heathland to grassland initiated by the heather beetle. *Vegetatio* 75: 167-173.
- Berendse, F. & Elberse, W.T. 1989. Competition and nutrient losses from the plant. *In: Lambers, H. e.a. (eds.) Causes and consequences of variation in growth rate and productivity of higher plants*, pp. 269-284. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Berendse, F., Elberse, W.T. & Geerts, R.H.M.E. 1992. Competition and nitrogen loss from plants in grassland ecosystems. *Ecology* 73:46-53-
- Björkman, E. 1959. Älgen en finsmakare. *Skogen* 46. (14), 293.
- Boxman, A.W., Blanck, K., Brandrud, T.E., Emmett, B.A., Gundersen, P. Hogervorst, R.F., Kjonaas, O.J., Persson, H. & Timmermann, W. 1998: Vegetation and soil biota response to experimentally-changed nitrogen inputs in coniferous forest ecosystems of the NITREX project. *For.Ecol.Man.* 101:65-79
- Brandrud, T.E. 1995: The effects of experimental nitrogen addition on the ectomycorrhizal fungus flora in an oligotrophic spruce forest at Gårdsjöu, Sweden. *For. Ecol. Man.* 71:111-122.
- Brantseg, A. 1966. Skogsgödsling og viltet. *Jakt-, fiske-, friluftsliv* 95: 216-219.
- Brunsting, A.M.H, Hail, G.W. 1985. The role of nutrients in the interactions between herbivorous beetle and some competing plant species in heathlands. *Oikos* 44: 23-26.
- Börjesson, P. Framtida tillförsel och avsättning av biobränslen i Sverige – regionala analyser. Rapport nr. 34, juni 2001. Institutionen för teknik och samhälle, avdelningen för miljö- och energisystem. Lunds universitet.
- Chapin, III, F.S. 1980. The mineral nutrition of wild plants. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 11:223-260.
- Chapin, III, F.S., Vitousek, P.M. & Van Cleve, K. 1986. the nature of nutrient limitation in plant communities. *Am Nat.* 127:48-58.
- Dirkse, G.M. & Martakis, G.F.P. 1992. effects of fertilizer on bryophytes in Swedish experiments on forest fertilization. *Biol. Conserv.* 59:155-161.
- Eriksson, O. & Raunistola, T. 1993. Impact of forest fertilizers on winter pastures of semi-domesticated reindeer. *Rangifer* 13: 203-214.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in Sweden. *Oecologia* 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1992. Mark- och floraförändringar i sydsvensk ädellövskog (Summary: Soil and floral changes in hardwood forests of southern Sweden). Statens naturvårdsverk, Rapport 406I.
- Faltynowicz, W. 1986. The dynamics and role of lichens in a managed Cladonia-pine forest (Cladonia-Pinetum). *Mongr. Bot.* 69: 1-97.
- Franklin, O., Högberg, P., Ekblad, A., Ågren, G.I. 2003: Pine forest floor carbon accumulation in response to N and PK additions: Bomb ¹⁴C modelling and respiration studies. *Ecosystems* 6:644-658.
- Fransson, P.M.A., Taylor, A.F.S. & Finlay, R.D. 2000: Effects of continuous optimal fertilization on belowground ectomycorrhizal community structure in a Norway spruce forest. *Tree Physiology* 20:599-606.
- Glynn, C. & Herms, D. 2001. Effects of nitrogen fertilization on forest trees in relation to insect resistance and to red-listed insect species. Report No. 3. SkogForsk, Uppsala. pp. 40.
- Havlin, J. L., Beaton, J.D., Tisdale, S.L. & Nelson, W.L. 1999: Soil Fertility and Fertilizers – An Introduction to Nutrient Management. Prentice Hall, Inc. ISBN 0-13-626806-4
- Haynes, R.J. 1986. Uptake and assimilation of mineral nitrogen by plants. *In: Haynes, R.J. (eds.) Mineral nitrogen in the plant-soil system*, pp. 303-378. Academic Press. Orlando, Florida.
- Heil, G.W. & Diemont, W.H. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. *Vegetatio* 53: 113-120.
- Hester, A.J., Miles, J. & Gimingham, C.H. 1991. Succession from heather moorland to birch woodland. II. Growth and competition between *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa* and *Agrostis capillaris*. *J. Ecol.* 79: 317-327.
- Hoffman, G. 1987. Vegetationsänderungen in Kiefernbeständen durch Mineraldüngung. *Hercynia (Leipzig)* 24: 271-278.
- Huhta, V., Hyvonen, R., 1986: Koskeniemi, A., Villkamaa, P., Kaasalainen, P., Sulander, M. Response of soil fauna to fertilization and manipulation of pH in coniferous forests. *Acta-Forestalia-Fennica*, 195: 30
- Högberg, P. Johannisson, C., Nicklasson, H. & Högbom, L. 1990. Shoot nitrate reductase activities of field-layer species in different forest types. *Scand. J. For. Res.* 5: 449-456.
- Högbom, L. & Jacobson, S. 2002. Kväve 2002 – en konsekvensbeskrivning av skogsgödsling i Sverige. Redogörelse nr. 6. SkogForsk, Uppsala. pp. 42.
- Höglund, N., Marström, V., Essen, L. von & Nordström, A. 1973. Är skogsgödsel farligt för vilt? *Svensk Jakt* 2: 52-53.
- Ingelög, T. 1981. Floravård i skogsbruket I – allmän del. Skogsstyrelsen, Jönköping.
- Kallio, T., Hakkinen, R., Heinonen, J. 1985: An outbreak of *Gremmeniella abietina* in central Finland. *European-Journal-of-Forest-Pathology*, 15(4): 216-223
- Kardell, L., Eriksson, J. & Rydberg, U. 1981. Smak- och mängdförändringar på kvävegödslade blåbär och lingon. *Vår Föda*, 33: 214-226.
- Kardell, L. 1984. Skogsgödslingens inverkan på bär och matsvampar. *Skogsfakta Supplement nr. 5*, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. p. 67-74.
- Keddy, P. 1990. Competitive hierarchies and centrifugal organization in plant communities. *In: Grace, J.B. & Tilman, D. (eds.) Perspectives on plant competition*, pp. 265-290- Academic Press, Inc., San Diego.
- Kellner, O. 1993. Effects of fertilization on forest flora and vegetation. Uppsala universitet, växtbiologiska institutionen, Akad. avh., Uppsala.
- Kerslake, J.E., Woodin, S.J. & Hartley, S.E. 1998. Effects of carbon dioxide and nitrogen enrichment on plant-insect interaction: the quality of *Calluna vulgaris* as a host for *Operopthera brumata*. *New Phytologist* 140: 43-53.
- Kytö, M., Niemala, P. & Larsson, S. 1996. Insects on trees: population and individual response to fertilization. *Oikos* 75: 148-149.
- Kyto, M., Niemela, P., Annala, E., Varama, M. 1999: Effects of forest fertilization on the radial growth and resin exudation of insect-defoliated Scots pines. *Journal-of-Applied-Ecology*, 36(5): 763-769
- Lambers, H. & Poorter, H. 1992. Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences. *Adv. Ecol. Res.* 23: 187-261.
- Larsson, S. & Tenow, O. 1984. Areal distribution of a *Neodiprion* sertifer (Hym., Diprionidae) outbreak on Scots pine as related to stand condition. *Holarctic Ecol.* 7: 81-90.
- Lindberg, N., Persson, T. 2004: Effects of long-term nutrient fertilisation and irrigation on the microarthropod community in a boreal Norway spruce stand. *For. Ecol. Man.* 188(1-3): 125-135
- Lindhagen, A. & Hornsten, L. 2000: Forest recreation in 1977 and 1997 in Sweden: changes in public preferences and behaviour. *Forestry*, 73(2): 143-153.

- Lohm, U., Lundkvist, H., Persson, T., Wiren, A. 1977: Effects of nitrogen fertilization on the abundance of enchytraeids and microarthropods in Scots pine forests. *Studia-Forestalia-Suecica*. 140: 23
- Malysheva, T.V. 1981. Response of some forest ground mosses to fertilizers. *Sov. J. Ecol.* 12: 347-352.
- Mäkipää, R. 1995: Effect of nitrogen input on carbon accumulation of boreal forest soils and ground vegetation. *For. Ecol. Man.* 79:217-226.
- Mäkipää, R., Karjalainen, T., Pussinen, A., Kukkola, M., Kellomäki, S., Malkonen, E. 1998: Applicability of a forest simulation model for estimating effects of nitrogen deposition on a forest ecosystem: test of the validity of a gap-type model. *For. Ecol. Man.* 108(3): 239-250
- Mälkönen, E., Kellomäki, S., & Holm, J. 1980. Effect of nitrogen, phosphorus and potassium fertilization on ground vegetation in Norway spruce stands (in Finnish with summary in English). *Commun. Inst. For. Fenn.* 98:3: 1-35.
- Nilsson, L.-O., Wallander, H. 2003: Production of external mycelium by ectomycorrhizal fungi in a Norway spruce forest was reduced in response to nitrogen fertilization. *New-Phytologist*. 158(2): 409-416
- Nohrstedt, H.-Ö. 1988. Skador på bottenskiktet och vegetationsförändringar efter en skogsgödsling med urea. (Abstract: Injuries on the bottomlayer and vegetation changes after a forest fertilization with urea). The institute for forest improvement, Uppsala, Report 3.
- Nohrstedt H.-Ö., Wedin, M. & Gerhardt, K. 1988. Effekter av skogsgödsling på kvävefixerande lavar. Institutet för skogsförbättring, rapport nr. 4, Uppsala, 35 s.
- Nohrstedt, H.-Ö., Arnebrandt, K. Bååth, E., Söderström, B. 1989: Changes in carbon content, respiration rate, ATP content, and microbial biomass in nitrogen-fertilized pine forest soils in Sweden. *Can. J. For. Res.* 19: 323-328.
- Nohrstedt, H.-Ö. 1994. Effects on field- and bottom-layer species in an experiment with repeated PK- and NPK- fertilisation. *SkogsForsk*, Report No. 2, Uppsala, 19 s.
- Nordkvist, M. & Erne, K. 1983. The toxicity of forest fertilizers (ammonium nitrate) to reindeer. *Acta Zool. Fenn.* 175: 101-105.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. 1993. Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. Norsk Institutt for Skogforskning, Fagrapport 49.
- Paul, E. A., Clark, F.E. 1989: *Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press, Inc., San Diego, ISBN 0-12-546805-9.
- Persson, H. 1981. The effect of fertilization and irrigation on the vegetation dynamics of a pine-heath ecosystem. *Vegetatio* 46: 181-192.
- Piri, T. 1998: Effects of vitality fertilization on the growth of *Heterobasidion annosum* in Norway spruce roots. *European-Journal-of-Forest-Pathology*, 28(6): 391-397
- Raatikainen, M. 1989. Skogsgödslingens inverkan på bär-, svamp- och viltproduktionen. I: Skogsgödslingen och miljön. Centralskogs nämnden Skogskultur (Finland).
- Rangfeldt, A. 2005. Marken kol-/kväveförråd och kol/kvävemineralisering i Skogabyförsöket 16 år efter försöksstarten. Examensarbete,Handledare Tryggve Persson, Institutionen för ekologi och miljövärd. SLU, Uppsala.
- Read, D.J. 1991. Mycorrhizas in ecosystems. *Experientia* 47: 376-391.
- Rosén, K., Gundersen, P., Tegnhammar, L., Johansson, M. & Frogner, T. 1992. Nitrogen enrichment of Nordic forest ecosystems, the concept of critical loads. *Ambio* 21: 364-368.
- Smolander, A., Kurka, A., Kitunen, V. & Mälkönen, E. 1994: Microbial biomass C and N, and respiratory activity in soil of repeated limed and N- and P-fertilized Norway spruce stands. *Soil Biology and Biochemistry* 26:957-962.
- Sohlenius, B. Wasilewska, L. 1984: Influence of irrigation and fertilization on the nematode community in a Swedish pine forest soil. *J. Appl Ecol.* 21:327-342.
- Strengbom, J. 2002. Nitrogen, parasites and plants – key interactions in Boreal forest ecosystems. Dissertation, Umeå university, Umeå.
- Strengbom, J. & Walheim, M. 2002. Kvävetts effekt på förekomsten av blåbär, lingon och krustätel. Fakta Skog nr. 13. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Strengbom, J. Walheim, M., Näsholm, T. & Eriksen, L. 2003. Regional differences in the occurrence of understory species reflect nitrogen deposition in Swedish forest. *Ambio* Vol. 32 No. 2: 91-97.
- Tamm, C.O. 1991. Nitrogen in terrestrial ecosystems. *Ecol. Stud.* 81. Springer-Verlag, Berlin.
- Taylor, A, Malmberg, A., Finlay, R. & Högbom, L. 2005: Gödsling påverkar mykorrhizasamhället – men effekten verkar vara övergående. Resultat från SkogForsk, Nr 1.
- Tyler, G. 1987. Probable effects of soil acidification and nitrogen deposition on the floristic composition of oak (*Quercus robur* L.) forest. *Flora* 179: 165-170.
- Wallander, H., Persson, H. & Ahlström, K. 1990: Effects of nitrogen fertilization on fungal biomass in ectomycorrhizal roots and surrounding soil. I "Above and below-ground interactions in forest trees in acidified soils : proceedings of a workshop jointly organised by the Commission of the European Communities and the Swedish University of Agricultural Sciences in Simlångsdalen, Sweden, 21-23 May 1990" Red. H. Persson. Sid 99-102.
- van Breemen, N. & van Dijk, H.F.G. 1988. Ecosystem effects of atmospheric deposition of nitrogen in the Netherlands. *Environ. Pollut.* 54: 249-274.
- Waring, G.L. & Cobb, N.S. 1992. the impact of plant stress on herbivore population dynamics, pp. 167-226. I: E.A. Bernays (ed.). *Insect-Plant Interactions*, Vol. 4 CRC Press, Boca Ration, FL.
- Viiri, H., Niemelä, P., Kitunen, V., Annala, E. 2001: Soluble carbohydrates, radial growth and vigour of fertilized Norway spruce after inoculation with blue-stain fungus, *Ceratocystis polonica*. *Trees*, 15:327-334.
- Wiklund, K., Nilsson, L.-O. & Jacobsson, S. 1995: Effect of irrigation, fertilization and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. *Can. J. Bot.* 73:200-208.
- Wittig, R. 1988. Retrospective studies of changes in central european forests by means of repeating phytosociological surveys. In: Salbitano, F. (eds.) *Human influence on forest ecosystems development in Europe*, pp. 139-147. ESF FERN – CNR, Pigatora Editrice, Bologna.
- Ågren, G.I., Bosatta, E., Magill, A.H. 2001: Combining theory and experiment to understand effects of inorganic nitrogen on litter decomposition. *Oecologia* 128:94-98.
- Åkerstrand, K. Kardell, L. & Möller, T. 1988. Undersökning av blåbär och lingon från kvävegödslade provtytor. Statens livsmedelsverk, rapport 1988:9, Uppsala, 26 s.

Fiberskog som vedråvara

Av Christina Lundgren

Sammanfattning

De senaste 10 åren har en rad forskningsinsatser gjorts som fokuserat på råvarans kvalitet och egenskaper. Mätmetoder för ved- och fiberegenskaper har utvecklats och man har intresserat sig för egenskaperna och ståndorten likväl som virkets kvalitet för sågad vara och i ökad utsträckning massa och papper. Snabbvuxen s.k. åkermarksgran, har studerats och jämförelser mellan frodvuxna och senvuxna material har gjorts. Tillväxt och kvalitet har varit ord runt vilka man rest frågetecken.

Idéer om ett mer intensivt skogsbruk med täta gödslingar och ännu högre tillväxt leder givetvis till frågor om virkets kvalitet. Kommer en volymökning ge en substantiell ökning av fiberråvara eller produceras bara "luft"? Kommer fibrerna duga till papper eller är de som uppblåsta ballonger med fiberväggar som bara trasas sönder? Kommer vi att få en fiber som vi känner igen som en granfiber eller kommer vi få en helt ny typ av råvara? I så fall, kan vi hantera den i industrin?

I Fiberskog etapp 1 har virke från näringsoptimeringsförsöken i Asa och Flakaliden analyserats med avseende på ved- och fiberegenskaper för att utröna kvaliteten som massaråvara. En grundhypotes har varit att eftersom skötselprogrammen i Asa och Flakaliden är extrema jämfört med vad som kommer att vara genomförbart i ett praktiskt fiberskogsbruk kommer resultaten indikera inom vilka ramar virket från

en i praktisk fiberskogsodling kommer att ligga. I Fiberskog etapp 2 har prediktiva modeller för fiberegenskaper utvecklats för att kunna användas tillsammans med tillväxtmodeller för fiberskogsodling. En intervjuundersökning riktad mot massaindustrin har också genomförts för att kartlägga industrins inställning till virke av den här typen. Den här rapporten redovisar i tre kapitel resultaten från dessa moment:

1. Ved- och fiberegenskaper från Asa och Flakaliden
2. Modeller för ved- och fiberegenskaper – anpassningar och tester
3. Fiberskog och massa och papper

Ved- och fiberegenskaper från Asa och Flakaliden

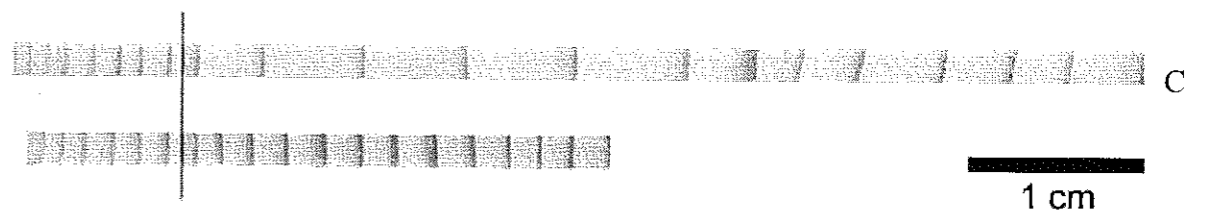
Inledning

Granved utgörs till ca 94 % av trakeider. I massa- och papperssammanhang används ordet fibrer om barrvedstrakeider och så även i detta dokument.

Vedegenskaper och fibertvärnsnitt från näringsoptimeringsförsöken i Asa och Flakaliden mättes och analyserades för att studera effekten av intensiv gödsling och hög tillväxt på veden och fibrerna. Fullständiga resultat finns i Lundgren (2003), (avhandling) och Lundgren (2004 a och 2004 b).

Hur bildas veden och fibrerna?

För att tolka resultaten från ved- och fiberstudierna är det bra att ha några grundläggande vedbildningsprinciper i minnet. Ved är en inhomogen råvara; egenskaperna hos en bit ved och en enskild fiber beror bl.a. på var i stammen fibern har bildats. Den största variation finns inom årsringen eftersom det är stor skillnad mellan vår- och sommarved. Nästa källa till variation är skillnaden mellan juvenil ved och mogen ved. Virket som bildas i årsringarna närmast mörgen, juvenilveden, skiljer sig från veden längre ut. Detta beror på att tillväxtzonen, kambiet, utvecklas och mognar utåt från mörge. En viss förändringen äger också rum i höjded vilket innebär att kambiet mognar snabbare och bildar mogen ved fortare högre upp i stammen. Vedegenskaper t.ex. fiberns storlek, cellväggens tjocklek och veddensiteten följer sålunda ett mönster från mörge och ut där vi har smala, korta fibrer med tunna cellväggar och därigenom lägre veddensitet nära mörge. Det här grundmönstret kan modifieras genom att reglera tillväxten på olika sätt genom skogsskötsel.



Figur 1. Exempel på prov som mättes i SilviScan, från ovan. Den vertikala linjen markerar årsringen som bildades 1987; året då behandlingarna inleddes i Flakaliden. Övre provet kommer från näringsbevatningen (IL) och den undre från kontrollen (C).

Värdena analyserades med variansanalysmodell där effekterna av läge i stammen från mörge och ut, årsringsbredd, årsringsnummer från mörge, behandling (gödsling eller inte/bevattnat eller inte) testades simultant.

Material och metoder

För analyser av ved togs prover från ogödslade, bevattnade, fastgödslade och näringsbevattnade försöksleden i Asa. I Flakaliden hade enbart bevattning inte gett någon tillväxtökning varför det bevattnade ledet inte togs med i materialet från Flakaliden. Borrkärnor med 12 mm diameter togs i brösthöjd på 20 slumpvis utvalda träd per försöksled.

Ur borrkärnorna sågades provbitar 2 x 6 mm från mörge till bark och den 2 mm breda tvärsnittsytan finslipades för att möjliggöra bildanalys av ytan. Fibrernas tvärsnittdimensioner. (Fig 1) mättes med SilviScan, på CSIRO i Melbourne, Australien. SilviScan är en apparat konstruerad för att snabbt kunna mäta fiberdimensioner på hela träbitar d.v.s. utan att separera fibrerna, vilket möjliggör analyser med hänsyn tagen till fibrernas exakta läge i stammen. Tvärsnittdimensioner; cellväggstjocklek, radiell och tangentiell fiberbredd samt densitet och mikrofibrillvinkeln mättes var 0.05:e mm i radiell riktning och medelvärden per årsring räknades ut.

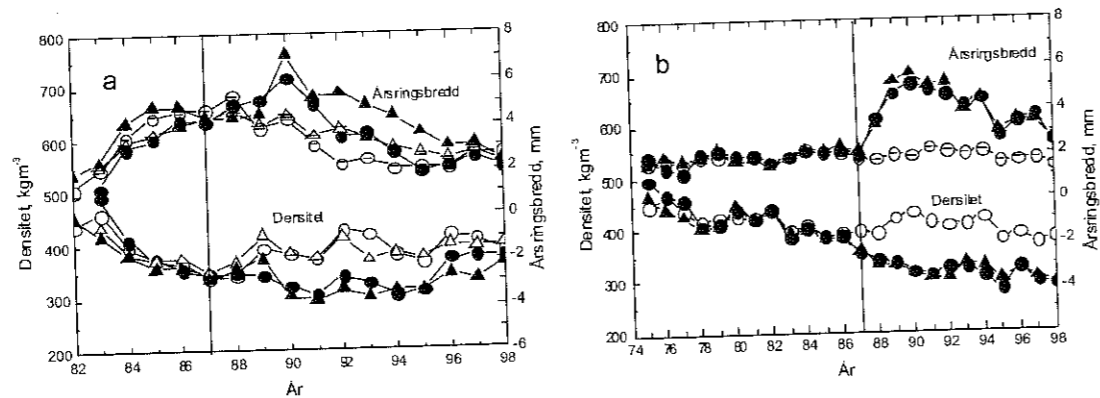
Resultat och diskussion

Samtliga kurvor i figur 1-6 illustrerar ved- och fiberegenskapernas utveckling från juvenil till mogen ved. Effekten av gödslingen och/eller bevattningen läses därför ut genom att jämföra nivåerna på kurvorna från de behandlade ytorna mot kontrollen.

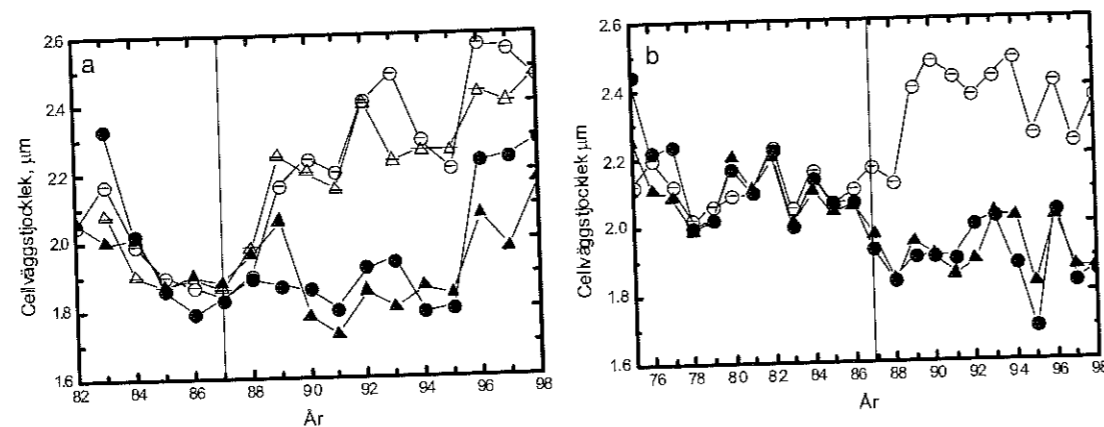
Densitet, cellväggstjocklek

Kurvorna för densitet och årsringsbredd (Figur 2) är i princip spegelbilder av varandra. En tumregel säger att en tillväxtökning på 100 % leder till en 20 %:ig minskning av densiteten och den tumregeln verkar fungera även för det gödslade materia-

let. Cellväggstjockleken är starkt korrelerad med densiteten och kurvorna för densitet och cellväggstjocklek liknar varandra (Figur 2 och 3). De stora skillnaderna i cellväggstjocklek mellan behandlingarna indikerar att vi har fått en större andel tunnväggiga vårved-sfibrer.



Figur 2. Årsringsbredd och densitet för Asa (a) och Flakaliden (b). Kurvorna är i stora delar spegelbilder av varandra. ○ = obehandlad kontroll, ● = fastgödsling, ▲ = näringsbevattning, △ = bevattning.

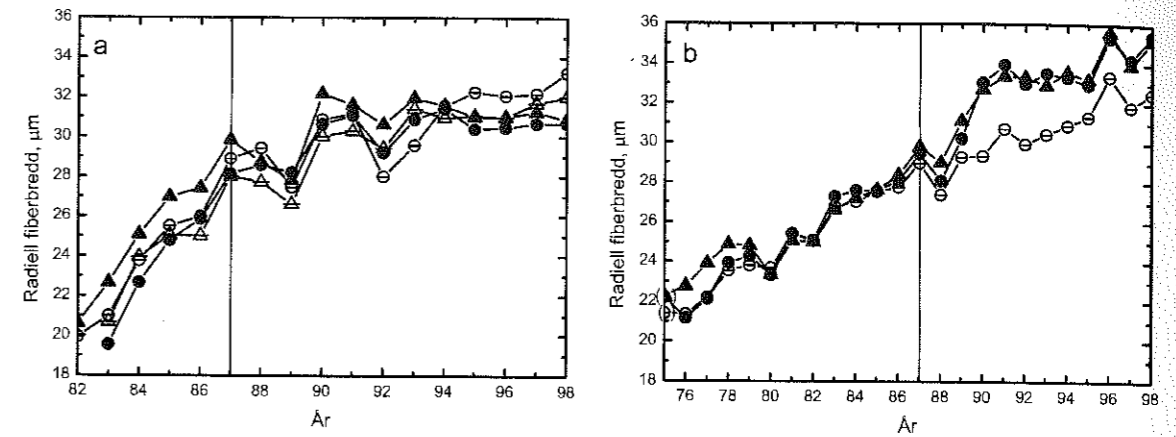


Figur 3. Cellväggstjocklek för Asa (a) och Flakaliden (b). ○ = obehandlad kontroll, ● = fastgödsling, ▲ = näringsbevattning, △ = bevattning.

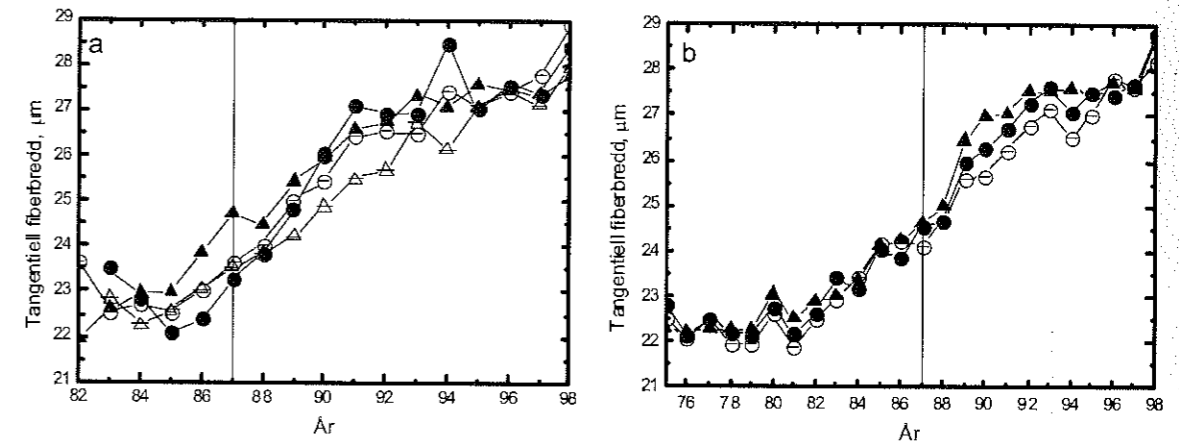
Fibernas storlek, bredd och längd

Fiberbredden ändras inte dramatiskt av gödsling. Den effekt på radiell och i viss mån tangentiell fiberbredd som kan utläsas för framförallt Flakaliden (Figur 4 och 5) beror dels på att den ökade tillväxten gör att vi jämför fibrer längre ut från mörgen (F och IL) med fibrer närmare mörge (tät

vuxen kontroll). Effekten på den radiella fiberbredden beror givetvis också på att andelen stora vårvedsfibrer har ökat. Vedmätningar gjorda i Finland (Mäkinen m.fl. 2002) visar att de gödslade fibrerna från Flakaliden blev ca 15 % kortare än fibrerna från kontrollen. Det beror på den ökade aktiviteten i kambiet vid snabb tillväxt.



Figur 4. Radiell fiberbredd för Asa (a) och Flakaliden (b). ○ = obehandlad kontroll, ● = fastgödsling, ▲ = näringsbevattning, △ = bevattning.



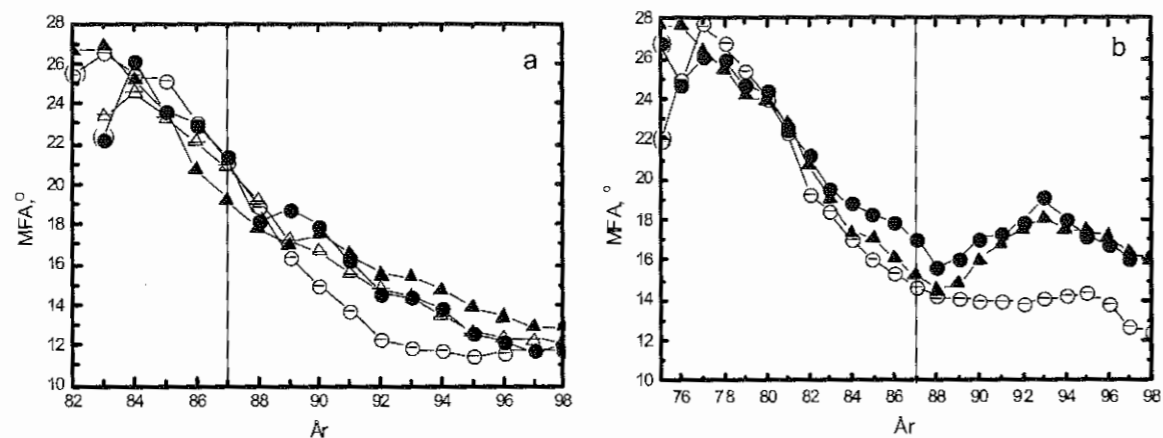
Figur 5. Tangentiell fiberbredd för Asa (a) och Flakaliden (b). ○ = obehandlad kontroll, ● = fastgödsling, ▲ = näringsbevattning, △ = bevattning.

Mikrofibrillvinkel och styrka

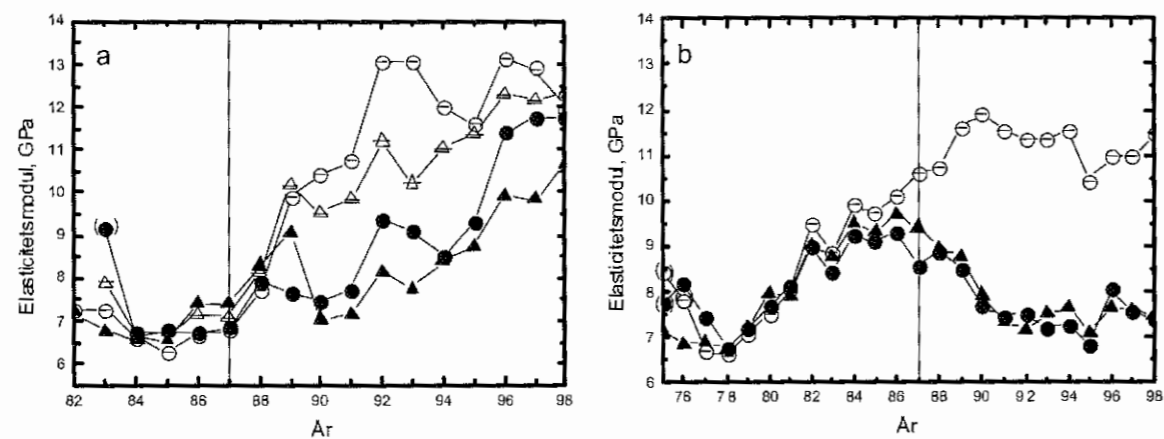
Mikrofibrillvinkeln ligger på en högre nivå för de behandlade bestånden. Detta sammantaget med lägre densitet leder till en lägre elasticitetsmodul för de gödslade träden.

Grenfrekvensen ökade med gödsling liksom storleken på grenarna. Detta innebär att hållfastheten sjunker ytterligare för de snabbvuxna gödslade bestånden. Grenvolymen i relation till stamvedsvolymen var dock konstant (Mäkinen m. fl. 2001) vilket

innebär att denna parameter inte bör påverka utnyttjandet för massaindustrin.



Figur 6. Mikro fibrillvinkel för Asa (a) och Flakaliden (b). ○ = obehandlad kontroll, ● = fastgödsling, ▲ = näringsbevattning, △ = bevattning.



Figur 7. Elasticitetsmodul kvistfritt virke för Asa (a) och Flakaliden (b). ○ = obehandlad kontroll, ● = fastgödsling, ▲ = näringsbevattning, △ = bevattning.

Fördelningar

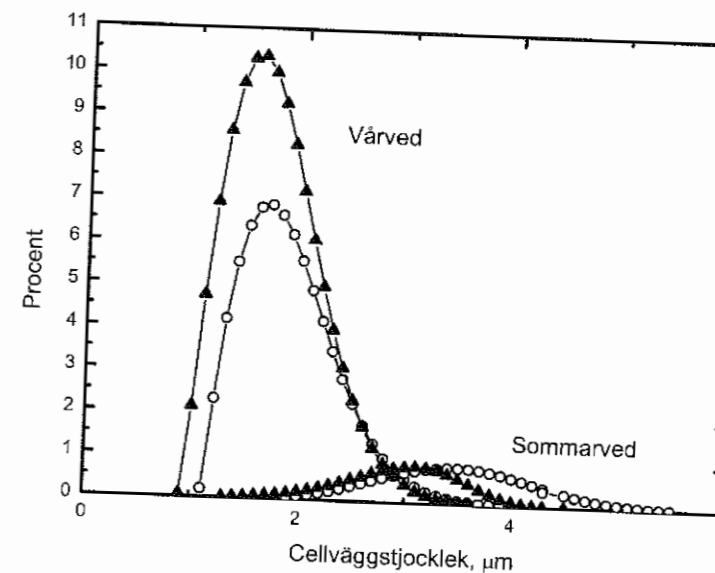
Medelvärden per årsring säger inte allt om hur fiberråvaran ser ut, speciellt inte i de fall då fibrerna inte följer en symmetrisk normalfördelning. För att få en bild av hur mycket fibrer vi får och hur de ser ut har distributionerna studerats.

Figur 8 visar fördelningen av fibrer enligt cellväggstjocklek för Asa. Kurvorna är viktade så att man direkt i grafen ska kunna jämföra fiberutfallet i den obehandlade kontrollen med fiberutfallet för näringsbevattningen. I stort är distributionernas läge samma för de två försöksleden. Figuren visar förekomst

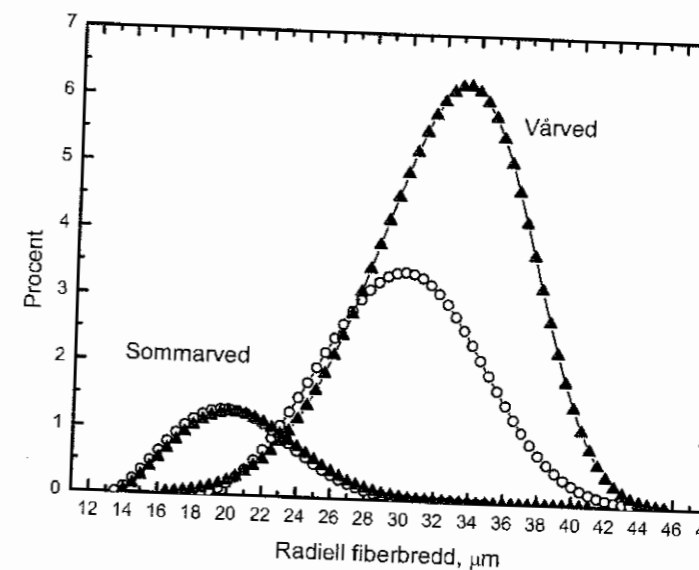
av något tunnare fiberväggar i näringsbevattningen samtidigt som de allra tjockaste cellväggarna saknas. Framförallt ger näringsbevattningen fler vårvedsfibrer. Här visas exemplet för Asa men mönstret för Flakaliden är i stort samma.

Figur 9 visar fiberbreddsfördelningen för Flakaliden. De olika försöksleden har producerat ungefär lika mycket sommarved. Näringsbevattningen har däremot ökat mängden vårvedsfibrer markant. Vårveds

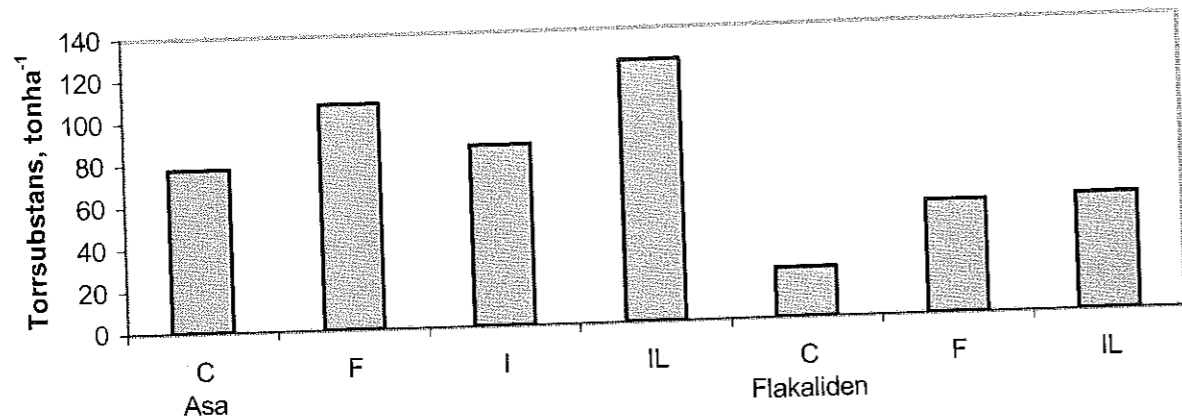
fibrerna från näringsbevattningen är också förskjutna mot fler stora fibrer även om spännvidden d.v.s. min- och maxdiametern inte skiljer så mycket mellan obehandlat och gödlat. Mönstret för Asa är liknande.



Figur 8. Cellväggstjockleksfördelning för Asa, ○ = obehandlad kontroll, ▲ = näringsbevattning.



Figur 9. Fördelning av fibrer enligt radiell fiberbredd, Flakaliden. ○ = obehandlad kontroll, ▲ = näringsbevattning. Fördelningarna är viktade efter producerad volym så att en direkt jämförelse mellan behandlingarna är möjlig.



Figur 10. Torrsubstansproduktion fram till 2003 i Asa och 2001 i Flakaliden.

Torrsubstansproduktion

Skillnaderna i torrsubstansproduktion blir p.g.a. den lägre densiteten i behandlingarna något mindre än skillnaderna i volym (Figur 2).

Hur förklaras de effekter som finns i graferna?

Ved- och fiberegenskaperna för ett givet material bestäms av utvecklingen från märke och utåt vilket kan anges av *antal årsringar från märke* eller *avstånd i mm från märke*. Tillväxten uttryckt som årsringsbredd är starkt korrelerad med de genomsnittliga vedegenskaperna för årsringen då den i princip anger hur mycket av vårved respektive sommarved som finns.

Olika egenskaper hos veden och fibrerna uppvisar lite olika samband med dessa förklarande variabler. Densitet och cellväggstjocklek är starkt beroende av årsringsbredd men årsringsbredden förklarar inte allt. Eftersom andelen sommarved ökar från märke och ut har avståndet från märke också en viss effekt. Fiberbredden ökar från märke och ut framförallt beroende på avstånd från märke. Ett snabbvuxet material kommer att ligga före ett tätvuxet vid samma ålder vilket gör att dess fibrer blir större tidigare.

När man jämför materialen från de olika behandlingarna med hänsyn tagen till de

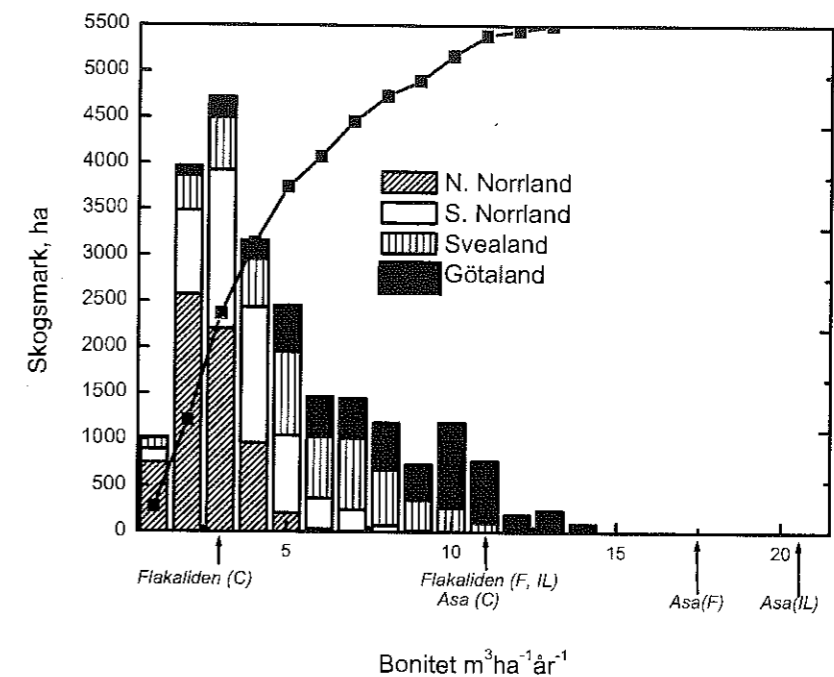
olika förklarande variablerna återstår inga eller väldigt små skillnader mellan behandlingsleden. Det betyder att gödningen i sig inte har någon större inverkan på vedbildningen utan att det framförallt är tillväxtökningen som avgör.

Syntes

Ved och fiberegenskaper påverkas av ökad tillväxt, men gödningen i sig förändrar inte fibern. Tillväxtökningen på grund av gödning ger en förskjutning mot fler fibrer av vårvedskaraktär med tunna väggar, större diametrar och högre mikrofibrillvinklar. Fibrerna är också kortare.

I Asa- och Flakalidenmaterialen har det snabbvuxna gödslade virket ved- och fiberegenskaper som liknar den juvenila veden men skillnaden mellan kontroll och gödlat är mindre än skillnaden mellan juvenil och mogen ved. Det betyder att även en ganska intensiv gödslingsregim kommer att producera fibrer av en typ som finns redan idag.

Eftersom det framförallt är den ökade tillväxten som förklarar vedens förändringar är det intressant att sätta in bonitetshöjningen i relation till den skogsmark och råvara vi har i Sverige i dag. Näringsoptimeringarna i Flakaliden innebär i bonitetstermer en förflyttning till södra Sverige. För Asa innebär bonitetshöjningen att vi förflyttar oss utanför landets gränser.



Figur 11. Sveriges skogsmark fördelad på boniteter och bonitetshöjningarna till följd av de olika behandlingarna i Asa och Flakaliden (Grunddata från Riksskogtaxeringen och bonitetssiffror för Asa och Flakaliden, Johan Bergh, meddelande).

Detta tankeexperiment har dock vissa begränsningar t.ex. är andelen sommarved beroende av vegetationsperiodens längd vilket gör att veden blir något annorlunda i olika delar av landet.

Ved- och fiberegenskaper vid fiberskogsodling

Idéer om ett mer intensivt skogsbruk med täta gödslingar och väldigt hög tillväxt leder givetvis till frågor om virkets kvalitet. Kommer en volymökning ge en substantiell ökning av fiberråvara eller produceras bara "luft"? Kommer fibrerna duga till papper eller är de som uppblåsta ballonger med fiberväggar som bara trasas sönder? Kommer vi att få en fiber som vi känner igen som en granfiber eller kommer vi få en helt ny typ av råvara? I så fall, kan vi hantera den i industrin? I Fiberskog etapp 1 har virke från näringsoptimeringsförsöken i Asa och Flakaliden analyserats med avseende på ved- och fiberegenskaper för att utröna kvaliteten som massaråvara. Det finns många studier på snabbvuxna material t.ex. åkermarksgran och dess

egenskaper vid massaframställning som kan användas för att få en uppfattning om hur fiberskogsvirke skulle kunna fungera. En grundhypotes har varit att eftersom skötselprogrammen i Asa och Flakaliden är extrema jämfört med vad som kommer att vara genomförbart i ett praktiskt fiberskogsbruk kommer resultaten indikera inom vilka ramar virket från en i praktiskt fiberskogsodling kommer att ligga. I Fiberskog etapp 2 har prediktiva modeller för fiberegenskaper utvecklats för att kunna användas tillsammans med tillväxtmodeller för fiberskogsodling. En intervjuundersökning riktad mot massaindustrin har också genomförts för att kartlägga industrins inställning till virke av den här typen. Den här rapporten summerar resultaten från dessa moment:

4. Ved- och fiberegenskaper från Asa och Flakaliden
5. Modeller för ved- och fiberegenskaper – anpassningar och tester
6. Fiberskog och massa och papper

Ved- och fiberegenskaper från Asa och Flakaliden

I Asa- och Flakalidenmaterialet har det snabbvuxna gödslade virket ved- och fiberegenskaper som liknar den juvenila veden men skillnaden mellan kontroll och gödslat är mindre än skillnaden mellan juvenil och mogen ved. Det betyder att även en ganska intensiv gödslingsregim kommer att producera fibrer av en typ som finns redan idag.

Ved och fiberegenskaper påverkas av ökad tillväxt, men gödslingen i sig förändrar inte fibern. Sambandet mellan ved- och fiberegenskaper och tillväxt följer i allt väsentligt ett lagbundet samband även vid en extrapolation över extrema tillväxter. Tillväxtökningen på grund av gödsling ger en förskjutning mot fler fibrer av vårvedskarakteristik med tunna väggar, större diametrar och högre mikrofibrillvinklar. Fibrerna är också kortare.

Modeller för ved- och fiberegenskaper – anpassningar och tester

Befintliga modeller från SkogForsk och STF1 var inte tillräckligt känsliga för att fånga upp effekterna av en intensiv tillväxtökning. Det kan delvis förklaras med att de utgår ifrån tvärsnitt och inte modellerar enskilda årsringar. Dessutom ligger tyngdpunkten för SMP-materialet på äldre bestånd med hög andel mogen ved. Därför har de svårt att fånga upp näringoptimeringsmaterialet där man plötsligt och radikalt genom gödsling ändrar förutsättningarna för vedbildningen. I övrigt illustrerar

testerna av modellen vanskligheten i att göra prediktiva modeller för ved- och fiberegenskaper; för att få modeller som är användbara på beståndsnivå krävs ett stort datamaterial för att fånga upp variationen. Däremot kan modellerna säkert användas för mer principiella simuleringar och grövre beräkningar.

Syftet med att utveckla egna modeller på fiberskogsdata från Asa och Flakaliden var framförallt att formulera uttryck som kan hantera juvenilverdsvutveckling och hög tillväxt samt uttryck som passar in i upplösningen hos fiberskogs tillväxtmodeller. Modellerna kan, med stor försiktighet, användas för att grovt skatta möjliga effekter för nytt snabbvuxet material men för att få modeller som skattar förväntade värden på specifika bestånd skulle en betydligt större mängd data krävas.

Fiberskog och massa och papper

Fiberskogsvirke som med svenska mått mäts kommer vara ett extremt snabbvuxet virke kommer att ha både för- och nackdelar för massa- och papperskvaliteten. Den främsta nackdelen är att man får mindre mängd fibrer per inköpt volymenhet. På fibernivå kommer virket karaktäriseras av fler tunnväggiga fibrer och en förkortad fiberlängd vilket ger potential för papper med hög dragstyrka men sämre rivstyrka. Jämfört med dagens råvarumix kommer virket förmodligen inte betraktas som väsensskilt utan ligga i den snabbvuxna änden av skalan.

Referenser

- Lundgren, C. (2003). *Wood and fibre properties of fertilized Norway spruce*, Doctoral thesis. Silvestria 288 Swedish University of Agricultural Sciences.
- Lundgren, C. (2004a). Cell wall thickness and tangential and radial cell diameter of fertilized and irrigated Norway spruce. *Silva Fennica* 38(1): 95-106.
- Lundgren, C. (2004b). Microfibril angle and density patterns of fertilized and irrigated Norway spruce. *Silva Fennica* 38(1): 107-117.
- Mäkinen, H., P. Saranpää, et al. (2001). Effect of nutrient optimization on branch characteristics in *Picea abies* (L.) Karst. *Scandinavian Journal of Forest Research* 16(4): 354-362.
- Mäkinen, H., P. Saranpää, et al. (2002). Effect of growth rate in fibre characteristics in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Holzforschung* 56(5): 449-460.

Ekonomisk analys av praktisk produktionsoptimering i granplanteringar

Av Urban Nilsson och Nils Fahlvik

Sammanfattning

Ett program (DT) för framskrivning av bestånd samt för analys av kostnader och intäkter från skogsskötselåtgärder användes för att undersöka effekten av gödsling i granbestånd på produktion och ekonomisk lönsamhet. I DT prognostiseras höjdtillväxten i ungskogen med hjälp av ungskogsfunktioner. Vid medelhöjden 9 m beräknas diametern för enskilda träd med statistiska höjd-diamter funktioner och produktionen under resten av omloppstiden prognostiseras med hjälp av en kombination av beståndsvisa (grundytetillväxt) och enskilda träds funktioner. Kostnader och intäkter i gallringar och slutavverkning beräknas för enskilda träd med hjälp av avsmalnings- och apteringsfunktioner. Gödslingseffekten beräknas dels genom att tiden det tar beståndet att nå grundytan 25 m² förkortas och dels genom att ståndortsindex höjs. Tidsvinsten och justeringen av ståndortsindex är beroende av ståndortsindex i ogödslat tillstånd.

Medelproduktionen för de gödslade bestånden var mellan 23-55% högre än för ogödslade, med den största relativa skillnaden för låga ståndortsindex. Det ekonomiska resultatet i form av nuvärde av alla kostnader och intäkter under omloppstiden var högre för gödslade bestånd än för ogödslade bestånd oberoende av ståndortsindex. För låga ståndortsindex innebar gödsling nästan en fördubbling av nuvärdet medan den relativa ökningen på goda

ståndorter var ca 20%. Nuvärdet för gödslade bestånd maximerades vid ett högre stamantal än för ogödslade. För ogödslade bestånd sjönk nuvärdet när plantantalet översteg 1500 plantor per hektar medan gödslade bestånd hade ungefär samma nuvärde från 1500-2500 stammar per hektar. I analyserna ovan antogs samma timmerkvalitet i gödslade och ogödslade bestånd. Det finns dock mycket som talar för att timmerkvaliteten blir något sämre i gödslade bestånd på grund av snabb tillväxt för enskilda träd med grova grenar och breda årsringar som följd. En känslighetsanalys där andelen timmer i klass 4 varierades visade att klass 4 andelen för timmer från gödslade bestånd kan öka från 20% till drygt 60% innan nuvärdet för de gödslade bestånden understiger nuvärdet för ogödslade. Det ekonomiska resultatet är också beroende av vilken gödslingskostnad som antas i analyserna. En känslighetsanalys visade att gödslingskostnaden måste öka med drygt 50% jämfört med den antagna innan nuvärdet för gödslade bestånd understeg ogödslade.

På grund av att det finns väldigt dålig tillgång på data till stöd för ekonomiska analyser av gödsling i granungskog så har en rad antaganden gjorts. De viktigaste är: 1) att produktionen i den mogna skogen i gödslade bestånd motsvarar produktionen i bestånd med ett högre ståndortsindex 2) att gödsling vartannat år i ungskogen och gödsling vart 5:te år i den mogna skogen är

tillräckligt för att nå 80% av den tillväxtökning som erhållits i fältförsök med gödsling varje år 3) att gödsling inte medför en drastisk sänkning av timmerkvaliteten 4) att prisrelationen mellan god och dålig timmerkvalitet är densamma i framtiden som idag. Givet dessa antaganden så visar analyserna att gödsling i granskog kan vara en lönsam åtgärd och att produktions- och ekonomivinster kan erhållas med hjälp av gödsling även i bestånd på goda ståndorter.

Inledning

Med produktionsoptimering menas att näringsämnen tillförs det växande beståndet efter behov. I försöksskala har det visats att det finns stora vinster att hämta i form av ökad produktion med anpassad och frekvent återkommande gödsling (Bergh 2000). Dessa försök är dock inte praktiskt anpassningsbara eftersom gödsling har skett varje år till en hög kostnad. I väntan på resultat från nyanlagda försök som bättre skall kunna svara på frågan om produktionsoptimeringens ekonomi har denna simuleringsstudie gjorts. Alla simuleringsstudier har sina begränsningar bland annat beroende på antaganden som måste göras och på grund av brister i de data som används som underlag. I denna studie är kanske begränsningarna större än vanligt eftersom erfarenheterna av praktisk produktionsoptimering är i det närmaste obefintliga. Denna simulering skall därför ses som en indikation på vad produktionsoptimering kan betyda för beståndens ekonomi.

För att genomföra simuleringsstudien har ett verktyg skapats (DT). Detta simuleringsverktyg tar träden från ungskog (>5 års ålder) fram till slutavverkning. På vägen redovisas skogens tillstånd varje år. Beräkningar förutom trädens tillväxt är trädens höjd, form, kvalitet och utbyte i gallringar och slutavverkningar i form av virkesvolym, intäkter och kostnader.

Beskrivning av DT

Utgångsläge

Utifrån av användaren givna förutsättningar skapas artificiella utgångslägen. Utgångslägena består av ytor vars area motsvarande en cirkelprovyta med radien 10 m (ca 314 m²). Antalet ytor sätts av användaren.

Ståndort

Ståndortsindex

Ståndortsindex anges för respektive trädslag. För tall och gran anges H100 och för björk H50. Det är också möjligt att konvertera ståndortsindex mellan trädslagen. Konvertering mellan tall och gran sker med funktioner framtagna av Leijon (1979). För konvertering av ståndortsindex mellan tall och björk respektive mellan gran och björk används funktioner framtagna av Agestam (1985).

Ståndortsegenskaper

Marfuktighetsklass och markvegetationstyp definieras enligt Hägglund & Lundmark (1981).

Geografi

De geografiska variablerna är; latitud, longitud, höjd över havet och avstånd till kust. Samtliga variabler erhålles genom att markera önskad lokal i en karta över Sverige. Höjd över havet och avstånd till kust kan också matas in.

Bestånd

Trädslagsfördelning

Stamantalet för respektive trädslag sätts av användaren. Trädslagets andel av grundytan i ungskogen sätts indirekt genom att ange en medelhöjd för respektive trädslag. För den etablerade skogen anges grundytan specifikt för respektive trädslag. Andelen av björkstammarna som är vårtbjörk respektive glasbjörk bestäms av användaren.

Dimensionsfördelning

Utgångslägena skapas genom att generera en dimensionsfördelning utifrån en skattad Weibull-fördelning. I ungskogsfasen genereras höjdfördelningar medan diameterfördelningar genereras för den etablerade skogen.

Höjd och diameterfördelningarna skattas enligt Weibullfördelning med sannolikhetsfunktionen:

$$f(x) = \frac{\alpha}{\beta^\alpha} \times x^{(\alpha-1)} \times \exp\left(-\left(\frac{x}{\beta}\right)^\alpha\right)$$

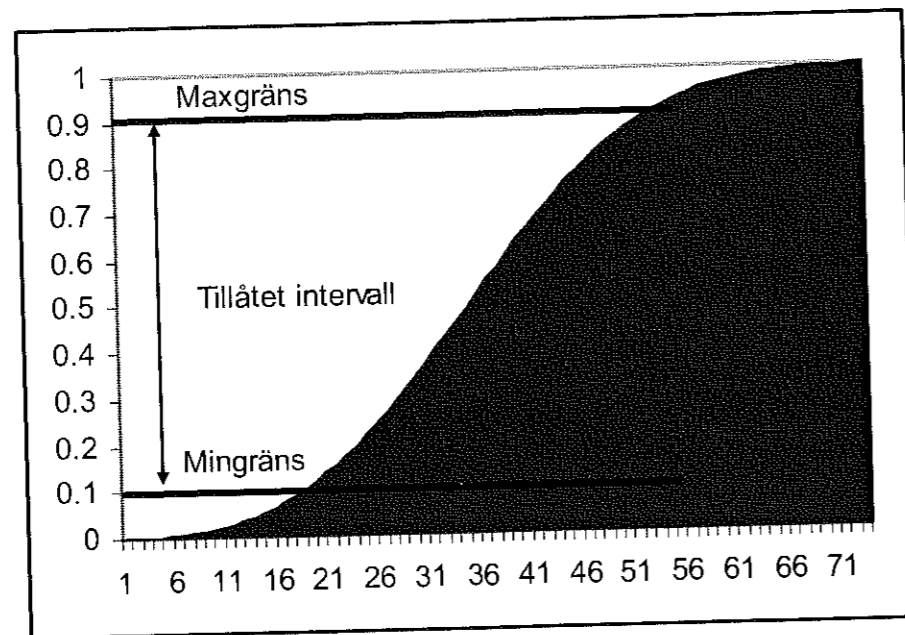


Fig. 1. Princip för stympling av fördelningen.

3. Genom att lösa ut x ur funktionen för den kumulativa Weibull-fördelningen erhålles följande uttryck:

$$x = \left((-\ln(1-s))^{1/\alpha} \right) * \beta$$

Den höjd eller diameter (x) som motsvarar slumpalet s tilldelas det aktuella trädet.

Punkt 1 till 3 upprepas för alla träd på respektive yta.

där x är slumpvariabeln, i detta fall trädhöjden eller brösthöjdsdiametern.

Tilldelningen av höjd och diameter (x) för det enskilda trädet följer samma algoritm:

1. Ett rektangulärt slumpstal (s) mellan 0 och 1 dras:

2. För att undvika extremvärden kan fördelningen stympas. Detta sker genom att ange en maximum- och en minimumgräns för den kumulativa fördelningsfunktionen (se fig. 1).

Skattning av weibull-parametrar för höjdtilldelning

Weibull-fördelningens parametrar skattas utifrån trädens medelhöjd samt variations

koefficienten för trädhöjden enligt Fahlvik et al.(2005).

$$\ln(\hat{\alpha}) = c_0 + c_1 \times H_i + c_2 \times CVH_i + c_3 \times \ln(CVH_i)$$

$$\hat{\beta} = b_0 + b_1 \times H_i + b_2 \times CVH_i + b_3 \times \ln(CVH_i)$$

Där:

i =index för trädslag

CVH=variationskoefficient för trädhöjd

H =aritmetisk medelhöjd (m)

b_0, b_1, b_2 och b_3 är koefficienter

c_0, c_1, c_2 och c_3 är koefficienter

Tabell 1. Koefficienter för skattning av Weibull-fördelningens α - och β -parametrar

Gran	Gran och björk i blandning										
	Gran			Björk							
$\hat{\beta}$	c_0	$\ln(\hat{\alpha})$	$\hat{\beta}$	c_0	$\ln(\hat{\alpha})$	$\hat{\beta}$	c_0	$\ln(\hat{\alpha})$			
b_0	1.512	c_0	0.088	b_0	1.017	c_0	0.025	b_0	1.288	c_0	0.457
b_1	1.091	c_1	-	b_1	1.099	c_1	-	b_1	1.095	c_1	0.018
b_2	-1.658	c_2	-0.136	b_2	-1.149	c_2	-	b_2	-1.450	c_2	-0.550
b_3	0.786	c_3	-1.073	b_3	0.499	c_3	-1.056	b_3	0.620	c_3	-0.809
sf	0.170		0.112		0.196		0.158		0.309		0.193
r2	0.994		0.956		0.985		0.881		0.983		0.929

Skattning av weibull-parametrar för diameter-tilldelning

Skattningen av Weibullfördelningarnas parametrar grundar sig på trädslagsrena tall- och granbestånd från GG-försöken i Svealand och Götaland (Eriksson & Karlsson, 1997).

$$\ln(\hat{\alpha}) = c_0 + c_1 \times \ln(CVD_i) + c_2 \times \ln(AGE_i)$$

$$\hat{\beta} = b_0 + b_1 \times D_{gi}$$

Tabell 2. Koefficienter för skattning av Weibull-fördelningens α - och β -parametrar

Tall	Gran						
	$\hat{\beta}$	c_0	$\ln(\hat{\alpha})$	$\ln(\hat{\alpha})$			
b_0	1.7067	c_0	4.6889	b_0	0.6514	c_0	4.7336
b_1	1.0474	c_1	-0.9985	b_1	1.0530	c_1	-0.9887
						c_2	-0.0217

Ålder

Totalålder

I utgångsläget sätts totalåldern för respektive trädslag. Beståndets totalålder beräknas sedan enligt följande:

$$Sage = \frac{\sum Tage_i \times G_i}{\sum G_i}$$

Där:

i =index för trädslag

Koefficienterna (b_x, c_x) presenteras i Tabell T.

Där:

i =index för trädslag

AGE= beståndets totalålder (år)

CVD= variationskoefficient för diametern

D_g = grundytamedelstammens diameter (mm)

b_0 och b_1 är koefficienter

c_0, c_1 och c_2 är koefficienter

Koefficienterna (b_x, c_x) presenteras i Tabell 1.

G =grundyta (m^2/ha)

Sage= beståndets totalålder (år)

Tage=totalålder (år)

Beståndsåldern beräknas vid prognosstart och uppdateras genom att addera den fortsatta prognoslängden.

Ålder för det enskilda trädet

För den etablerade skogen beräknas brösthöjdsålder för de enskilda träden med ålderstilldelningsfunktioner framtagna av

Elfving (2003). Ålderstilldelningen sker vid övergången från att modellera ungskog till att modellera etablerad skog. Uppdateringen av de enskilda trädåldrarna sker sedan genom att addera den fortsatta prognoslängden.

Medelhöjd

Då användaren matat in totalålder och ståndortsindex föreslås en medelhöjd för respektive trädslag baserat på funktioner av Elfving (1982).

Skötselhistorik

Då skötselhistoriken ingår som parametrar i tillväxtfunktionerna anges antalet tidigare röjningar och gallringar samt den tid som förflutit sedan senaste ingrepp.

Beståndsutveckling

Ungskog

Höjd- och diametertillväxt
Beståndsutvecklingen i ungskogsfasen beskrivs med höjdtillväxtfunktioner samt statistiska diameter-höjdsamband framtagna av Fahlvik & Nyström (2006). Höjd och diameter beräknas för det enskilda trädet och olika funktioner finns framtagna för tall, gran och björk. Med höjdtillväxtfunktionerna skattas 5-års tillväxt.

Avgång

Avgång och tillväxtreduktion på grund av skador beskrivs i ungskogen med funktioner framtagna av Näslund (1986). Simulering enligt Näslund (1986) sker i flera steg:

1. Antalet träd som kommer att påverkas den kommande 5-årsperioden
2. Simulering av vilka träd som kommer att drabbas
3. Simulering av skadegörare
4. Simulering av skadegrad (lätt, svårt eller död)
5. Slutligen beräknas antalet års tillväxt som går förlorat för de träd som klassats som skadade

Övergång ungskog - etablerad skog

Övergången från att modellera ungskog till att modellera etablerad skog sker då beståndets aritmetiska medelhöjd överstiger 9 m.

Diametertillväxt

Beståndsutvecklingen i den etablerade skogen drivs av grundytetillväxten som beräknas enligt Elfving (2004). Separata funktioner för tall, gran och björk beräknar det enskilda trädets tillväxt som 5-års ökning av diameterkvadraten.

Justering av enskilda trädets diameter

Varje 5-årsperiod justeras det enskilda trädets diameter så att den sammanlagda grundytan överensstämmer med grundytan enligt ProdMod (se Ekö, 1985), givet samma förutsättningar. Varje träd i trädlistan korrigeras enligt:

$$D_{i_{kor}} = G_{ProdMod} / G_{Elfving} \times D_{i_{Elfving}}$$

Där:

i=index för träd

$D_{i_{kor}}$ = Korrigerad diameter

$D_{i_{Elfving}}$ = Diameter enligt Elfving's diameter-tillväxtfunktioner

$G_{ProdMod}$ = Grundyta enligt ProdMod

$G_{Elfving}$ = Grundyta beräknad utifrån $D_{i_{Elfving}}$

För vidare framskrivning används de justerade diametrarna. I huvudtabellen presenteras grundytan enligt ProdMod

Övre höjdens utveckling

Övre höjden för varje trädslag bestäms utifrån ståndortsindex och åldern i bröst-höjd för respektive trädslag. För tall beräknas övre höjden med Hägglund (1974) och för granen med Hägglund (1973). Björkens övre höjd beräknas med funktioner framtagna av Eriksson et al. (1997).

Höjdtilldelning

Näslunds höjdkurvor för tall och gran (Näslunds xxx, 1937) anpassades till par-

celler och revisioner för GG-ytorna med gran och tall i Götaland (Eriksson & Karlsson, 1997). Därefter skattades höjdkurvans koefficienter med hjälp av multipel linjär regression.

Näslund (1937) beskriver en metodik för att estimeras höjdkurvor för tall och gran.

För höjdkurvan har formen:

Gran

$$h = 1.3 + \frac{d^3}{(a + b \times d)^3} \quad (1)$$

Tall

$$h = 1.3 + \frac{d^2}{(a + b \times d)^2} \quad (2)$$

Där:

d=diameter i bröst-höjd (mm)

h=trädet höjd (dm)

a och b är koefficienter

För att estimeras koefficienterna till funktionen använder Näslund (1937) ett z-värde som har formen:

Gran

$$z = \frac{d}{\sqrt[3]{h-1.3}} \quad (3)$$

Tall

$$z = \frac{d}{\sqrt{h-1.3}} \quad (4)$$

Där:

d=diameter i bröst-höjd (mm)

h=trädet höjd (dm)

z-värdet skattas med linjär regression med d som förklarande variabler enligt:

$$z = a + b \times d \quad (5)$$

De estimerade koefficienterna i funktion (5) används sedan i funktion (1) och (2).

De olika parcellerna representerar skötta granbestånd från tidpunkt för första gallring (övre höjd ca 12 m) till tidpunkt för slutavverkning på relativt bördig mark.

Olika funktionsformer och förklarande variabler provades varefter följande funktioner valdes:

Gran

$$b = 0.55783 - 0.00098929 \times \text{ÖH} + 0.00000155 \times \text{ÖH}^2 - 0.00000197 \times \text{NFG} - 0.00309 \times \text{AGE} + 0.00002509 \times \text{AGE}^2 \\ a = 232.02985 - 925.7381 \times b + 1059.55881 \times b^2 - 0.17751 \times \text{ÖH} + 0.00021799 \times \text{ÖH}^2 - 0.05318 \times \text{AGE} - 0.00063466 \times \text{NFG}$$

Tall

$$b = 0.37288 - 0.00113 \times \text{ÖH} + 0.00000181 \times \text{ÖH}^2 - 0.00106 \times \text{AGE} + 0.00001009 \times \text{AGE}^2 \\ a = 139.61913 - 786.38675 \times b + 1361.59558 \times b^2 - 0.16258 \times \text{ÖH} + 0.00015029 \times \text{ÖH}^2 - 0.02075 \times \text{AGE} - 0.00033802 \times \text{NFG}$$

Där:

d=trädet diameter (mm)

AGE=Beståndsålder (år)

NFG=Antal träd före gallring (stammar/ha)

ÖH=Övre höjden (dm)

a och b är koefficienterna som skall skattas

Avgång

Andelen av grundytan som självgallras varje 5-årsperiod beräknas med ProdMod. Urvalet av träd som ska dö sker genom geometriskt fördelade slumpantal där sannolikheten för att ett enskilt träd ska dö beräknas med funktioner av Fridman & Ståhl (2001). Urvalet fortgår tills den sammanlagda grundytan av utgallrade träd uppgår till den beräknade andelen av den totala grundytan.

Volym

Volymen för enskilda träd beräknas enligt Näslunds mindre kuberingsfunktioner för södra och norra Sverige (Näslund, 1940, 1947).

Beståndsbehandling

Röjning

Röjningsalgoritmen bygger på ett slumpvist urval av stammar. Röjningsalgoritmen följer nedanstående steg:

1. Röjningsstyrkan anges som andelen av stamantalet som ska röjas bort. Röjningens form definieras genom att ange ett av följande alternativ; röjning riktad mot de klenare träden (2 klasser), likformig röjning, röjning riktad mot de grövre träden (2 klasser).
2. Urval av röstammar
 - a. Urvalet av röstammar sker med rektangulärt fördelade slumpstal
 - b. Urvalet fortgår tills antalet röstammar överensstämmer med angivet uttag
 - c. 1000 röjningar utförs
 - d. För varje röjning beräknas kvoten mellan medelhöjden för uttaget och medelhöjden för beståndet före röjning enligt:

$$\text{höjdkvot} = h_{\text{med, uttag}} / h_{\text{med, före}} \quad \text{där} \quad h_{\text{med}} = \text{aritmetisk medelhöjd}$$

3. Beräkning av höjdkvotens normalfördelning
 - a. Medelvärde och standardavvikelsen beräknas för de 1000 höjdkvoterna
 - b. Målkvoten för de olika röjningsformerna beräknas sedan enligt:

Röjning underifrån 2=medelkvot - 2* stdav
Röjning underifrån 1=medelkvot - 1 * stdav
Likformig röjning = medelkvot
Röjning underifrån 1=medelkvot + 1 * stdav
Röjning underifrån 2=medelkvot + 2 * stdav

4. Det röjningsalternativ vars höjdkvot ligger närmast beräknad målkvot väljs ut

5. Uppdatering av trädlistan

Urvalet av röstammar sker separat för respektive trädslag

Förröjning

För att hålla nere gallringskostnaderna i täta bestånd med stor diameterspridning utförs ofta en förröjning. Vid förröjningen röjs stammar som utgör tekniska hinder för skördaren och som inte kommer att ge gagnvirke vid en kommande gallring. Användaren definierar uttaget i förröjningen genom att ange en övre gräns för röstammarnas brösthöjdsdiameter. Alla träd med en diameter som understiger denna gräns röjs bort. Förröjningen definieras trädslagsvis.

Gallring

Gallringsalgoritmen bygger, likt röjningsalgoritmen, på ett slumpvist urval av stammar. Simuleringen av gallringsingreppet innehåller följande moment:

1. Gallringenstyrkan anges som andelen av grundytan som ska tas ut och gallringsformen definieras genom att ange en önskad gallringskvot. Gallringsuttaget definieras trädslagsvis
2. Urval av gallringsstammar
 - a. Urvalet av gallringsstammar sker med rektangulärt fördelade slumpstal
 - b. Urvalet fortgår tills grundytan för utgallrade stammar uppgår till det angivna uttaget
 - c. 1000 gallringar görs
 - d. För varje gallring beräknas gallringskvoten
3. Det gallringsalternativ vars gallringskvot ligger närmast den angivna gallringskvoten väljs
4. Uppdatering av trädlistan

Gödsling

Från den medelhöjd som anges som gödslingsstart och fram till och med att grundytan har nått 25 m²/ha gödslas beståndet vartannat år. Därefter gödslas beståndet vart 5:e år.

Efter det att grundytan nått 25 m²/ha och sista ungskogsgödslingen har gjorts skall beståndet gödslas igen om fem år. Det skall vara minst fem år mellan sista gödsling och slutavverkning.

Tidsvinst vid gödsling

Ungskogstillväxten i gödslade bestånd beräknas med Nyströms ungskogsfunktioner men med en skattad tidsvinst. Beståndet skrivs fram till dess grundytan har nått 25 m²/ha med de normala ståndortsegenskaperna. Därefter beräknas en tidsvinst och åldern justeras. Resten av framskrivningen med hjälp av ProdMod och Elfving görs med detta nya utgångsläge (grundyta och ålder) samt justerad ståndortsindex. Gödslingseffekten i ungskog uttrycks till stor del som en tidsvinst. Tidsvinsten beräknas med hjälp av ståndortsindex och är högre för låga ståndortsindex än för höga. Tidsvinsten uttrycks som år/år, dvs. hur mycket tid man vinner varje år med gödsling i olika delar av landet och beräknas enligt:

$$TV=0.2412+0.0129*SI$$

Där TV är tidsvinst och SI är ståndortsindex.

Tidsvinsten för olika produktionspotentialer har estimerats genom att jämföra produktionspotential och tidsvinst för gödslingsförsöken i Asa och Flakaliden. Den aktuella tillväxten i fastgödslingsledet jämfördes med den prognostiserade tillväxten. Tidsvinsten beräknades som det antal extra år som behövdes för att den prognostiserade tillväxten skulle vara lika med den uppmätta.

Genom att beräkna hur lång tid gödslingen har pågått (tiden i år från gödslingsstart till ungskogspoglosslut) kan den absoluta tidsvinsten beräknas som tidsvinsten multiplicerat med gödslingsperiodens längd (dvs. år/år*år=år).

Justering av ståndortsindex

Efter ungskogsfasen (grundyta 25 m²) används ett justerat ståndortsindex. Det justerade ståndortsindexet beräknas enligt:

$$SI_{\text{justerad}}=12.25+0.75*SI$$

På grund av datamaterialets begränsningar är gödslingsfunktionen i DT endast giltig för ståndortsindexintervallet G22-G34 och enbart för planterad gran.

Framskrivning

Höjd och diameter

Tillväxtfunktionerna beskriver beståndets utveckling i perioder om 5 år. För att möjliggör framskrivning med kortare intervall beräknas beståndets höjd och diameter inom en period genom linjär interpolation enligt:

$$h_{ij} = ((H_i - H_{i-1})/5) \times j$$

Där:

h_{ij} = Höjden år j inom period i, där j är ett heltal mellan 1 och 5

H_i = Höjden i slutet av period i

Motsvarande beräkning görs för diametern.

Avgång

Även självgallringen beräknas för 5-årsperioder. För att dela upp självgallringen på enskilda år inom perioder tilldelas varje självgallrat träd ett avgångsår mellan 1 och 5 inom den aktuella perioden. Avgångsåret slumpas ut med rektangulärt fördelade slumpstal. Vid framskrivningen stryks sedan de träd som ska självgallras ur trädlistan då stegningen är framme vid avgångsåret för respektive träd.

Trädegenskaper

Brösthöjdsformtal

Brösthöjdsformtalet under bark beräknas för tall och gran med funktioner för södra Sverige av Näslund (1947). Brösthöjdsformtalet används vid beräkning av avsmalningen.

Formkvot

För att bestämma formkvoten för tall och gran används de funktioner för södra Sverige som presenteras i Edgren & Nylinder (1949). Formkvoten används vid beräkning av avsmalningen.

Avsmalning

För tall och gran används funktioner av Edgren & Nylinder (1949) för att beräkna det enskilda trädets stamform. I de fall det har varit möjligt att välja har funktionsuttryck för södra Sverige valts. Björkens stamform beräknas med avsmalningsfunktioner för björk av framtagna av Blingsmo (1985).

Krongränshöjd

Höjden från marken till den levande kronans nedre gräns skattas för tall och gran med funktioner framtagna av Petersson (1997).

Biomassa

Trädets biomassa uttryckt i torrsvikt beräknas med funktioner av Marklund (1988).

Barktjocklek

För att kunna beräkna diametern under bark krävs kännedom om barktjockleken. Barktjockleken för tall, gran och björk beräknas med funktioner av Söderberg (1992).

Kvistdiameter

Funktioner framtagna av Moberg (2000) för tall och Moberg (2001) för gran används för att skatta den maximala diame-

tern hos enskilda träd vid en given höjd ovan mark. Funktionerna är baserade på röntgade trissor och avser den grövsta kvistdiametern mellan mörgen och mantel-ytan. En fara med funktionerna är att man kan få oförutsedda effekter över tiden på inre kvistegenskaper som ju inte bör förändras av skötselåtgärder i senare skeden.

Densitet

Densiteten i brösthöjd för tall och gran skattas med funktioner av Wilhelmsson et al. (2002). Antalet årsringar i brösthöjd sätts lika med åldern i brösthöjd.

Aptering

Vid aptering delas trädstammen upp i olika sortiment. Med början från rotändan kapas de mest värdefulla sortimenten först. Apteringsalgoritmen beräknar de möjliga apteringsalternativen under gällande restriktioner vad avser stocklängd och toppdiameter.

Användarinställningar

För att definiera uttaget anger användaren vilka sortiment som ska tas ut samt de dimensionsgränser som gäller för respektive sortiment. För respektive träslag anges:

1. Sortiment som ska apteras
2. Minsta toppdiametern för de olika sortimenten
3. Maximum och minimum längd för de olika sortimenten

För timmer och klen-timmer är enbart standardlängder valbara. Minimum och maximum för stocklängder måste ligga inom intervallet 3.1-5.5 m. Timmer och klen-timmer apteras i intervall om 3 dm. Massaved apteras i intervall om 1 dm.

Aptering

Sortimenten apteras i ordningen; timmer, klen-timmer, massaved. För avsmalningsberäkningar används funktioner av Edgren & Nylinder (1949) för tall och gran och för

björken används funktioner av Blingsmo (1985). För varje träd görs ett avdrag för stubbe med 1 % av stammens längd. Apteringsalgoritmen följer följande steg:

Timmer – rotstock och andrastock
Aptering av rotstocken och andrastocken görs mer noggrann då huvuddelen av stammens värde sitter i denna sektion. Följande test görs:

1. Test av vilka längder bottenstocken kan apteras i med hänsyn till kravet på minsta toppdiameter.
2. Test av vilka längder på andrastocken som går att aptera, givet varierande längder på rotstocken. Den minsta toppdiameter utgör en restriktion.

Varje kombination av rotstock och andrastock utgör ett alternativ.

Timmer – övrig del

Då rotstocken och andrastocken har apterats testas huruvida det går att aptera ytterliggare timmerstockar. För att hålla nere antalet möjliga alternativ apteras denna del med standardlängder på timret. Ett undantag görs dock om det inte går att få in en standard längd. Då minskas längden på stocken och ett nytt försök görs. Anledningen till att inte börja med minimilängden för timmer är att längdavgdrag på priset tillämpas för korta stockar. Toppstockar apteras tills minimidiametern för timmer underskrids.

Klentimmer

Klentimmer apteras tills dess att minimigränsen för klen-timrets toppdiameter underskrids. Då ingen längdkorrektion tillämpas för klen-timretpriset, apteras minimilängder till att börja med. Då det inte längre är möjligt att aptera en minimilängd av klen-timmer förlängs den senast apterade klen-timmerbiten så mycket som möjligt.

Massaved

Massaveden apteras till dess att toppdiametern underskrider minimigränsen för massaveden. Apteringen av massaved följer samma princip som apteringen av klen-timmer.

Virkets dimension

Stockens längd, diameter och volym definieras i enlighet med de praktiskt tillämpade mätinstruktionerna för rundvirkessortiment (VMR 1999).

För stockens längd och diameter gäller följande:

- Längd och diameter anges i måttenheten dm resp. mm (fallande måttenheter).
- Toppdiametern avser diametern 10 cm innanför stockens toppända
- Bottendiametern avser diametern 10 cm innanför stockens rotända, vid rotstock dock 50 cm innanför rotändan

Toppmått volym:

$$V = \frac{1}{10000} \times \frac{D_{topp}^2 \times \pi}{4} \times Stocklängd$$

Där:

D_{topp} =stockens toppdiameter under bark (cm)

Stocklängd=stockens längd (m)

V=volym (m³to)

Toppromått volym:

$$V = \frac{1}{10000} \times \frac{\pi}{4} \times (\alpha D_{rot}^2 + (1 - \alpha) D_{topp}^2) \times Stocklängd$$

Där:

D_{rot} =stockens diameter under bark i rotändan (cm)

D_{topp} =stockens toppdiameter under bark (cm)

Stocklängd=stockens längd (m)

V=volym (m³fub)

α =konstant (se tabell 3)

Gagnvirkesvolym

Kännedom om uttagen gagnvirkesvolym uttryckt i m³fub krävs vid beräkning av avverkningskostnad. Gagnvirkesvolymen definieras som volym ovan stubbe exklusive bark och exklusive topp. Gagnvirkesvolymen beräknas genom att summera den topprotmätta volymen för samtliga stockar. Volymerna beräknas dels trädslagsvis och dels för ytan som helhet.

Tabell 3. Värde på konstanten α givet stockens toppdiameter och längd

Toppdiameter (cm)	Längdklass (m)		
	-3.49	3.5-4.49	4.5-
-14.9	0.485	0.485	0.485
15-24.9	0.465	0.46	0.455
25-	0.44	0.43	0.42

Tabell 4. Timmerpriser (SEK/m³to)

Kvalitet	Toppdiameter (cm)															
	12	14	16	18	20	22	24	26	28	30	32	34	36	38	40+	
1	600	600	600	600	630	670	720	750	770	770	770	770	770	770	770	
2	470	470	470	470	470	470	470	470	470	470	470	470	470	470	470	
3	420	420	420	420	470	500	530	550	550	550	550	550	550	550	550	
4	370	370	370	370	395	420	445	470	470	470	470	470	470	470	470	
5	270	270	270	270	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	300	

Tabell 5. Längdkorrigeringsfaktor för timmer, pris i %

	Stocklängd (dm)								
	31	34	37	40	43	46	49	52	55
Tall	92	94	97	98	100	101	104	104	104
Gran	92	94	97	98	100	101	104	104	104
Björk	92	94	97	98	100	101	104	104	104

Tabell 6. Klentimmerpriser (SEK/m³to)

Tall	264
Gran	264
Björk	264

Tabell 7. Massavedspriser (SEK/m³fub)

Tall	240
Gran	240
Björk	250

Ekonomi

Intäkter

Virkespriser

Pris för respektive sortiment erhålles från tabeller som kan ändras av användaren. Tabellernas uppbyggnad framgår av Tabell 4-8. För timmer anges pris vid olika toppdiametrar och kvalitetsklass. Timmerpriset korrigeras dessutom för stocklängd. För klentimmer och massaved anges ett fast grundpris.

Tabell 8. Timmerkvalitet (%)

	Kvalitet				
	1	2	3	4	5
rot	20	0	20	30	30
mellan	20	20	20	20	20
topp	0	30	20	20	30

Kvalitet

För att bestämma timmerpriset måste fördelningen mellan olika kvaliteter vara känd för respektive trädslag. Kvalitetsfördelningen sätts av användaren. Fördelningen mellan olika kvaliteter görs sker separat för tre kategorier av timmerstockar; rotstockar, mellanstockar och toppstockar. Rotstocken är den första timmerstock som apteras och toppstocken den sista. Mellanstockar är följaktligen de stockar som apteras mellan rotstocken och toppstocken.

Inga kvalitetskrav tillämpas för klentimmer och massaveden.

Intäkt per stock

Timmer

Varje stock förutsätts ha en kvalitet som motsvarar kvalitetsfördelningens medeltal.

$$Pr is_t = \sum_{k=1}^N Pr is_k + P_{D_k} \times (KF_{S_k} / 100)$$

Där:

D=index för toppdiameterklass

K=index för kvalitetsklass

KF=kvalitetsfördelning enligt tabell (%)

N=antal kvalitetsklasser

P=timmerpris enligt prislistan (SEK/m³to)

Pris_t=timmerpris för medelkvaliteten (SEK/m³to)

S= index för stocktyp (rot,mellan,topp)

Toppdiameterklasserna i timmerprislistan avser fallande klasser.

Därefter beräknas intäkten enligt:

$$Intäkt_t = V_t * (Pris_t * (LK_L / 100))$$

Där:

Intäkt_t= intäkt från aktuell timmerstock (SEK)

L= index för längdklass

LK= längdkorrektion enligt tabell (%)

V_t= timmerstockens volym (m³to)

Klentimmer

Virkesintäkterna för klentimmer beräknas enligt följande:

$$Intäkt_{kl} = V_{kl} * Pris_{kl}$$

Där:

Intäkt_{kl}= intäkt från en klentimmerstock (SEK)

Pris_{kl}= Klentimmerpris (SEK/m³to)

V_{kl}= klentimmerstockens volym (m³to)

Massaved

Virkesintäkterna för massaved beräknas enligt följande:

$$Intäkt_m = V_m * Pris_m$$

Där:

Intäkt_m= intäkt från en massavedsbit (SEK)

Pris_m= massavedspris (SEK/m³fub)

V_m= massavedbitens volym (m³fub)

Optimering

Med kännedom om intäkt från respektive stock identifieras det mest lönsamma apteringsalternativet enligt apteringsrutinen för respektive träd. Det mest lönsamma alternativet används sedan vid beräkningarna av intäkter på beståndsnivå.

Kostnader

Kostnad för röjning och förröjning

Röjningskostnaden grundar sig på produktionsnormer framtagna av Bergstrand et al. (1986). Med produktionsnormerna beräknas tidsåtgången per hektar för röjningen, givet röstammarnas medelhöjd och antal röstammar. Tillägg görs för försvarande förhållanden. Kostnaden per hektar beräknas sedan utifrån timkostnaden för röjaren.

Följande variabler som ingår i Bergstrand et al. 1986 beräknas i DT:

- Huvudstammarnas medelhöjd
- Andelen gran i procent av det totala antalet borttröjda stammar

Övriga variabler sätts av användaren.

Röjningskostnaden per ha beräknas enligt:

$$K = TK * (T_{verk} / (1 - (AV/100)))$$

Där:

K = röjningskostnad (SEK/ha)

TK = timkostnad (SEK/timme)

T_{verk} = verktid (timmar/ha)

AV = andel av tillgänglig tid som avgår till andra sysslor än röjning (%)

Timkostnaden sätts av användaren.

Drivningskostnad-gallring

Kostnaden grundar sig på produktionsnormer för engreppsskördare i gallring framtagna av Brunberg (1997) samt produktionsnormer för skotare (Brunberg, 2004). Med funktionerna beräknas tidsåtgången per volymenhet.

Följande variabler som ingår i Brunberg (1997) beräknas i DT:

- Antalet uttagna stammar
- Medelstammens volym
- Andelen av avverkad volym som utgörs av gran
- Antal kvarstående träd efter gallring
- Andel av antalet fällda träd som utgörs av lövträd
- Andel av antalet fällda träd som gallrats likformigt
- Andel av antalet fällda träd som höggallrats

Följande variabler som ingår i Brunberg (2004) beräknas i DT:

- Uttagen volym
- Medelstammens volym

Övriga variabler sätts av användaren.

Då produktionen per tidsenhet är känd beräknas skördarkostnaden enligt:

$$K = KG15/V$$

Där:

K = maskinkostnad per volymenhet (SEK/m³fub)

KG15 = maskinkostnad per tidsenhet (SEK/G₁₅-timme)

V = avverkad volym per tidsenhet (m³fub/G₁₅-timme)

Den totala drivningskostnaden beräknas enligt:

$$DK = (K_{skördare} + K_{skotare}) * VUT$$

Där:

DK = drivningskostnad (SEK/ha)

K = maskinkostnad per volymenhet (SEK/m³fub)

VUT = skördad gagnvirkesvolym enligt DT (m³fub/ha)

Maskinkostnaden per tidsenhet sätts av användaren.

Drivningskostnad-slutavverkning

Kostnaden grundar sig på produktionsnormer för stora engreppsskördare i slutavverkning framtagna av Brunberg (1995) och på produktionsnormer för skotare (Brunberg, 2004). Med funktionerna beräknas tidsåtgången per volymenhet.

Följande variabler som ingår i Brunberg (1995) beräknas i DT:

- Antalet uttagna stammar
- Medelstammens volym

Följande variabler som ingår i Brunberg (2004) beräknas i DT:

- Uttagen volym
- Medelstammens volym

Övriga variabler sätts av användaren.

Maskinkostnad per volymenhet och drivningskostnad beräknas på samma sätt som vid gallring. Maskinkostnad per tidsenhet sätts av användaren.

Resultat och diskussion

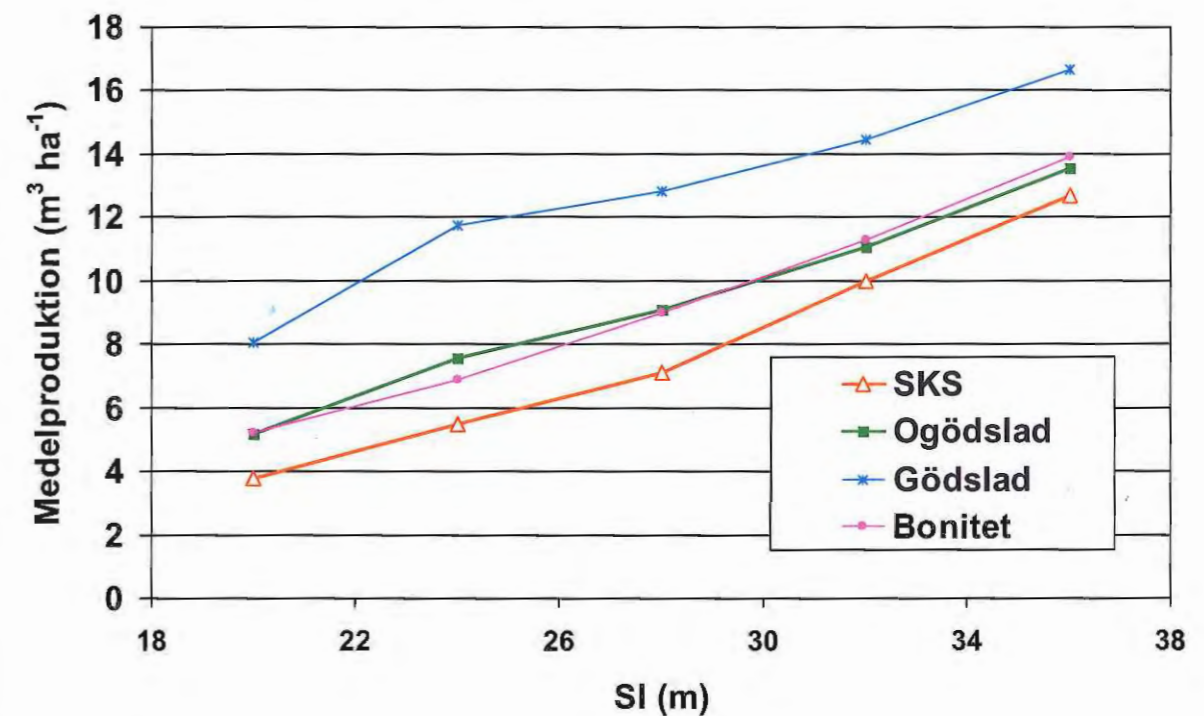
Ståndortsindex

Ståndortens bördighet påverkar volymproduktion och ekonomi vid produktionsoptimering på flera sätt. Faktorer som påverkar är tiden fram till dess att gödslingen startar, tiden fram till dess att ungskogsfasen är över, tidsvinstens storlek samt storleken av ståndortsindexjusteringen. Den första faktorn, tiden fram till dess gödslingen startar, påverkas positivt av ökande SI. I och med att gödslingen startar tidigt kommer tiden för ogödslad tillväxt att minska vilket innebär kortare omloppstid och bättre ekonomi. Som exempel kan nämnas att om man vill starta gödslingen vid en medelhöjd av 2.5 m kommer gödslingen att starta ca 15 år efter plantering på SI G22 medan den startar ca 8 år efter plantering på SI G32. Tiden till dess ungskogsfasen är över påverkas i två riktningar. Dels fås en positiv påverkan på grund av att tidsvinsten får verka under lång tid och dels fås en negativ påverkan på grund av att ungskogsgödsling med gödsling vartannat år pågår under lång

tid med höga gödslingskostnader som följd.

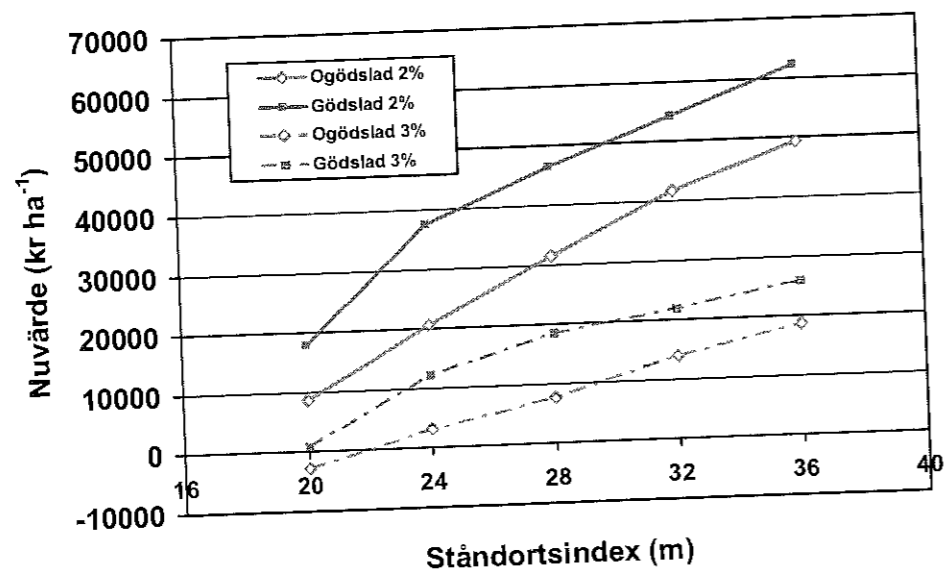
Tidsvinstens och SI-justeringens storlek påverkas negativt med ökande SI men data antyder att tidsvinsten är betydande även för SI 36 meter. För ännu högre SI antyder data från Hjuleberg att tidsvinsten är marginell. Att tidsvinsten och SI-justeringen är negativt beroende av SI är logiskt eftersom ökande SI bland annat innebär bättre tillgång på näringsämnen och därmed mindre effekt av näringstillförsel.

Medelproduktionen för de ogödslade bestånden ligger väldigt nära boniteten men är betydligt högre än den beräknade produktionsnivån i Skogsstyrelsens gallringsmallar (figur 2). Medelproduktionen för de gödslade bestånden är mellan 23-55% högre än för de ogödslade med den största skillnaden för låga SI. Att den relativa medelproduktionen inte stiger linjärt med minskade SI beror till stor del på att gallringsprogrammen påverkar produktionsnivån.



Figur 2. Medelproduktion för gödslade och ogödslade bestånd på olika ståndortsindex (SI). I figuren visas också produktionsnivå enligt Skogsstyrelsens gallringsmallar för södra Sverige samt totalproduktion enligt boniteten. Se bilaga för beskrivning av gallringsprogram.

Nuvärdet för gödslade bestånd är högre än för ogödslade bestånd för alla ståndortsindex (figur 3). Den relativa skillnaden är större vid 3% ränta än vid 2% även om det i absoluta tal naturligtvis blir mindre skillnader när räntan ökas. Jämförelsen mellan gödslade och ogödslade bestånd är inte helt lätt eftersom gödningen innebär att bestånden måste skötas annorlunda med avseende på gallringsprogram. I denna jämförelse har gallringsmallen använts så att antalet gallringar hölls på en relativt låg nivå (se bilaga). Vidare har omloppstidens



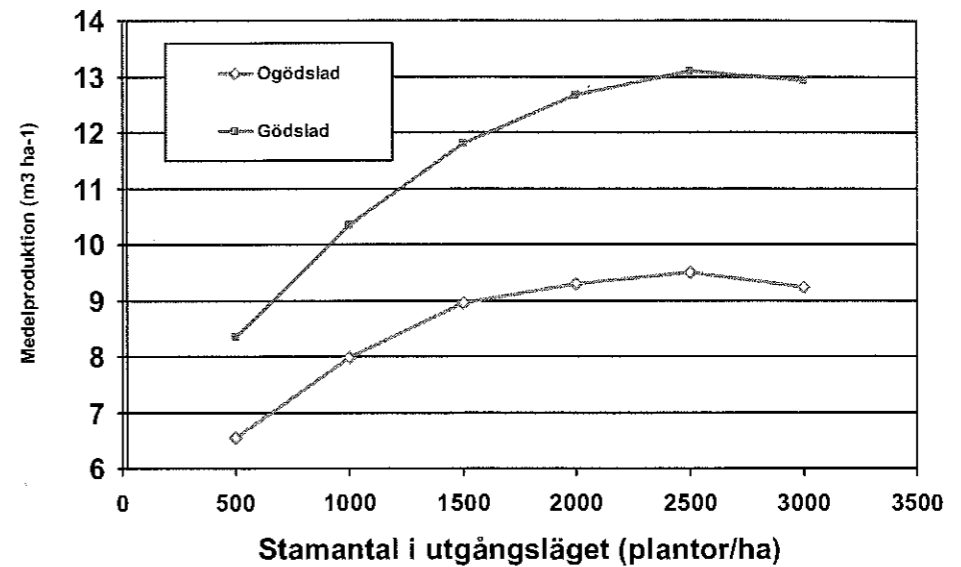
Figur 3. Nuvärde av kostnader och intäkter under omloppstiden för gödslade och ogödslade bestånd på marker med olika bördighet (ståndortsindex, SI). Nuvärdesberäkningen har gjorts med kalkylräntan 2% respektive 3%. Skogsskötselprogrammet för gödslade och ogödslade bestånd har bestämts med hjälp av Skogsstyrelsens gallringsmallar varvid antalet gallringar har hållits på en låg nivå (se bilaga). Omloppstidens längd har bestämts så att nuvärdet maximeras vid 2% kalkylränta. Plantantalet i utgångsläget varierade med SI (se bilaga).

Ovanstående analys visar att det med ett konventionellt skötselprogram troligen är ekonomiskt lönsamt att bedriva produktionsoptimering för bestånd med SI lägre än 36 m. Vi skall dock återigen påminna om osäkerheterna i analyserna, bland annat med avseende på gödningens reaktion.

Planteringsförband

Medelproduktionen minskade drastiskt med minskande plantantal både för gödslade och ogödslade bestånd när plantantalet understeg 1500 plantor/ha för ogödslade bestånd och 2000 plantor/ha för gödslade bestånd (figur 4). Både för gödslade och ogödslade bestånd sjunker medelproduktionen något när plantantalet ökas från 2500 till 3000 plantor per ha (figur 4). Detta kan dock förklaras med det valda gallringsprogrammet.

längd också stor betydelse för nuvärdeskalkyler. I denna jämförelse har omloppstiden anpassats så att nuvärdet är så högt som möjligt vid 2% ränta vilket innebär att omloppstiden inte är optimal för en jämförelse med 3% ränta. Vid beräkningen av omloppstidens längd har markvärdet inte medräknats. Om markvärde också tas med i beräkningen så skulle omloppstidens längd minska både för gödslade och ogödslade bestånd.



Figur 4. Medelproduktion för gödslade och ogödslade bestånd med olika plantantal i utgångsläget. Se bilaga för beskrivning av gallringsprogram.

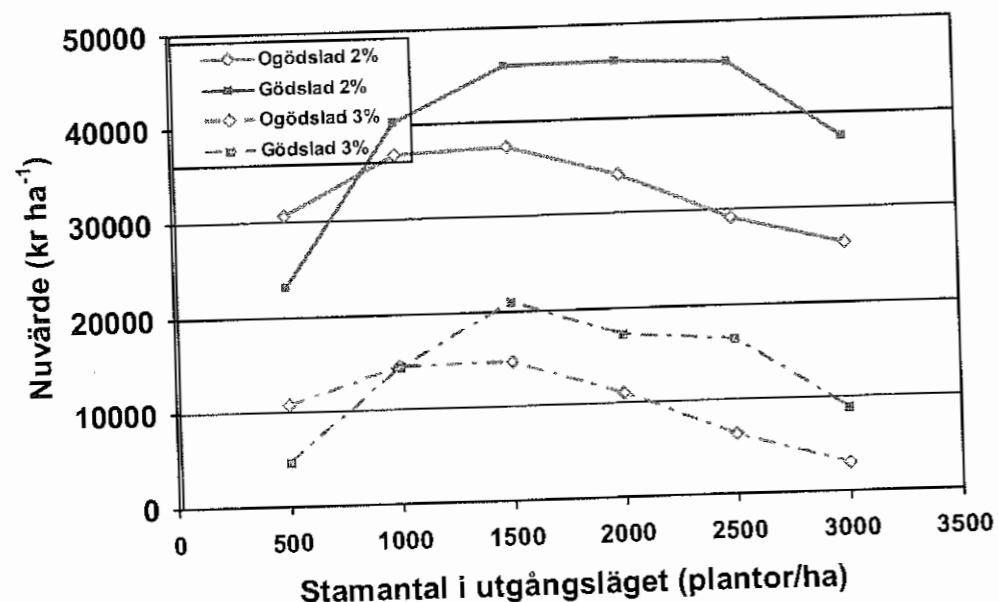
Ekonomins beroende av stamantalet i utgångsbeståndet var inte densamma för gödslade och ogödslade bestånd. I ogödslade bestånd maximerades nuvärdet vid 1000-1500 stammar/ha för att sedan kontinuerligt sjunka med ökande stamantal (figur 5). För gödslade bestånd var nuvärdet relativt konstant från 1500 och 2500 stammar/ha för att sedan sjunka något när stamantalet översteg 2500 stammar/ha.

Liksom för diskussionen om SI så lider jämförelsen av olika stamantal i utgångsbeståndet av att produktionen och därmed beståndsbehandlingen påverkas av stamantalet. I denna jämförelse har antalet gallringar hållits nere och uttaget i varje gallring har varit relativt starkt (se bilaga).

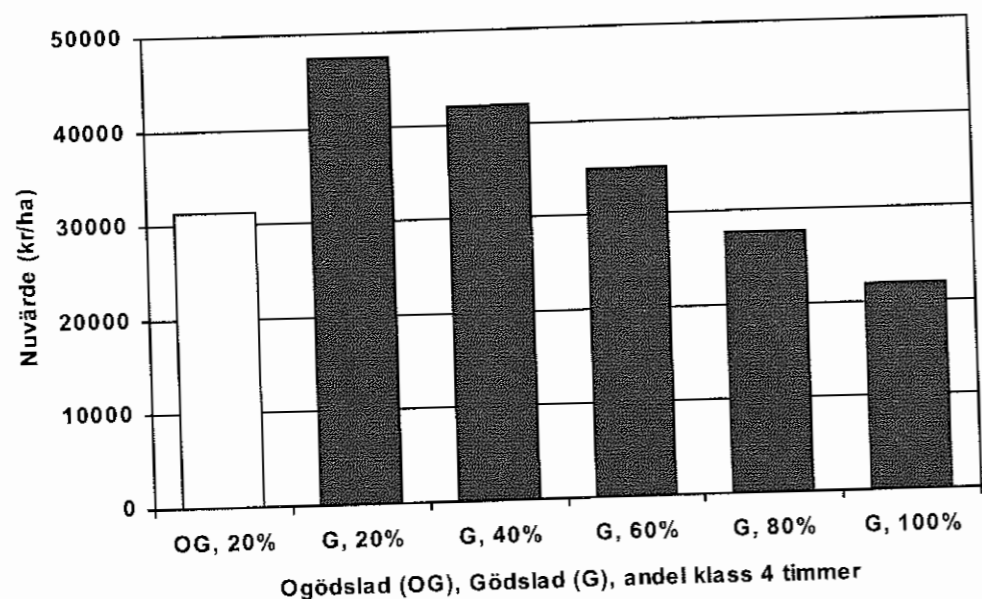
Ekonomi i bestånd som har startats med olika stamantal beror naturligtvis mycket på etableringskostnaden. Om stamantalet hålls nere blir förnyringen billig och eftersom denna kostnad kommer tidigt i omloppstiden får det stor betydelse för nuvärdeskalkylen. Den ekonomiska analysen är också beroende av kvalitets- och dimensionsutfallet i simuleringen. De valideringar av modellen som har gjorts visar att

skattningen av dimensionsutfall är relativt god för stamantal över 1300 stammar/ha och för gallringsprogram med minst en gallring.

I analysen har vi antagit samma kvalitetsutfall för gödslade och ogödslade bestånd och för alla förband. Detta är naturligtvis inte helt realistiskt, vi kan på goda grunder anta att timmerkvaliteten försämras med gödning och med glest utgångsförband. Eftersom vi ännu inte har något tillförlitligt system att inkludera denna effekt i prognoserna har vi istället valt att illustrera effekten av försämrad virkeskvalitet med hjälp av känslighetsanalys. I figur 6 redovisas nuvärdet för ett gödlat bestånd med olika andel timmer i klass 4. Om vi förutsätter att klass 4 andelen är 20% i det ogödslade beståndet så kan andelen klass 4 timmer öka till drygt 60% för den gödslade skogen innan nuvärdet understiger ogödslade bestånd. Med dagens virkesmättningsbestämmelser är det inte helt orealistiskt att klass 4 andelen ökar drastiskt med ungskogsgödning beroende på att antalet årsringar mellan 2-8 cm är för lågt.



Figur 5. Nuvärde av kostnader och intäkter under omloppstiden för gödslad och ogödslade bestånd med olika plantantal i utgångsläget. Nuvärdesberäkningen har gjorts med kalkylräntan 2% respektive 3%. Skogsskötselprogrammet för gödslade och ogödslade bestånd har bestämts med hjälp av Skogsstyrelsens gallringsmallar varvid antalet gallringar har hållits på en låg nivå (se bilaga). Omloppstidens längd har bestämts så att nuvärdet maximeras vid 2% kalkylränta. För samtliga jämförelser var ståndortsindex G28.



Figur 6. Nuvärde för ogödslad (ofylld stapel) och gödslade bestånd med olika andel timmer i klass 4. Samtliga beräkningar gjordes för G28, 2200 plantor i utgångsläget och två gallringar.

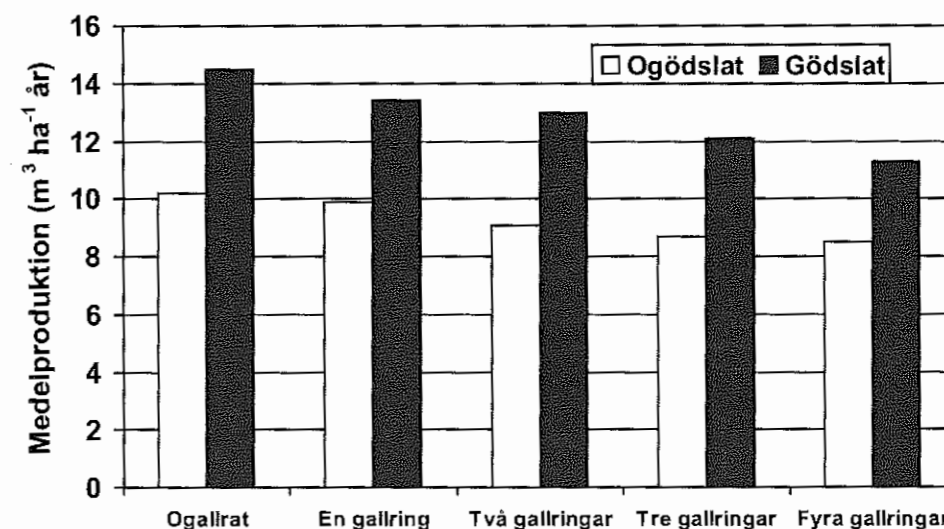
Gallringsprogram

Medelproduktionen sjönk med ökande antal gallringar både för ogödslade och gödslade bestånd (figur 7). Jämfört med en gallring så var medelproduktionen 10% lägre för gallringsprogrammet med fyra

gallringar för ogödslade bestånd. För gödslade bestånd sjönk medelproduktionen med ca 15%. Detta resultat överensstämmer inte med de resultat som har redovisats från GG-försöken där gallringsprogrammet påverkar medelproduktionen i mycket liten

utsträckning. Orsaken till att medelproduktionen var lägre i gallringsprogram med många gallringar i denna simuleringsstudie var att beståndens förräntning gjorde att omloppstiden blev lång vilket medförde en sänkning av löpande- och medeltillväxten. Omloppstidens längd bestämdes genom att studera beståndens förräntning och om-

loppstiden sattes till den tidpunkt när beståndets förräntning understeg 2%. Det är också planerat att studera gallringsreaktions funktionerna i DT för att kunna avgöra ifall de behöver justeras.

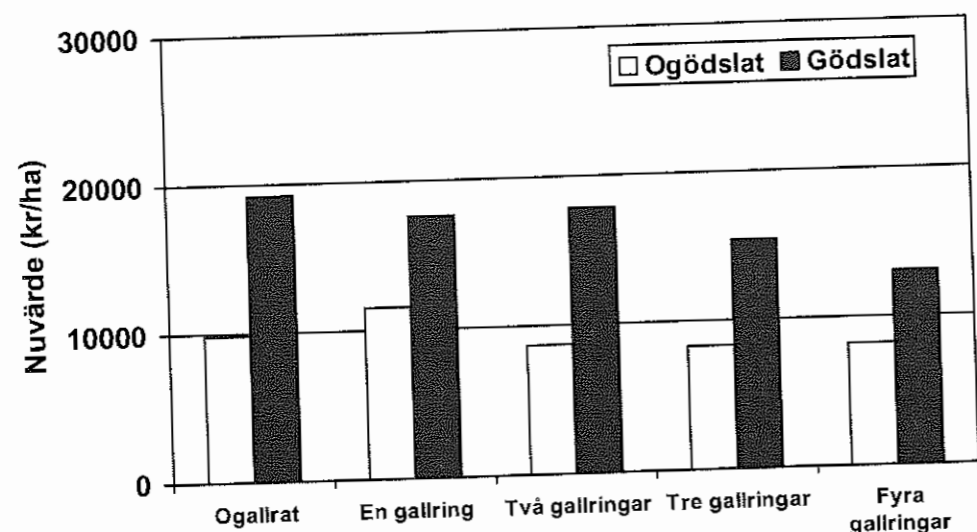


Figur 7. Medelproduktion för gödslade och ogödslade bestånd med olika gallringsprogram. Skogsskötselprogrammen för gödslade och ogödslade bestånd har bestämts med hjälp av Skogsstyrelsens gallringsmallar (se bilaga 2). Omloppstidens längd har bestämts så att nuvärdet maximeras vid 2% kalkylränta. För samtliga gallringsprogram var plantantalet i utgångsläget var 2500 plantor/ha och ståndortsindex G28.

Gallringsprogrammet påverkade ekonomin i större utsträckning i de ogödslade bestånden jämfört med gödslade (figur 8). Det ogallrade alternativet hade höga nuvärden både för gödslade och ogödslade bestånd (figur 8). Den jämförelse av simulerade och verkliga värden som gjordes med data från GG-försöken visade dock att DT underskattar avgången i ogallrade bestånd. Därmed kommer slutbeståndet att ha för hög volym och det ekonomiska resultatet blir överskattat. Däremot visade valideringen på relativt god överensstämmelse

mellan simulerade och verkliga värden för gallrade bestånd och då även för relativt extrema gallringsprogram som program med en enda väldigt stark gallring.

Vid 3% kalkylränta varierade nuvärdet för ogödslad skog från drygt 11 000 kr/ha alternativet med en gallring till drygt 8000 kr/ha för alternativet med fyra gallringar. Motsvarande siffror för gödslade bestånd var drygt 19000 kr/ha för ogallrad ca 13000 kr/ha för alternativet med fyra gallringar.



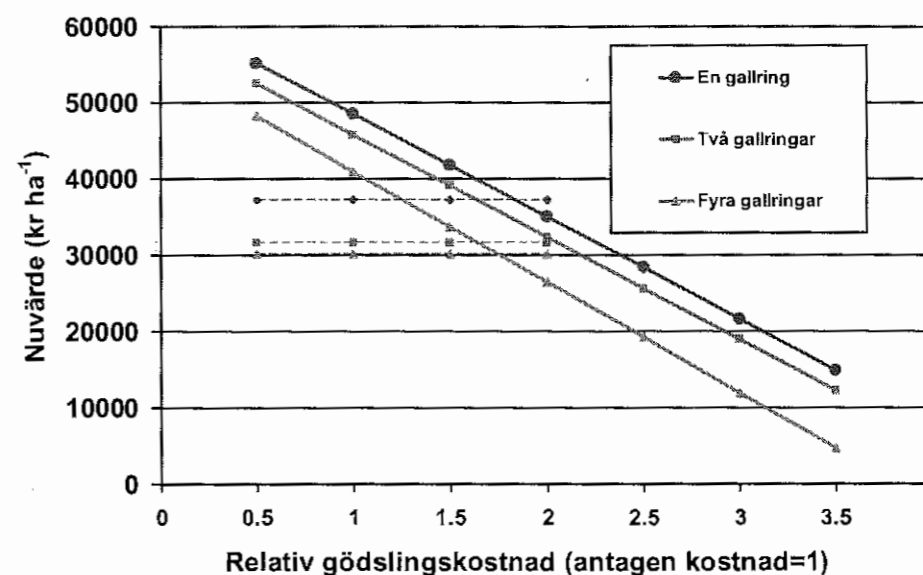
Figur 8. Nuvärde för gödslade och ogödslade bestånd med olika gallringsprogram. Skogsskötselprogrammen för gödslade och ogödslade bestånd har bestämts med hjälp av Skogsstyrelsens gallringsmal-lar (se bilaga 2). Omloppstidens längd har bestämts så att nuvärdet maximeras vid 2% kalkylränta. För samtliga gallringsprogram var plantantalet i utgångsläget var 2200 plantor/ha och ståndortsindex G28.

Gödslingskostnad

Vid gödsling av ungskog (upp till en grundyta av 25 m²/ha) där gödslingen gjordes vart annat år antogs gödslingskostnaden variera mellan 1470-2285 kr/ha (Tabell 6). I den mogna skogen antogs en gödslingskostnad som varierade mellan 1470-1875 kr/ha. Nuvärdet sjunker naturligtvis med ökande gödslingskostnad och hastigheten som nuvärdet sjunker är beroende av gödslingskostnadens andel av totala omsättningen under omloppstiden (figur 9). Skötselprogram med korta omloppstider där låga värden skapas i slutavverkningsskogen har en högre andel gödslings-

kostnad än program med långa omloppstider där höga värden skapas. Därför är skogsskötselprogram med korta omloppstider känsligare för gödslingskostnadens storlek.

I figur 9 är nuvärdet för respektive skötselprogram utan gödsling indikerat. Om skogen sköts med två gallringar från ett plantantal om ca 2200 stammar så kan gödselkostnaden öka med mer än 100% utan att ge ett lägre nuvärde som den ogödslade skogen. Ett skötselprogram fyra gallringar tål en ökning av gödselkostnaden med ca 80% innan ekonomin blir sämre än i motsvarande ogödslade skog.



Figur 9. Nuvärde av kostnader och intäkter under omloppstiden för gödslade bestånd med tre olika skötselprogram beroende på relativ gödselkostnad (en relativ gödselkostnad=2 innebär en fördubbling av gödselkostnaden jämfört med de värden som använts i övriga analyser). Nuvärdesberäkningen har gjorts med kalkylräntan 2% och samtliga simuleringar gjordes för ståndortsindex G28.

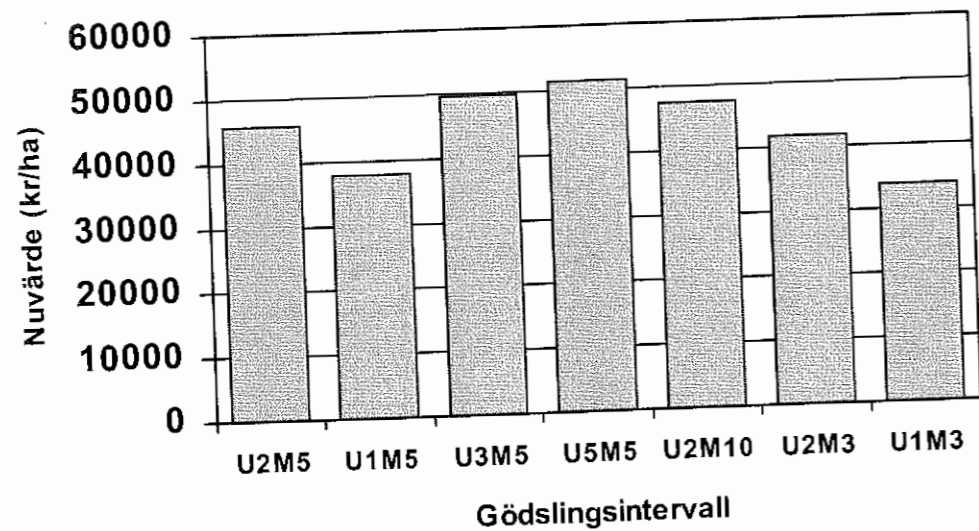
Tabell 6. Gödslingskostnad vid gödsling i ungskog (<25m²/ha) respektive i mogen skog.

Gödsling nr	Ungskog	Mogen skog
1	-1920	-1920
2	-2550	-1790
3	-1920	-1920
4	-2550	-1790
5	-1920	-1920
6	-2550	-1790
7	-1920	-1920
8	-2550	-1790
9	-1920	-1920
10	-2550	-1790
11	-1920	-1920
12	-2550	-1790
13	-1920	-1920
14	-2550	-1790
15	-1920	-1920
16	-2550	-1790
17	-1920	-1920
18	-2550	-1790
19	-1920	-1920
20	-2550	-1790

Gödslingsintervall

Gödslingsintervallets betydelse för ekonomin i produktionsoptimerad skog är mycket viktig eftersom antagandet att

gödsling vart annat år upp till slutet skog och därefter gödsling var femte år inte är grundat på empiriskt material. Att gödsla varje år i ungskogen istället för vartannat innebär en drastisk försämring av ekonomin (figur 10). Det innebär att ifall kommande undersökningar om gödslingsintervallets betydelse visar att det inte räcker med gödsling vart annat år i ungskogen utan att man måste gödsla varje år för att uppnå de produktionsökningar som har åstadkommit i gödslingsförsöken i Asa och Flakaliden så kan den praktiska applikationen av ungskogsgödsling ifrågasättas. Tätare gödslingsintervall i den mogna skogen (vart tredje år istället för vart femte) har mindre betydelse för det ekonomiska resultatet men ekonomin påverkas ändå i sådan utsträckning att den praktiska applikationen inte är lika självklar (figur 10). Vid något glesare gödslingsintervall (vart tredje år i ungskogen eller vart tionde år i den mogna skogen) påverkas den ekonomiska kalkylen positivt men det är mindre förändringar jämfört med den försämring av ekonomin som ett tätare gödslingsintervall skulle medföra (figur 9).



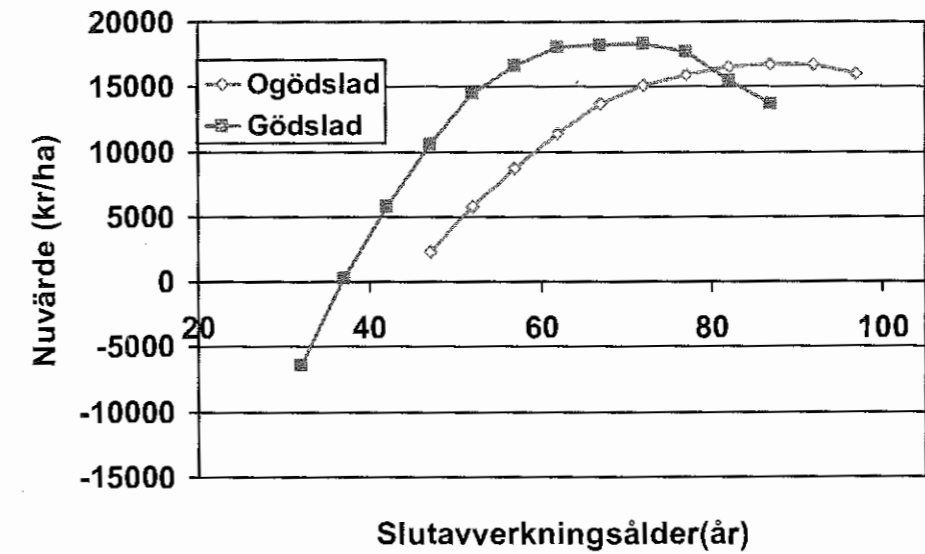
Figur 10. Nuvärde av kostnader och intäkter för gödslade bestånd med olika intervall mellan gödslingsarna. Gödslingsintervallen var U2M5=varannat år i ungskog och vart femte år i mogen skog; U1M5=varje år i ungskogen och vart femte år i mogen skog; U3M5=var tredje år i ungskogen och vart femte år i mogen skog. Ungskogsgödsling skedde tills bestånden hade nått en grundyta om 25 m²/ha varefter gödsling i mogen skog fortsatte tills fem år före slutavverkning. Bestånden gallrades fyra gånger, omloppstiden var 68 år och ståndortsindex var G28.

Stormfällning

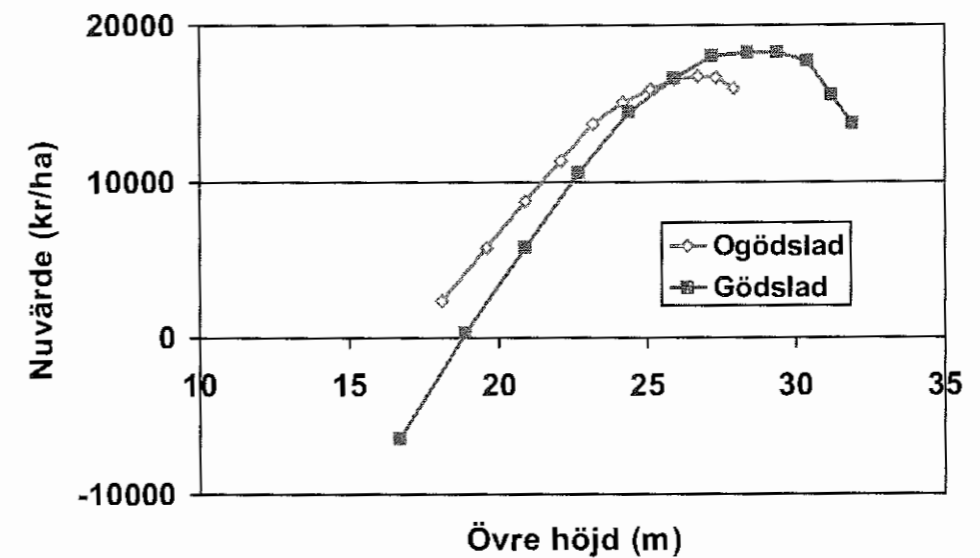
Nuvärdet vid total stormfällning vid olika ålder och övre höjd (figur 11 och 12) har beräknats genom att minska intäkterna med 30% och öka kostnaderna för avverkning med 50%. Vid samma ålder har de gödslade bestånden högre nuvärde efter stormfällning upp till totalåldern 80 år varefter nuvärdet sjunker snabbt för den gödslade skogen och understiger ogödslade bestånd (figur 11). Orsaken till att nuvärdet är högre för yngre gödslad skog är att högre värden har skapats som kan tas tillvara efter stormfällningen. Om jämförelsen av stormnudevärden istället görs över övre höjd, vilket säger mer om stormfällningssannolikheten, så har de gödslade bestånden lägre stormfällningsnudevärden vid samma övre höjd upp till ca 26 m (figur 12). Eftersom risken för stormfällning är extra hög tiden

efter gallringar och eftersom gallringarna utförs vid en övre höjd av ca 15-22 m så är risken stor för att stormfällning drabbar bestånden vid en tidpunkt när stormfällningsnudevärdet är lägre i de gödslade bestånden. Dessutom maximeras nuvärdet vid en högre övre höjd för de gödslade bestånden. Eftersom stormfällningsrisken ökar med ökad höjd så är risken för stormfällning i de gödslade bestånden högre.

Tiden mellan förstagallring och slutavverkning är viktig ur stormfällningsrisksynpunkt eftersom det är under denna period som bestånden är känsliga för stormfällning. För bestånd som sköts med två gallringar och som slutavverkas när nuvärdet maximeras är tiden som bestånden är stormfällningskänsliga kortare för gödslade än för ogödslade bestånd.



Figur 11. Nuvärde efter stormfällning vid olika beståndsålder. Stormfällningsnudevärdet har beräknats genom att minska intäkterna i slutavverkning med 30% och öka avverkningskostnaderna med 50%. Jämförelsen avser G28, 2200 plantor och två gallringar.



Figur 12. Nuvärde efter stormfällning vid olika övre höjd. Stormfällningsnudevärdet har beräknats genom att minska intäkterna i slutavverkning med 30% och öka avverkningskostnaderna med 50%. Jämförelsen avser G28, 2200 plantor och två gallringar.

Referenser

- Agestam, E. 1985. A growth simulator for mixed stands of pine, spruce and birch in Sweden. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Yield Research, Report 15*. 150 pp. ISSN 0348-7636. (In Swedish with English summary.)
- Bergstrand, K.-G., Lindman, J. & Petré, E. 1986. Underlag för prestationsmål för motormanuell röjning. *Forskningsstiftelsen Skogsarbeten, Redogörelse 7*. 21 pp. ISSN 0346-6671. (In Swedish)
- Brunberg, T. 1995. Basic data for productivity norms for heavy-duty single-grip harvesters in final felling. *Skogforsk, Redogörelse 8*. 16 pp. ISSN 1103-4580. (In Swedish with English summary.)
- Brunberg, T. 1997. Underlag för produktionsnorm för engreppsskördare i gallring. *Skogforsk, Redogörelse 8*. 16 pp. ISSN 1103-4580. (In Swedish with English summary.)
- Brunberg, T. 2004. Underlag till produktionsnorm för skotare. *Skogforsk, Redogörelse 3*. 12 pp. ISSN 1103-4580. (In Swedish with English summary.)
- Blingsmo, K.R. 1985. Taper functions and tables for birch. *Norsk institutt for skogforskning, Avdelning for skogsbehandling og skogproduksjon, Rapport 10(85)*. 1-35.
- Edgren, V. & Nylinder, P. 1949. Functions and tables for computing taper and form quotient inside bark for pine and spruce in northern and southern Sweden. *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut 38(7)*. 81 pp. ISSN 0369-2167. (In Swedish with English summary.)
- Ekö, P.M. 1985. A growth simulator for Swedish forests, based on data from the national forest survey. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Silviculture, Report 16*. 224 pp. ISSN 0348-8969. (In Swedish with English summary.)
- Elfving, B., 1982. HUGIN's ungskogstaxering 1976-1979. *Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Forestry, Projekt HUGIN, Report 27*. 87 pp. ISSN 0348-7024. (In Swedish.)
- Elfving, B. 2003. Ålderstilldelning till enskilda träd i skogliga tillväxtprognoser. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Silviculture, Working paper 182*. 44 pp. ISSN 0281-7292. (In Swedish with English summary.)
- Elfving, B. 2004. Grundytetillväxtfunktioner för enskilda träd, baserade på data från rikskogstaxeringens permanenta provytor. *Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Skogsskötsel*. (Manuscript in Swedish.)
- Eriksson, H. & Karlsson, K. 1997. Effects of different thinning and fertilization regimes on the development of Scots pine (*Pinus sylvestris* (L.)) and Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stands in long-term silvicultural trials in Sweden. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Yield Research, Report 42*. 135 pp. ISSN 0348-7636. (In Swedish with English summary.)
- Eriksson, H., Johansson, U. & Kiviste, A. 1997. A site-index model for pure and mixed stands of *Betula pendula* and *Betula pubescens* in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research 12*, 149-156.
- Fahlvik, N., Agestam, E., Nilsson, U. & Nyström, K. 2005. Simulating the influence of initial stand structure on the development of young mixtures of Norway spruce and birch. *Forest Ecology and Management 213*, 297-311.
- Fahlvik, N. & Nyström, K. 2006. Models for predicting individual tree height increment and tree diameter in young stands in southern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research 21*, 16-18.
- Fridman, J. & Ståhl, G. 2001. A three-step approach for modeling tree mortality in Swedish forests. *Scandinavian Journal of Forest Research 16*, 455-466.
- Hägglund, B. 1973. Site index curves for Norway spruce in southern Sweden. *Royal College of Forestry, Department of Forest Yield Research, Research notes 24*. 49 pp. ISSN 0585-3303. (In Swedish with English summary.)
- Hägglund, B. 1974. Site index curves for Scots pine in Sweden. *Royal College of Forestry, Department of Forest Yield Research, Research notes 31*. 54 pp. ISSN 0585-3303. (In Swedish with English summary.)
- Hägglund, B. & Lundmark, J.-E. 1981. *Handledning i bonitering med Skogshögskolans boniteringssystem*. National Board of Forestry, Jönköping, Sweden. 124 pp. (In Swedish.)
- Leijon, B. 1979. *Tallens och granens production på lika ståndort*. Slutredovisning för anslag från statens råd för skogs- och jordbruksforskning.
- Marklund, L.G. 1988. Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige. *Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för Skogstaxering, Rapport 45*. 73 pp. ISSN 0348-0496. (In Swedish.)
- Moberg, L. 2000. Models of internal knot diameter for *Pinus sylvestris*. *Scandinavian Journal of Forest Research 15*, 177-187.
- Moberg, L. 2001. Models of internal knot properties for *Picea abies*. *Forest Ecology and Management 147*, 123-138.
- Näslund, M., 1936. Skogsförsöksanstaltens gallringsförsök i tallskog. *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut 29(1)*, pp. 74. (In Swedish with English summary.)
- Näslund, M., 1940. Funktioner och tabeller för kubering av stående träd. Tall, gran och björk i norra Sverige. *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut 32(4)*, 87-142. (In Swedish with English summary.)
- Näslund, M., 1947. Funktioner och tabeller för kubering av stående träd. Tall, gran och björk i södra Sverige samt i hela landet. *Meddelanden från Statens Skogsforskningsinstitut 36(3)*, pp. 81. (In Swedish with English summary.)
- Näslund, B.-Å. 1986. Simulation of damage and mortality in young stands and associated stand development effects. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Silviculture, Report 18*. 147 pp. ISSN 0348-8969. (In Swedish with English summary.)
- Petersson, H. 1997. Functions for predicting crown height of *Pinus sylvestris* and *Picea abies* in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research 12*, 179-188.
- Söderberg, U. 1992. Functions for forest management: height, form height and bark thickness of individual trees. *Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Forest Survey, Report 52*. 87 pp. ISSN 0348-0496. (In Swedish with English summary.)
- Wilhelmsson, L., Arlinger, J., Spångberg, K., Lundqvist, S.-O., Grahn, T., Hedenberg, Ö. & Olsson, L. 2002. Models for predicting wood properties in stems of *Picea abies* and *Pinus sylvestris* in Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research 17*, 330-350.
- VMR, 1999. Mätninginstruktioner för rundvirkes Sortiment rekommenderade av virkesmätningrådet. *Virkesmätningrådet, cirkulär 1*. (In Swedish.)