

SE 9607122 VF-BIO-95-3

RECEIVED

FEB 22 1996

OSTI

Skogsbränsle minskar kvävebelastningen – Beräkningar av kväveflöden

Skogsbränsle minskar kvävebelastningen – Beräkningar av kväveflöden

UB
1995/3
ISSN 1100-5130

MASTER

DISTRIBUTION OF THIS DOCUMENT IS UNLIMITED *By*

***Skogsbränsle minskar kvävebelastningen
- Beräkningar av kväveflöden***

Fredrik Burström, Jan Johansson

1995-12-04

FÖRORD

Vattenfall har sedan 70-talet bedrivit forsknings- och utvecklingsarbete inriktat på bioenergi. Vattenfall äger och driver dessutom biobränsleeldade anläggningar som producerar värme och värme/el.

Vattenfalls utvecklingsinsatser inom bioenergiområdet bedrivs sedan 1989 i projektform och fr o m 1994 har Vattenfall Utveckling AB det samlade ansvaret för genomförandet av Projekt Bioenergi. Det övergripande målet för projektet är att klarställa bioenergins möjliga roll inom Vattenfalls framtida affärsverksamhet. För att få underlag till en sådan bedömning analyseras hela bioenergisystemet, från bränsleproduktion till slutlig användning.

Sammanfattningsvis innebär detta att Vattenfalls engagemang inom bioenergiområdet omfattar såväl utvärdering och anpassning av olika omvandlingstekniker, som analys av konkurrens och marknadsförhållanden där miljöaspekterna bedöms få en allt större betydelse.

Utvecklingsarbetet bedrivs dels av specialister inom respektive företag och dessutom av forskare vid högskolor samt konsulter. Även examensarbeten bidrar till utvecklingen.



Resultat från verksamheten redovisas bl a i rapportform. Denna rapport handlar om kväveflöden i skogsbränslesystemet.

Vattenfall december 1995



Karin Widegren-Dafgård
Vattenfall Utveckling AB
Projekt Bioenergi

RAPPORT FRÅN VATTENFALL UTVECKLING AB

Från Projekt Bioenergi	Rapportdatum 1995-12-04	Rapport nr 1995/3
Författare Fredrik Burström, Jan Johansson	Projektnr. 38508	
Rapporten kan rekvireras från Vattenfall Support AB Dokumentservice, biblioteket 162 87 VÄLLINGBY Tel: 08/739 65 90 Fax: 08/739 64 44	Teknisk granskning  Anna Lundborg Godkänd  Karin Widegren-Dafgård	
Sökord Kväve, kretslopp, emissioner, biobränsle	Antal textblad 22	Antal bilagsblad 47
<input checked="" type="checkbox"/> Only summary in English <input type="checkbox"/> Whole report in English <input type="checkbox"/> Brochure in Swedish/English		

Titel

*Skogsbränsle minskar kvävebelastningen
- Beräkningar av kväveflöden*

Sammanfattning

Kvävedepositionen i Sverige har ökat kraftigt under senare decennier, särskilt i södra Sverige. Kvävet tycks i huvudsak ackumuleras i biomassa och mark. Det är oklart vilka effekter detta medför på sikt. Sannolikt ökar utlakningen av nitrat och mineralämnen från marken, vilket är försurande. Detta kan på sikt få allvarliga konsekvenser både för skogs-ekosystemen och för olika vattenmiljöer. Även andra ekologiska förändringar kan inträffa, t ex ändrad artsammansättning. Det är därför önskvärt att hejda ackumuleringen av kväve i skogen. Det lämpligaste sättet att göra detta är att ta ut mer kväverik biomassa från skogen, dvs öka uttaget av avverkningsrester vid slutavverkning och gallring. En ekologisk förutsättning för intensivt bränsleuttag är att askan återförs.

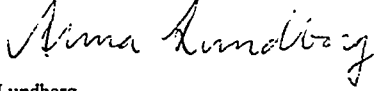

Hur stor kvävebelastning skogen anses tåla utan att ekologiska förändringar uppkommer anges av den sk kritiska belastningsgränsen för kväve, CL(N). Idag är kvävedepositionen högre än CL(N) i nästan hela Sverige. CL(N) sätts så att kvävedefallet i stort balanseras av kväveförluster genom skörd, under en omloppstid. Värdet på CL(N) beror därför främst av hur mycket kväve som förs bort med skördad biomassa. När både stammar och avverkningsrester skördas är CL(N) ca 3 gånger högre än i konventionellt skogsbruk då enbart stammen skördas. Ökningen är direkt relaterad till mängden kväve i uttaget bränsle.

Biobränsleanvändning orsakar också en del kväveutsläpp. Ur miljöperspektiv saknar det betydelse varifrån de kväveföreningar som emitteras härstammar. Det intressanta är hur mycket kväve som tas ut från skogen och hur mycket potentiellt växttillgängligt kväve som släpps ut till atmosfären. En analys av hela bränslekedjan visar att jämfört med den

mängd kväve som förs ut ur skogen med bränslet kommer ca 5 % att släppas ut som kväveoxider eller ammoniak vid förbränningen, och ytterligare ca 5 % i hantering och transporter. Netto förs ca 90 % av biomassans kväve ur systemet och blir inert kvävgas. Denna "kväveavlastning" vid skogsbränsleanvändning är i kvävebelastade regioner en ren miljönytta.

Idag tas en NO_x-avgift ut från större energianläggningar (40 kr/kg NO₂, eller ca 130 kr/kg rent kväve). Även nyttan av kväveavlastningen i samband med skogsbränsleuttaget skulle kunna värderas monetärt, eventuellt med NO_x-avgiften som mall. För varje MWh skogsbränsle avlastas skogen på runt 1 kg rent kväve.

REPORT FROM VATTENFALL UTVECKLING AB

From Project Bioenergy	Date 1995-12-04	Serial number 1995/3
Author Fredrik Burström, Jan Johansson		Project No. 38508
Reports can be obtained from Vattenfall Support AB Dokumentservice, biblioteket S-162 87 VÄLLINGBY Phone: +46 8 739 65 90 Fax: +46 8 739 64 44	Reviewed by  Anna Lundborg	
	Issuing authorized by  Karin Widegren-Dafgård	
Key word Nitrogen, nitrogen cycle, emissions, bio fuel	Number of pages 22	Appending pages 47
<input checked="" type="checkbox"/> Only summary in English <input type="checkbox"/> Whole report in English <input type="checkbox"/> Brochure in Swedish/English		

Title

Forest fuel reduces the nitrogen load - calculations of nitrogen flows

Summary

Nitrogen deposition in Sweden has increased strongly during recent decades, particularly in southern Sweden. Nitrogen appears to be largely accumulated in biomass and in the soil. The effects that this will lead to in the future are not clear. Probably the leaching of nitrate and minerals from the soil will increase, which will have an acidifying effect. In the long-term this may have serious consequences for both forest ecosystems and for different aquatic environments. Other ecological changes may also occur, e.g., changes in species composition. It is therefore desirable to check the accumulation of nitrogen in the forest. The most suitable way of doing this is to remove more nitrogen-rich biomass from the forest, i.e., increase the removal of felling residues from final fellings and cleanings. An ecological condition for intensive removal of fuel is that the ashes are returned.

The critical load for nitrogen, CL(N), indicates the level of nitrogen deposition that the forest can withstand without leading to ecological changes. Today, nitrogen deposition is higher than the CL(N) in almost all of Sweden. CL(N) is calculated in such a manner that nitrogen deposition should largely be balanced by nitrogen losses through harvesting during a forest rotation. The value of CL(N) thus largely depends on how much nitrogen is removed with the harvested biomass. When both stems and felling residues are harvested, the CL(N) is about three times higher than in conventional forestry, where only the stems are harvested. The increase is directly related to the amount of nitrogen in the removed biofuel.

Use of biofuel also causes a certain amount of nitrogen emissions. From the environmental viewpoint there is no difference between the sources of the nitrogen compounds. The interesting point is how much nitrogen is removed from the forest and how much potentially plant-available nitrogen is released into the atmosphere. An analysis of the entire fuel chain shows that, compared with the amount of nitrogen removed from the forest with the fuel, about 5 % will be emitted as nitrogen oxides or ammonia during combustion, and a further ca. 5 % during handling and transports. A net amount of about 90% of biomass nitrogen is removed from the system and becomes inert nitrogen (N_2). This removal of nitrogen as a result of using forest fuels will benefit the environment in areas suffering from high nitrogen deposition.

Today, an NO_x tariff is imposed on large energy-generating plants (= 40 SEK/kg NO_2 , or about 130 SEK/kg of pure nitrogen). Also the benefit of the reduction in nitrogen load in connection with the removal of forest fuel could be valued in terms of money, possibly with the NO_x tariff as model. For each MWh of forest fuel about 1 kg of pure nitrogen is removed from the forest.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	1
	1.1 Bakgrund	1
	1.2 Syfte	1
	1.3 Läsanvisning	1
2	KVÄVE I NATUREN	2
	2.1 Kväveföreningar i miljön	2
	2.2 Kvävets kretslopp i ett naturligt landekosystem	3
3	KVÄVE SOM MILJÖPROBLEM	5
	3.1 Luftföroreningsproblem	6
	3.1.1 Direkta skador av kväve som luftförorening	6
	3.1.2 Marknära ozon och fotokemisk smog	6
	3.1.3 Globala effekter	7
	3.2 Effekter på mark	8
	3.2.1 Förändrad artsammansättning	8
	3.2.2 Kvävemättnad och markförsurning	8
	3.3 Eutrofiering och försurning av vatten	9
4	KVÄVENEDFALL OCH KRITISK BELASTNING	9
	4.1 Kvävedeposition i Sverige	9
	4.2 Kritisk kvävebelastning på skogsmark	10
5	SKOGSBRÄNSLEUTTAG MINSKAR KVÄVEBELASTNINGEN	11
6	KVÄVETS KRETSLOPP VID BIOBRÄNSLEANVÄNDNING	12
	6.1 Uttag av bränsle	13
	6.2 Emissioner vid förbränning	14
	6.3 Spridning och deposition	15
	6.4 Kvävetillförsel från hjälpsystem	16
	6.5 Bortförsel av kväve ur kretsloppet	17
7	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	18
8	REFERENSER	20

BILAGEFÖRTECKNING

Bilaga 1.	Depositionskarta för kväve i svensk granskog.	1 sid
Bilaga 2.	Beräkning av kväveflöden vid skogsbränsleuttag.	10 sid
Bilaga 3.	Beräkning av kritisk belastningsgräns och specifik kväveavlastning.	4 sid
Bilaga 4.	Kritisk belastningsgräns för kväve vid olika grad av bränsleuttag.	1 sid
Bilaga 5.	Beräkning av kväveflöden vid förbränning av skogsbränsle.	7 sid
Bilaga 6.	Lokal deposition av kväveföreningar.	2 sid
Bilaga 7.	Beräkning av kvävetillskott från hjälpsystem.	6 sid
Bilaga 8.	Beräkning av kvävebortförel från skogsekosystemet.	3 sid
Bilaga 9.	Sammanställning av formler och data för beskrivning av kvävet kretslopp vid skogsbränsleanvändning.	7 sid
Bilaga 10.	Omräkningsfaktorer för kväveinnehåll i kväveföreningar.	1 sid
Bilaga 11.	Beteckningslista.	5 sid

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund

Kväve är ett viktigt näringsämne, men kan trots det ge upphov till en rad negativa miljöeffekter. Människans aktiviteter ger stora kväveutsläpp, till luften från t ex förbränningsanläggningar och trafik, och till vatten t ex från reningsverk och läckande åkermark, ibland även skogsmark. Miljöproblem uppstår bland annat som följd av alltför kraftig kvävetillförsel till mark eller vatten. I skogsmark resulterar detta i kvävemättnad, försurning och utlakning av både kväve och mineralämnena. Havet drabbas av övergödning och syrefria bottenar. Kväveoxider är också en viktig faktor vid bildningen av marknära ozon (så kallad smog). En av kväveoxiderna (lustgas) bidrar dessutom till växthus-effekten och uttunnningen av det stratosfäriska ozonskiktet.

Utsläppen av kväveoxider har visat sig svårare att minska än utsläppen av svaveldioxid. Det beror bland annat på att en stor del av utsläppen sker från trafik och arbetsmaskiner och är svåra att begränsa. Liksom när det gäller svaveldioxid kommer en stor del av de kväveoxidutsläpp som drabbar Sverige från utlandet.

Det finns dock andra sätt att minska kvävebelastningen på skogsmark. Man kan t ex avlasta utsatt skogsmark från kväve. Då tas kväverika avverkningsrester (grenar och toppar) ut vid gallring och slutavverkning av skog för att sedan användas som bränsle.

1.2 Syfte

Denna rapport syftar till att ge underlag för bedömning av hur skogens kvävebelastning påverkas av skogsbränsleanvändning. Först beskrivs några vanliga kväveföreningar och kvävetets kretslopp, samt hälso- och miljöeffekter som orsakas av olika kväveföreningar. Vidare ges data kring uttag av avverkningsrester från skogen för användning som biobränsle. Till sist presenteras kvävetets kretslopp vid användning av biobränsle, samt samband och data som behövs vid beräkning av kvävetets flöden genom detta.

1.3 Läsanvisning

En inledande översikt av de vanligaste kväveföreningarna i naturen ges i kapitel 2, olika miljöeffekter som dessa kan ge upphov till i kapitel 3. Information om kvävedeposition och -belastning i svenska skogar ges i kapitel 4. Kapitel 5 ger en utförligare bakgrund till detta arbete, som presenteras i detalj i kapitel 6. I kapitel 7 diskuteras resultaten från beräkningar som gjorts i bilagorna. Läsare med någorlunda goda kunskaper om kväve och dess miljöeffekter etc, samt de som främst intresseras av huvudtankarna i denna

rapport, kan således inleda läsningen vid kapitel 5. En sammanfattning av formler och samband som gäller för kvävekretsloppet finns i bilaga 9.

2 *KVÄVE I NATUREN*

Kväve är en viktig byggsten i levande organismer. Kväve är dessutom det vanligaste grundämnet i atmosfären, där kvävgas, N_2 , utgör 78 % av volymen. Kvävgas har låg kemisk reaktivitet och betraktas som i det närmaste inert. Med undantag för vissa mikroorganismer kan inga organismer använda kvävgas direkt som näring. Därför är kväve, trots god tillgång i atmosfären, ofta en begränsande tillväxtfaktor i levande system.

2.1 *Kväveföreningar i miljön*

Förutom som N_2 förekommer kväve naturligt i ett antal organiska och oorganiska föreningar. I växter och djur finns organiska kväveföreningar, bl a aminosyror och proteiner. I mark finns stora förråd av organiskt kväve. I mark och vatten förekommer oorganiskt kväve som ammonium, NH_4^+ , och nitrat, NO_3^- , som båda är vattenlösliga. Ammonium binds dock ofta till markpartiklar och lakas inte ut till vattendragen lika lätt som nitrat. Vid högt pH och hög koncentration kan ammonium även avgå i gasform som ammoniak, NH_3 . Detta sker främst från kvävegödslad jordbruksmark. Vid låg syrehalt i kväverik mark kan en del nitrat omvandlas till nitrit, NO_2^- , och vidare till lustgas, N_2O , och kvävgas som avgår till atmosfären.

Vid förbränning och vid åskväder oxideras en del av luftens kvävgas till kväveoxider, främst kväveoxid, NO , och kvävedioxid, NO_2 , som tillsammans benämns NO_x . Dessutom bildas i vissa fall lustgas, N_2O . Vid förbränning bildas kväveoxider även genom oxidation av organiskt bundet kväve som finns i bränslet. I atmosfären oxideras NO_x vidare till salpetersyra, HNO_3 , som deponeras på marken, direkt eller löst i regnvatten som nitrat. En sammanställning av de vanligast förekommande kväveföreningarna och deras egenskaper ges i tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning av kväveföreningar i miljön

NAMN	BETECKNING	EGENSKAPER
Kvävgas	N_2	gas med låg löslighet i vatten, låg kemisk reaktivitet, mycket lång uppehållstid i atmosfären
Ammoniak	NH_3	gas med hög löslighet i vatten, starkt basisk, kan utnyttjas som direkt kvävekälla av växter
Ammonium	NH_4^+	utnyttjas som direkt kvävekälla av växter och som energikälla för nitrifierande bakterier
Nitrit	NO_2^-	lättlös i vatten, mellanprodukt vid denitrifikation, utnyttjas som oxidationsmedel av vissa bakterier, kan förorsaka bildning av cancerogena nitrosaminer
Nitrat	NO_3^-	lättlös i vatten, utnyttjas som direkt kvävekälla av växter och som oxidationsmedel av vissa bakterier
Dikväveoxid (lustgas)	N_2O	gas med låg löslighet i vatten, bildas vid denitrifikation, lång uppehållstid i atmosfären, växthusgas
Kvävemonoxid	NO	gas med låg löslighet i vatten, kort uppehållstid i atmosfären
Kvävedioxid	NO_2	gas med låg löslighet i vatten (dock något högre än för NO), kort uppehållstid i atmosfären
"Kväveoxider"	NO_x	NO och NO_2 brukar tillsammans betecknas NO_x

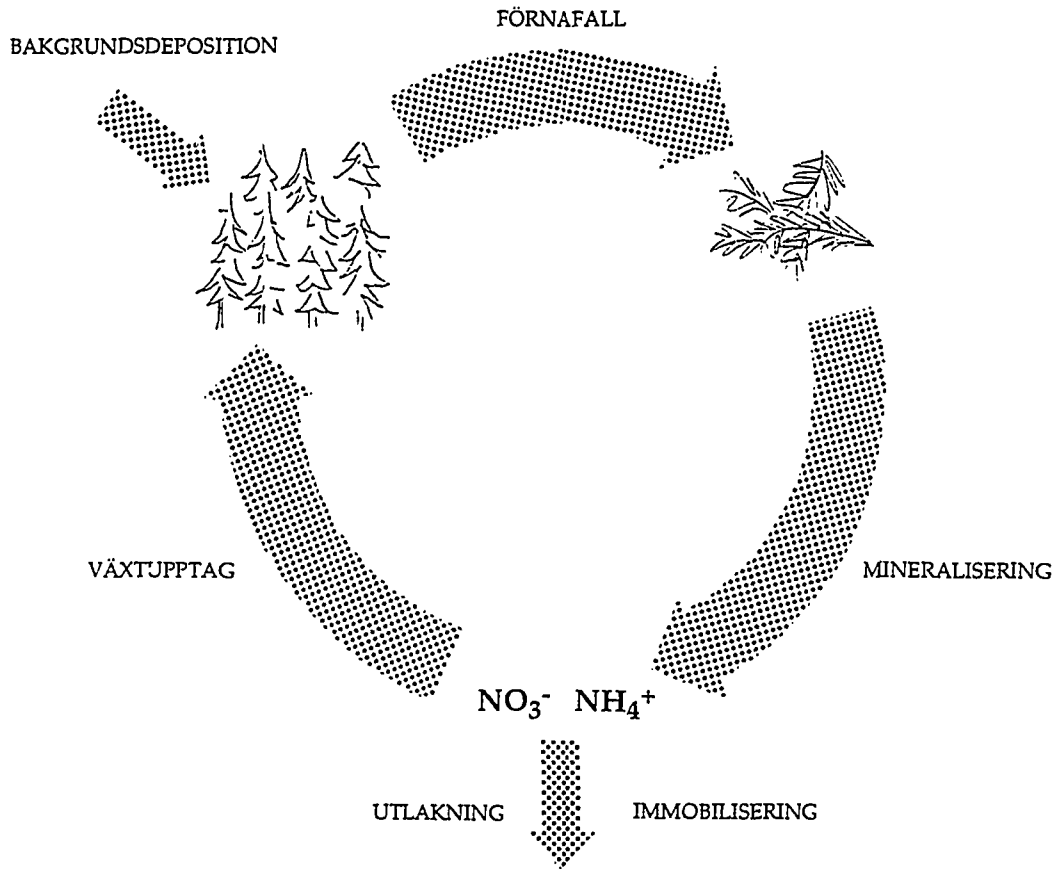
2.2 *Kvävets kretslopp i ett naturligt landekosystem*

Växter kan endast ta upp oorganiskt kväve - ammonium eller nitrat. Atmosfärens kvävgas måste först omvandlas till någon av dessa för att komma växterna till godo. Kvävgas kan reduceras, "fixeras", av t ex frilevande eller symbiotiska bakterier. Den andra "naturliga" kvävekällan för marken är deposition av kväveoxider som bildats vid åskväder.

Den stora kvävekällan i marken är dock nedbrytningen av dött organiskt material. Då frigörs, mineraliseras, organiskt kväve och omvandlas till ammoniak och vidare till ammonium, som åter kan tas upp av växter och mikroorganismer och syntetiseras till t ex protein. Ammonium som inte tas upp förekommer vid normalt mark-pH (=svagt surt i skogsmark) löst i markvattnet, adsorberat på markpartiklar eller bundet till humusämnen. Vid högre pH kan ammonium oxideras, "nitrifieras", av bakterier till nitrit, NO_2^- , och vidare till nitrat, NO_3^- .

Då kväve ofta är det begränsande näringsämnet i friska landekosystem, hålllar systemen med kvävet. Då är förlusterna av kväve från skogen små och sker som nitratläckage och ammoniakavgång. Dessa är normalt av samma inbördes storleksordning och balanseras av kvävgasfixeringen (Jansson, 1990). Därutöver kan stora kväveförluster ske vid skogsbrand. Vid hög kvävehalt i marken ökar förlusterna, främst som nitratläckage. I mark med låg syrehalt kommer en del nitrat att via s.k. denitrifikation reduceras till

nitrit och vidare till lustgas och kvävgas och åter avgå till atmosfären. Figur 1 illustrerar kvävet kretslopp.



Figur 1. Principiell bild av kvävet kretslopp i ett skogsekosystem

3 Kväve som miljöproblem

De flesta effekter på landekosystem som orsakas av kväve härrör från luftburna föroreningar. Därför behandlar detta avsnitt främst luftemissioner av framförallt kväveoxider och ammoniak, men även lustgas.

1992 emitterades i Sverige 160.000 ton kväveoxider och ammoniak till luft (SCB, 1994). NO_x utgjorde knappt 75%. Här, liksom i många andra västländer, är transportsektorn största källan. Den svarar för 60% av totala utsläppen av kväve till luft, medan jordbruket svarar för 25%, energisektorn för 9% och industrin (ej förbränning) för 5%. Ammoniak kommer främst från jordbruket, medan NO_x dominerar i övriga sektorer.

Vilken effekt som uppstår då kväve deponeras i skog, mark och vatten beror bl a av plats och tidpunkt för depositionen, samt kvävet form. Skogen har olika möjlighet att ta hand om kvävet sommar och vinter, på hygge eller i växande skog etc. Ofta avgör närvaron av andra ämnen vilka effekterna blir. Utsläppssättet har betydelse för lokala effekter men spelar mindre roll för regionala och globala effekter (Rodhe, 1982).

Viktiga miljöeffekter av kväve är övergödning av vatten, försurning, mineralförluster och näringsobalans i marken, skogsskador, vegetationsförändringar, samt bildning av troposfäriskt ozon. Andra effekter är kvävet roll som klimatpåverkande faktor. Tabell 2 sammanställer miljöproblem som kan uppstå vid emissioner av kväve till atmosfären.

Tabell 2. Sammanfattning av miljöproblem och tillhörande skala på respektive problem, som kväveemissioner kan bidra till. (Efter Iverfeldt et al., 1995)

MILJÖPROBLEM	$\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$	NO_x	N_2O	SKALA
Lokala växtskador	ja ¹	ja ¹	nej	lokal
Bildn. av marknära ozon	nej	ja	nej	regional
Försurning	ja ²	ja ²	nej	regional
Kvävemättnad	ja ²	ja ²	nej	regional
Växthuseffekten	ja ³	ja ^{3,4}	ja	global
Nedbrytning av stratosfäriskt ozon	ja ³	ja ³	ja	global

¹ Stora effekter är osannolika i Sverige.

² Stor variation i känslighet mellan ekosystem och regioner.

³ Genom omvandling till N_2O via bakteriella processer i marken.

⁴ Genom växthuseffekten hos troposfäriskt ozon bildat under inverkan av NO_x .

3.1 *Luftföroreningsproblem*

Atmosfären innehåller ca 0,003 ppm NO_x , av vilka 8 % härrör från antropogena utsläpp. I storstäder med tät trafik kan halten vara upp till 2 ppm (O'Neill, 1993). För lustgas är halterna globalt ca 100 gånger så höga som för NO_x , då den inte bryts ned i troposfären.

Kväveföreningarnas uppehållstid i atmosfären samt deras förmåga att spridas där beror bl.a. av deras kemiska stabilitet och vattenlöslighet. Olika spridningsegenskaper får till följd att ammoniak främst ger lokala problem, NO_x ger regionala problem, medan lustgas ger global påverkan.

3.1.1 *Direkta skador av kväve som luftförorening*

Luftföroreningar kan ge direkta skador i miljön, som skador på växter och som hälsoeffekter på människor. Då luftföroreningar deponeras kommer de till stor del att hamna på växtligheten och påverka denna bl a via bladen. Barrskog är speciellt utsatt, då den effektivt filtrerar luft och regn.

Kvävets roll som växtnäring komplicerar bedömningen av luftburna kväveföreningars direkta effekter. Växter kan ta upp ammonium som näring via klyvöppningarna, vilket ibland ger indirekta skador. Kväveoxider har inte samma näringsverkan (Wellburn, 1990) utan ger mer direkta skador. NO_x skadar barr, skott eller ledningsvävnad. I kombination med SO_2 och ozon kan de skada vid relativt låga halter. Det krävs dock höga halter av kväveföreningarna för att de ensamma skall skada växterna, något som påträffas främst i tätorter, vid starkt trafikerade vägar och vid stora djurstallar.

NO_2 är skadlig för människor och djur då den är vävnadsirriterande och påverkar lungfunktionen och luftrörens och lungornas slemhinnor. Gasen verkar bl.a. sammandragande på luftvägarna. Den har låg löslighet i vatten och kan tränga djupt ned i lungorna, där den skadar flimmerhåren och därigenom försämrar försvaret mot virus och bakterier. Förutom i tätorter och längs starkt trafikerade vägar är dock halterna så låga att risken för skador på människor är liten.

3.1.2 *Marknära ozon och fotokemisk smog*

Reaktioner mellan NO_2 och kolväten i solljus är största källan till bildning av marknära ozon (Jansson, 1990). Kväveoxider orsakar även bildningen av andra fotokemiska oxidanter (t ex väteperoxid, aldehyder och organiska nitroföreningar), som tillsammans med ozon utgör s.k. fotokemisk smog. Främsta orsaken till ökade halter av troposfäriskt ozon och bildning av smog är biltrafiken, som ger både NO_x och kolväten. Bildningen av fotokemiska oxidanter mha NO_x från förbränningsanläggningar kan dock inte försummas. Bildning av troposfäriskt ozon bedöms för varje given kemisk miljö vara proportionell mot utsläppt mängd NO_x , om man beaktar marginaltillskottet till bakgrunden. För Sverige antas värdet vara 10 ozonmolekyler per utsläppt

NO_x (Hov, 1988). Värdet är troligtvis något högre i norra Sverige som har renare atmosfär än i övriga landet.

Ozonets hälsoeffekter liknar de som orsakas av NO₂, med skador på bl.a. lungblåsor och ökad känslighet för infektioner. Vidare kan ozon ge huvudvärk och ögonirritation. Ozon och NO₂ är ungefär lika hälsofarliga. Gränsvärdena för hälsoeffekter är som entimmesmedelvärde 0,061 ppm för ozon och 0,059 ppm för NO₂ (Johansson och Nordqvist, 1993).

Ozon och andra fotokemiska oxidanter anses vara skadligare för växter än för djur. De starkt oxiderande föreningarna skadar bladens skyddande vaxskikt och förstör cellzymer, vilket kan leda till blad/barrskador och tillväxtminskning. Ozon stör även kloroplasterna och därmed fotosyntesen. Främst påverkas odlade grödor av ozon, men även träd kan ta stor skada. Ozon kan vara en viktig faktor bakom skogsdöden i Centraleuropa (O'Neill, 1993 och SNV, 1994).

Växtskador som orsakas av ozon och andra fotokemiska oxidanter är i viss mån jämförbara med skador som orsakas av NO_x (jfr. kapitel 3.1.1). De halter som anses ge skador är högre för ozon än för NO_x, 0,040 ppm resp. 0,015 ppm (Iverfeldt et al., 1995). För direkta skador på växter är ozon dock ett större problem än NO_x. Kritiska nivån för ozon överskrids ofta, medan kritiska halten för NO_x sällan överskrids (Iverfeldt et al., 1995).

3.1.3 Globala effekter

Förutom lokala och regionala miljöeffekter bidrar kväveutsläpp indirekt till globala effekter, dels genom nedbrytning av stratosfäriskt ozon, dels genom bidrag till växthuseffekten. I det förra fallet är lustgas, N₂O, den huvudsakliga orsaken och i det senare även troposfäriskt ozon.

Lustgas har lång livslängd i atmosfären och kan därför nå stratosfären. Där omvandlas en del till NO som sedan deltar i katalytiska kedjereaktioner då ozon förbrukas. NO hinner bryta ned tusentals ozonmolekyler innan den transporteras ned till marken som NO₂. Lustgas är även en växthusgas som trots små utsläpp har en icke försumbar betydelse. Med hänsyn till effektivitet som växthusgas och livslängd i atmosfären har lustgas 320 gånger så stor inverkan som koldioxid. Största källan till lustgas är naturliga processer (IPCC, 1994). Man har observerat en ökad halt N₂O i atmosfären, som delvis kan bero på ökad mikrobiell kväveomsättning som följd av ökad kvävedeposition (Lundborg, 1993). NO_x och ammoniak kan alltså bidra till växthuseffekten via omvandling till lustgas i marken. Till detta kommer att NO_x bidrar till bildning av troposfäriskt ozon som också är en växthusgas (O'Neill, 1993 och Iverfeldt et al., 1995).

3.2 Effekter på mark

En ökad kvävebelastning i skogen kan ge upphov till ett antal effekter, bl.a. ändrade tillväxtmönster och kanske även nedsatt motståndskraft hos träden. Vilka effekterna blir varierar med markens egenskaper.

3.2.1 Förändrad artsammansättning

Hög kvävedeposition stör skogens naturliga kvävebalans och kan ge kraftiga tillväxteffekter på vegetationen. Många växter är anpassade till en kvävefattig miljö och kan konkurreras ut av växter som drar nytta av höga kvävehalter. På sikt kan detta ge ändrad artsammansättning i skogen (Rosén et al., 1992 och Falkengren-Grerup, 1989). Vid ökat kväveupptag i träd växer kronan mer än rotsystemen, vilket kan leda till minskad motståndskraft mot torka och temperaturväxlingar (Persson och Nohrstedt, 1993). Mykorrhizan kan hämmas av höga kvävehalter i marken, vilket ökar riskerna för vattenstress vid torka och försämrat upptag av andra näringsämnen, t.ex. fosfor (Gärdenäs, 1995 och Lundborg, pers. komm.).

3.2.2 Kvävemättnad och markförsurning

Kvävedeposition är direkt försurande när den sker som salpetersyra som tillför vätejoner. I övrigt medför depositionen sekundära försurningseffekter på marken.

Ett obelastat landekosystem har ofta brist på kväve och hushållar effektivt med detta. Vid ökad tillförsel tas det mesta kvävet i början upp av växterna. Om tillgången på växttillgängligt kväve däremot blir större än vad växterna och markmikroberna kan tillgodogöra sig, kan man betrakta marken som "mättad" med kväve. "Kvävemättnad" kännetecknas bl a av ökad nitrifikation, ökat nitratläckage samt markförsurning. Så länge detta inte sker är kvävedepositionen inte särskilt försurande. Växternas näringsupptag är dock begränsat till växtsäsongen. Mark som inte är mättad under sommaren kan ibland läcka nitrat under vinterhalvåret.

I mineraliserad form finns markkväve främst som ammonium. När träd tar upp ammonium och andra positiva joner frigörs vätejoner, och därför är skogstillväxt i sig försurande. Vid kvävemineralisering bildas ammoniak som tar upp vätejoner och bildar ammonium, varmed en viss neutralisation sker. Vid ökad kvävedeposition ökar tillgången på ammonium, upptaget i växter och därmed försurningen. Överskottsammonium nitrifieras och vätejoner frigörs. Nitrat är lätttröligt och lakas ut om det inte tas upp av växterna, och drar då med sig baskatjoner, vilket ytterligare försurar (Lundmark, 1986).

Kvävemättnad och markförsurning ger ändrade levnadsvillkor för växter i skogen. Förlusten av baskatjoner (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^{+}) har lett till en ändring av trädens näringsbalans (Liljelund et al., 1990). Vid tillväxtökning ökar också upptaget av andra ämnen än kväve, så att brist på dessa kan uppstå. Försurning ökar rörligheten hos aluminium och vissa tungmetaller, vilket kan hota

trädrötter, biologiska markprocesser och grundvattnet. Detta kan i sin tur försämra växternas näringsupptag (SNV, 1980 och Falkengren-Grerup, 1989).

I Sverige är skogsmarken, med undantag för enstaka områden i Sydsverige, ännu inte kvävemättad. Förhöjd nitratutlakning har dock påvisats i vissa skogsområden och den kan komma att öka (SNV, 1990). Med dagens utsläpp av främst kväveoxider är risken stor att kvävemättnad, med efterföljande försurning, förr eller senare inträffar i så gott som hela landet (SNV, 1994).

3.3 Eutrofiering och försurning av vatten

Vid kvävemättnad i skogsmark ökar läckaget av nitrat till sjöar och vattendrag. I sötvatten är fosfor begränsande för tillväxten, och extra kväve får ytterst liten gödnings effekt där. I haven är däremot kväve tillväxtbegränsande. En ökad tillförsel av nitrat leder där till överproduktion av alger, med efterföljande syrebrist och bottendöd (Enell, 1990). Nitratläckage drar också med sig vätejoner och aluminium som bidrar till försurning av sjöar och vattendrag (Tamm, 1991), med efterföljande artförändringar och utarmning.

Även direkt deposition av kväve på vattenytan bidrar till eutrofiering och försurning. Till Östersjön kommer c:a 30% av den totala årliga kvävetillförseln från luften (SNV, 1994) och c:a 5-15% av försurningen i vattendrag beror på kvävenedfallet (SNV, 1990).

4 KVÄVENEDFALL OCH KRITISK BELASTNING

4.1 Kvävedeposition i Sverige

1992 var kvävenedfallet över Sverige 199.000 ton (SCB, 1994). Av detta har knappt 20% sitt ursprung i Sverige. De största mängderna, främst NO_x , kommer från nordvästra Europa. NO_x har längre livslängd i atmosfären än ammoniak, och kan transporteras längre från källan, ofta 150 till 300 mil innan det deponeras (Lövblad et al., 1992a).

Kväve deponeras antingen med nederbörden, s.k. våtdeposition, eller då luftburet kväve fastnar på växtligheten, s.k. torrdeposition. Bidraget från de båda typerna av deposition är ungefär lika stort. Mest kväve deponeras i granskog, som är ett effektivt luftfilter (Lövblad et al., 1992a). Ungefär lika mycket reducerat (ammonium) som oxiderat (nitrat och kväveoxider) kväve deponeras. I mellersta och norra Götaland med intensivt jordbruk dominerar reducerat kväve (Lövblad et al., 1992a, 1992b). I Svealand och Norrland dominerar depositionen av oxiderat kväve (SNV, 1990).

Kvävedepositionen är störst i södra Sverige och avtar i nordostlig riktning. I sydvästra Sverige är totala depositionen i granskog 20-25 kg N/ha,år. I större delen av Norrland deponeras 2-6 kg N/ha,år (Lövblad, pers. komm.). Se även karta över kvävenedfall i Sverige (bilaga 1).

4.2 *Kritisk kvävebelastning på skogsmark*

För att kunna bedöma hur mycket ett system tål av en viss belastning har man infört begreppet kritisk belastningsgräns. Det definieras som "en kvantitativ skattning av en exponering för en eller flera föroreningar under vilken signifikant skadliga effekter på specificerade känsliga element i miljön inte uppträder enligt nuvarande kunskap" (Rosén, 1991). När kvävetillförseln ökar i ett kvävebegränsat skogsekosystem ackumuleras kväve i biomassa och mark. Till en början sker inga dramatiska förändringar, men så småningom påverkas systemet. Hur mycket kväve som ackumuleras och vad som händer när förrådet är "fyllt", har man dåliga kunskaper om. Troligen ökar utlakningen av nitrat när mycket kväve har ackumulerats i marken, främst efter störningar som avverkning, stormfällning, markberedning etc. (Lundborg, 1993).

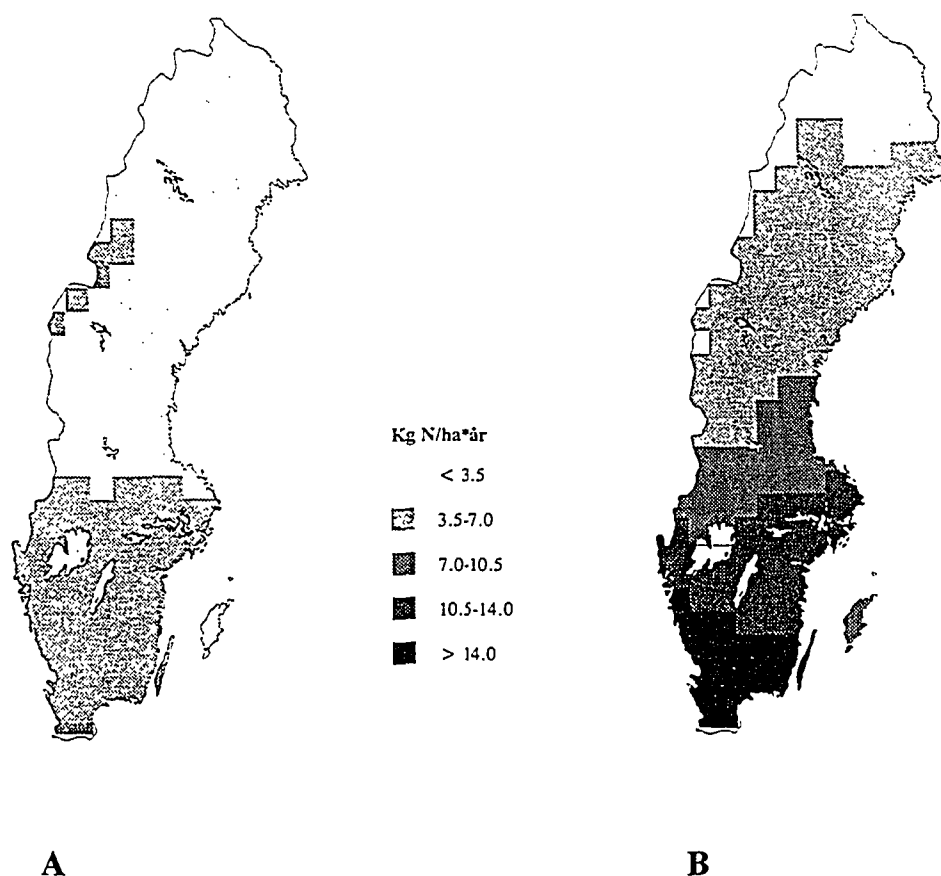
Modeller för bedömning av den kritiska kvävebelastningsgränsen (critical load, CL) för skogsmark har tagits fram av UNECE (1990). Olika kriterier för bestämning av kvävet kritiska belastningsgräns "CL(N)", förekommer. Man kan se kväve som markförsurande (Nilsson och Grennfelt, 1988), som eutrofierande näringsämne (Rosén et al., 1992), eller ta hänsyn till kvävet inverkan på långsiktiga baskatjonupptaget (Anonym, 1992a). Av dessa har eutrofieringskriteriet fått störst genomslagskraft, då förändringar på vegetationen ofta inträffar innan markförsurningen märks (Gundersen, 1991).

En rimlig och ofta använd modell, såvida inte försurningskriteriet sätter gränser, bygger på en massbalans där kväve (med undantag för långsiktigt biologiskt otillgängligt kväve) på lång sikt inte skall ackumuleras i ett ekosystem. CL(N) i skog beräknas som en balans mellan tillförsel och förluster av kväve i ekosystemet, och anges som ett genomsnitt över den brukade skogens omloppstid. Med kriterier enligt Rosén et al. (1992) blir CL(N) summan av nettoupptaget av kväve (i praktiken uttaget av kväve vid skörd av skog), mängden kväve som varaktigt immobiliseras i marken, samt avrinningen multiplicerat med den högsta accepterade nitrathalten i vattnet. För beräkningar av CL(N) hänvisas till bilaga 3.

Det värde på CL(N) som erhålles på så sätt speglar den kvävedeposition som på lång sikt inte ger några förändringar i ekosystemet. Det innebär att ekosystemens karaktär bevaras och att kväveackumulering undviks. Vi avstår från att kortsiktigt dra nytta av kvävenedfallens produktionshöjande verkan, för att långsiktigt bevara ekosystemens egenskaper. Med kritisk belastningsgräns avses härefter det värde på CL(N) för skogsmark som baseras på en massbalans enligt Rosén et al. (1992).

5 SKOGSBRÄNSLEUTTAG MINSKAR KVÄVEBELASTNINGEN

Kvävedepositionen i Sverige är betydligt högre än CL(N) (Figur 2A och bilaga 1), och väntas inte minska nämnvärt inom överskådlig tid (Lövblad et al., 1995). Det är på sikt risk för betydande negativa effekter som följd av nedfall och ackumulering av kväve. Kväveackumulering motverkas lämpligast genom uttag av biomassa ur skogen (Ågren och Bosatta, 1988 och Tamm, 1991). Genom konsekvent uttag av kväverika avverkningsrester vid gallring och slutavverkning kan man således balansera en hög kvävedeposition, vilket bedöms vara bra för miljön både i skogen och i omgivande ekosystem (Lundborg, 1995). Figur 2 visar hur CL(N) påverkas av bränsleuttag.



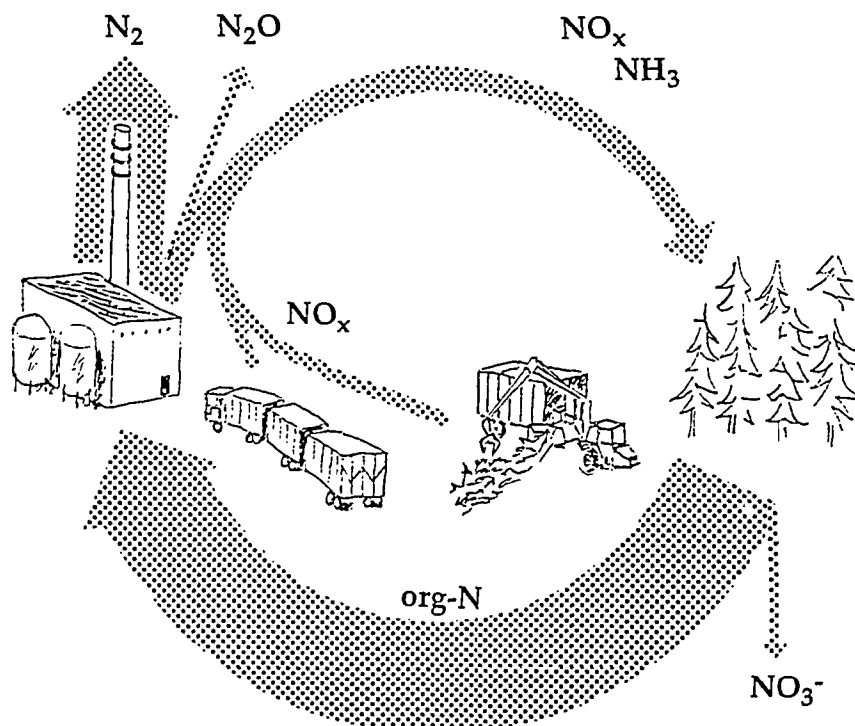
Figur 2. Kartorna visar CL(N) i en "medianskog". **A** avser enbart stamuttag. **B** avser uttag av stam samt alla grenar och barr, i slutavverkning och gallring. (Källa: Ståndortskarteringen, Inst. skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet)

Dessa åtgärder kan balansera kvävenedfallet i Sydvästsverige med ca 90% och i norra Götaland och Svealand med 80-170%. Det är svårt att avgöra om denna kväveavlastning har samma effekt på marken som en lika stor minskning i deposition, men då organiskt och oorganiskt kväve kan övergå i varandra bör effekten på sikt bli liknande (Lundborg, 1995). Dock kvarstår problem med direkta skador på växter av NO_x och ozon.

Om både stam och trädkrona tas ut vid gallring och slutavverkning blir CL(N) tre gånger högre än vid skörd av enbart stamved (Rosén et al., 1992). Enkelt uttryckt tål skogen då tre gånger högre kvävenedfall. Hur mycket grenar och barr som bör tas ut för att balansera nedfallet beror dels av nedfallet, dels av skogens och markens egenskaper (Lundborg, 1995; bilaga 4).

6 KVÄVETS KRETSLOPP VID BIOBRÄNSLEANVÄNDNING

Biobränslets kol ingår i ett kretslopp som liknar naturens. Samma mängd CO_2 frigörs vid förbränning som om bränslet hade multnat i skogen. På liknande sätt ingår bränslets kväve i ett kretslopp. En viktig skillnad är dock att en stor del av bränslets kväve ombildas till kvävgas och därmed bortförs ur kretsloppet. Se Figur 3.



Figur 3. Kvävets kretslopp vid skogsbränsleanvändning.

I detta kapitel beskrivs kväveflöden i olika "delsystem" vid användning av avverkningsrester som bränsle. I bilagor ges beräkningssamband och typvärden för att kvantifiera delsystemens kväveflöden, baserat på skogsareal, mängden bränsle och på energin i bränslet. Sambanden gäller både flöden i skogen och vid energiproduktionen. För att jämförbara värden skall erhållas i de olika delstegen har data valts från ett specifikt fall. Det använda värdet på bränslets kvävehalt baseras på analyser av sydsvensk skogsflis och är aningen högt. Exempel ges även för andra kvävehalter, och för olika emissionsnivåer. För noggranna beräkningar bör kvävehalter helst grundas på bränsleanalyser, och även i övrigt bör man använda uppgifter om bränsleuttag och bränsle kvalitet för enskilda fall. Om uppgifter saknas kan överslag göras utifrån data som ges i denna rapport.

6.1 *Uttag av bränsle*

För att avgöra hur mycket kväve som tas ut med biomassan vid skogsavverkning måste man känna till dels uttagen mängd biomassa (stam + avverkningsrester), dels kväveinnehållet i denna. Det är också av intresse att känna till avverkningsresternas energiinnehåll.

Hur mycket bränsle som kan tas ut vid avverkning beror på bl a skogstyp, tillväxt, skogsskötsel, avverkningstyp, avverkningspolitik, efterfrågan på industrivirke resp. träbränsle, ekologiska, tekniska och ekonomiska restriktioner, m.m. Således varierar bränslepotentialen mellan olika platser i landet, liksom mellan olika år. Tillgången på skogsbränsle har bedömts av Danielsson et al. (1990) och Hektor et al. (1995). Totalt väntas i framtiden potentialen för avverkningsrester i Sverige vara upp till 60 - 80 TWh, beroende på avverkningsaktivitet (Lönner, pers. komm.). Värdena baseras på vad som är ekologiskt tillgängligt enligt dagens kunskap, och förutsätter att aska återförs. För södra Sverige är bruttopotentialen 20 TWh, med 7 TWh från gallring och 13 TWh från slutavverkning (Hektor et al., 1995).

Avverkningsrester innehåller 0,4-1,0 vikt-% kväve. Gallringsrester innehåller mer barr än hyggesrester, och har därför något högre kvävehalt. Kvävehalten påverkas också av trädålder, träslag och region.

Kväveuttaget vid avverkning skiljer sig mellan olika delar av landet. På bördig mark i södra Sverige kan slutavverkningsrester innehålla runt 500 kg N/ha. Normalt tas med avverkningsresterna 120-300 kg N/ha vid slutavverkning, och 35-85 kg N/ha vid gallring (Lundborg, 1993). Högst uttag sker i sydvästra Sverige och lägst i norra Norrland. Beräkningar av kväveuttag med bränslet visas i bilaga 2.

Genom att ta ut kväverika avverkningsrester kan man höja skogsmarkens kritiska belastningsgräns för kväve, så att skogsekosystemet "tål" ett högre nedfall av kväve utan att ekologiska förändringar uppkommer. Storleken på denna höjning bestäms endast av mängden kväve som tagits ut med skörden. Hur mycket CL(N) bör höjas beror av kvävedepositionens storlek och av skogens ursprungliga tålighet mot kväve. Där kvävetillförseln *inte* överstiger de normala förlusterna bör man låta grenarna barra av på hygget och vara observant på om man behöver kompensera med kväve, samt att man räknar med denna åtgärd i ekonomiska och ekologiska bedömningar. Det är främst i södra Sverige som uttag av kväverika avverkningsrester innebär ekologiska fördelar.

Störst arbete har lagts ned på att bestämma skogsbränsletillgången, och tillhörande uppgifter, för södra Sverige.¹ Således ges här mest utförliga data för denna del av landet.

I bilaga 3 ges ekvationer för beräkning av höjningen av CL(N). Höjningen bör sedan jämföras med de värden på CL(N) som anges i figur B3:2 (bilaga 3) och den aktuella depositionen i området (bilaga 2). Det ideala är om CL(N), efter höjning genom bränsleuttag, kommer i nivå med depositionen.

EXEMPEL 1. Vid slutavverkning i en sydsvensk medianskog bildas 57,9 ton torra avverkningsrester per hektar. Med en kvävehalt på 0,0071 kg N/kg TS kan upp till 411 kg N/ha tas ut med avverkningsresterna (se exempel 1 i bilaga 2). Vid en omloppstid på 80 år motsvarar detta en genomsnittlig höjning av CL(N) med 5,1 kg N/ha-år (se bilaga 3), vilket kan jämföras med kvävenedfallet som visas i bilaga 1.

Om kvävehalten istället är 0,005 kg N/kg TS, vilket är normalt för slutavverkningsrester, blir det möjliga kväveuttaget 290 kg N/ha. Med omloppstiden 80 år motsvarar det en höjning av CL(N) på 3,6 kg N/ha-år.

6.2 Emissioner vid förbränning

Kvävet i bränslet oxideras vid förbränningen till i huvudsak kvävgas. Dessutom bildas kväveoxider, främst NO. Hur mycket NO_x etc som släpps ut beror av anläggningens utformning, ev. reningsutrustning och i så fall vilken typ, samt av bränslets kvalitet. Störst NO_x-utsläpp sker från rosteldade anläggningar och lägst utsläpp sker från CFB-pannor (cirkulerande fluidiserad bädd). Emissioner av NO_x från trädbränsleeldade anläggningar är normalt av storleksordningen 50 - 200 mg/MJ_{br} (Rosén-Lidholm et al., 1992). Till detta kommer emissioner av ammoniak från ev selektiv NO_x-rening. Lustgas bildas främst i CFB-pannor. Rent biobränsle ger ofta försumbara emissioner av lustgas (Åmand, 1994). Små mängder lustgas kan även bildas vid ökad kväve-

¹ Se bedömningar av skogsbränslepotential av bl.a. Danielsson et al. (1990) och Hektor et al. (1995).

omsättning i marken efter deposition av kväve. Detta bidrag anses dock försumbart jämfört med direkta utsläpp, då endast ca 0,03 % av kväve som tillförs skogsmark omvandlas till lustgas (Iverfeldt et al., 1995). Bränsleuttaget minskar markens kväveförråd och bör därför leda till minskad N₂O-bildning i marken. I bilaga 5 ges samband för beräkningar och omräkningar av kväveflöden i en förbränningsanläggning.

Många förbränningsanläggningar har s.k. selektiv NO_x-reduktion, där NO_x reduceras till kvävgas genom insprutning av ammoniak eller urea efter förbränningszonen. Det finns dels SCR (Selective Catalytic Reduction), dels SNCR (Selective Non-Catalytic Reduction). Det är endast SNCR som brukar användas i biobränsleeldade anläggningar. Anläggningen bör vara större än några tiotal MW innan SNCR är ekonomiskt motiverad. Vid användning av såväl SNCR som SCR släpps en del ammoniak ut. De totala emissionerna av oönskade kväveföreningar är dock betydligt lägre än utan rening (jfr. bilaga 5). Genom SNCR reduceras utsläppen av kväveoxider med upp till ungefär 50 %.

En väsentlig del av bränslets kväve omvandlas till kvävgas, som inte påverkar ekosystemen. För att kunna jämföra mängden kväve i bränslet med mängden kväve i de föroreningar som emitterats till luften, räknas mängden bränslekväve om till den mängd NO_x som teoretiskt kan produceras (ekvation (7) i bilaga 5). Alternativt jämförs bränslets kväveinnehåll med mängden kväve i emitterade oönskade kväveföreningar. Exempel ges i bilaga 8. Det är främst avverkningsresters kväve som skall räknas in vid dessa jämförelser. Bränslen som spån och spillvirke bidrar inte på samma sätt till extra kväveuttag ur skogen.

EXEMPEL 2. För skogsflis med bränsledata enligt tabell B5:1 (bilaga 5) kan maximalt 1340 mg NO_x/MJ_{br} bildas av bränslekvävet. Detta motsvarar 1,47 kg N/MWh_{br}, eller 411 kg N/ha (se exempel 1). Värdena skall jämföras med verkliga kväveemissioner från förbränning. Dessa kan för en anläggning med selektiv NO_x-rening vara 60 mg NO_x/MJ_{br} och 10 ppm NH₃, och för en anläggning utan NO_x-rening, 80 mg NO_x/MJ_{br}, vilket motsvarar totalt 0,074 kg N/MWh_{br} resp. 0,088 kg N/MWh_{br} eller 20,5 kg N/ha resp. 24,4 kg N/ha.

6.3 Spridning och deposition

För att bestämma spridning och deposition av luftföroreningar används matematiska modeller som tar hänsyn till faktorer som avgör föreningarnas uppträdande i atmosfären (Rodhe, 1982). Man kan inte enkelt kvantifiera hur stort bidrag kväveemissioner från en enskild anläggning ger till totaldepositionen i näraliggande skogar, eller exakt förutsäga var merparten av utsläppet deponeras. Kväveoxiderna kan transporteras upp till 150 - 300 mil från utsläppskällan (Lövblad et al., 1992a). Det vore missvisande att för en specifik

anläggning räkna in emitterat kväve i kvävekretsloppet för den skog där man tagit bränsle. Endast en liten del av totala emissionen deponeras i närområdet. *Man bör i stället se kväveemissionerna som ett tillskott till den totala mängd kväve som deponeras någonstans inom eller utanför regionen. Miljön påverkas var än depositionen sker.*

Iverfeldt et al. (1995) har bedömt det tillskott som NO_x och ammoniak från en 350 MW anläggning ger till den lokala bakgrundsbelastningen. I de mest ogynnsamma fallen står dessa emissioner för 5 % respektive 13 % av bakgrundsbelastningen vid ett avstånd av 1 km från anläggningen i södra resp. norra Sverige. För att bedöma totala depositionen av kväve i området runt en förbränningsanläggning hänvisas till depositions-karta i bilaga 1. Lokal deposition av kväveföreningar exemplifieras i diagram i bilaga 6.

6.4 *Kvävetillförsel från hjälpsystem*

Hantering av biobränslen kräver skogsmaskiner och fordon för uttag och transport av bränslet, för transport och spridning av aska, samt för transport av ammoniak/urea vid selektiv NO_x -rening. Alla dessa maskiner släpper ut kväveoxider.

Hur mycket kväve som tillförs systemet genom bränsleskörd och askåterföring beror dels på hur mycket avverkningsrester som tas ut, dels på vilka fordon som används. Bilaga 7 ger samband för bedömning av dessa kvävetillskott, som totalt utgör ungefär 3-5% av kvävemängden i bränslet.

De utsläppta mängderna kväve, räknat per uttagen energimängd, är högre vid själva uttaget (inkl. flisning) än vid transportererna, då dieselförbrukningen är högre vid detta steg (Rosén-Lidholm et al., 1992). Emissionerna vid askåterföring har här antagits vara lika stora per kg hanterat material som vid bränslehantering och blir då 2-5 % av dem från bränslehantering.

EXEMPEL 3. Vid uttag av skogsbränsle vid slutavverkning i Sydsverige erhålls 57,9 ton TS. NO_x -utsläppen vid bränsleuttaget motsvarar 35 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$. Transporterna av bränslet, samt av bildad aska, emitterar 8,5 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$ vid ett transportavstånd av 70 km mellan skog och värmeverk. Vid askspridning emitteras 0,89 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$. Totalt emitteras 44,4 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$ från hjälpsystemen vid skogsbränsleanvändning, vilket motsvarar 13,5 mg N/ MJ_{br} eller 0,049 kg N/ MWh_{br} . Dessa värden skall jämföras med emissioner från förbränning och den mängd kväve som tagits ut från skogen. (Baserat på beräkningar i bilaga 7).

6.5 Bortförel av kväve ur kretsloppet

En del kväve bortförs ur "skogsbränslesystemet". Dels sker naturliga förluster genom nitratutlakning och immobilisering av kväve i mark, dels oxideras bränsekväve till kvävgas under förbränningen.

Rosén et al. (1992) skattar den långsiktiga immobiliseringen av kväve i marken till 0,5 kg N/ha·år, men utesluter inte att den kan vara högre. Utlakningen av nitrat varierar mycket mellan olika marker, dels som följd av olika kvävebelastning och markförråd av kväve, men även p.g.a. varierande känslighet för kvävedeposition. Utlakningen från skogsmark är störst från hyggen och kan vara runt 4-8 kg N/ha·år i södra Norrland och 5-15 kg N/ha·år i sydvästra Sverige (Lundborg, 1993). Den genomsnittliga nitratutlakningen motsvarar 2-5 % av våtdepositionen av kväve i sydvästra Sverige och <2 % i mellersta och norra Sverige (Nilsson et al., 1988). Lokalt kan värdena vara mycket höga.

Avgången av kvävgas och lustgas från marken vid denitrifikation är ofta liten och kan försummas (Lundborg, 1993). Under hyggesfasen, då markens nitrat halt är hög, kan förlusterna av dessa gaser på vissa marker uppgå till 3-6 kg N/ha·år (Robertson et al., 1987). Mark med hög kvävebelastning har ofta högre gasavgång.

Ovanstående naturliga bortförel av kväve från skogsmarken påverkas indirekt av både skogsskötselåtgärder och kvävededfall. Denna rapport berör framför allt de direkta effekterna av att ta ut skogsbränsle och förbränna det.

Bilaga 8 beskriver hur man skattar de kvävemängder i skogsbränslet som bortförs från kretsloppet genom förbränning och oxidation till kvävgas. Bilaga 9 innehåller kvantitativa sammanställningar över kväveomsättningen vid uttag och förbränning av skogsbränsle samt i hjälpsystemen. I tabell 3 och 4 nedan görs en jämförelse av kväveomsättningen i bränslecykeln vid två ytterlighetsfall. Det första fallet gäller hög halt kväve i bränslet och låg emission vid förbränningen medan det andra gäller vid en låg halt kväve i bränslet och en högre emission.

Tabell 3. Kväveomsättning i olika delsteg av kvävecykeln vid en antagen kvävehalt i bränslet på 0,7% och en emission vid förbränningen på 67 mg/MJ. För övriga antaganden se bilaga 9.

Kväve i bränsle	Emission vid förbränning	Emission från hjälpsystem	Netto kväveavlastning	
0,00700	0,000347	0,000234	0,00642	[kgN/kg TS]
5,08	0,251	0,170	4,66	[kgN/ha·år]
1,48	0,0734	0,0496	1,36	[kgN/MWh _{br}]
100	4,96	3,35	91,8	%

Tabell 4. Kväveomsättning i olika delateg av kvävecycleln vid en antagen kvävehalt i bränslet på 0,5 % och en emission vid förbränningen på 80 mg/MJ. För övriga antaganden se bilaga 9.

Kväve i bränsle	Emission vid förbränning	Emission från hjälpsystem	Netto kväveavlastning	
0,00500	0,000414	0,000234	0,00435	[kgN/kg TS]
3,62	0,300	0,170	3,15	[kgN/ha·år]
1,06	0,0877	0,0496	0,137	[kgN/MWh _{br}]
100	8,28	4,68	87,0	%

Genom uttag av skogsbränsle från kväverika marker förs stora mängder kväve bort från ekosystemen. Den andel av uttaget kväve som omvandlas till kvävgas vid förbränningen motsvarar ca 95 %. Då hänsyn tas även till emissioner från hjälpsystem blir nettoeffekten att endast motsvarande ca 10% av bränslets kväve blir kvar i biologiskt tillgänglig form.

7 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Då man genom uttag av kväverikt skogsbränsle höjer skogens tålighet mot kvävetillförsel, kan man i områden där kvävedepositionen är högre än vad marken tål återställa skogens kvävebalans. Om man sedan förbränner bränslet med låga emissioner av oönskade kväveföreningar förs stora delar av det aktiva kvävet bort från ekosystemet. Det genomsnittliga kväveuttaget med bränsle (kg N/ha,år) har i denna rapport uttryckts som en höjning av kritiska belastningsgränsen för kväve.

Föregående kapitel visade olika delflöden i kvävetets kretslopp vid skogsbränsleanvändning. Beroende på bränslets kvävehalt och hur mycket bränsle som tas ut avlastas skogsmarken på en viss mängd kväve. Bränsleuttag vid slutavverkning i södra Sverige bör kunna höja kritiska belastningsgränsen för kväve med uppemot 5 kg N/ha·år. Uttag av grenar, barr och toppar vid gallring skulle för varje tillfälle höja belastningsgränsen med ytterligare 1-2 kg N/ha·år.

Möjligheten att kväveavlasta skogsmark genom uttag av avverkningsrester påverkas bl.a. av rådande ekologiska restriktioner. Enligt Skogsstyrelsens allmänna råd för helträdsutnyttjande tillåts inga stora uttag av bränsle, allra minst i starkt försumningsdrabbade län där kväveavlastande uttag vore som mest motiverat. Ur ekologisk synpunkt vore det lämpligare att ta ut bränsle intensivt överallt där humusskiktet inte är tunt, och sedan återföra alkalisk,

basketjonrik aska. Askåterföring är ett ekologiskt villkor för uthålligt bränsleuttag på de flesta marker, och sannolikt kommer framtida restriktioner att anpassas till den ekologiska kunskapen. Vidare bör man på kvävefattig mark och där kvävenedfallet är lågt, låta grenarna barra av innan de tas ut, och även beakta ev. behov av kompensationsgödsling med kväve. Troligt är att man i framtiden tillåter helträdsuttag på alla marker där uttag av trädrester är motiverat enligt ovan. Uttag bör dessutom kunna ske vid samtliga avverknings i en skog, förutsatt att askan återförs i full skala.

Det kväve som tas ut från skogen kommer till c:a 95 % att omvandlas till kvävgas vid förbränningen. En del kväve emitteras dock i biologiskt tillgänglig form, och kommer att påverka ekosystemen. Även vid uttag och annan hantering av bränsle och aska emitteras NO_x . Om hänsyn tas till emissionerna av biologiskt tillgängligt kväve både vid förbränning och bränslehantering, kommer nettobortförslens av kväve från kretsloppet att uppgå till ca 90 % av bränslets kväveinnehåll. Den lokala nettoavlastningen i skogen kan grovt skattas som kväve i uttaget bränsle minus emissioner från skogsmaskiner vid uttag.

En miljöavgift tas ut för emissioner av NO_x vid förbränning. Avgiften är idag 40 kr per kg NO_2 eller 131,20 kr per kg rent kväve. Avgiften fungerar som incitament för minskning av NO_x -emissionerna. Den kan också ses som samhällets värdering av kväveoxidernas negativa miljöpåverkan. Rimligen borde även den positiva miljönyttan av att avlasta skogen kväve genom biobränsleuttag uppmuntras med liknande ekonomiskt incitament, eller genom att det sätts ett miljövärde på denna nytta, eventuellt med NO_x -avgiften som förebild. För varje MWh avverkningsrester som förs ut ur skogen sker en kväveavlastning på mellan 0,8 och 2 kg kväve. Från detta bör dock dras de kväveoxider som emitteras vid bränsle- och askhantering och som idag inte belastas med miljöavgifter. Dessa utgör tillsammans ca 0,05 kg N per MWh biobränsle.

8 REFERENSER

- Andersson, B.** 1991. Bränsle från skogen. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1991/18. Vällingby. 32 sid.
- Anonym.** 1992a. Critical loads for nitrogen - Report from a workshop held at Lökeberg, Sweden, April 6-10, 1992. *Nord 1992:41*. Nordic Council of Ministers. Copenhagen. (enligt Lundborg, 1995)
- Anonym.** 1992b. Skogspolitiken inför 2000-talet. SOU 1992:76. Allmänna Förlaget. Stockholm.
- Brandt, M. Jutman, T. Alexandersson, H.** 1994. Sveriges vattenbalans - Årsmedelvärden 1961-1990 av nederbörd, avdunstning och avrinning. SMHI Hydrologi Rapport 49/94. Norrköping. 16 sid.
- Brunberg, B.** 1991. Tillvaratagande av skogsbränsle som träddelar och slutavverkningsrester - system, maskiner, metoder och kostnader. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1991/17. Vällingby. 52 sid.
- Danielsson, B-O., Eriksson, M., Lundström, A., Lönner, G., Lönnstedt, L., Nilsson, P.O., Nyström, K., Rosén, K., Söderberg, U., Törnqvist, A.** 1990. Inventeringsstudie - biobränslepotential i södra Sverige. Projekt Skogskraft Rapport nr 2. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1990/4. Vällingby. 45 sid.
- Danielsson, B-O. och Törnqvist, A.** 1990. Teknik och kostnader för trädbränsleuttag. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1990/40. bilaga 4. Vällingby.
- Ekelund, M.** 1990. Drivmedel från källa till användare. Vattenfall FUD-rapport U(G) 1990/63. Vällingby.
- Enell, M.,** 1990. Vatten - eutrofiering av limniska och marina ekosystem. I *Miljöeffekter - Kompendium i miljövärd del 4*. 3:e uppl. Miljövårdscentrum, KTH. Stockholm. 51-68.
- Falkengren-Grerup, U.** 1989. Soil acidification and its impacts on ground vegetation. *Ambio 18*, 179-183.
- Frohm, S., Svenson, G., Wigren, C.** 1991. Studie av dimensionsuppdelad slutavverknings med uttag av träddelar i steg 1. Forskningsstiftelsen Skogsarbeten. Kista. (enligt Brunberg, 1991)
- Gundersen, P.** 1991. Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification. *For. Ecol. Mgnt.* 44, 15-28. (enligt Rosén et al., 1992)
- Gärdenäs, S.** 1995. Kritiska faktorer för skogsträdens tillväxt och vitalitet - Konferens 29 mars 1995 arrangerad av Kungl. skogs- och lantbruksakademien. Vattenfall Rapport UY 95:Ö4. Vattenfall Utveckling. Vällingby.
- Hektor, B., Lönner, G., Parikka, M.** 1995. Trädbränslepotential i södra Sverige. Consims AB. Uppsala. under publicering.
- Hov, Ø.** 1988. Change in tropospheric ozone. A simple model experiment. In *Ozone in the atmosphere. Proceedings of quadrennial ozone symposium 1988 and tropospheric ozone workshop*. (Bojkov, R.D. & Fabian, P., eds.). 1988. Göttingen. FRG. 4-13. (enligt Iverfeldt et al., 1995)
- IPCC** 1994. Climate change 1994. Radiative forcing of Climate change, and An evaluation of the IPCC IS92 emission scenarios. Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge. 339 sid.
- Iverfeldt, Å., Pleijel, H., Klemmedtsson, L., Lövblad, G., Omstedt, G.** 1995. Miljökonsekvenser av kväveoxid-, ammoniak- och lustgasutsläpp. Avvägningsfrågor i samband med kväveoxidrening vid energiproduktionsanläggningar. IVL Rapport B 1176. IVL. Stockholm.
- Jansson, R.** 1990. Luft - kemiska förlopp och föroreningar. I *Miljöeffekter - Kompendium i miljövärd del 4*. 3:e uppl. Miljövårdscentrum, KTH. Stockholm. 7-30.
- Johansson, J.** 1991. Bränslekaraktärisering - kväveföreningar. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1991/39. 29 sid.
- Johansson, J. och Nordqvist, O.** 1993. Krafttag i Kalifornien - Kvävereduktion med marknad och teknik. Utlandsrapport USA 9314, bilaga 1. Sveriges Tekniska Attachéer.
- Liljlund, L-E., Lundmark, J-E., Nihlgård, B., Nohrstedt, H-Ö., Rosén, K.** 1990. Skogsvitalisering - Kunskapsläge och forskningsbehov. SNV rapport 3818. Statens naturvårdsverk. Solna. 129 sid. (enligt Lundborg, 1993)

- Lundborg, A. 1993. Skogsbränsle minskar kvävebelastningen. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1993/10. Vällingby. 76 sid.
- Lundborg, A. 1995. Uttag av skogsbränsle minskar kvävebelastningen. Manus juni 1995.
- Lundmark, J-E. 1986. *Skogsmarkens ekologi*. del 1. Skogsstyrelsen. Jönköping. 158 sid.
- Lövblad, G., Amann, M., Andersen, B., Hovmand, M., Joffre, S., Pedersen, U. 1992a. Present and future deposition of sulfur in the Nordic countries. *Ambio* 21, 339-347.
- Lövblad, G., Andersen, B., Joffre, S., Pedersen, U., Hovmand, M., Reissell, A. 1992b. Mapping deposition of sulfur, nitrogen and base cations in the nordic countries. IVL Report B 1055. Gothenburg.
- Lövblad, G., Kindbom, K., Grennfelt, P., Hultberg, H., Westling, O. 1995. Deposition of acidifying substances in Sweden. *Ecol. Bull.* 44, 17-34. Copenhagen.
- Marklund, L.G. 1988. Biomassafunktioner för tall, gran och björk i Sverige. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. skogstaxering. Rapport 45. Umeå. 73 sid.
- Nilsson, J. och Grennfelt, P. (eds.). 1988. Critical loads for sulfur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, March 19-24, 1988. Nordic Council of Ministers. Miljörapport 1988:15. Köpenhamn. (enligt Rosén et al., 1992)
- Nilsson, S.L., Berdén, M., Popovic, B. 1988. Experimental work related to nitrogen deposition, nitrification and soil acidification - A case study. *Environmental Pollution* 54, 233-248.
- Nylinder, M. 1979. Relationstal: Trädbränslen - Olja. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. virkeslära. Rapport 110. Uppsala. 51 sid.
- Nylinder, M. 1985. Mätning av träd och träddeklar vid Frövifors bruk. Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. virkeslära. Rapport 161. Uppsala. 41 sid.
- O'Neill, P. 1993. *Environmental Chemistry*. 2nd. ed. Chapman & Hall. London. ISBN 0-412-48490-0.
- Persson, T. och Nohrstedt, H-Ö. 1993. Kalkning tveksam medicin för skogen. *FRN - Källa* 42, 65-93.
- Robertson, G.P., Vitousek, P.M., Matson, P.A., Tiedje, J.M. 1987. Denitrification in a clearcut Loblolly pine (*Pinus taeda* L.) plantation in the southeastern US. *Plant and Soil* 97, 119-129.
- Robertson, K. 1990. Emissions of N₂O in Sweden - Natural and antropogenic sources. *Ambio* 20, 151-155.
- Rodhe, H. 1982. *Kompendium i luftföroreningsmeteorologi*. Stockholms Universitet, Meteorologiska institutionen. 98 sid.
- Rodhe, H. 1990. A comparison of the contribution of various gases to the greenhouse effect. *Science* 248, 1217-1219.
- Rosén, K. 1991. Kritiska belastningsgränser för kväve i skogsmark. *Skogsakta* 17. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.
- 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.
- Rosén-Lidholm, S., Sundell, P., Dahlberg, H., Welander, L., Miljökon.sulterna. 1992. Bioenergins miljö- och hälsoeffekter. Biobränslen för framtiden, Bilaga 2. SOU 1992:91. Stockholm.
- SCB. 1994. *Miljö Sverige*. SCB förlag. Örebro. ISBN 91-618-0718-4.
- Setzman, E., Brännström-Norberg, B-M., Rosén-Lidholm, S. 1993. Miljökonsekvensbeskrivning: "Från vaggan till graven - fallstudie VEGA". Vattenfall FUD-rapport U(B) 1993/18. Vällingby. 108 sid.
- Skogsstyrelsen. 1986. Skogsstyrelsens allmänna råd om begränsning vid uttag av träddeklar utöver stamvirke på skogsmark. SKSFS 1986:1.
- SNV. 1980. *Metallförorening och markprocesser*. Statens naturvårdsverk. Solna. ISBN 91-7590-042-4.
- SNV. 1990. Effekter av svavel- och kvävebelastning på skogsmark, yt- och grundvatten. SNV rapport 3762. Statens naturvårdsverk. Solna. 153 sid.
- SNV. 1994. Hur ska Sverige må år 2020? Framtidsscenarioer över Sveriges miljö. SNV rapport 4104. Statens naturvårdsverk. Solna.

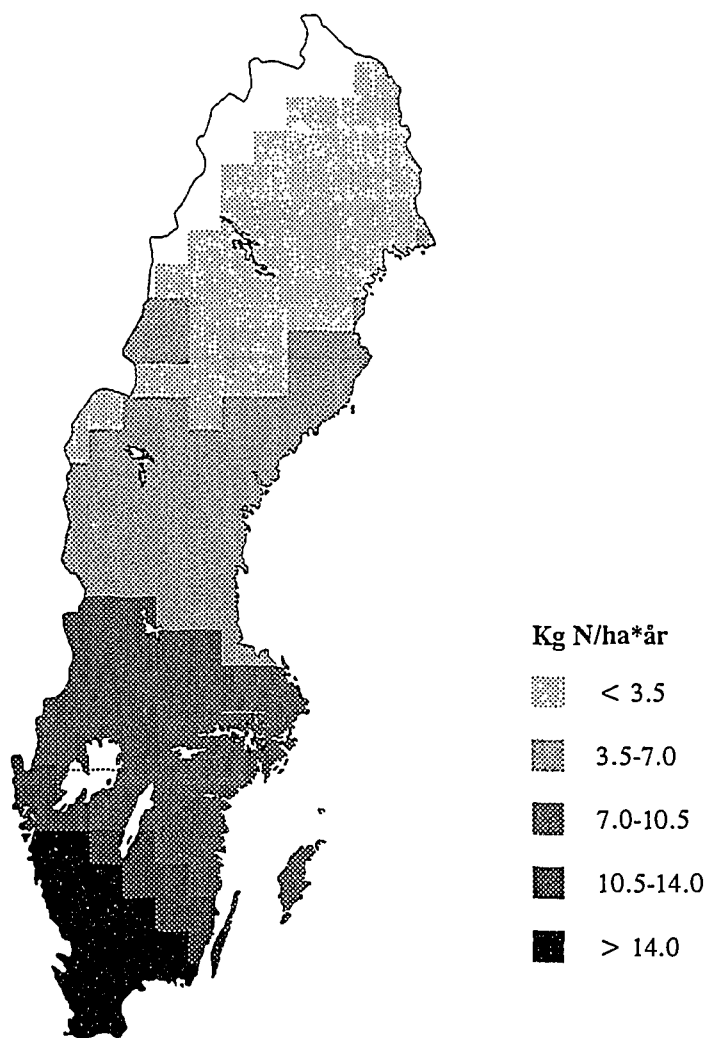
- Staland, P., Westerberg, D. 1991.** Transportsystem för bibränslen. Vattenfall FUD-rapport U(B) 1991/53. Vällingby. 54 sid.
- Svensk Standard. 1990.** Fasta bränslen - Bestämning av kalorimetriskt värmevärde med bombkalorimeter och beräkning av effektivt värmevärde. SS 18 71 82. 2:a utgåvan. Standardiseringskommissionen i Sverige. Stockholm. 27 sid.
- Tamm, C-O. 1991.** *Nitrogen in terrestrial ecosystems*. Springer Verlag. Berlin. 115 sid. (enligt Lundborg, 1993)
- Thörnqvist, T. 1985.** Trädbränslekvalitet - Vad är det? Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. SIMS. Serien uppsatser nr 14. Uppsala.
- UNECE. 1990.** Convention on long-range transboundary air pollution. Draft Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/Loads an Geographical Areas where they are Exceeded. Prepared by the Task Force on Mapping. (enligt Rosén et al., 1992)
- Vattenfall AB. 1989.** Riddersdal, Älvkarleby. Vattenfall Rapport UL-89:33.
- Vattenfall AB. 1993.** Nässjöanläggningen, Vattenfall Rapport VU-V 93:B15.
- Västsvenska pellets AB. 1993.** Vattenfall Rapport VU-V 93:B22.
- Wellburn, A. 1990.** Why are atmospheric oxides of nitrogen usually phytotoxic and not alternative fertilizers? *New Phytologist* 115, 395-429.
- Åbyhammar, T., Fahlin, M., Nilsson, A., Henfridsson, U. 1994.** Askåterföringssystem - Tekniker och möjligheter. Rapport R 1994:3. NUTEK. Stockholm. 44 sid.
- Ågren, G. och Bosatta, E. 1988.** Nitrogen saturation of terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 54, 185-197. (enligt Lundborg, 1993)
- Åmand, L-E. 1994.** Nitrous oxide emission from circulating fluidized bed combustion. Diss. Chalmers University of Technology, Dept. of Energy Conversion. Göteborg.

Muntliga referenser

- Anna Lundborg, Vattenfall Utveckling AB, 08-739 70 11.
- Göran Lönnér, Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. SIMS, 018-67 10 00.
- Gun Lövblad, Institutet för vatten- och luftvårdsforskning, 031-46 00 80.
- Matti Parikka, Sveriges lantbruksuniversitet, Inst. f. SIMS, 018-67 10 00.

BILAGA 1.

DEPOSITIONSKARTA FÖR KVÄVE I SVENSK GRANSKOG



Figur B1. Deposition av kväve till svensk granskog [kg N/ha, år]. (Källa: Ståndortsarteringen, Inst. f. skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet.)

BILAGA 2.

BERÄKNING AV KVÄVEFLÖDEN VID SKOGSBRÄNSLEUTTAGE

Denna bilaga skall besvara följande frågor:

- Hur mycket bränsle kan tas ut per hektar?
- Vad är energiinnehållet i bränslet?
- Vad är kvävehalten i bränslet?
- Hur stort blir kväveuttaget per hektar respektive energienhet?

Dessa frågor besvaras i avsnitt som inleds på sidan 1, 5, 7 respektive 9.

Vid beräkning av kväve- och energiinnehåll i uttagna mängder skogsbränsle måste hänsyn tas till uttagets sammansättning beträffande sort (topp, gren, småträd), avverkningstyp (1:a gallring, övrig gallring, slutavverkning) samt trädslagsblandning (tall, gran, löv).

Den totalt uttagna mängden kväve beräknas utifrån uttagna bränslemängder och bränslets specifika kväveinnehåll. Bränslets totala energiinnehåll erhålles med vetskap om bränslesammansättningen och de olika sorternas enskilda bränsleinnehåll.

Uttag av avverkningsrester - mängder och sammansättning

Bränslemängden, d.v.s. mängden trädrester som kan tas ut vid avverkning, varierar mycket mellan skogar i olika delar av landet, men även mellan olika marker inom samma region.

Uttagna mängder skogsbränsle

Utifrån prognoser om Sveriges framtida virkesförråd (Anonym, 1992b) har en bedömning av trädbränslepotentialen i södra Sverige gjorts (Hektor et al., 1995). I tabell B2:1 ges genomsnittliga värden för potentiellt bruttouttag av avverkningsrester i samband med gallring och slutavverkning i södra Sverige. Detta ger den maximala mängd som finns tillgänglig i skogen, och därmed indirekt den maximala mängd kväve som kan tas ut med avverkningsresterna.

Eftersom bränsleuttag sker i samband med vanlig skogsavverkning kan man ange bränslemängden i förhållande till det totala uttaget av biomassa. En sammanställning av totalt tillgängliga bränslemängderna vid olika uttag, i olika delar av Sverige ges i tabell B2:2. Generellt kan man se att den procentuella andelen bränsle i skogen ökar söderut och i klenare bestånd, d.v.s. gallringsbestånd (Brunberg, 1991).

Hur stor mängd avverkningsrester som i praktiken tas ut från skogen varierar mellan olika skogar beroende på ekologiska, tekniska och ekonomiska restriktioner. De verkliga uttagen av avverkningsrester kan i stor utsträckning skilja sig från de redovisade medelvärdena.

Tabell B2:1. Bruttouttag av skogsbränsle vid genomsnittliga avverkningar i södra Sverige ("Balansområde 4") för perioden 1988-98, [ton TS/ha]. (Källa: Parikka, pers. komm.)

TRÄDDEL	1:A GALLRING	ÖVR. GALLRING	SLUTAVVERKN.
Gren ¹	14,40	13,52	44,14
Barr	4,29	3,42	11,90
Topp	1,00	0,71	1,86
TOTALT	19,69	17,65	57,9

¹ Inkluderar både barr- och lövträd. (Jfr. med tabell B2:4 för inbördes storlek)

Tabell B2:2. Typvärden för bränsleandelar av totalt biomassuttag vid avverkning i en medelskog [kg/kg TS]. (Källa: Brunberg, 1991)

LANDSDEL	GALLRING	SLUTAVVERKNING
Norra Sverige	0,35	0,30
Mellersta Sverige	0,40	-
Södra Sverige	0,45	-

Genom tekniska begränsningar är de egentliga uttagen av avverkningsrester, 85% av teoretiskt möjligt uttag vid 1:a gallring, 50% vid övrig gallring och 70% vid slutavverkning (Danielsson et al., 1990). Idag finns dock teknik som möjliggör högre uttag på marker där så är önskvärt (Parikka, pers. komm.).

Skogsstyrelsens nuvarande restriktioner (Skogsstyrelsen, 1986) medger uttag i olika grad vid avverkningarna, men tillåter endast ett uttag per brukningscykel¹. Med ökade kunskaper om skogsekosystemen bör restriktionerna kunna modifieras. Troligt är att man kommer att tillåta helträdsuttag på alla marker där uttag av trädrester är ekologiskt motiverat enligt dagens kunskap (Hektor et al., 1995). Uttag bör dessutom kunna ske vid samtliga avverkningar i en skog. En förutsättning för helträdsuttag är dock att askåterföring tillämpas i full skala, för att skogen inte skall drabbas av mineralbrist.

¹ En brukningscykel är tiden mellan två nyplanteringar med en skogsgeneration emellan. Denna tid är ca 80 år i södra Sverige.

Bränslets sammansättning

Trädbiomassans sammansättning av olika komponenter varierar med trädens ålder, liksom mellan olika trädslag. Detta inverkar på bränslets totala sammansättning och således på det totala energi- och kväveinnehållet.

Med hjälp av biomassafunktioner (Marklund 1988) kan man beräkna biomassans sammansättning vid olika åldrar. I tabell B2:3 ges genomsnittliga värden på biomassafördelning vid olika avverkningstyper. Nedanstående data gäller för granskog med liten eller ingen lövinblandning. Björk består i gallringsbestånd av ungefär 22 vikt% grenar inkl. löv (Brunberg, 1991), och i slutavverkningsmogna bestånd av 17 vikt% grenar inkl. löv (Frohm et al., 1991).

Tabell B2:3. Fördelning av biomassa i granskog vid olika avverkningsformer [vikt%]. (Efter Brunberg, 1991)

TRÄDDEL ²	GALLRING	SLUTAVVERKNING
Stamved	44	63
Bark på stam	6	6
Topp	4	3
Grenar	32	21
Barr	14	7

Trädslagsblandningen har stor betydelse för hur mycket bränsle som kan tas ut vid avverkningen, eftersom olika träd består till olika andel av s.k. gagnvirke resp. grenar, barr och toppar. Av samma anledning är den också avgörande för hur mycket kväve som kan tas ut ur skogen.

Den ungefärliga trädslagsblandningen vid avverkning i olika virkesbalansområden³ anges i tabell B2:4. Variationer mellan olika marker och olika delar i landet spänner mellan rena barrskogar och rena lövskogar. Av lövträden är merparten björk och asp, men i vissa fall även bok eller ek. Generellt ökar andelen lövträd i skogarna i hela landet (Parikka, pers. komm.).

Det bränsle som i fortsättningen avses, och för vilket beräkningssamband är framtagna, utgörs av avverkningsrester (grenar inkl. barr/löv, samt toppar) av gran, tall och björk i varierande förhållanden. För generella beräkningar antas trädslagsblandningen i en skog överensstämma med nedanstående tabell.

² Avverkningsrester utgörs av toppar, grenar och barr.

³ Områden i Sverige enligt en indelning som normalt används i den skogliga statistiken.

Tabell B2:4. Andel avverkad barr resp. löv i södra Sverige, Bo 4⁴, för perioden 1988-98 [vikt%]⁵. (Efter Anonym, 1992b)

TRÄDSLAG	Gallring	Slutavverkning
BARR	71	89
LÖV	29	11

De uttagna bränslemängderna anges ofta i volymenheter, medan energiinnehåll och kvävehalter främst är angivna per viktenhet. Det kan därför vara nödvändigt att göra omräkningar mellan volym- och viktenheter. Med hjälp av torr-rådensiteter för avverkningsresterna kan sådana omräkningar göras. Torr-rådensiteten är mängden torrsubstans per volymsenhet av de fuktiga ("råa") avverkningsresterna. I tabellerna B2:5 och B2:6 ges torr-rådensiteter för avverkningsrester från olika typer av uttag och träslag.

Tabell B2:5. Avverkningsresternas torr-rådensitet för gran vid olika avverkningsformer [kg TS/m³f]. (Källa: Danielsson et al., 1990)

TRÄDDEL	GALLRING	SLUTAVVERKNING
Stamved	400	420
Topp	420	450
Grenar (inkl. barr)	380	400
Småträdd	380	380

Tabell B2:6. Avverkningsresternas torr-rådensitet för olika träslag [kg TS/m³f]. (Källa: Nylinder, 1979)

TRÄDDEL	TRÄDSLAG		
	Tall	Gran	Björk
Stamved	410	400	490
Bark	300	340	550
Barr	300	300	-
Grenar	370	610	530

⁴ Virkesbalansområde 4 motsvaras av Blekinge, Halland, Jönköping, Kalmar, Kronoberg, Kristianstad, Malmöhus, Älvsborg:Västgötadeln och Östergötlands län.

⁵ Värdena är omräknade till vikt% från de i källan angivna volym%, med ett antagande om trädelssammansättning enligt tabell B2:3.

Den totala densiteten för ett bränsle erhålles genom vägning och volymmätning, men kan även beräknas med hjälp av informationen i tabellerna B2:5 resp. B2:6, samt med uppgifter om sammansättningen enligt tabellerna B2:3 och B2:4. Vid vägning av bränslet erhålles dess råvikt, medan halter normalt anges per torr vikt. Bränslets råvikt kan räknas om till torr vikt enligt ekvation (1).

$$(1) \quad m_t = m_f \cdot (1 - F) \quad [\text{kg TS}]$$

där m_t och m_f är bränslets torr- resp. råvikt.

F är bränslets fukthalt [kg H₂O/kg fuktigt bränsle].

EXEMPEL 1. Man önskar bestämma torr-rådensiteten för avverkningsrester från slutavverkning. Bränslet antas bestå av toppar och grenar med barr i proportioner enligt tabell B2:3.

Viktsförhållande topp:gren med barr = 3:28

Volymförhållande med hjälp av densiteter i tabell B2:5

$$= (3/450):(28/400)=0,0067:0,070$$

Total densitet erhålles genom att väga samman densiteterna för topp respektive gren enligt det beräknade volymförhållandet.

Total torr-rådensitet för bränslet är

$$(0,0067 \cdot 450 + 0,070 \cdot 400) / (0,0067 + 0,070) = 404 \text{ kgTS/m}^3\text{f}$$

Beräkning av bränslets energiinnehåll

Ett bränsles energiinnehåll, värmevärde, kan uttryckas dels som ett högre, kalorimetriskt värmevärde, dels som ett lägre, effektivt värmevärde. Vid beräkning av det högre värmevärdet antar man att bränslefukt och vatten som bildas vid förbränningen återfinns i vätskeform efter förbränningen, samt att förbränning sker vid konstant volym. Vid beräkning av det lägre värmevärdet antar man att bränslefukt och bildat vatten återfinns i form av vattenånga efter förbränningsreaktionen, samt att förbränningen sker vid konstant tryck, alltså med volymförändring. Det lägre värmevärdet kan beräknas ur det högre, genom att korrigera för volymförändringen och dra ifrån ångbildningsvärmets för bränslefukt och bildat vatten. Det lägre värmevärdet kan anges på tre olika sätt, varav alla finner sin användning i olika situationer. I denna rapport används beteckningar enligt tabell B2:7 för att skilja storheterna åt.

Tabell B2:7.

Beteckning	Förklaring	Kommentar
HHV ⁶	Kalorimetriskt, "högre" värmevärde räknat per kg torrsubstans	Anges ibland i bränsleanalyser och litteraturdata. Anger den värmemängd som erhålles om bränslefukt och bildat vatten kondenseras ut.
LHV _{TT} ⁷	Effektivt, "lägre" värmevärde för torrt bränsle räknat per kg torrsubstans	Varierar relativt lite mellan olika bio-bränslen. Det är därför lämpligt för litteraturvärden och som utgångspunkt om fullständig bränsleanalys saknas.
LHV _{FT}	Effektivt värmevärde för fuktigt bränsle räknat per kg torrsubstans	Tar hänsyn till bränslets verkliga fukthalt men ger samtidigt en räknebas som inte varierar med fukthalten.
LHV _{FF}	Effektivt värmevärde för fuktigt bränsle räknat per kg fuktigt bränsle	Används normalt för att ange energiinnehållet i levererat bränsle.

Med ledning av Svensk Standard (1990) skall omräkningar ske enligt ekvationerna (2) till (4). Beteckningarna och enheterna är delvis ändrade.

$$(2) \quad \text{LHV}_{\text{TT}} = \text{HHV} - X_{\text{H}} \cdot 21,21 - X_{\text{O}} \cdot 0,0775 \quad [\text{MJ/kg TS}]$$

$$(3) \quad \text{LHV}_{\text{FT}} = \text{LHV}_{\text{TT}} - \frac{F}{1-F} \cdot 2,442 \quad [\text{MJ/kg TS}]$$

$$(4) \quad \text{LHV}_{\text{FF}} = \text{LHV}_{\text{FT}} \cdot (1-F) = \text{LHV}_{\text{TT}} \cdot (1-F) - F \cdot 2,442 \quad [\text{MJ/kg}]$$

där F är fukthalten

X_{H} är bränslets vätehalt [kg/kg TS]

X_{O} är bränslets syrehalt [kg/kg TS]

I tabell B2:8 ges genomsnittliga värmevärden för olika trädbränslen och träddelar. Energiinnehållet varierar främst beroende på bränslets sammansättning. Variationer beroende på var i landet bränslet kommer ifrån är så små att man utan större avvikelser kan ansätta ett medelvärde vid beräkningar.

⁶"Higher Heating Value"

⁷"Lower Heating Value". F och T i index står för fuktigt respektive torrt bränsle vid angivande av energiinnehåll respektive vid val av räknebas.

Tabell B2:8. Kalorimetriskt värmevärde för olika trädslag och träddelar vid olika avverkningsformer [MJ/kg TS]. (Källa: Thörnqvist, 1985)

TRÄDDEL	1:A GALLRING			SLUTAVVERKN. ⁸
	Tall	Gran	Björk	
Ved	20,25	20,50	19,57	20,4
Barr	21,16	20,20	-	21,2
Bark	21,09	19,86	21,29	20,5
Grenar	21,62	20,17	21,62	21,8

Beräkning av bränslets kväveinnehåll

Skogsbränslets innehåll av kväve varierar med bränslets sammansättning. I tabell B2:9 och B2:10 ges typiska värden för kvävehalter i olika komponenter. Trots att de i viss mån är subjektivt utvalda kan de användas för överslagsberäkningar. De egentliga halterna kan skilja sig så mycket som 50 %, ibland mer, från nedanstående värden.

I de fall fullständiga bränsleanalyser inte görs kan bränslets verkliga kvävehalt beräknas m.h.a uppgifter om dess totala sammansättning, samt de halter som anges för träddelar och trädslag i tabell B2:9. Bränslets totala kvävehalt, X_N , beräknas enligt ekvation (5), nedan.

$$(5) \quad X_N = x_B \cdot C_B + x_L \cdot C_L \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

där x_B och x_L är viktsandelen barr- resp. lövträd i bränslet.

C_B och C_L är de totala kvävehalterna i respektive trädslag.

⁸ Medelvärde för biomassa från både norra och södra Sverige.

Tabell B2:9. Ungefärliga kvävehalter i olika trädslag och träddelar [vikt%]⁹. (Efter Johansson, 1991).

	TALL	GRAN	BJÖRK
Stam m. bark	0,1	0,1	0,1
Bark	0,3	0,5	0,4
Grenar	0,4	0,6	0,7
Barr/Blad	0,9	1,0	1,5
Topp	0,6	0,8	0,8

Tabell B2:10. Ungefärliga kvävehalter i avverkningsrester [vikt%]¹⁰. (Efter Johansson, 1991).

	AVVERKNINGSREST ²
Gallring	0,7
Slutavverkn.	0,5

För att underlätta beräkningarna sätts den totala kvävehalten i lövträd lika med kvävehalten i björkgrenar, vilket bör vara en liten underskattning. Här antas att avverkningsrester från lövträd främst utgörs av grenar, samt att viktandelen löv vid avverkningen är försumbar (jfr. uppgifter från Brunberg (1991) och Frohm et al. (1991)). Vid en verklig avverkning kan klena lövträdsstammar finnas med i avverkningsresterna. Detta har inte räknats med i ovanstående siffror. För barrträd beräknas den totala kvävehalten i avverkningsresterna enligt ekvation (6).

$$(6) \quad C_B = (x_{\text{barr}} \cdot c'_{\text{barr}}) + (x_{\text{gren}} \cdot c'_{\text{gren}}) + (x_{\text{lopp}} \cdot c'_{\text{lopp}}) \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

där c'_{barr} etc. är kvävehalten i de olika träddelarna [kg N/kg TS].
 x_{barr} etc. är andelen av respektive träddel i förhållande till den totala mängden bränsle [kg torra träddelar/kg torrt bränsle].

Generellt sett antages bränslesammansättningen med avseende på träddelar, vid olika uttagsformer, överensstämma med vad som angivits i tabell B2:3. För södra Sverige erhålles sammansättningen ur tabell B2:1.

⁹ Avser torra träddelar respektive torrt bränsle.

¹⁰ Avser medelsammansättning på bränsle.

EXEMPEL 2. Skogsbränsle i form av avverkningsrester från slutavverkning i södra Sverige (Bo 4) har en total kvävehalt som kan beräknas enligt ekvation (5). För beräkningarna antages att bränslet har en trädslagsblandning enligt tabell B2:4, och att barrandelen utgörs av gran, samt att lövandelen utgörs av björk. Bränslets sammansättning m.a.p. träddelar räknas om från värden i tabell B2:3 (bränslet består av grenar, barr och toppar). Bränslets torr-rådensitet erhålles från tabellerna B2:5 resp. 6. För de olika komponenterna erhålles kvävehalter ur tabell B2:9.

Bränslets totala kvävehalt blir nu; $X_N = 0,11 \cdot 0,007 + 0,89 \cdot (0,08 \cdot 0,006 + 0,23 \cdot 0,01 + 0,09 \cdot 0,008) = 0,0071$ kg N/kg TS, d.v.s. 0,71 vikt% N.

Det bör påpekas att dessa beräkningar förutsätter att alla barr följt med vid skörden. Barruttaget är beroende av skördemetoden och är i praktiken betydligt under 100 % vid dagens brukningsmetoder.

Uttagna kvävemängder

För att kunna avgöra hur mycket kväve som totalt sett bortförts från skogen använder man uppgifter om bränslemängd och bränslekvalitet enligt ovan. Det totala uttaget beskrivs med ekvation (7). Man anger således hur mycket som förts bort från en viss skog under det år avverkningen genomförts.

$$(7) \quad N_{\text{ut}} = b_{\text{tot}} \cdot X_N \quad [\text{kg N/ha}]$$

där b_{tot} är det totala uttaget av avverkningsrester vid en avverkning [kg TS/ha].

X_N är bränslets totala kvävehalt [kg N/kg TS].

Om man inte känner mängden uttaget bränsle per hektar, kan en överslagsmässig beräkning göras med värden från tabell B2:1. För södra Sverige är de representativa för en medelskog, men för övriga delar av landet, främst Norrland, är de en överskattning av de tillgängliga mängderna. Den totala kvävehalten fås främst m.h.a. bränsleanalys, men om sådan saknas kan halten beräknas enligt ekvation (5), ovan (jfr. exempel 2).

För att kunna jämföra den mängd kväve som tagits ut med bränslet, med t ex det årliga kvävedofallet, måste man ta hänsyn till skogens omloppstid. Genom detta erhålles den genomsnittliga kvävebortförseln varje år (jfr. bilaga 3). Kvävebortförseln vid ett bränsleuttag kan då beskrivas med ekvation (8).

$$(8) \quad \bar{N}_{\text{ut}} = \frac{b_{\text{tot}} \cdot X_N}{t} \quad [\text{kg N/ha, år}]$$

där t är skogens omloppstid. En typisk omloppstid i södra Sverige är 80 år.

Bränslets kvävehalt anges främst på viktsbasis, X_N , men ibland även på basis av energiinnehållet, d.v.s. bränslets värmevärde. För fuktigt bränsle erhålles kvävehalten, $N_{\text{bränsle}}$, enligt ekvation (9).

$$(9) \quad N_{\text{bränsle}} = 10^6 \cdot \frac{X_N}{\text{LHV}_{\text{FT}}} \quad [\text{mg N/MJ fuktigt bränsle}]$$

där LHV_{FT} är det effektiva värmevärdet för fuktigt bränsle (räknat per kg torrsubstans) med en fukthalt F .

Med en omräkning av ovanstående ekvation kan man uttrycka den uttagna mängden kväve som $\text{kg N/MWh}_{\text{br}}$. Detta kan göras genom att man multiplicerar erhållna värden med en faktor 0,0036.

EXEMPEL 3. Ett skogsbränsle med 45 % fukthalt och en kvävehalt av 0,0071 kg N/kg har en kvävehalt, relaterat till dess energiinnehåll, enligt ekvation (9) ovan. Om det effektiva värmevärdet för torrt bränsle antages vara 19,35 MJ/kg TS (jfr. tabell B5:1), är det effektiva värmevärdet för fuktigt bränsle 17,35 MJ/kg TS (se tabell B5:4 eller diagram B9:3). Kvävehalten, uttryckt på energibasis, blir då; $10^6 \cdot 0,0071 \div 17,35 = 409 \text{ mg N/MJ}_{\text{br}}$, vilket motsvarar 1,47 kg N/MWh_{br}.

BILAGA 3.

BERÄKNING AV KRITISK BELASTNINGSGRÄNS OCH SPECIFIK KVÄVEAVLASTNING

Den kritiska belastningsgränsen för kväve, CL(N), beräknas så att inte nedfallet av kväve skall överskrida bortförslin av kväve vid skörd, fastläggning i marken och ett acceptabelt läckage till vatten. Belastningsgränsen kommer därför att vara beroende av bl.a. markens brukningssätt, och bör strängt taget beräknas för varje enskilt fall. Nedan ges formler och data för denna beräkning samt för en beräkning av hur mycket CL(N) höjs vid bränsleuttag.

Den kritiska belastningsgränsen för kväve på skogsmark, baserat på eutrofieringskriteriet, beräknas enligt ekvation (1).

$$(1) \quad CL(N) = N_u + N_i + Q \cdot [NO_3^-]_{crit} \quad [kg \text{ N/ha, år}]$$

CL(N) utgör den kritiska belastningsgränsen för kväve [kg N/ha, år]
 N_u är nettoupptaget av kväve i växter, d.v.s. summan av uttagen vid alla avverkningar, [kg N/ha, år]
 N_i är den varaktiga immobiliseringen av kväve i marken, [kg N/ha, år]
 Q är avrinningen från marken, [m³/ha, år]
 $[NO_3^-]_{crit}$ är den högsta accepterade halten, [kg N/m³], av nitrat i vatten som inte ger upphov till någon signifikant skadlig effekt. (Rosén et al., 1992)

Ekvation (1) är en förenkling av den egentliga kvävebalansen där man antar att kvävefixering och gasformiga kväveförluster tar ut varandra. Enligt ekvationerna får regelbundet uttag av biomassa från skogen avgörande betydelse.

N_i sätts vanligen till 0,5 kg N/ha, år och $[NO_3^-]_{crit}$ till 0,0003 kg N/m³ (Rosén et al. 1992). För varje enskilt fall beräknas värden för N_u med ekvation (2) och för Q , med ekvation (3).

$$(2) \quad N_u = \frac{(b_s \cdot c_s) + (b_b \cdot c_b) + (b_f \cdot c_f)}{t} \quad [kg \text{ N/ha, år}]$$

b_s , b_b och b_f är den totala mängd biomassa (stam m. bark, grenar, samt barr) som tas ut vid avverkningarna

c_s , c_b och c_f är kvävehalten i de olika fraktionerna och t är omloppstiden.

$$(3) \quad Q = k \cdot q \quad [m^3/\text{ha, år}]$$

k =315,25 är en omräkningsfaktor för omvandling mellan olika enheter för Q resp. q .

q är avrinningen från mark, erhålles ur figur B3:1 [dm³/km², s].

Beräkningarna i denna bilaga syftar bl.a. till att avgöra hur mycket CL(N) kan höjas genom bränsleuttag vid gallring eller slutavverkning. Vi skall i detta syfte beräkna skillnaden i nettoupptag av kväve i växter, N_u , vid helträdsuttag och uttag av enbart stammar. Beräkning av uttagna kvävemängder sker med en modifierad ekvation (2) (jfr. ekvation (8), bilaga 2).

Om man vill bedöma hur mycket uttag av avverkningsrester kan höja CL(N) jämfört med konventionell skörd, behöver man inte räkna med termerna för kväveimmobilisering och nitratutlakning i ekvation (1).

Vid beräkning av CL(N) tas hänsyn till det totala uttaget av kväve från skogen under en omloppstid, d.v.s. summan av uttag vid gallring och slutavverkning. Höjningen av CL(N) vid ett enskilt uttag från en skog motsvarar således inte den maximala möjligheten att höja CL(N).

Höjningen av den kritiska belastningsgränsen beräknas enligt ekvation (4).

$$(4) \quad \Delta CL(N) = \frac{b_{\text{tot}} \cdot X_N}{t} \quad [\text{kg N/ha, år}]$$

där b_{tot} är den totalt uttagna mängden avverkningsrester från en viss skog, [kg TS/ha].

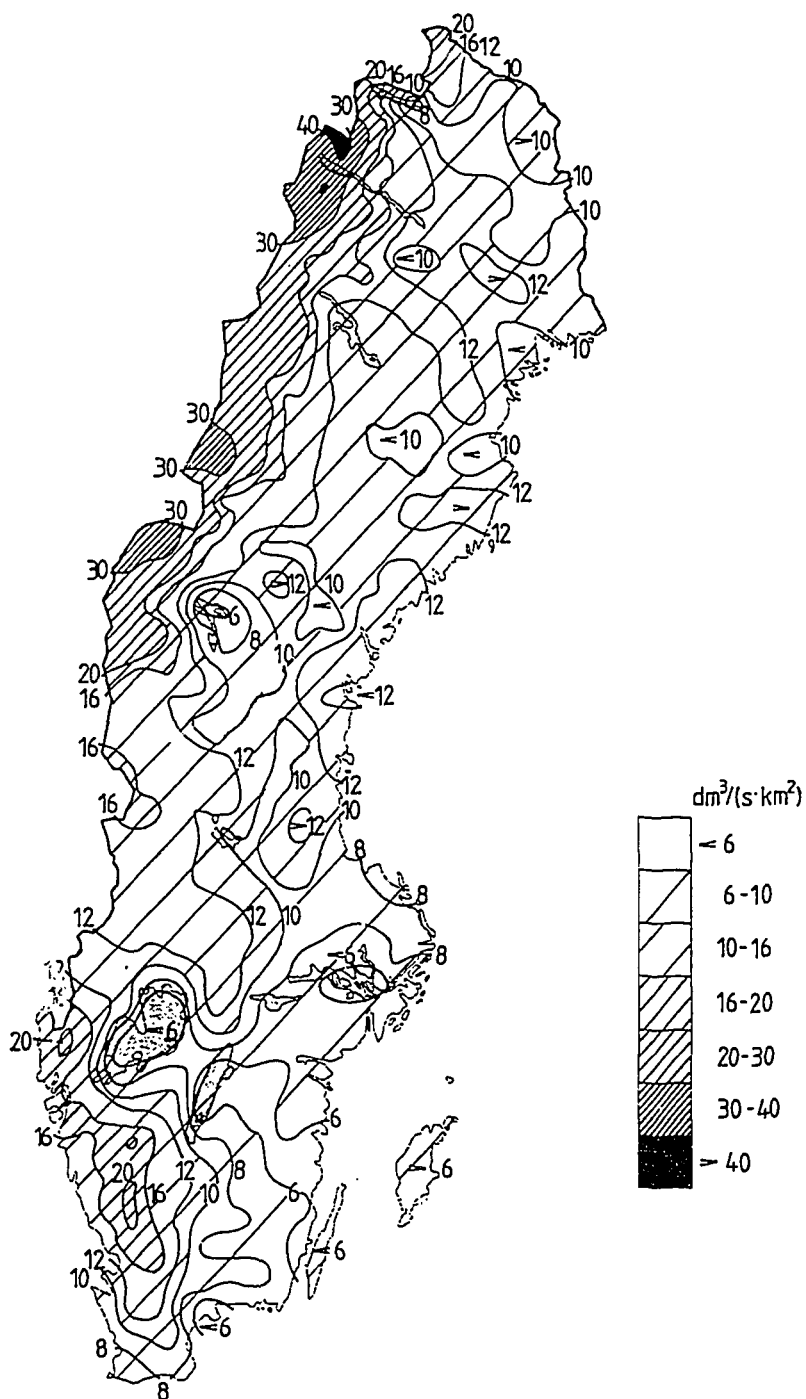
t är skogens omloppstid, [år].

X_N är bränslets, d.v.s. avverkningsresternas genomsnittliga kvävehalt, [kg N/kg TS].

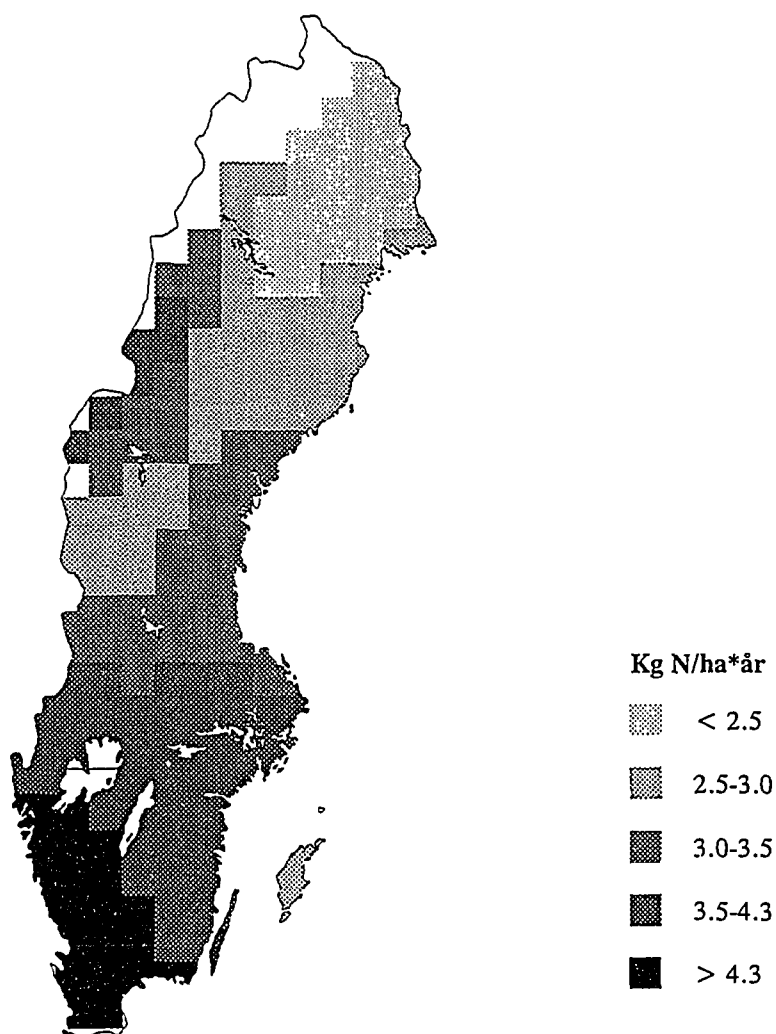
I de fall man istället önskar beräkna den kritiska belastningsgränsen, görs detta enligt ekvation (1). Man måste då räkna med det totala uttaget av kväve från skogen - stam och avverkningsrester i samtliga avverkningar. En förenklad beräkning av CL(N) vid bränsleuttag kan göras m.h.a. figur B3:2. Genom att avläsa CL(N) ur kartan och sedan lägga till höjningen enligt ekvation (4), fås den totala kritiska belastningsgränsen.

Normal omloppstid för skog är 80 - 100 år. När man beräknar höjningen av CL(N) skall man ta hänsyn till hela omloppstiden. Det gäller både då avverkningsrester tagits ut vid gallring och slutavverkning. Man räknar alltså med den totala kvävebortförseln under en skogs livstid.

EXEMPEL 1. Vid slutavverkning i en sydsvensk medianskog är det teoretiskt möjligt att ta ut 57,9 ton torrt skogsbränsle i form av grenar, barr och toppar (jfr. tabell B2:1). Om bränslets kvävehalt är 0,0071 kg N/kg TS (jfr. tabell B5:1, bilaga 5), har man tagit ut 411 kg kväve med avverkningsresterna. Med en omloppstid på 80 år, vilket är vanligt i södra Sverige, motsvarar kväveuttaget en höjning av CL(N) med c:a 5,1 kg N/ha·år.



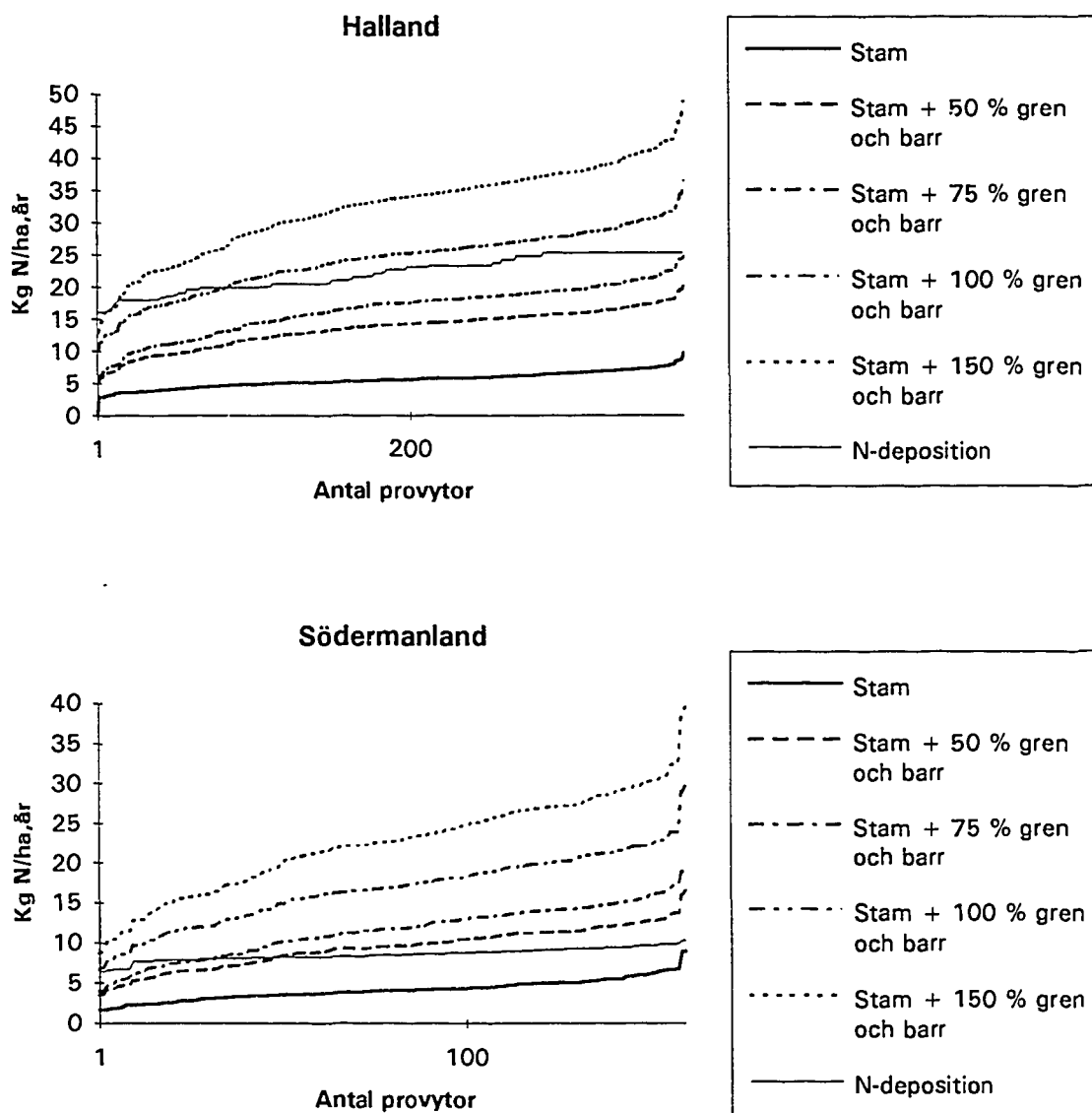
Figur B3:1. Medelavrinning från svensk skogsmark under åren 1961-90. (Källa: Brandt et al., 1994)



Figur B3:2. Kritisk belastningsgräns för kväve i en "medianskog" utan bränsle-uttag. (Källa: Ståndortskarteringen, Institutionen för skoglig marklära, Sveriges lantbruksuniversitet) OBSERVERA ATT SKALAN SKILJER SIG FRÅN DEN PÅ DEPOSITIONSKARTAN, BILAGA 1.

BILAGA 4.

KRITISK BELASTNINGSGRÄNS FÖR KVÄVE VID OLIKA GRAD AV BRÄNSLEUTTAG



Figur B4. Kritiska belastningsgränsen för kväve i ståndortskarteringens provytor i Halland (topografiskt kartblad 05 C) respektive Södermanland (kartblad 10G SO, 10H SV, 9G NO, 9H NV), vid olika grad av biomassuttag under gallring och slutavverkning. Dessutom visas rådande kvävedeposition. Värdena är rangordnade. "150 % uttag" av grenar och barr skulle kunna illustrera intensivt biomassuttag vid förkortad omloppstid. (Källa: Ståndortskarteringen, Sveriges lantbruksuniversitet)

BILAGA 5.

BERÄKNING AV KVÄVEFLÖDEN VID FÖRBRÄNNING AV SKOGSBRÄNSLE

I denna bilaga presenteras ekvationer som möjliggör en omräkning av rökgasens halter av kväveföreningar till s.k. emissionsfaktorer där emissionen anges per tillförd energienhet (t ex i mg/MJ). Med emissionsfaktorerna, värmevärden och uppgifter om bränslets kväveinnehåll beräknas sedan hur stor andel av inkommande kväve som omvandlats till oönskade kväveföreningar, t.ex. NO_x. Man kan även avgöra hur mycket kväve som "bortförts" ur systemet genom omvandling till kvävgas.

Om emissionsfaktorer redan finns tillgängliga inleder man lämpligen läsningen på sidan 5, "Jämförelse mellan verkliga och teoretiska kväveemissioner".

Bränsleanalysen

Värmevärdet

I bilaga 2 presenteras värmevärden för olika skogsbränslen, träddelar och trädslag. Som nämns där, kan ett bränsles värmevärde anges både som ett högre, kalorimetriskt värmevärde och som ett lägre, effektivt värmevärde.

I Europa används normalt det lägre, effektiva värmevärdet vid beräkningar av mängd tillförd energi till en förbränningsanläggning. Det gäller även då man anger den specifika emissionen i mg/MJ_{br}. Bränslets värmevärden kan anges på olika sätt, som kan relateras till varandra enligt ekvationerna (2) till (4) i bilaga 2.

Kemisk sammansättning

För att kunna räkna om uppmätta halter av någon komponent i rökgaserna till specifika emissioner per energimängd, mg/MJ_{br}, krävs förutom bränslets värmevärde även information om bränslets kemiska sammansättning. Den minsta information som krävs är bränslets innehåll av kol, väte och syre per kg bränsle. Formellt behövs också innehållet av kväve och svavel men dessa komponenter har en mycket liten inverkan på slutresultatet när det gäller biobränslen.

Tabell B5:1. Exempel på elementarsammansättning, askhalt och energiinnehåll för några biobränslen. Värdena baseras på bränsleanalyser, och avser torrt bränsle. (Källa^{1,2,3})

Bränsletyp	C [vikt%]	H [vikt%]	O [vikt%]	N [vikt%]	S [vikt%]	Askhalt [vikt%]	HHV [MJ/kg TS]	LHV _{TT} [MJ/kg TS]
Träpellets ¹	49,6	5,9	43,8	0,15	0,09	0,45	20,15	18,9
Skogsflis ²	51,0	6,0	38,7	0,71	0,06	3,65	20,7	19,35
"Vitflis" ³	50,6	6,1	41,0	0,4	0,03	1,9	20,18	18,85

¹ Västra Sverige, två analyser. (Västsvenska pellets AB, 1993)

² Nässjö, 15 analyser. (Vattenfall AB, 1993)

³ Flis med låg andel bark, kvist etc, Riddersdal, Älvkarleby, en analys. (Vattenfall AB, 1989)

Luft- och rökgasmängder

Emissioner av olika kväveföreningar kan uttryckas dels som halter i rökgasen, ppm(v), dels som emissionsfaktorer relaterade till bränslets energiinnehåll, mg/MJ_{br}. För att göra omräkningar mellan dessa, krävs information om producerad rökgasmängd vid förbränning av ett kilo bränsle. Detta kan räknas fram ur bränslets sammansättning och uppmätt halt av syre eller koldioxid, något som ger information om luftöverskottet vid förbränningen.

I beräkningarna nedan antas rökgaserna bestå av huvudkomponenterna kvävgas, N₂, koldioxid, CO₂, syrgas, O₂, och vatten, H₂O. I verkligheten förekommer små mängder av andra komponenter (t.ex. kväveoxider, koloxid etc.), men dessa försummas då de inte påverkar totala gasvolymen nämnvärt.

Beräkningarna av sammansättningen underlättas genom konvertering av alla halter och vikter till mängder, "antal molekyler", som mäts i enheten kmol. En kmol av en godtycklig gas har en volym som endast beror av tryck och temperatur. Eftersom mängden och volymen gas är direkt proportionella mot varandra, blir halter i gaser, angivna som volymsandelar, t.ex. ppm(v), identiska med motsvarande mängdandelar. Ingen konvertering mellan dessa haltangivelser behöver därför göras.

Sammansättningen i kmol/kg för bränslet erhålls genom att dividera viktsammansättningen med molvikterna (se tabell B5:2) för respektive komponent. I tabell B5:3 nedan visas hur bränslets mängdsammansättning i kmol/kg beräknas.

Tabell B5:2. Molvikter [kg/kmol].

Kol C	Väte H	Syre O	Kväve N	Vatten H ₂ O	Kvävgas N ₂	Koldioxid CO ₂	Syrgas O ₂
12,011	1,008	16,00	14,01	18,02	28,01	44,01	32,00

Tabell B5:3. Exempel på beräkning av bränslets mängdsammansättning i kmol/kg.

STORHET	Kol	Väte	Syre	Vatten	ENHET
Halt i bränsle	0,510	0,060	0,387	1 ¹¹	kg/kg torrt bränsle
Dividera med molvikt	0,510÷12,01	0,060÷1,008	0,387÷16,00	1÷18,018	kmol/kg torrt bränsle
Mängd i bränsle	n_C	n_H	n_O	n_{H_2O}	kmol/kg torrt bränsle
	0,04246	0,05953	0,02419	0,05550	

Beräkning av teoretiskt luftbehov, L_0 , d.v.s. luftbehov för fullständig förbränning av bränslet, och rökgasmängd, G_0 , kan göras genom att summera de olika komponenterna i gaserna enligt ekvationerna (1) och (2). Eftersom föroreningar i rökgaser oftast mäts och anges i torkade rökgaser kan det vara av intresse att beräkna den teoretiska mängden torra rökgaser, G_{0t} , vilket görs enligt ekvation (3).

Vid förbränningen förbrukar varje kmol C en kmol O_2 och bildar en kmol CO_2 , varje kmol H förbrukar 1/4 kmol O_2 och bildar 1/2 kmol H_2O . Syret i bränslet ingår i förbränningsprodukterna och minskar det teoretiska luftbehovet. Det har antagits att luft innehåller 79,05 % kvävgas, N_2 , och 20,95 % syrgas, O_2 , räknat som kmol-andelar. (Gaser som förekommer i ringa mängd, t.ex. CO_2 och Ar, har försumrats).

$$(1) \quad L_0 = \left(1 + \frac{79,05}{20,95}\right) \cdot \left(\frac{n_C}{1} + \frac{n_H}{4} - \frac{n_O}{2}\right) \quad [\text{kmol/kg TS}]$$

$$(2) \quad G_0 = \frac{79,05}{20,95} \cdot \left(\frac{n_C}{1} + \frac{n_H}{4} - \frac{n_O}{2}\right) + n_C + \frac{n_H}{2} + \text{bränslefukt} \quad [\text{kmol/kg TS}]$$

$$(3) \quad G_{0t} = \frac{79,05}{20,95} \cdot \left(\frac{n_C}{1} + \frac{n_H}{4} - \frac{n_O}{2}\right) + n_C \quad [\text{kmol/kg TS}]$$

I tabell B5:4 ges värmevärden vid olika fukthalt för de bränsletyper som presenterades i tabell B5:1. Dessutom ges det teoretiska luftbehovet samt den teoretiska mängden torr rökgas vid förbränning av samma bränslen, beräknade enligt ekvation (1) resp. (3).

¹¹ 50 % fukthalt i bränslet antages. Observera att fukthalt anges som kilogram vatten per kilogram fuktigt bränsle.

Tabell B5:4. Värmevärden vid olika fukthalt, samt teoretiskt luftbehov och torr rökgasmängd vid förbränning av olika bränslen. (Jfr. tabell B5:1.)

Bränsletyp	LHV _{TT} [MJ/kg TS]	LHV _{FT} 20 % fukt	LHV _{FT} 45 % fukt	L ₀ [kmol/kg TS]	G _{0t} [kmol/kg TS]
Träpellets	18,9	18,3	16,9	0,202	0,201
Skogsflis	19,35	18,74	17,35	0,216	0,213
"Vitflis"	18,85	18,24	16,85	0,212	0,210

Vid verklig förbränning tillsätts alltid ett överskott av luft. Ett mått på hur mycket luft som tillsätts är luftfaktorn, λ , som definieras som:

$$\lambda \equiv \frac{\text{Tillsatt luftmängd}}{\text{Teoretiskt luftbehov}}$$

Om rökgasens syre- eller koldioxidhalt är känd kan λ beräknas enligt ekvation (4). Ett normalt värde på λ är c:a 1,25.

$$(4) \quad \lambda = 1 + \frac{G_{0t}}{L_0} \cdot \frac{O_{2t}}{0,2095 - O_{2t}} = 1 + \frac{n_c}{L_0 \cdot CO_{2t}} - \frac{G_{0t}}{L_0}$$

där O_{2t} är uppmätt volymsandel syre i torra rökgaser,
[m³ O₂/m³ TG].
 CO_{2t} är uppmätt volymsandel koldioxid i torra rökgaser,
[m³ CO₂/m³ TG].

Om halten av syre eller koldioxid är känd i fuktiga rökgaser, byts G_{0t} mot G_0 i ekvation (4).

När luftfaktorn är känd kan en beräkning av verklig rökgasmängd, fuktig och torr gas, ske enligt ekvation (5a) resp. (5b).

$$(5a) \quad G = G_0 + (\lambda - 1) \cdot L_0 \quad [\text{kmol/kg torrt bränsle}]$$

$$(5b) \quad G_t = G_{0t} + (\lambda - 1) \cdot L_0 \quad [\text{kmol/kg torrt bränsle}]$$

Omräkning från halt till emissionsfaktor

Med ekvation (6) och de storheter som tagits fram ovan kan man omvandla rökgashalter från ppm(v) till emissionsfaktorer i mg/MJ fuktigt bränsle.

$$(6) \quad E_x = V_x \cdot M_x \cdot \frac{G_{0t} + (\lambda - 1) \cdot L_0}{LHV_{FT}} \quad [\text{mg/MJ}_{br}]$$

där E_x är emissionen av komponent x , [$\text{mg x}/\text{MJ}_{\text{br}}$].
 V_x är halten av komponent x i rökgasen, [$\text{ppm}(v)$].
 M_x är molvikten för komponent x , [kg/kmol] (se tabell B5:5).

Om V_x är angiven i fuktiga rökgaser skall G_{0t} bytas mot G_0 .

Tabell B5:5. Molvikter för de vanligaste kväveföreningarna i rökgas, [kg/kmol].

Kväveoxider O_x	Kvävemoxid NO	Kvävedioxid O_2	Kvävgas N_2	Ammoniak NH_3	Lustgas N_2O
46,01	30,01	46,01	28,01	17,03	44,01

EXEMPEL 1. Omräkning från ppm till emissionsfaktor:
 Vi har i en anläggning som eldar skogsflis med 45% fukthalt uppmätt följande i torra rökgaser:

4 %	O_2
86 ppm	NOx

Vi börjar med att beräkna λ enligt ekvation (4) med bränsledata från tabell B5:4:

$$\lambda = 1 + (0,213/0,216) \cdot (0,04/(0,2095 - 0,04)) = 1,23$$

Emissionsfaktorn kan nu beräknas ur ekvation (6) med ovanstående data och molvikten för NO_2 från tabell B5:5 på 46,01 kg/kmol:

$$E_x = 86 \cdot 46,01 \cdot (0,213 + (1,23 - 1) \cdot 0,216) / 17,35 = 60 \text{ mg } NO_2/\text{MJ}$$

*Jämförelse mellan verkliga och teoretiska kväveemissioner*¹²

Genom en jämförelse mellan verkliga och teoretiska emissioner av olika kväveföreningar kan man bedöma hur mycket kväve som finns kvar i biologiskt och kemiskt aktiv form efter förbränningen. Det är främst kväveoxider som emitteras från förbränningsanläggningar och som efter deposition i naturen ger miljöeffekter.

Vi vill kunna jämföra den mängd kväve som tillförs förbränningsanläggningen med bränslet och den mängd som emitteras som kväveoxider eller andra bundna kväveföreningar. Då man brukar ange emissioner som en mängd per energiinnehåll i bränslet [$\text{mg}/\text{MJ}_{\text{br}}$] medan kväveinnehållet i bränslet mäts i [$\text{kg N}/\text{kg TS}$] (eller %), är det lämpligt att räkna om emissionen till [$\text{kg N}/\text{kg TS}$]. Det görs enligt ekvation (7a) och (7b) (jfr. ekvation (9), bilaga

¹² Med teoretisk kväveemission menas emitterad mängd av en kväveförening under antagande att allt bränslekväve omvandlas till given förening vid förbränningen.

2 respektive (6) i denna bilaga). De erhållna värdena skall sedan jämföras med den verkliga kvävehalten i bränslet.

$$(7a) \quad X_{N, \text{Teoretisk}, \text{NO}_x} = 0,304 \cdot 10^{-6} \cdot \text{LHV}_{\text{FT}} \cdot E_{\text{NO}_x} \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

Där $X_{N, \text{Teoretisk}, \text{NO}_x}$ är emissionen av NO_x omräknad till den halt kväve i bränslet den motsvarar,
0,304 är en omräkningsfaktor från NO_x till N (se tabell B10 i bilaga 10),

E_{NO_x} är emissionen av NO_x i mg/MJ,

LHV_{FT} är det fuktiga bränslets värmevärde i MJ/kgTS

(ovanstående värden kan erhållas ur tabell B5:1 eller bilaga 2)

OBS: Andra komponenter än NO_x kan räknas om på motsvarande sätt genom att sätta in dessa i stället för E_{NO_x} och byta ut omvandlingsfaktorn 0,304 med hjälp av tabell B10.

Om man har utgått från en angivelse av emissionen i ppm(v) kan det vara lättare att direkt räkna om emissionen till motsvarande, teoretiska kväveinnehåll i bränslet. Detta kan göras med ekvation (7b). (Beteckningar enl. ovan)

$$(7b) \quad X_{N, \text{Teoretisk}, X} = 14 \cdot 10^{-6} \cdot V_x \cdot (G_{0t} + (\lambda - 1) \cdot L_0) \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

EXEMPEL 2. Ett värmeverk i södra Sverige, med kväveoxidrening genom SNCR, har rökgashalter enligt följande:¹³ NO_x, 60 mg/MJ_{br}; NH₃, 10 ppm(v); N₂O, 0 ppm(v); O₂, 4,5 volym%. I en anläggning av motsvarande storlek, men utan kväveoxidrening, är halterna av kväveföreningar i rökgaserna följande: NO_x, 80 mg/MJ_{br}; NH₃, 0 ppm(v); N₂O, 0 ppm(v).

För förbränning av skogsflis med 45 % fukthalt, erhålles med de värden som angivits i tabellerna B5:1 och B5:5, och enligt ekvation (4), en luftfaktor som är $\lambda = 1,27$.

Emissionen av ammoniak vid fallet med SNCR, räknat enligt ekvation (6) och med värden enligt ovan och tabellerna B5:4 och B5:5, blir då 2,66 mg NH₃/MJ_{br}.

¹³ De angivna värdena är typiska värden på emissioner från förbränningsanläggningar med resp. utan SNCR i intervallet 10-100 MW.

EXEMPEL 3. Man önskar jämföra den mängd kväve som emitteras enligt ovanstående exempel med kväveinnehållet i bränslet.

Enligt tabell B5:1 och B5:4 är typiska värden för värmevärde och kvävehalt i skogsflis med 45 % fukthalt 17,35 MJ/kgTS respektive 0,0071 kgN/kgTS. G_{0t} är 0,213 och L_0 är 0,216 kmol/kgTS.

För fallet med SNCR:

$$(7a) X_{N,Teoretisk,NOx} = 0,304 \cdot 10^{-6} \cdot 17,35 \cdot 60 = 0,000316 \text{ kgN/kg TS}$$

$$(7b) X_{N,Teoretisk,NH_3} = 14 \cdot 10^{-6} \cdot 10 \cdot (0,213 + (1,27-1) \cdot 0,216) = 0,0000380 \text{ kgN/kg TS}$$

$$X_{N,Teoretisk} = 0,000316 + 0,0000380 = 0,000354 \text{ kgN/kg TS}$$

För fallet utan SNCR:

$$(7a) X_{N,Teoretisk,NOx} = 0,304 \cdot 10^{-6} \cdot 17,35 \cdot 80 = 0,000422 \text{ kgN/kg TS}$$

I fallet med SNCR motsvarar den totala emissionen av kväveföreningar (exklusive kvävgas) $0,000354/0,0071=5,0$ % av bränslekvävet. I fallet utan SNCR motsvarar den $0,000422/0,0071=5,9$ % av bränslekvävet.

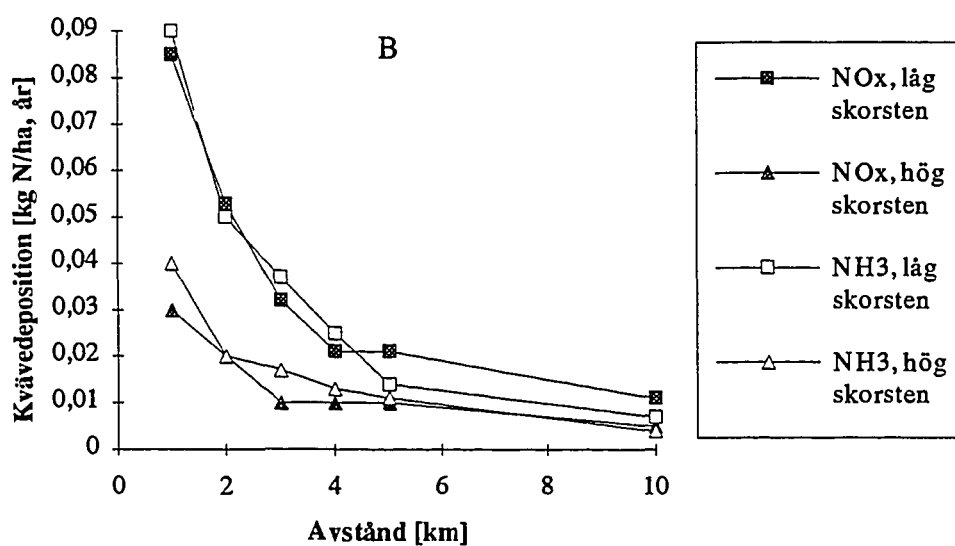
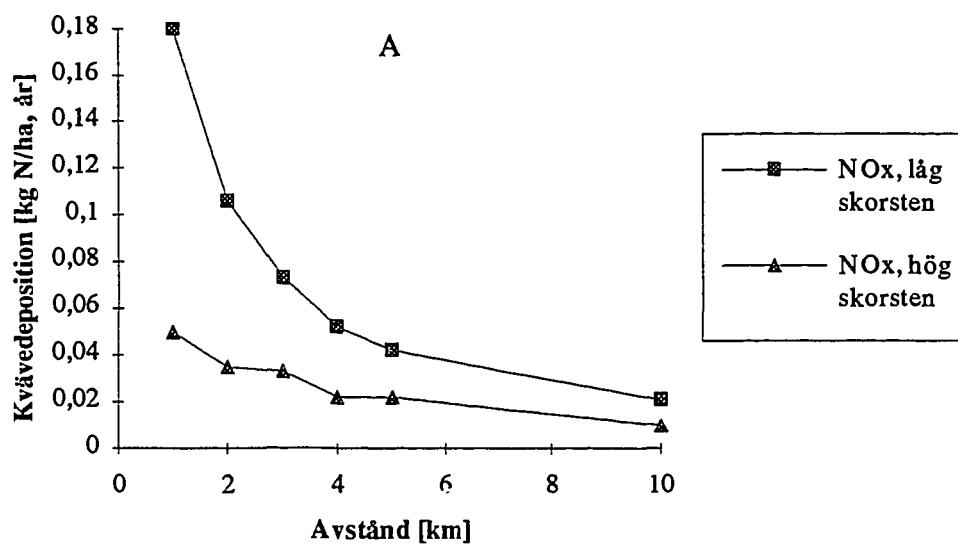
BILAGA 6.

LOKAL DEPOSITION AV KVÄVEFÖRENINGAR

Hur stor depositionen av emitterad NO_x och ammoniak är i närheten av en förbränningsanläggning är svårt att avgöra på ett enkelt sätt. Figur B6 illustrerar depositionsbilden för kväveföreningar lokalt kring utsläppskällan, för olika förbränningsanläggningar. Med hjälp av graferna kan man få en grov uppfattning om hur mycket av de utsläppta kväveföreningarna som deponeras i närområdet. Emissionerna i de olika fallen är $120 \text{ mg NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$ (alltså högre än vad som har antagits i tidigare exempel) utan selektiv NO_x -rening och $60 \text{ mg NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$ resp. $5 \text{ mg NH}_3/\text{MJ}_{\text{br}}$ vid selektiv rening.

Diagrammen baseras på värden framräknade med en matematisk modell för spridning av luftföroreningar (Iverfeldt et al., 1995). Detta är endast en grov uppskattning av depositionen som inte skall användas för att avgöra hur mycket kväve som faktiskt förs tillbaka till den specifika skog, där man tagit sitt bränsle. För att avgöra ungefär hur stor bakgrundsdepositionen av kväve är i denna skog kan man använda depositionskartan i bilaga 1.

Enligt figur B6:B deponeras ungefär lika mycket reducerat som oxiderat kväve i närheten av anläggningen, trots att emissionerna av kväveoxider är betydligt större. Detta tyder på att den största delen av kväveoxiderna transporteras långt från anläggningen innan de deponeras (se kapitel 4).



Figur B6. Lokal deposition av kväve från en förbränningsanläggning. A representerar förbränningsanläggningar utan selektiv NO_x-reduktion, och B representerar anläggningar med selektiv NO_x-reduktion. (Efter Iverfeldt et al., 1995)

BILAGA 7.

BERÄKNING AV KVÄVETILLSKOTT FRÅN HJÄLPSYSTEM

Även bränslehanteringen leder till kväveutsläpp, framförallt NO_x från skörd och transporter av bränsle, spridning och transporter av aska, samt eventuellt transporter av ammoniak till förbränningsanläggningen.

Bränsleuttag

Hanteringen av bränsle omfattar i stort två led. Efter inledande skörd och eventuell flisning av bränslet, transporteras det till den anläggning där det förbränns. Vilken hantering av bränslet som sker och vilka fordon som används vid hanteringen, påverkar hur mycket kväve som släpps ut.

Bränsleuttag från skogen görs i samband med gallring eller slutavverkning. Vid tidig gallring tas hela träddelar ut vid avverkningen. Dessa flisas sedan direkt i skogen, eller efter skotning till bilväg. I vissa fall transporteras träddelarna oflisade till förbrukaren. Vid senare gallring och slutavverkning sker uttaget som en separat operation, skild från uttaget av stamvirke. Avverkningsresterna skotas till bilväg där de flisas.

För att kunna beräkna de totala kväveemissionerna vid olika led i bränsleuttaget behövs, dels uppgifter om uttagna mängder bränsle per hektar och emissionsdata för de olika fordonen, dels uppgifter om fordonens prestation. För fällare, skotare och flisare anges prestationen som uttagen volym per arbetad timme¹⁴ [m³f/G15h], och för transportfordon som volym per fordon [m³s].

Vid 1:a gallring är prestationen hos fällare 11, skotare 6,8 och flisskördare 13 m³f/G15h. Vid senare gallring och slutavverkning är prestationen hos ris-skotare 6,5 och hos flisskördare 11 m³f/G15h (Danielsson och Törnqvist, 1990).

I brist på bättre data antas här att de skogsmaskiner som förekommer i bio-bränslehanteringen har samma bränsleförbrukning. Ett rimligt antagande är att bränsleförbrukningen per arbetad timme är 35 l för en skogsmaskin (200 kW dieselmotor) (Rosén-Lidholm et al., 1992). Omräknat blir då utsläppet av kväveoxider från samma skogsmaskin 2,4-3,0 kg NO_x/G15h.¹⁵ Troligtvis är utsläppen idag något lägre och de sjunker sannolikt ytterligare när teknik-utvecklingen går framåt. Några mer aktuella värden finns dock inte att tillgå.

Flisat trädbränsle transporteras med containerfordon som rymmer 90 m³s (16 ton TS) eller med flisfordon som rymmer 120 m³s (18 ton TS). Hela träddelar transporteras med trädrestfordon som rymmer 120 m³ (11 ton TS)

¹⁴ G15h, d.v.s. arbetad timme som innefattar avbrott kortare än 15 minuter per enskilt tillfälle.

¹⁵ Omräkning av värden givna av Rosén-Lidholm et al. (1992).

(Staland och Westerberg, 1991). Containerfordon används vanligen, då de är mest flexibla.

Hur mycket kväve som släpps ut från transportfordon beror av motortyp samt av hur långa transportererna är. Ekelund (1990) anger emissionerna av NO_x för olika tunga lastfordon. Emissionerna från "dagens miljömotor" är 8,0 g NO_x/kWh_{axel}, eller 0,016 kg NO_x per effektiv transporterad km¹⁶. Liksom för skogsmaskinerna bli emissionerna från transportfordon med stor sannolikhet lägre, allt eftersom utvecklingen av nya motorer går framåt.

Transportavståndet beror av upptagningsområdets storlek, som i sin tur är beroende av förbränningsanläggningens storlek. Normala medeltransportavstånd mellan skog och anläggning är 70 km vid lokalisering i inlandet och 100 km vid lokalisering vid kusten (Hektor et al., 1995).

För att relatera kväveutsläppen i bränsleuttagsleden till mängden bränsle som tagits ut används ekvationerna (1) och (2), för uttag resp. transport.

$$(1) \quad E_{\text{NO}_x}^u = \frac{e_{\text{NO}_x}^u}{R_t \cdot p_u} \quad [\text{kg NO}_x/\text{kg TS}]$$

$$(2) \quad E_{\text{NO}_x}^{bt} = 10^{-3} \cdot \frac{2 \cdot s \cdot e_{\text{NO}_x}^t}{b_{\text{transport}}} \quad [\text{kg NO}_x/\text{kg TS}]$$

$E_{\text{NO}_x}^u$ och $E_{\text{NO}_x}^{bt}$ är emissionen uttryckt per kg torrt bränsle
 $e_{\text{NO}_x}^u$ och $e_{\text{NO}_x}^t$ är emissionen uttryckt som kg per arbetad timme vid
 uttagsprocessen resp. transporterad km med lastbil
 p_u är skogsmaskinens prestation [$\text{m}^3/\text{G15h}$]
 R_t är torr-rådensiteten [$\text{kg TS}/\text{m}^3\text{f}$]
 $b_{\text{transport}}$ är den transporterade mängden bränsle [ton TS]
 s är transportavståndet.¹⁷

Emissionerna relateras till bränslets energiinnehåll genom att man multiplicerar ekvationerna (1) och (2) med värmevärdet för fuktigt bränsle, LHV_{FT}, (ekvation (3), bilaga 2) och kompenserar för storleksordning mellan kg och mg, 10⁶. Genom detta erhålls emissionen uttryckt som mg NO_x/MJ_{br} (fuktigt bränsle). För att räkna om emissionerna av NO_x till utsläppt mängd kväve multipliceras med 0,304, enligt omräkningstabell i bilaga 10.

Olika system för uttag av avverkningsrester använder olika antal skogsmaskiner. Om fler än en maskin används för skörd (insamling) och flisning av

¹⁶ Omräkning av emissionsvärden enligt Rosén-Lidholm et al. (1992). Med effektiv transporterad kilometer avses transport av bränsle från skogen till förbränningsanläggningen.

¹⁷ Faktorn 2 kompenserar för att körning av transportfordon sker både till och från skogen. M.a.o. är den verkliga körsträckan två gånger transportavståndet

bränsle beräknas utsläppen för varje maskin. De totala emissionerna från uttagsledet är således summan av de olika maskinernas separata emissioner.

EXEMPEL 1. Emissioner vid bränsleuttag.

Vid uttag av skogsbränsle i samband med slutavverkning i Sydsverige erhålls totalt 57,9 ton TS (jfr. tabell B2:1, bilaga 2 el. exempel 1, bilaga 3). Uttag och flisning sker med en flisskördare med prestationen 11 m³f/G15h. Skogsmaskinens emission av NO_x antages vara 2,7 kg/G15h. Bränslets torr-rådensitet har bestämts till 404 kg TS/m³f (jfr. exempel 1, bilaga 2). Utsläppen av NO_x i samband med uttaget av bränsle blir då:

0,61 g NO_x/kg TS, (uttaget bränsle)

0,19 g N/kg TS, (uttaget bränsle)

35 mg NO_x/MJ_{br}, (uttaget bränsle)

11 mg N/MJ_{br}, (uttaget bränsle)

0,038 kg N/MWh_{br}, (uttaget bränsle)

11 kg N/ha, relaterat till skogsarealen där uttag av bränsle gjorts¹⁸

EXEMPEL 2. Emissioner vid bränsletransport.

Transporterna av det bränsle som tagits ut sker med containerfordon vars lastförmåga och emissionsdata ges i texten ovan. Om man antar att medeltransportavståndet från skogen till förbränningsanläggningen är 70 km, kommer de utsläppta kväveoxiderna från bränsletransporten att bli:

0,14 g NO_x/kg TS,

0,043 g N/kg TS,

8,1 mg NO_x/MJ_{br},

2,5 mg N/MJ_{br},

0,0088 kg N/MWh_{br},

2,5 kg N/ha, relaterat till skogsarealen där uttag av bränsle gjorts¹⁹

Askåterföring

Ett troligt, och ekologiskt väl motiverat, villkor för att avverkningsrester i framtiden skall få tas ut från skogen är att askåterföring tillämpas fullt ut. I princip skall all aska från förbränningen av skogsbränsle föras tillbaka till den skog där bränslet är taget. I praktiken sprids inte askan i exakt samma skog, eftersom man helst inte bör sprida aska på ett färskt hygge. Det hela jämnar ut sig med tiden eftersom annan aska sprids i denna skog vid andra tillfällen.

Hur mycket aska som uppkommer vid förbränningen, och som sedan skall transporteras tillbaka till skogen, bestäms i stort av bränslets askhalt. Till den rena askan kommer även en viss del oförbränt material. Andelen oförbränt

¹⁸ Ett uttag av 58 000 kg TS/ha antages

¹⁹ Ett uttag av 58 000 kg TS/ha antages

uppskattas för skogsflis till 20 % av den totala askmängden, vilket motsvarar 25 % av den rena askmängden (Rosén-Lidholm et al., 1992). Dessutom tillkommer t ex sand som följer med bränslet från skogen eller från omlastningar alternativt tillsatts vid förbränning i en CFB-panna. I tabell B7:1 anges den naturliga askhalten för olika träslag och träddelar.

Tabell B7:1. Naturlig askhalt för olika träddelar och träslag, vid olika avverkningsformer [vikt% TS]. (Källa: Thörnqvist, 1985)

TRÄDDEL	1:A GALLRING			SLUTAVVERKN.
	Tall	Gran	Björk	
Ved	0,4	0,4	0,4	0,6
Bark	2,0	4,1	2,5	4,4
Barr	2,2	4,1	-	4,4

För transport och spridning av aska (med skotare) antas att utsläppsnivåer för fordonen är av samma storlek som vid uttag av bränslet. Det som skiljer är den hanterade mängden och prestanda hos skogsmaskinen, som är 5-10 ton aska/arbetad timme (Åbyhammar et al., 1994). Med uppgift om utsläppta mängder NO_x från bränsleuttaget kan utsläppen från askåterföringen, relaterade till den uttagna mängden bränsle, bestämmas enligt ekvationer (3), (4).

$$(3) \quad E_{NO_x}^s = 1 \cdot 10^{-3} \cdot X_{AT} \cdot \frac{e_{NO_x}^u}{p_s} \quad [\text{kg } NO_x/\text{kg TS}]$$

$$(4) \quad E_{NO_x}^{at} = 1 \cdot 10^{-3} \cdot X_{AT} \cdot \frac{2 \cdot s \cdot e_{NO_x}^t}{b_{transport}} \quad [\text{kg } NO_x/\text{kg TS}]$$

$E_{NO_x}^s$ och $E_{NO_x}^{at}$ är emissionen uttryckt per ton uttaget torrt bränsle för spridning resp. transport av aska
 $e_{NO_x}^u$ och $e_{NO_x}^t$ är emissionen uttryckt som kg per arbetad timme resp. transporterad km
 p_s är skogsmaskinens prestanda [ton aska/G15h]
 $b_{transport}$ är den transporterade mängden bränsle [ton TS]
 s är transportavståndet [km]
 X_{AT} är bränslets askhalt inklusive sand och oförbränt [kg aska/kg TS].

På samma sätt som för bränsleuttaget kan emissionerna anges per uttagen energimängd för fuktigt bränsle, samt omräknas till mängd kväve. Genom att multiplicera emissionerna med det fuktiga bränslets värmevärde och kompen-

sera för storleksordning mellan kg och mg, $10^6 \cdot \text{LHV}_{\text{FT}}$, erhålles emissionen uttryckt som mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$.

EXEMPEL 3. Emissioner från transport av aska.

Transporterna av askan från förbränning av det bränsle som avsågs i exempel 1 och 2, ger upphov till emissioner som motsvarar 4,6 % av emissionerna från bränsletransporten, eller:

6,7 mg $\text{NO}_x/\text{kg TS}$,

2,0 mg N/kg TS,

0,37 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$,

0,11 mg N/ MJ_{br} ,

$4,4 \cdot 10^{-4}$ kg N/ MWh_{br} ,

0,12 kg N/ha, relaterat till skogsarealen där uttaget av bränsle gjorts

Detta baseras på bränslets askhalt som är 3,65 vikt%, vilket erhålles ur tabell B5:1, bilaga 5.

EXEMPEL 4. Emissioner från spridning av aska.

Efter transport till skogen sprids askan med en skotare. Skotaren antas sprida 8 ton aska/G15h och släpper ut 2,7 kg $\text{NO}_x/\text{G15h}$. Med en askhalt enligt exempel 3 blir NO_x -emissionen relaterat till det ursprungliga bränslet:

15 mg $\text{NO}_x/\text{kg TS}$,

4,6 mg N/kg TS,

0,89 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{\text{br}}$,

0,27 mg N/ MJ_{br} ,

$9,7 \cdot 10^{-4}$ kg N/ MWh_{br} ,

0,27 kg N/ha, relaterat till skogsarealen där uttaget av bränsle gjorts

Total kvävetillförsel från hjälpsystem

Ovanstående beräkningar genomförs för varje led i uttaget av bränsle från skogen och återföringen av aska. Summan av resultaten för varje led beräknas med ekvation (5) och kan sedan jämföras med emissionerna från förbränningen.

$$(5) \quad X_{\text{N,hjälps}} = 0,304 \cdot (E_{\text{NO}_x}^u + E_{\text{NO}_x}^{\text{bt}} + E_{\text{NO}_x}^{\text{at}} + E_{\text{NO}_x}^{\text{s}}) \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

där $E_{\text{NO}_x}^u$, $E_{\text{NO}_x}^{\text{bt}}$, $E_{\text{NO}_x}^{\text{at}}$ och $E_{\text{NO}_x}^{\text{s}}$ är emissioner vid de olika delarna i hjälpsystemet uttryckta per kg uttaget bränsle [kg $\text{NO}_x/\text{kg TS}$].

Hur mycket dessa emissioner bidrar till totala kvävebelastningen i den skog där bränslet är taget är lika svårt att avgöra som för emissionerna från förbränningen. Dessa kväveutsläpp sker uteslutande som NO_x , som kan transporteras långt innan det deponeras (kapitel 6.3). Dock skall man även i detta fall se emissionerna som ett tillskott till den totala kväveomsättningen i regio-

nen. NO_x från hjälpsystem deponeras i större utsträckning inom närområdet, jämfört med NO_x från förbränning (Setzman et al., 1993), vilket beror på att utsläppet sker på marknivå i skogen.

EXEMPEL 5. Summeras emissionerna från transporter, bränsleuttag och askspridning erhålles det totala kvävetillskottet från hjälpsystemen. Med värden framräknade i exempel 1 till 4 blir den totala emissionen:

0,000240 kg N/kg TS, ($X_{N,hjäl}$)

44,4 mg $\text{NO}_x/\text{MJ}_{br}$,

0,0486 kg N/ MWh_{br} ,

13,5 kg N/ha

BILAGA 8.

BERÄKNING AV KVÄVEBORTFÖRSEL FRÅN SKOGSEKOSYSTEMET

De förluster av kväve som sker ur kretsloppet vid skogsbränsleanvändning är främst oxidation av bränslekväve till kvävgas i samband med förbränningen. Därutöver tillkommer nitratutlakning och immobilisering av kväve i marken (jfr. bilaga 3).

Bränslekväve blir kvävgas

Bränslekväve omvandlas huvudsakligen till kvävgas vid förbränningen. Om man jämför emissionerna av oönskade kväveföreningar med kvävemängden som tillförts med bränslet, kan man uppskatta den mängd kväve som förts ur kretsloppet. I detta sammanhang saknar det betydelse om de kväveföreningar som emitteras härstammar från kväve i bränslet, från luftkväve som oxideras vid förbränningen eller från ammoniak som tillsatts vid kväveoxidrening. Ur systemperspektiv är det endast av intresse hur mycket kväve man hämtar från skogen och hur mycket biologiskt tillgängligt kväve som släpps ut.

Andelen bränslekväve som omvandlas till N₂ kan beräknas med ekvation (1).

$$(1) \quad N_{\text{destr}} = 1 - \frac{X_{\text{N,emitt.förbr.}}}{X_{\text{N}}} \quad [\text{kg/kg}]$$

$X_{\text{N,emitt.förbr.}}$ är de totala emissionerna av kväveföreningar med rökgasen, utom kvävgas, omräknat till kg N/kg torrt bränsle.

X_{N} är bränslets kväveinnehåll [kg N/kg torrt bränsle].

$X_{\text{N,emitt.förbr.}}$ beräknas enligt ekvation (2) och bränslets kvävehalt erhålles från bilaga 2.

$$(2) \quad X_{\text{N,emitt.förbr.}} = X_{\text{N,emitt.förbr.,NOx}} + X_{\text{N,emitt.förbr.,NH3}} + X_{\text{N,emitt.förbr.,N2O}}$$

där de enskilda termerna beräknas ur uppmätta emissioner med hjälp av ekvation (7a) eller (7b) i bilaga 5. (Se även exempel 1 och 2 i samma bilaga)

Omvandlingen av bränslekväve till kvävgas vid förbränningen är den största orsaken till kvävebortförel från systemet, vilket också kan uttryckas som en bruttoförlust av kväve från systemet; med andra ord en kvävesänka. Bruttoförlusten, uttryckt i absoluta tal, erhålls om man multiplicerar mängden kväve i bränslet med den ovan angivna kvävedestruktionen, alt. subtraherar mängden oönskade kväveföreningar i rökgasen från kvävemängden i bränslet.

$$(5a) \quad N_{\text{bort,brutto}} = N_{\text{destr}} \cdot X_{\text{N}} \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

$$(5b) \quad N_{\text{bort,brutto}} = X_N - X_{N,\text{emitt.förbr.}} \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

För att räkna fram bortförelsen av kväve per energienhet multipliceras med värmevärdet per kg TS.

EXEMPEL 1. Beräkning av relativ bruttobortförel av kväve.

I ett värmeverk använder man skogsflis med en kvävehalt av 0,0071 kg N/kg TS och en fukthalt av 45 % som bränsle. Anläggningen har SNCR för att reducera NO_x-emissionerna. Dessa är 60 mg/MJ_{br.} Man släpper därutöver ut 2,66 mg NH₃/MJ_{br.} (jfr. exempel 1, bilaga 5). Omräknat till emission av kväve per kg torrsubstans innebär detta (jfr exempel 2, bilaga 5):

$$\begin{aligned} X_{N,\text{emitt.förbr.},\text{NO}_x} &= 0,000316 \text{ kgN/kg TS} \\ X_{N,\text{emitt.förbr.},\text{NH}_3} &= 0,0000380 \text{ kgN/kg TS} \\ \text{och totalt } X_{N,\text{emitt.förbr.}} &= 0,000354 \text{ kgN/kg TS} \end{aligned}$$

Vid en annan anläggning av motsvarande storlek eldas ett bränsle av samma kvalitet, men utan SNCR. Vid denna anläggning är emissionerna av NO_x 80 mg/MJ_{br.} Man släpper inte ut någon ammoniak. Omräknat till emission av kväve per kg torrsubstans innebär detta (jfr exempel 2, bilaga 5):

$$X_{N,\text{emitt.förbr.}} = 0,000422 \text{ kgN/kg TS}$$

Med ovanstående uppgifter kommer bruttoförlusterna av kväve genom omvandling till kvävgas uppgå till 94 % för fallet utan SNCR och 95 % för fallet med SNCR.

Nettobortförel av kväve från skogsekosystemet

För att göra bilden av kvävebortförelsen fullständig, skall förutom emissioner från förbränningen även emissioner från hjälpsystemen tas med. För att erhålla värdet på skogsekosystemets nettoförluster av kväve vid skogsbränsleanvändning, d.v.s. hur mycket kväve som långsiktigt förts bort från skogen, skall man jämföra det med bränslet uttagna kvävet med de totala emissionerna från förbränning och hjälpsystem. Nettoförlusterna beräknas således:

$$(6) \quad N_{\text{bort,netto}} = X_N - (X_{N,\text{emitt.förbr.}} + X_{N,\text{hjälp}}) \quad [\text{kg N/kg TS}]$$

där X_N är bränslets kväveinnehåll [kg N/kg TS].

$X_{N,\text{emitt.förbr.}}$ är totalt emitterat, oönskat kväve från förbränningen [kg N/kg TS].

$X_{N,\text{hjälp}}$ är totalt emitterat kväve från hjälpsystem [kg N/kg TS].

EXEMPEL 2. Beräkning av relativ nettobortförel av kväve.

För att beräkna totala emissioner från bibränslesystemet inklusive transporter och skogsmaskiner adderas hjälpsystemens emissioner från exempel 5 i bilaga 7 till exempel 1 ovan.

I fallet med SNCR ger detta en summa på:
 $0,000354 + 0,000240 = 0,000594 \text{ kg N/kg TS}$

I fallet utan SNCR ger detta en summa på:
 $0,000422 + 0,000240 = 0,000662 \text{ kg N/kg TS}$

Med dessa uppgifter kommer nettobortföreln av kväve att motsvara 92 resp. 91 % av kvävemängden i bränslet, för fallen med resp. utan kväveoxidrening genom SNCR.

BILAGA 9.

SAMMANSTÄLLNING AV FORMLER OCH DATA FÖR BESKRIVNING AV KVÄVETS KRETSLOPP VID SKOGSBRÄNSLEANVÄNDNING

De kväveflöden som i de övriga bilagorna beskrivits för de olika delsystemen kan jämföras med varandra endast om man relaterar dem till samma räknabas. Beroende på situationen är olika räknebaser lämpliga. I denna bilaga presenteras data och formler i fyra olika enheter. Detta för att möjliggöra framräkning av kväveflöden, -mängder eller -halter i den enhet som är lämpligast i det aktuella fallet.

De enheter som har valts är:

- | | |
|--|--|
| • kg kväve per kilo torrt bränsle | [kg N/kg TS] |
| • kg kväve per hektar och år | [kgN/ha·år] |
| • kg kväve per MWh bränsle | [kgN/MWh _{br}] |
| • mg NO _x per MJ tillfört bränsle | [mgNO _x /MJ _{br}] |

Observera att mängden kväve anges som rent kväve utom i det sista fallet där den anges som mängd NO₂. Alla energiångivelser avser det lägre värmevärdet och fuktigt bränsle.

Denna bilaga sammanfattar de olika beräkningarna. Då omräkningar mellan dessa enheter behöver göras kan tabell B9:1 eller B9:2 utnyttjas.

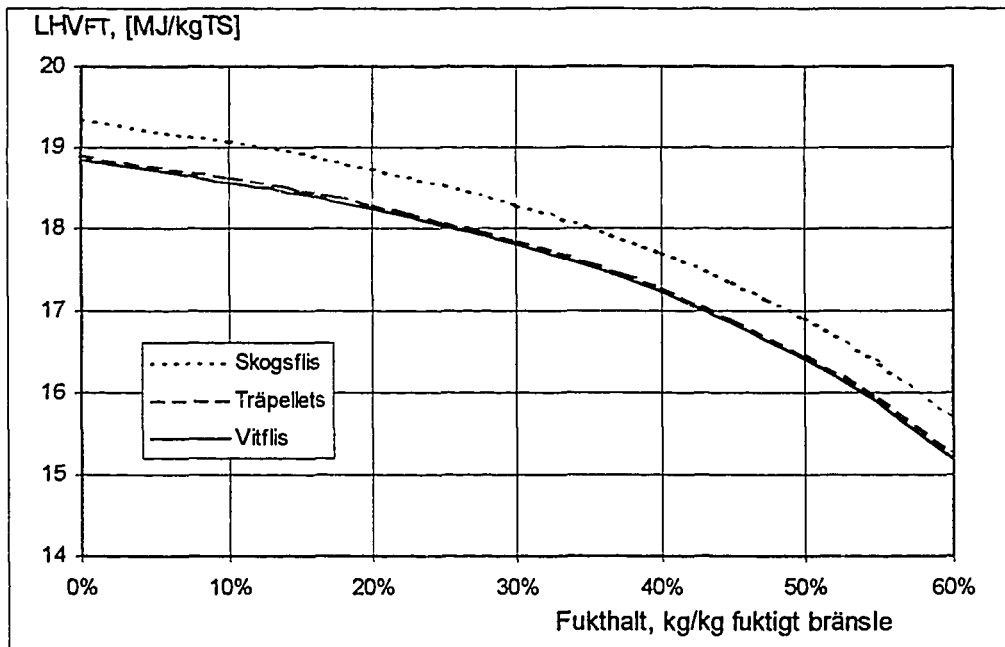
Tabell B9:1. För att omvandla enheterna i kolumnen till vänster till enheterna i tabellens översta rad multiplicerar man med konstanterna i tabellen.

Från:	Till:			
	[kg N/kg TS]	[kgN/ha·år]	[kgN/MWh _{br}]	[mgNO _x /MJ _{br}]
[kg N/kg TS]		b_{tot}/t	$3600/LHV_{FT}$	$3,28 \cdot 10^6/LHV_{FT}$
[kgN/ha·år]	t/b_{tot}		$\frac{3600 \cdot t}{LHV_{FT} \cdot b_{tot}}$	$\frac{t \cdot 3,28 \cdot 10^6}{LHV_{FT} \cdot b_{tot}}$
[kgN/MWh _{br}]	$LHV_{FT}/3600$	$\frac{LHV_{FT} \cdot b_{tot}}{3600 \cdot t}$		912
[mgNO _x /MJ _{br}]	$0,304 \cdot 10^{-6} \cdot LHV_{FT}$	$0,304 \cdot 10^{-6} \cdot LHV_{FT} \cdot b_{tot}/t$	0,00110	

t Omloppstiden för skogen. Typiskt ca 80 år i södra Sverige
 b_{tot} Totalt uttag av bränsle under ett skogsomlopp. Ca 20 000 kg/ha vid gallring och ca 40-60 000 kg/ha vid slutavverkning i södra Sverige. Bränsle tas ut vid ett av eller båda dessa tillfällen. Vid beräkningarna nedan har antagits ett totalt uttag av 58 000 kgTS/ha.
 LHV_{FT} Lägre värmevärdet för fuktigt bränsle. Typiskt ca 17 MJ/kgTS vid 45% fukthalt (se figur B9:3)

Tabell B9:2. För att omvandla enheterna i kolumnen till vänster till enheterna i tabellens översta rad multiplicerar man med konstanterna i tabellen. Typiska värden för ingående storheter ur tabell B9:1 ovan har använts.

Från:	Till:			
	[kg N/kg TS]	[kgN/ha·år]	[kgN/MWh _{br}]	[mgNO _x /MJ _{br}]
[kg N/kg TS]		725	212	$0,193 \cdot 10^6$
[kgN/ha·år]	0,00138		0,292	266
[kgN/MWh _{br}]	0,00472	3,42		912
[mgNO _x /MJ _{br}]	$5,18 \cdot 10^{-6}$	0,00375	0,00110	



Figur B9:3 Det lägre (effektiva) värmevärdet för några biobränslen som funktion av fukthalten. Typiska värden anges; verkliga värden kan avvika något. Ekvation (3) i bilaga 2 har använts för att beräkna inverkan av fukthalten.

Uttag av kväve med bränsle ²⁰

Halten kväve i bränslet erhålles lättast genom en bränsleanalys. Typiska värden på bränslets kvävehalt, X_N , ligger mellan 0,001-0,009 kg N/kg TS, beroende på typ av bränsle (jfr. bilaga 2). Skogsrester har typiskt en halt på ca 0,007 kg N/kg TS. Ren ved, som t ex spån, har typiskt en halt på ca 0,001 kg N/kg TS.

Nedan har ett antal kvävehalter i bränslet räknats om till andra enheter med hjälp av tabell B9:2. Observera att de värden som erhållits vid omräkning till $[\text{mgNO}_x/\text{MJ}_{br}]$ inte avser en verklig emission utan endast den fiktiva mängd som skulle bildas om allt bränslekväve omvandlades till NO_x .

0,001	0,003	0,005	0,007	0,009	[kg N/kg TS]
0,725	2,18	3,62	5,08	6,52	[kgN/ha·år]
0,212	0,635	1,06	1,48	1,91	[kgN/MWh _{br}]
193	580	966	1350	1740	[mgNO _x /MJ _{br}]

²⁰ För utförligare beräkningar hänvisas till bilaga 2.

Emissioner vid förbränning ²¹

Halten av en komponent i rökgasen från en förbränningsanläggning mäts normalt som volymandel av rökgasen, ppm(v), men redovisas som mängd per tillförd energienhet, mg/MJ. För omräkningar mellan dessa enheter hänvisas till bilaga 5. Enklast används tabell B5:4 och ekvationerna (4) och (6) på sidan 4-5 i bilaga 5.

Typiska emissionsdata för en bibränsleddad anläggning i storleksordningen 10-100 MW kan sägas vara:

<u>Utan SNCR</u>	<u>Med SNCR</u>	
80	60	mg NO _x /MJ _{br}
0	2,7	mg NH ₃ /MJ _{br}
80	67 ²²	mg NO _x /MJ _{br} totalt.

Emissionen av lustgas, N₂O, är normalt försumbar vid bibränsleledning. Ovan har emissionen av ammoniak, NH₃, räknats om till en motsvarande emission av NO_x med samma kväveinnehåll vid summeringen. Detta har gjorts genom att multiplicera med en omvandlingsfaktor på 2,70 hämtad ur tabell B10. Motsvarande omvandlingsfaktor från lustgas till NO_x är 2,09.

Nedan redovisas en omräkning av några emissionsnivåer från mgNO_x/MJ till några andra räknebaser. Tabell B9:2 har använts för omräkningen.

0,000259	0,000347	0,000414	0,000518	[kg N/kg TS]
0,188	0,251	0,300	0,375	[kgN/ha·år]
0,0548	0,0734	0,0877	0,110	[kgN/MWh _{br}]
50	67	80	100	[mgNO _x /MJ _{br}]

Emissioner från hjälpsystem ²³

Kvävekretsloppet tillförs NO_x-kväve från bränsle- och askhanteringen. Med uppgifter om emissioner från skogsmaskiner och transportfordon, prestation och lastförmåga hos fordon, transportavstånd samt bränslets torr-rådensitet och askhalt, kan man beräkna hur stora emissionerna från hjälpsystemen är relaterat till mängden uttaget bränsle. Detta görs för de olika leden enligt ekvationerna (1) till (3).

²¹ För utförligare beräkningar hänvisas till bilaga 5.

²² NH₃ har räknats om till en motsvarande mängd NO_x med samma kväveinnehåll.

²³ För utförligare beräkningar hänvisas till bilaga 7.

- (1) Uttag: $0,304 \cdot \frac{e_{\text{NO}_x}^u}{R_t \cdot p_u}$ [kg N/kg TS]
- (2) Transport: $0,304 \cdot 10^{-3} \cdot (1 + X_{\text{AT}}) \cdot \frac{2 \cdot s \cdot e_{\text{NO}_x}^t}{b_{\text{transport}}}$ [kg N/kg TS]
- (3) Askspridning: $0,304 \cdot 10^{-3} \cdot \frac{X_{\text{AT}} \cdot e_{\text{NO}_x}^u}{p_s}$ [kg N/kg TS]

där:

$e_{\text{NO}_x}^u$ är kväveoxidemissionerna från arbetsfordon, typiskt 2,7 kg $\text{NO}_x/\text{G15h}$.

R_t är bränslet torr-rådensitet, typiskt 403 kg TS/ m^3f .

p_u är skogsmaskinens prestanda, typiskt 11 $\text{m}^3\text{f}/\text{G15h}$.

X_{AT} är mängden aska som återstår efter förbränningen inklusive oförbränt, typiskt 0,046 kg aska/kg TS.

s är medeltransportavståndet, 70km antages.

$e_{\text{NO}_x}^t$ är kväveoxidemissionerna från transportfordon, typiskt 0,016 kg NO_x/km .

$b_{\text{transport}}$ är transportfordonets lastkapacitet, typiskt 16 ton TS.

p_s är askspridarens prestanda, typiskt 8 ton aska/G15h.

Med ovanstående formler och typiska värden erhålles nedanstående tabell.

Uttag	Transport (bränsle+ aska)	Askspridning	Totalt	
0,000185	0,0000445	0,00000472	0,000234	[kg N/kg TS]
0,134	0,0323	0,00342	0,170	[kgN/ha·år]
0,0392	0,00942	0,00100	0,0496	[kgN/MWh _{br}]
35,7	8,60	0,912	45,3	[mgNO _x /MJ _{br}]

Nettobortförsel av kväve genom skogsbränsleanvändning ²⁴

För att beräkna skogsekosystemets nettoförluster av kväve vid skogsbränsleanvändning skall man jämföra det med bränslet uttagna kvävet med de totala emissionerna från förbränning och hjälpsystem.

Med olika kombinationer av emissioner vid förbränningen och kvävehalt i bränslet erhålles olika avlastningsgrader. I tabellerna nedan redovisas dessa med olika enheter.

²⁴ För utförligare beräkningar hänvisas till bilaga 8.

Tabell B9:4 Netto kväveavlastning vid olika kombinationer av bränslevävehalt och total emission vid förbränningen, [kg N/ha-år].²⁵

Bränsleväve [kg N/kg]	Total emission av NO _x , NH ₃ och N ₂ O vid förbränning räknat som mg NO ₂ /MJ _{br}			
	50	67	80	100
0,001	0,37	0,30	0,25	0,18
0,003	1,82	1,75	1,70	1,63
0,005	3,27	3,20	3,15	3,08
0,007	4,72	4,65	4,60	4,53
0,009	6,17	6,10	6,05	5,98

Tabell B9:5 Netto kväveavlastning vid olika kombinationer av bränslevävehalt och total emission vid förbränningen, [kg N/MWh_{br}].²⁶

Bränsleväve [kg N/kg]	Total emission av NO _x , NH ₃ och N ₂ O vid förbränning räknat som mg NO ₂ /MJ _{br}			
	50	67	80	100
0,001	0,11	0,09	0,07	0,05
0,003	0,53	0,51	0,50	0,48
0,005	0,95	0,94	0,92	0,90
0,007	1,38	1,36	1,35	1,32
0,009	1,80	1,78	1,77	1,75

²⁵ Med antaganden som görs under tabell B9:1 respektive under ekvation (1)-(3)

²⁶ Med antaganden som görs under tabell B9:1 respektive under ekvation (1)-(3)

Tabell B9:6 Netto kväveavlastning vid olika kombinationer av bränslekvävehalt och total emission vid förbränningen, andel av brutto kväveuttag vid bränsleskörd.²⁷

Bränslekväve [kg N/kg]	Total emission av NO _x , NH ₃ och N ₂ O vid förbränning räknat som mg NO ₂ /MJ _{br}			
	50	67	80	100
0,001	51%	42%	35%	25%
0,003	84%	81%	78%	75%
0,005	90%	88%	87%	85%
0,007	93%	92%	91%	89%
0,009	95%	94%	93%	92%

²⁷ Med antaganden som görs under tabell B9:1 respektive under ekvation (1)-(3)

BILAGA 10.**OMRÄKNINGSFAKTORER FÖR KVÄVEINNEHÅLL I KVÄVEFÖRENINGAR**

Tabell B10. För att räkna ut hur många kg av förening b som motsvarar kväveinnehållet i förening a, skall a multipliceras med nedanstående omräkningsfaktor. T.ex. motsvaras 5 kg NO_x av 5·0,304=1,52 kg N.

FÖRENING ↓a : →b	MOLVIKT [g/mol]	N	N ₂	NH ₃	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	NO	NO ₂ / NO _x	N ₂ O
N	14,007	-----	1,00	1,22	3,28	4,43	2,14	3,28	1,57
N ₂	28,014	1,00	-----	1,22	3,28	4,43	2,14	3,28	1,57
NH ₃	17,031	0,822	0,822	-----	2,70	3,64	1,76	2,70	1,29
NO ₂ ⁻	46,005	0,304	0,304	0,370	-----	1,35	0,652	1,00	0,478
NO ₃ ⁻	62,004	0,226	0,226	0,275	0,742	-----	0,484	0,742	0,355
NO	30,006	0,467	0,467	0,568	1,53	2,07	-----	1,53	0,733
NO ₂ /NO _x	46,005	0,304	0,304	0,370	1,00	1,35	0,652	-----	0,478
N ₂ O	44,013	0,636	0,636	0,774	2,09	2,82	1,36	2,09	-----

BILAGA 11.

BETECKNINGSLISTA

Tabell B11. Storheter, beteckningar och enheter som används i denna rapport..

BETECKNING	STORHET	ENHET
b_b	Uttagen grenmassa ("branches").	ton TS/ha
b_f	Uttagen barrmassa ("foliage").	ton TS/ha
b_s	Uttagen stammassa (inkl. bark).	ton TS/ha
b_{tot}	Totalt uttag av avverkningsrester.	kg TS/ha, år
$b_{transport}$	Transporterad mängd bränsle per fordon.	ton TS/vända
C_B	Kvävehalt i bränslets barrandel.	kg N/kg TS
C_L	Kvävehalt i bränslets lövandel.	kg N/kg TS
c_b	Kvävehalt i grenar ("branches").	kg N/ton TS
c_f	Kvävehalt i barr ("foliage").	kg N/ton TS
c_s	Kvävehalt i stam.	kg N/ton TS
c'_{barr}	Kvävehalt i barr.	kg N/kg TS
c'_{gren}	Kvävehalt i barr.	kg N/kg TS
c'_{topp}	Kvävehalt i topp.	kg N/kg TS
CL(N)	Kritisk belastningsgräns för kväve.	kg N/ha, år.
$\Delta CL(N)$	Höjning av kritisk belastningsgräns för kväve.	kg N/ha, år.

Tabell B11.	Fortsättning	
$E_{\text{hjälp}}$	Kväveemission från hjälpsystem.	mg N/MJ _{br}
\bar{E}_N^i	Kväveemission från hjälpsystemets del i .	kg N/ha, år
E_N^i	Kväveemission från hjälpsystemets del i .	kg N/MWh _{br}
E_N^{uttag}	Kväveemission vid bränsleuttag.	kg N/kg TS
$E_N^{\text{transport}}$	Kväveemission vid transporter.	mg N/MJ _{br}
$E_N^{\text{spridning}}$	Kväveemission vid askspridning.	mg N/MJ _{br}
$E_{\text{NO}_x}^{\text{at}}$	Kväveoxidemission vid asktransport.	kg NO _x /kg TS
$E_{\text{NO}_x}^{\text{s}}$	Kväveoxidemission vid askspridning.	kg NO _x /kg TS
$E_{\text{NO}_x}^{\text{bt}}$	Kväveoxidemission vid bränsletransport.	kg NO _x /kg TS
$E_{\text{NO}_x}^{\text{u}}$	Kväveoxidemission vid bränsleuttag.	kg NO _x /kg TS
$E_{\text{NO}_x\text{-N}}$	Kväveoxidemission vid förbränning.	mg N/MJ _{br}
$E_{\text{NH}_3\text{-N}}$	Ammoniakemission vid förbränning.	mg N/MJ _{br}
$E_{\text{N}_2\text{O-N}}$	Lustgasemission vid förbränning.	mg N/MJ _{br}
E_x	Emission av komponent x.	mg x/MJ _{br}
E'_x	Emission av komponent x.	kg x/MWh _{br}
\bar{E}_x	Emission av komponent x.	kg x/ha, år
$e_{\text{NO}_x}^{\text{l}}$	Kväveoxidemission vid bränsletransport.	kg NO _x /km
$e_{\text{NO}_x}^{\text{u}}$	Kväveoxidemission vid bränsleuttag/ askåterföring.	kg NO _x /G15h

Tabell B11.	Fortsättning	
F	Viktsandel fukt i bränsle, räknat per kg fuktigt bränsle.	kg/kg
G_0	Teoretisk rökgasmängd, fuktig gas.	kmol/kg torrt bränsle
G_{0t}	Teoretisk rökgasmängd, torr gas.	kmol/kg torrt bränsle
HHV	Kalorimetriskt värmevärde för torrt bränsle, räknat per kg torrsubstans.	MJ/kg TS
LHV_{TT}	Effektivt värmevärde för torrt bränsle, räknat per kg torrsubstans.	MJ/kg TS
LHV_{FT}	Effektivt värmevärde för fuktigt bränsle, räknat per kg torrsubstans.	MJ/kg TS
LHV_{FF}	Effektivt värmevärde för fuktigt bränsle, räknat per kg fuktigt bränsle.	MJ/kg
L_0	Teoretiskt luftbehov, fuktig gas.	kmol/ kg torrt bränsle
L_{0t}	Teoretiskt luftbehov, torr gas	kmol/kg torrt bränsle
M_x	Molvikt för komponent x.	kg/kmol
m_f	Bränslets råvikt.	kg
m_t	Bränslets torrsvikt.	kg TS
$N_{bort,brutto}$	Bruttobortförel av kväve från systemet.	kg N/kg TS
$N_{bort,netto}$	Nettobortförel av kväve från systemet.	kg N/kg TS
N_{destr}	Andelen av kvävet i uttaget bränsle som omvandlas till kvävgas vid förbränningen.	-
N_i	Varaktig kväveimmobilisering i mark.	kg N/ha, år
N_u	Kväveupptag i biomassa.	kg N/ha, år
N_{ut}	Kväveuttag från skogsmark.	kg N/ha

Tabell B11.	Fortsättning	
N'_{ut}	Kväveuttag från skogsmark.	kg N/MWh _{br}
\bar{N}_{ut}	Kväveuttag från skogsmark över hela omloppstiden.	kg N/ha, år
n_C	Mängd kol i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kmol/kg TS
n_O	Mängd syre i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kmol/kg TS
n_H	Mängd väte i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kmol/kg TS
n_{H_2O}	Mängd vatten i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kmol/kg TS
p_S	Skogsmaskiners prestation vid askspridning.	ton aska/G15h
p_U	Skogsmaskiners prestation vid bränsleuttag.	m ³ f/G15h
Q	Vattenavrinning från skogsmark.	m ³ /ha, år
q	Vattenavrinning från skogsmark.	dm ³ /km ² , s
R_t	Bränslets torr-rådensitet, räknat som torr vikt per rå fastvolym.	kg TS/m ³ f
s	Transportavstånd	km
t	Skogens omloppstid.	år
V_x	Halt av komponent x i rökgas.	ppm(v)
X_{AT}	Viktsandel aska efter förbränning av bränsle (inkl. oförbränt), räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS
X_B	Viktsandel barrträd i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS
X_C	Viktsandel kol i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS

Tabell B11.	Fortsättning	
X_H	Viktsandel väte i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS
X_L	Viktsandel lövträd i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS
X_N	Viktsandel kväve i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS
$X_{N,emitt.förbr.,X}$	Viktsandel kväve i bränsle, räknat per kg torrsubstans, som teoretiskt har emitterats som komponent X.	kg/kg TS
$X_{N,emitt.förbr.}$	Viktsandel kväve i bränsle, räknat per kg torrsubstans, som teoretiskt har emitterats som någon form av kväveförening (exklusive N_2).	kg/kg TS
X_O	Viktsandel syre i bränsle, räknat per kg torrsubstans.	kg/kg TS
x_{barr}	Andel barr i bränslet.	kg barr/kg TS
x_{gren}	Andel grenar i bränslet.	kg grenar/kg TS
x_{topp}	Andel toppar i bränslet.	kg toppar/kg TS
λ	Luftfaktor, d.v.s. förhållandet mellan verklig luftmängd och teoretiskt luftbehov	-
-	Total volym av ved, bark, grenar och barr/löv ovan mark.	m^3_{bio}
-	Volym av fastmassa, t.ex. grenar.	m^3_f
-	Gagnvirkesvolym på resp. under bark, d.v.s. volym av industrivirke.	m^3_{fpb} , m^3_{fub}
-	Volym stjälp mått av t.ex. flis.	m^3_s
-	Stammens volym, inkl. topp, ovan stubbskär.	m^3_{sk}

19 december 1995

Tidigare utgivna rapporter inom
Vattenfall - projekt Bioenergi

- Titel : **Trädbränsle och skogsekologi**
: **Projekt skogskraft rapport nr 1**
Förf. : Lundborg A
FUD-nr : U(B) 1990/38 Datum: 90-10-16 Sidantal: 33
- Titel : **Kolbalansberäkningar för bränsleuttag i skogsbruk**
: **Projekt skogskraft rapport nr 3**
Förf. : Ågren G
FUD-nr : U(B) 1990/39 Datum: 90-10-19 Sidantal: 14
- Titel : **Inventeringsstudie biobränslepotential i södra Sverige**
: **Projekt skogskraft rapport nr 2**
Förf. : Danielsson B-O, Eriksson H, Eriksson M m fl
FUD-nr : U(B) 1990/40 Datum: 90-10-18 Sidantal: 193
- Titel : **Förstudie av trädbränsleeldade demonstrationsanläggningar**
: **Projekt skogskraft rapport nr 4**
Förf. : Westermark M
FUD-nr : U(B) 1990/43 Datum: 90-10-19 Sidantal: 118
- Titel : **Tillvaratagande av skogsbränsle som träddeklar och slutavverkningsrester**
: **- system, maskiner, metoder och kostnader**
Förf. : Brunberg B
FUD-nr : U(B) 1991/17 Datum: 91-02-25 Sidantal: 56
- Titel : **Bränsle från skogen**
Förf. : Andersson B
FUD-nr : U(B) 1991/18 Datum: 91-02-25 Sidantal: 41
- Titel : **Ny avverkningssteknik för lägre skogsbränslekostnader**
: **Projekt skogskraft nr 5**
Förf. : Jörgenson K G
FUD-nr : U(B) 1991/21 Datum: 91-03-06 Sidantal: 67

- Titel : **Trädbränsle till Nässjö KVV
(Kraftvärmeverk)**
Förf. : Johansson R, Lindblom A
FUD-nr : U(B) 1991/24 Datum: 91-03-26 Sidantal: 55
- Titel : **Biobränslen i det svenska energisystemet, en modellstudie**
Förf. : Boman U
FUD-nr : U(B) 1991/33 Datum: 91-05-22 Sidantal: 47
- Titel : **Odling av lövträd på åkermark för energiändamål**
Förf. : Johansson T
FUD-nr : U(B) 1991/36 Datum: 91-05-25 Sidantal: 30
- Titel : **Atmosfärisk förgasning - diesel**
Förf. : Ekström C
FUD-nr : U(B) 1991/37 Datum: 91-06-13 Sidantal: 23
- Titel : **Bränslekaraktärisering - Kväveföreningar
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Johansson J
FUD-nr : U(B) 1991/39 Datum: 91-06-04 Sidantal: 34
- Titel : **Alkali och klor i biomassa - ett problem vid elgenerering
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Gärdenäs S
FUD-nr : U(B) 1991/40 Datum: 91-06-04 Sidantal: 43
- Titel : **Halm som bränsle för framtida elproduktion - en samman-
fattning av dagsläget. Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Axenbom Å, Kristensen D, Praks O
FUD-nr : U(B) 1991/44 Datum: 91-08-01 Sidantal: 84
- Titel : **Kraftvärme från energiogrödor.
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf. : Sieurin J, Augustinsson H
FUD-nr : U(B) 1991/45 Datum: 91-05-30 Sidantal: 45
- Titel : **Vedaska i skogen.**
Förf. : Eriksson J, Börjesson
FUD-nr : U(B) 1991/46 Datum: 91-08-29 Sidantal: 77

Titel	: Trädbränsle från sågverk. Projekt Skogskraft rapport nr 6.		
Förf.	: Thörnqvist T, Kyrkjeeide A		
FUD-nr	: U(B) 1991/52	Datum: 91-08-23	Sidantal: 18
Titel	: Transportsystem för biobränslen. Samarbete med LRF/SLR.		
Förf.	: Staland P, Westerberg D		
FUD-nr	: U(B) 1991/53	Datum: 91-09-04	Sidantal: 85
Titel	: Fjärrvärme i Fellingsbro. Samarbete med LRF/SLR.		
Förf	: Alsén L, Swahn H		
FUD-nr	: U(B) 1991/54	Datum: 91-06-07	Sidantal: 33
Titel	: Ekonomi och projektredovisning Projekt Skogskraft rapport nr 7.		
Förf	: Olsson A		
FUD-nr	: U(B) 1991/55	Datum: 91-09-12	Sidantal: 67
Titel	: Biobränsleaskans sintringsegenskaper, bedömning med hjälp av tillståndsdigram.		
Förf	: Ryding B		
FUD-nr	: U(B) 1991/57	Datum: 91-08-14	Sidantal: 47
Titel	: Produktion och förädling av bränslen vid skogs- industrin - möjligheter och förutsättningar.		
Förf	: Magnusson L		
FUD-nr	: U(B) 1991/58	Datum: 91-08-23	Sidantal: 50
Titel	: Biogas för värme, el-, och drivmedelsproduktion.		
Förf	: Ström E, Ekeborg T		
FUD-nr	: U(B) 1991/59	Datum: 91-09-23	Sidantal: 110
Titel	: Vegaprojektet		
Förf	: Aronsson I		
FUD-nr	: U(B) 1991/62	Datum: 91-10-25	Sidantal: 27
Titel	: Resultatrapport december 1991		
Förf	: UB		
FUD-nr	: U(B) 1991/64	Datum: 91-12-31	Sidantal: 50

- Titel : **Biobränslebaserad metanol och etanol som bränsle.**
Förf : Ekström C, Ström E, Bengtsson A, Brandberg Å
FUD-nr : U(B) 1991/66 Datum: 91-11-25 Sidantal: 59
- Titel : **Teknik för gröndelsavskiljning samt näringsinnehållet i gröndelarna.
Projekt skogskraft rapport nr 8**
Förf : Hedman G, Westerberg I, Lindquist H
FUD-nr : U(B) 1991/69 Datum: 91-12-15 Sidantal: 30
- Titel : **Närvärme från energiskog - En affärsidé för lantbruksföretaget.
Samarbete med LRF/SLR.**
Förf : Rosenkvist H, Uhlin H E
FUD-nr : U(B) 1992/2 Datum: 92-01-07 Sidantal: 116
- Titel : **Gränsdiameterens inverkan på skogsbränsletillgången.
Projekt Skogskraft rapport nr 9.**
Förf : Danielsson B-O
FUD-nr : U (B) 1992/5 Datum: 92-02-26 Sidantal: 19
- Titel : **Avverkning i lövbestånd anlagda på jordbruksmark.**
Förf : Björheden R
FUD-nr : U(B) 1992/6 Datum: 92-02-22 Sidantal: 30
- Titel : **Plantöverlevnad och tillväxt efter helträdsutnyttjande
- sammanställning av fältförsök.**
Förf : Sinclair E, Leijon B, Albrektson A
FUD-nr : U(B) 1992/7 Datum: 92-02-28 Sidantal: 113
- Titel : **Råvarubalans och logistik för kraftvärmeverk i Skövde.**
Förf : Eriksson Ola
FUD-nr : U(B) 1992/11 Datum: 92-05-04 Sidantal: 56
- Titel : **Slam och aska i energiodlingar.**
Förf : Diedrich Helena
Samarbete med LRF/SLR
FUD-nr : U(B) 1992/12 Datum: 92-04-08 Sidantal: 77

- Titel : **Beräkningar av näringsbalanser och kväveförluster vid helträdsutnyttjande.**
 Förf : Wikström Fredrik
 FUD-nr : U(B) 1992/16 Datum: 92-05-18 Sidantal: 19
- Titel : **Granulerade vedaskors upplösning i skogsmark.**
 Förf : Börjesson Pål
 FUD-nr : U(B) 1992/17 Datum: 92-06-26 Sidantal: 30
- Titel : **Biobränselens roll i Skaraborgs energisystem.**
 Förf : Boman Ulf, Rosell Maria
 FUD-nr : U(B) 1992/18 Datum: 92-04-30 Sidantal: 53
- Titel : **Förbränningsanläggningar för trädbränsle - en databas.**
 Förf : Gustafsson Bernt
 FUD-nr : U(B) 1992/19 Datum: 92-06-17 Sidantal: 34
- Titel : **Odling av lövträd på åkermark för energiändamål - del 2. Torrsubstansproduktion hos 10-120 mm grova träd av al, asp och björk.**
 Förf : Johansson Tord
 FUD-nr : U(B) 1992/21 Datum: 1992-06-23 Sidantal: 25
- Titel : **Bioflex. Ett geografiskt informationssystem för analys av regional biobränslemarknader. Exempel Västerbotten.**
 Förf : Nordlander S, Staffansson H, Westholm E
 FUD-nr : U(B) 1992/22 Datum: 1992-06-09 Sidantal: 57
- Titel : **Från åkermark till elektricitet.**
 Förf : Sundell P, Ekeborg T
 FUD-nr : U(B) 1992/23 Datum: 1992-06-03 Sidantal: 126
- Titel : **Tekniker och metoder att i fält mäta fukthalt i bränsleflis. Projekt Skogskraft rapport nr 10**
 Förf : Andersson C, Yngvesson M
 FUD-nr : U(B) 1992/26 Datum: 1992-09-15 Sidantal: 28
- Titel : **INGA-projektet**
 Förf : Bergman J
 FUD-nr : U(B) 1992/27 Datum: 1992-09-16 Sidantal: 20

- Titel : **Skogsenergins konsekvenser för floran.**
 Förf : Kruuse A
 FUD-nr : U(B) 1992/29 Datum: 1992-09-24 Sidantal: 37
- Titel : **Biobränslebaserat metanol-/elkombinat - översiktlig studie**
 Förf : Ekström C, Kopp F
 FUD-nr : U(B) 1992/30 Datum: 1992-08-31 Sidantal: 29
- Titel : **Trädjordbruk
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf : Falk B
 FUD-nr : U(B) 1992/31 Datum: 1992-07-13 Sidantal: 41
- Titel : **Trädbränslen i Sverige 1800-1990 - användning och prisutveckling.**
 Förf : Schön L
 FUD-nr : U(B) 1992/32 Datum: 1992-09-30 Sidantal: 41
- Titel : **Miljöeffekter vid biobränsletorkning**
 Förf : Nyrén C
 FUD-nr : U(B) 1992/33 Datum: 1992-09-30 Sidantal: 81
- Titel : **Teknik för tillvaratagande av röjningsvirke
Projekt Skogskraft nr 11**
 Förf : Jonsson M, Kjellberg M, Lindholm D
 FUD-nr : U(B) 1992/34 Datum: 1992-09-30 Sidantal: 162
- Titel : **Bränsletorkning eller rökgaskondensering vid kraftvärmeproduktion?**
 Förf : Odeberg J
 FUD-nr : U(B) 1992/35 Datum: 1992-10-01 Sidantal: 79
- Titel : **ADA-projektet**
 Förf : Bergman J, Petsén O
 FUD-nr : U(B) 1992/42 Datum: 1992-10-07 Sidantal: 13
- Titel : **HYDRA-projektet**
 Förf : Bergman J
 FUD-nr : U(B) 1992/43 Datum: 1992-10-07 Sidantal: 18
- Titel : **Svavel- och koldioxidrening**
 Förf : Lindberg A
 FUD-nr : U(B) 1992 /44 Datum: 1992-11-23 Sidantal: 77

- Titel : **Komprimering av trädrester vid transport**
Projekt Skogskraft rapport nr 12
 Förf : Nordén B, Jonsson T
 FUD-nr : U(B) 1992/45 Datum: 1992-11-27 Sidantal:38
- Titel : **Långväga transport av biobränsle till VEGA**
 Förf : Brunberg B
 FUD-nr : U(B) 1992/46 Datum: 1992-12-01 Sidantal: 61
- Titel : **Förädlade biobränslen - En inventering av den svenska marknaden**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf : Sieurin J
 FUD-nr : U(B) 1992/47 Datum: 1992-11-06 Sidantal: 26
- Titel : **Karakterisering av vedaska**
 Förf : Eriksson J
 FUD-nr : U(B) 1992/48 Datum: 1992-12-21 Sidantal: 38
- Titel : **Prisbildning på biobränslen - förstudie**
 Förf : Hedman J
 FUD-nr : U(B) 1992/50 Datum: 1992-12-22 Sidantal: 35
- Titel : **Energigrödor för biogas**
 Förf : Thyselius L, Johansson W, Mattsson L, Wallgren B
 Samarbete med LRF/SLR
 FUD-nr : U(B) 1992/51 Datum: 1992-11-23 Sidantal:63
- Titel : **Bioenergins miljö- och hälsoeffekter.**
 Förf : Rosén-Lidholm S, Sundell P, Dahlberg H
 Welander L, Miljökon.sulterna
 FUD-nr : U(B) 1992/52 Datum: 1992-06-30 Sidantal: 141
- Titel : **Prisbildning på biobränslen i Västsverige**
 Förf : Åstrand Å
 FUD-nr : U(B) 1993/1 Datum: 1993-01-12 Sidantal: 18

- Titel : **Fallförna samt mängd organiskt material i skogsmark**
 Förf : Reurslag A, Berg B
 FUD-nr : U(B) 1993/2 Datum: 1993-01-20 Sidantal: 116
- Titel : **Biobränsleldad kraftvärme i ett stort fjärrvärmesystem - systemstudier med energisystemmodellen Martes**
 Förf : Ryding B
 FUD-nr : U(B) 1993/3 Datum: 1993-01-25 Sidantal: 41
- Titel : **Salixflis- eller oljeenergisystem - en samhällsekonomisk jämförelse.**
 Förf : Olandersson B
 FUD-nr : U(B) 1993/6 Datum: 1993-01-29 Sidantal: 70
- Titel : **Konkurrenssituationer för biobränsle i USA**
 Förf : Järmyr A-K
 FUD-nr : U(B) 1993/7 Datum: 1993-03-01 Sidantal: 34
- Titel : **Arbetsmiljön vid uttag, hantering och förbränning av biobränslen**
 Förf : Dahlberg H
 FUD-nr : U(B) 1993/8 Datum: 1993-03-11 Sidantal: 59
- Titel : **Poppelplantager som biomassaproducenter**
 Förf : Telenius B, Elowson S, Christersson L
 FUD-nr : U(B) 1993/9 Datum: 1993-03-12 Sidantal: 20
- Titel : **Skogsbränsle minskar kvävebelastningen**
 Förf : Lundborg A
 FUD-nr : U(B) 1993/10 Datum: 1993-03-12 Sidantal: 76
- Titel : **Modifierad totalstegskalkyl
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf : Rosenkvist H
 FUD-nr : U(B) 1993/11 Datum: 1993-03-12 Sidantal: 138
- Titel : **Beräknad betalformåga för förädlade fasta bränslen från jordbruket.
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf : Hadders G, Ekeborg T, Sieurin J
 FUD-nr : U(B) 1993/12 Datum: 1993-03-04 Sidantal: 77

- Titel : **Kadmium i biobränslesystemet**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf : Åbyhammar T, Fahlin M, Holmroos S
 FUD-nr : U(B) 1993/13 Datum: 1993-03-22 Sidantal: 106
- Titel : **Regional energisystemstudie i Mälardalen**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf : Rosell M
 FUD-nr : U(B) 1993/14 Datum: 1993-03-25 Sidantal: 90
- Titel : **Vågutrustning på flisare**
Projekt Skogskraft rapport nr 13
 Förf. : Nordén B
 FUD-nr : U(B) 1993/15 Datum: 1993-05-07 Sidantal: 31
- Titel : **Statliga styrmedel på marknader för biobränslen i ett historiskt perspektiv**
 Förf. : Schön L
 FUD-nr : U(B) 1993/16 Datum: 1993-05-13 Sidantal: 43
- Titel : **Skogsbränsleuttag vid gallring**
Projekt Skogskraft rapport nr 14
 Förf. : Brunberg B, Persson J
 FUD-nr : U(B) 1993/17 Datum: 1993-06-16 Sidantal: 75
- Titel : **Miljökonsekvensbeskrivning: "Från vaggan till graven - fallstudie VEGA"**
 Förf. : Setzman E, Brännström-Norberg B M, Rosén-Lidholm S
 FUD-nr : U(B) 1993/18 Datum: 1993-06-09 Sidantal: 120
- Titel: : **Import av biobränslen och torv.**
Projekt Skogskraft rapport nr 15
 Förf. : Albertsson N
 FUD-nr : U(B) 1993/19 Datum: 1993-06-30 Sidantal: 50
- Titel : **Resultatrapport 1992**
 Förf. : Projekt Bioenergi
 FUD-nr : U(B) 1993/20 Datum: 1993-06-30 Sidantal: 90
- Titel : **Terminallagring av bränsleflis**
Projekt Skogskraft rapport nr 16
 Förf. : Jiris R, Lehtikangas P, Oskarsson R
 FUD-nr : U(B) 1993/21 Datum: 1993-06-30 Sidantal: 45

- Titel : **Lagring av buntade hyggesrester av barrträd**
Projekt Skogskraft rapport nr 17
 Förf. : Lehtikangas P, Jirjis R
 FUD-nr : U(B) 1993/22 Datum: 1993-08-31 Sidantal: 23
- Titel : **Småträdsbränsle i sydsvensk slutavverkning**
Projekt Skogskraft rapport nr 18
 Förf. : Laestadius L
 FUD-nr : U(B) 1993/23 Datum: 1993-09-15 Sidantal: 65
- Titel : **Fukthaltsbestämning i avverkningsrester**
Projekt Skogskraft rapport nr 19
 Förf. : Yngvesson M
 FUD-nr : U(B) 1993/24 Datum: 1993-10-20 Sidantal: 53
- Titel : **Lagerstudier med Salixbränsle - Kraftvärmeverk som kund.**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf. : Gärdenäs S
 FUD-nr : U(B) 1993/25 Datum: 1993-10-26 Sidantal: 56
- Titel : **Tungmetallanalyser av mossor och bäckvattenväxter i norra Estland.**
 Förf. : Wikberger C, Palm H
 FUD-nr : U(B) 1993/26 Datum: 93-11-08 Sidantal: 37
- Titel : **Biobränslebaserade bränsleceller**
 Förf. : Ramsköld A
 FUD-nr : U(B) 1993/27 Datum: 93-07-05 Sidantal: 57
- Titel : **Mängd trädrester efter trädbränsleskörd**
Projekt Skogskraft rapport nr 20
 Förf. : Lars-Göran Eriksson
 FUD-nr : U(B) 1993/28 Datum: 94-08-22 Sidantal: 27
- Titel : **Regional försörjning av flis från åker och skog - En systemanalys**
 Förf. : Hans Erik Uhlin, Dan Westerberg, Bertil Johansson, Birgitta Olandersson
 FUD-nr : U(B) 1993-29 Datum: 94-03-08 Sidantal: 39
- Titel : **Metanol och etanol ur träråvara - Huvudrapport**
Samarbete med LRF/SLR
 Förf. : Nils Elam, Clas Ekström, Anders Östman, Erik Rensfelt
 FUD-nr : 1994/1 Datum: 94-06-02 Sidantal: 80

- Titel : **Metanol och etanol ur träråvara - Bilagor
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf. : Nils Elam, Clas Ekström, Anders Östman, Erik Rensfelt
 FUD-nr : 1994/2 Datum: 94-06-02 Sidantal: 128
- Titel : **Analys av miljökonsekvenser för ett kraftvärmeverk eldat med Salix
- Jämförelse med miljökonsekvenserna för kol och skogsbränsle
Samarbete med LRF/SLR**
 Förf. : Britt-Marie Brännström-Norberg, Susanne Rosén-Lidholm, Cecilia Tärnström
 FUD-nr : 1994/3 Datum: 94-06-06 Sidantal: 93
- Titel : **Biobränsle från skog till panna**
 Förf. : Sebastian Örjenfelt
 FUD-nr : 1994/4 Datum: 94-06-07 Sidantal: 48
- Titel : **Kadmium i Salix**
 Förf. : Gölin Östman
 FUD-nr : 1994/5 Datum: 94-06-16 Sidantal: 22
- Titel : **Skogsbränsle, aska och ekologi
Projekt Skogskraft nr 21**
 Förf. : Anna Lundborg
 FUD-nr : 1994/6 Datum: 94-06-20 Sidantal: 49
- Titel : **Externbuller vid biobränsleanvändning**
 Förf. : Jonce Kotaleski
 FUD-nr : 1994/7 Datum: 94-08-15 Sidantal: 96
- Titel : **Skogsbränsleanvändningens konsekvenser för ryggradslösa djur.
Projekt Skogskraft nr 22**
 Förf. : Jan Weslien
 FUD-nr : 1994/8 Datum: 94-10-06 Sidantal: 27
- Titel : **Uppskattning av biobränsletillgången inom upptagningsområden till kraft-
värmeverk. - En studie där Landsat TM-data kombineras med fältdata.**
 Förf. : Mats Nilsson, Anders Lundström
 FUD-nr : 1994/9 Datum: 94-10-06 Sidantal: 31

Titel : **Skogsbränsle och Svavel**
Förf. : Anna Lundborg
FUD-nr : 1994/10 Datum: 94-10-10 Sidantal: 52

Titel : **Skogsbränsle och kolbalanser**
Förf. : Anna Lundborg
FUD-nr : 1994/11 Datum: 94-10-11 Sidantal: 43

Titel : **VEGA Test & Verifikation - Trycksatt förgasning av biobränslen**
Förf. : Leif Liinanki
FUD-nr : 1994/12 Datum: 94-11-17 Sidantal: 44

Titel : **Logistik vid direktskörd av Salix
Samarbete med LRF/SLR**
Förf. : Birger Danfors, Berndt Nordén
FUD-nr : 1994/13 Datum: 94-12-27 Sidantal: 37

Titel : **Kadmium i Salixodlingar efter behandling med kommunala restprodukter
Samarbete med LRF/SLR**
Förf. : Kenth Hasselgren
FUD-nr : 1995/1 Datum: 95-07-14 Sidantal: 28

Titel : **Spridningstekniker för slam i Salixodlingar
Samarbete med LRF/SLR**
Förf. : Lars Sjösvärd
FUD-nr : 1995/2 Datum: 95-09-22 Sidantal: 20

