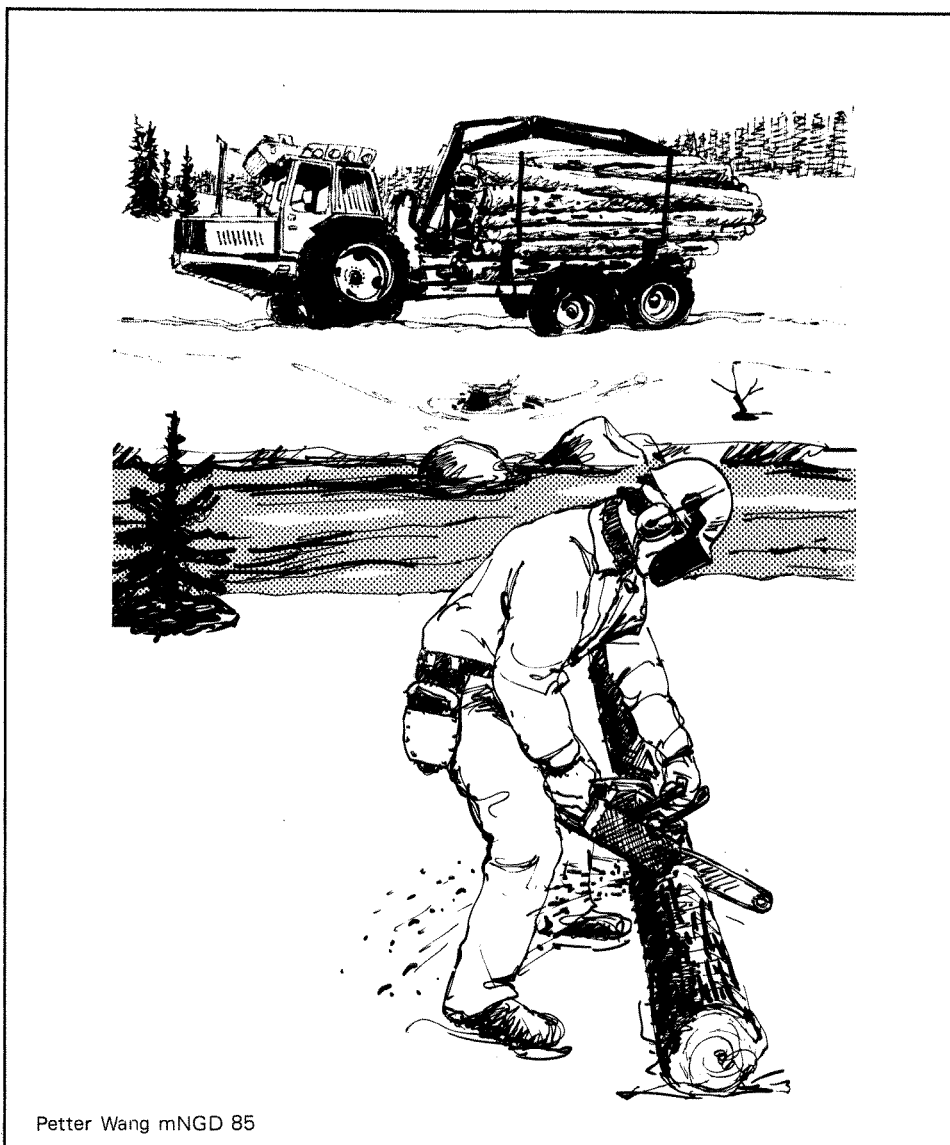


O-84117

02-1700

Skogbruk og vannforurensning

En problemanalyse



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA
Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Hovedkontor
Postadresse:
Postboks 333
0314 Oslo 3
Brekkeveien 19
Telefon (02)23 52 80

Sørlandsavdelingen
Postadresse:
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041)43 033

Østlandsavdelingen
Postadresse:
Rute 866, 2312 Ottestad
Postgiro: 4 07 73 68
Telefon (065)76 752

Rapportnummer: 0-84117
Undernummer:
Løpenummer: 1700
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Skogbruk og vannforurensning En problemanalyse	Dato: 29.1.1985
	Prosjektnummer: 0-84117
Forfatter (e): Dag Berge og Tor S. Traaen	Faggruppe: HYDRØKOLOGI
	Geografisk område: Norge
	Antall sider (inkl. bilag): 44

Oppdragsgiver: Miljøverndepartementet, Ressursavdelingen. Kontaktpersoner: W. Fonahn og J.M. Raaheim.	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
-------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----------------------------------

Ekstrakt:
Siktemålet med rapporten har vært å belyse eventuelle vannforurensningsproblemer knyttet til moderne skogsdrift. Følgende aktiviteter er vurdert: Flatehogst, grøfting, gjødsling, sprøyting, transport og lagring. Effekter på hydrologi, temperatur, vannkjemi, erosjon, giftighet og på akvatiske økosystemer generelt, er vurdert. Tatt i betraktning de store arealer som benyttes i skogbruket og omfanget av virksomheten, er forurensningen fra skogbruket beskjedent. Enkle forholdregler så som bufferzoner mot avvirking, vegbygging, gjødsling og sprøyting vil som regel kunne hindre konflikter med andre brukerinteresser.

4 emneord, norske:
1Skogbruk
2Vannforurensning
3Hydrologi
4Akvatisk økologi

4 emneord, engelske:
1. Forestry
2. Water pollution
3. Hydrology
4. Aquatic ecology

Prosjektleder:

Tor S. Traaen

Divisjonssjef:

Jon Knutsen

For administrasjonen:

Jon Knutsen

ISBN 82-577-0883-6

Jon Knutsen

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Oslo

SKOGBRUK OG VANNFORURENSNING

EN PROBLEMANALYSE

Saksbehandler: Tor Traaen

Medarbeider : Dag Berge

For administrasjonen: J. E. Sandal

Lars N. Overrein

FORORD

Denne utredningen om skogbruk og vannforurensning er utført etter oppdrag fra Ressursavdelingen i Miljøverndepartementet (brev av 7/9-84). Kontaktpersoner i MD har vært Wenche Fonahn og John M. Raaheim.

Prosjektet, som inngår i VRF-gruppens rammeavtale med MD, har vært utført som en litteraturstudie. Siktemålet med utredningen har vært å belyse eventuelle forurensningsproblemer knyttet til moderne skogsdrift. Utredningen omfatter ikke industrisiden (sagbruk, treforedling etc.). Rapporten er skrevet av Dag Berge og Tor S. Traaen ved Hydroøkologisk divisjon, NIVA.

Forfatterne ønsker å takke vitenskapelig personale ved Norsk Institutt for Skogforskning (NISK), Statens Plantevern og Landbrukdepartementets Giftnemnd for verdifulle konsultasjoner. Spesielt må nevnes Finn H. Brække, Gunnar Ogner, Gunnar Abrahamsen, Torgeir Løvseth og Bjørn Tveite (NISK), Kåre Lund-Høye (Statens Plantevern) og Per Oftedal (Landbruksdepartementets Giftnemnd). Dick Wright (NIVA) har også bidratt med verdifull informasjon.

Oslo, 15. januar 1985

Tor S. Traaen

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
1. KONKLUSJONER.	1
2. INNLEDNING.	4
2.1 Bakgrunn.	4
2.2 Arbeidet omfatter.	4
2.3 Nøkkeltall om skogbruk i Norge.	5
3. AVVIRKNING.	6
3.1 Hydrologi.	6
3.2 Vannkjemi.	8
3.2.1 Nitrogen og fosfor.	8
3.2.2 pH.	9
3.2.3 Mineralsalter.	10
3.2.4 Organisk stoff.	11
3.3 Fysiske faktorer.	12
3.3.1 Erosjon.	12
3.3.2 Temperatur og lys.	13
3.3.3 Skogsavfall.	14
4. GRØFTING.	16
4.1 Hydrologi.	16
4.2 Vannkjemi.	17
5. GJØDSLING.	18
5.1 Innledning.	18
5.2 Virkninger på vannkvalitet.	19
5.2.1 Generelt.	19

<u>Seksjon</u>	<u>Side</u>
5.2.2 Gjødsling på fastmark.	20
5.2.3 Gjødsling på tørrlagt myr.	23
6. PLANTEVERN MIDLER I SKOGBRUKET.	24
6.1 Innledning.	24
6.2 Litt om glyfosat og hvordan det virker.	25
6.3 Omfanget av sprøyting i norske skoger.	26
6.4 Glyfosat og vannforurensning.	28
7. FLØTNING OG LAGRING AV TØMMER.	31
7.1 Innledning.	31
7.2 Vannforurensning fra fløtning og tømmerlagring.	33
8. LITTERATUR.	36

"The logger who roads carefully and stays out of stream channels will stay out of most water problems."

Patric og Aubertin (1977)

1. KONKLUSJONER.

1. Snauhogst i et nedbørfelt medfører øket avrenning i størrelsesorden 100-300 mm pr.år.
2. Snauhogst medfører øket utvasking av mineralsalter, spesielt nitrat og kalium. Høyt nitratinnhold er registrert i grunnvannet flere år etter hogst.
3. Snauhogst langs bekker og mindre elver fører til øket innstråling, høyere sommertemperatur i vannet og større temperatursvingninger. Dette kan gi negative effekter for bunnfauna og laksefisk. Begroingen, spesielt trådformede grønnalger, kan øke.
4. Skogsbilveier, tømmerfleper og bruk av skogsmaskiner medfører øket erosjon. Der dette skjer nær bekker og elver kan transport av finkornet sediment redusere gyteområder for fisk og virke negativt for bunnfaunaen.
5. Ved avvirkning i nedbørfelt som har bekker og elver med gyte- og oppvekstområder for fisk, vil en 10-30m bred buffersone langs bekken i vesentlig grad bidra til å opprettholde livsmiljø og næringstilgang for bunndyr og fisk. En buffersone langs strandsonen i tjern og innsjøer vil også ha en gunstig virkning.
6. Gjødsling med nitrogengjødsel medfører utlekking av nitrat og ammonium i avrenningen. Kortvarige pH-senkinger grunnet ionebytte er observert. En mer langvarig forsurening grunnet øket nitrifisering kan forekomme. Gjødsling i kombinasjon med flatehogst og/eller herbicidbehandling øker nitratavrenningen ytterligere.

Grunnvannet kan få øket nitratinnhold i flere år. Det bør derfor vises aktsomhet ved gjødsling i nedbørfelt til drikkevannskilder. Man bør unngå gjødsling på vannflater.

7. Gjødsling med ammoniumnitrat i forsurede områder kan forsterke de negative effektene av forurenset nedbør ved ytterligere pH-senking og frigjøring av aluminium. Behovet for nitrogengjødsling i slike områder er trolig lite grunnet tilførsler med nedbøren. Hvis gjødsling allikvel er aktuelt i forsurede områder, bør bruk av ammoniumnitrat kombineres med kalking.
8. Gjødsling med fullgjødsel på tørrlagt myr fører til øket utvasking av nitrogen og fosfor. Ved vanlige driftsmessige doser er utvaskingen av fosfor relativt beskjedent, men kan gi merkbare konsentrasjonsøkninger i et par år etter gjødsling. Med de små arealene som grøftes og gjødsles vil dette neppe representere noen stor forurensningsfare.
9. Grøfting er rapportert å medføre såvel økede som reduserte flommer. Innholdet av organisk stoff i avrenningen kan øke. pH kan stige eller synke, avhengig av jordsmonn og grøftedybde. Forsurning grunnet sulfidoksydasjon kan opptre ved grøfting av gjengroingsmyrer. På tørrlagt og plantet myr vil avrenningen avta etter hvert som skogen vokser til.
10. Det mest anvendte sprøytemiddelet i skogbruket i dag er glyfosat, et systemisk middel som griper inn i syntesen av aromatiske aminosyrer i grønne planter. Glyfosat er svært lite giftig for dyr og heterotrofe mikroorganismer, og normal dosering synes ikke å medføre noen fare for annet enn planter. Stoffet nedbrytes dessuten raskt, og viser liten tendens til avrenning. Det hersker imidlertid en viss usikkerhet mht. til opptak i fisk, og man bør derfor unngå å oversprøyte fri vannoverflater. En usprøytet buffersone på 50m rundt drikkevannskilder, som helsemyndighetene foreskriver, bør opprettholdes.
11. Fløting og lagring av tømmer i vann synes ikke å medføre de store forurensningsproblemer slik dette gjøres i Norge i dag. Under flytende lagringsplasser vil imidlertid barkavfall kunne virke stressende på bunnfaunaen, samt at vannkvaliteten i det bunnære sjikt kan preges av utlekking av organiske syrer, med nedsatt pH og oksygeninnhold, samt øket farge på vannet. Vanning av tømmerlagre på land kan medføre avrenning av sure og oksygenkrevende stoffer, som kan være skadelige om de kommer ut i et lite vassdrag på

lavvannsføring. Lagringsplassens nærhet til drikkevannsinntak bør vurderes. Sunket og synkende tømmer kan skape problemer for fiske og båttrafikk.

12. Tatt i betrakning de store arealene som benyttes i skogbruket og omfanget av virksomheten, må man kunne si at forurensningen til vann fra skogbruket er beskjeden, og i de fleste tilfeller ubetydelig. Enkle forholdsregler vil som regel kunne hindre konflikter med andre brukerinteresser, så som drikkevannsforsyning, fiske og rekreasjon.

2. INNLEDNING.

2.1 Bakgrunn.

Skogbruk som kilde til vannforurensning har vært lite påaktet i Norge. Miljøverndepartementet har derfor kontraktet NIVA (i brev av 7. sept. 1984) for å lage en utredning omkring dette problemkomplekset basert på eksisterende kunnskap i inn- og utland, det hele sett i relasjon til aktivitetsomfanget i norsk skogbruk.

2.2 Arbeidet omfatter.

Arbeidet har hovedsaklig vært et litteraturstudium. Innledningsvis ble det tatt kontakt med sentrale institusjoner, og de siste års nasjonale og internasjonale litteraturlister/databaser innen feltet ble gjennomført. En stor mengde litteratur ble bestilt. Mye av denne litteratur har kommet svært sent, noe som har vært et problem for prosjektets fremdrift. En del har vi heller ikke fått. De fleste viktige arbeider skulle imidlertid være med slik at denne rapport burde være representativ med hensyn til hva man vet om vannforurensning fra skogbruk pr. januar 1985.

Ut fra den gjennomgåtte litteratur, samt omfanget av ulike aktiviteter i norsk skogbruk, synes det å være aktuelt å belyse forurensningsfare/effekter fra følgende aktiviteter:

- Flatehogst
- Grøfting
- Gjødsling
- Sprøyting
- Transport og lagring

Effektene fra disse aktivitetene konsentreres om hydrologi, temperatur, vannkjemi, erosjon, avfall, gifteffekter, samt mer generelle effekter på det akvatiske økosystem.

2.3 Nøkkeltall om skogbruk i Norge.

Produktivt skogareal i Norge utgjør ca. 22% av landarealet. Flere hundre km² blir årlig berørt av skogbrukets aktiviteter. Siden skogen er en viktig faktor i det hydrologiske kretsløpet og omsetningen av næringsstoffer kan de potensielle virkninger av skogbruket på vannmengde og vannkvalitet være betydelige.

Som grunnlag for vurdering av skogbrukets omfang er det nedenfor referert enkelte nøkkeltall fra NOS Skogstatistikk for 1982.

Produktivt skogareal	66598 km ²
Avvirkning til salg	8.7 mill.m ³
Sysselsatte i skogbruket	9000 personer
Skogbrukets totalinntekt	2.4 milliarder kr.
Grøftelengde	1523 km
Tørrlagt areal	24 km ²
Gjødslet areal	40 km ²
derav mineraljord	28 km ²
derav myr	12 km ²
Ugresskontroll	673 km ²
derav kjemisk	92 km ²
Plantet areal	302 km ²

3. AVVIRKNING.

Arlig avvirkning til salg og industriell produksjon ligger rundt 9 mill. m³. Det meste av avvirkningen skjer i form av flatehogster. Det føres ikke løpende statistikker over snauhogde arealer. Arlig slutthogstareal kan imidlertid anslås til 4-5 hundre km² (LØVSET, NISK, pers.med.).

3.1 Hydrologi.

Skogen innvirker på hydrologien først og fremst gjennom sin evotranspirasjon, d.v.s. summen av fordampning og transpirasjon. I tette skogområder i Øst-Norge kan evotranspirasjonen komme opp i 450-500mm pr. år (HAVERAAEN 1981). Den aktuelle evotranspirasjonen for et skogsområde vil blant annet være avhengig av skogbestandens tetthet og biomasse, samt tilgjengeligheten på vann. Etter hogst vil evotranspirasjonen avta. Dette medfører øket avrenning fra hogstfeltet. Størrelsen på endringen i målt avrenning vil være avhengig av hvor stor del av nedbørfeltet som avvirket. I tabell 1 er det vist eksempler på øket avrenning ved nær 100% snauhogst i nedbørfeltet.

Tabell 1. Endringer i årlig avrenning fra snauhogde nedbørfelt.
(Enkelte tall er beregnet for 100% snauhogst ut fra målinger etter delvis snauhogst).

Referanse	Sted	Årlig økning i avrenning, mm
LIKENS et al. 1970	Hubbard Brook, New Hampshire	330
AUBERTIN og PATRIC 1974	Fernow, W. Virginia	200
PATRIC 1980	Fernow, W. Virginia	290
HAVERAAEN 1981	Andebu, Øst-Norge	300
GRIP 1982	Kloten, Sverige	180
HEWLETT et al. 1984	Piedmont, Georgia	190
ROSEN, K. 1984	Hälsingland, Sverige	215
	-"-	371

Det fremgår av tabellen at økningen i avrenning etter snauhogst er betydelig. 200 til 300 mm/år i øket avrenning ser ut til å være vanlig. Den øvre grense for øket avrenning synes å være rundt 450mm/år (AUBERTIN og PATRIC 1974). Den relative økningen i avrenning vil være avhengig av nedbørmengden, men kan komme opp i over 100%.

Fordelingen av avrenningen over året kan også endres. Øket sommeravrenning (LIKENS et al. 1970), høyere flomfrekvens (PATRIC 1980, MILLER 1984) og raskere avrenning under vårsmeltingen (HORNBECK et al 1970, GRIP 1982) er registrert.

Etter hvert som nedbørfeltet gror til etter snauhogsten vil avrenningen avta. PATRIC (1980) fant at avrenningen gikk ned til nivået før hogst etter 6 år. Tiden før hydrologisk balanse gjenopprettes er avhengig av hvor raskt vegetasjonen etableres. HAVERAAEN (1981) antar at 1 til 2 dekadere er et rimelig anslag for å gjenopprette hydrologisk balanse i barskoger på Østlandet.

3.2 Vannkjemi.

Hydrologiske endringer vil som regel også føre til endringer i konsentrasjoner og transport av kjemiske komponenter. Ved flatehogster kan imidlertid vannkjemien bli endret langt utover det man ville forvente ut fra hydrologiske endringer. Hovedårsaken til dette er at trærnes opptak av næringsstoffer opphører. I tillegg kommer at ekstraordinære mengder skogsavfall utvaskes og mineraliseres. Endret jordstruktur ved at rotsystemene nedbrytes har også betydning.

3.2.1 Nitrogen og fosfor.

Den mest markerte endringen i vannkjemien etter snauhogst er økningen i konsentrasjonen av nitrat. Etter en kombinasjon av snauhogst og herbicidbehandling registrerte LIKENS et al. (1970) at nitratverdiene øket med en faktor på 41 og 56 hhv. første og andre året etter hogst. Konsentrasjoner på opptil 18 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ble registrert. Forsøksbetingelsene må dog sies å ha vært ekstreme. I et nærliggende felt fant HORNBECH et al. (1975) en økning på 5 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ etter snauhogst og en økning på 1.6 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ etter at 1/3 av nedbørfeltet ble avvirket hvert annet år.

HAVERAEN (1981) fant 10-20 ganger økning i nitratavrenningen etter snauhogst i et østnorsk barskogområde. De største økninger i nitratkonsentrasjonene ble observert ved høye vannføringer og var da gjennomsnittlig 0.7 mgN/l. 4 år etter hogst var konsentrasjonene av nitrat fremdeles omtrent 3 ganger høyere enn før hogst.

Ved målinger i en rekke ulike nedbørfelt fant MARTIN et al. (1984) maksimalkonsentrasjoner etter snauhogst på 6 mgN/l mot <0.5 mgN/l som referanseverdi. Effekten varierte imidlertid mye mellom ulike nedbørfelt og var i mange tilfeller ubetydelig.

AUBERTIN og PATRIC (1974) fant 3-5 ganger høyere nitratavrenning etter snauhogst. Registrert maksimalkonsentrasjon var 1.4 mg N/l mot ca 0.2 som referanseverdi.

Svenske undersøkelser (WIKLANDER 1974) viser en $\text{NO}_3\text{-N}$ økning fra 0.3 til 1.3 mg N/l etter hogst. Maksimalverdier på 6 mg $\text{NO}_3\text{-N/l}$ ble registrert. I Sverige er også registrert en langvarig økning av nitratinholdet i grunnvann etter snauhogst, med maksimalverdier fra 1-6 mg N/l 3 til 7 år etter hogst (TAMM et al. 1974 referert av RAMBERG

1976).

Økning av nitratinnholdet i avrenningsvannet etter snauhogst ser altså ut til å være en vanlig effekt. Det er imidlertid kun i ekstreme tilfeller at verdiene kan bli så høye at drikkevannskvaliteten blir betenkelig. Dette kan trolig intrefte der hele nedbørfeltet blir snauhogd og all gjenvekst blir hindret ved kjemiske midler.

Endringen i fosforutvaskingen etter snauhogst synes ofte å være moderat, men enkelte høye verdier er registrert. HOBIE og LIKENS (1973) fant en 12 gangers økning av fosfor bundet til grovpartikulært materiale, men kun en dobling av oppløst og finpartikulært bundet fosfor. I Klotenområdet i Sverige ble det registrert økninger i vannets fosfatinnhold fra 70 til 2060 $\mu\text{g/l}$ i snauhogde nedbørfelt (LUNDIN et al. 1975 referert av RAMBERG 1976). AUBERTIN og PATRIC (1974) registrerte kun en svakt forhøyet fosforutvasking etter snauhogst. HAVERAAEN (1981) registrerte ingen signifikant økning i fosfortransporten etter snauhogst, mens GRIP (1982) gjennomgående fant en fordobling. SHORTREED og STOCKNER (1983) fant en økning av variasjonsområdet for løst fosfor fra $<1 - 9 \mu\text{gP/l}$ før hogst til $<1 - 28 \mu\text{gP/l}$ etter hogst. De rapporterte imidlertid at gjennomsnittlige fosforkonsentrasjoner var like før og etter hogst.

Konklusjonen må bli at endringen i fosforutvaskingen etter snauhogst vanligvis er moderat. Unntak kan forekomme der man får øket erosjon. Det partikkelbundne fosforet er imidlertid vanligvis lite biologisk tilgjengelig. Det er derfor liten grunn til å vente store eutrofieringsvirkninger av fosforutvasking etter en snauhogst. Øket begroing kan forekomme, men dette kan like gjerne være en effekt av øket innstråling. Det er gjort få undersøkelser av begroing etter snauhogst, og årsak og virkning er derfor ikke klarlagt.

3.2.2 pH.

Skog virker vanligvis forsurende på jordsmonnet. Dette blir forklart ved at trærne tar opp et overskudd av kationer som kompenseres ved utskilling av hydrogenioner. Dette har imidlertid vanligvis en begrenset virkning på surheten i avrenningsvannet (SNSF 1977).

Flatehogst skulle ut fra ovenstående betraktning motvirke forsurening. Spesielt på rike boniteter er det imidlertid registrert en øket nitrifisering som har ført til forsurening i avrenningsvannet. LIKENS

et al. (1970) registrerte en pH-senkning fra 5.1 til 4.3 etter snauhogst. GRIP (1982) registrerte redusert hydrogenionetransport de 2 første årene, men en øket transport samtidig med øket nitrifisering 3 år etter snauhogst. FELLER og KIMMINS (1984) registrerte en moderat pH-senkning på et par tiendedeler etter flatehogst.

pH kan også endres ved at regnet faller gjennom tre kronene. Ved Birkenes ble det registrert at gran og furu førte til senket pH i gjennomfallende regn, mens bjørk, lyng og annen feltvegetasjon øket pH (SNSF 1977).

De fleste undersøkelser tyder imidlertid på at surheten etter flatehogst endres lite eller forblir uendret, og at eventuelle endringer kan gå begge veier (SWANK og DOUGLAS 1977, PATRIC 1980, HAVERAAEN 1981, MARTIN et al. 1984).

3.2.3 Mineralsalter.

Det er registrert betydelig økning i vannets saltinnhold etter flatehogst. LIKENS et al. (1970) observerte en økning i ledningsevnen på 6 ganger. Økningen var relativt størst (15 ganger) for kalium. Sulfat var den eneste hovedkomponenten som hadde redusert konsentrasjon etter hogst. HAVERAAEN (1981) fant også at kalium skilte seg ut med relativt størst økning (4-8 ganger) i avrenningen etter flatehogst. Betydelige transportøkninger ble også registrert for sulfat, natrium og klorid. For sulfat tilsvarte økningen omtrent økningen i avrenning. Generelt var økningen i transportverdiene betydelig lavere enn de Likens fant i Hubbard Brook.

I Kloten-området i Sverige fant GRIP (1982) i likhet med Likens og Haveraaen at kalium var det mineralsaltet som hadde relativt størst økning (3-5 ganger) i transportverdiene etter snauhogst. Øvrige mineralsalter øket stort sett proporsjonalt med øket avrenning. HEWLETT et al. (1984) fant at økningen i månedlig transport av elektrolytter var kortvarig, og at øket avrenning stort sett førte til fortynning av oppløste salter. PATRIC (1980) fant en økning av elektrolytttransporten de to første årene etter snauhogst. Økningen tilsvarte omtrent økningen i avrenningen, og ga derfor lite utslag i konsentrasjonene. FELLER og KIMMINS (1984) observerte økede konsentrasjoner og transportverdier for elektrolytter de 2-3 første årene etter flatehogst, etterfulgt av en nedgang til verdier som til dels lå under referanseverdiene.

Ut fra refererte undersøkelser må konklusjonen bli at flatehogst medfører øket transport av mineralsalter ut av feltet. Til dels øker transportverdiene utover det man kunne forvente utfra øket avrenning, slik at konsentrasjonene av elektolytter øker. I praktisk sammenheng vil dette neppe ha negative konsekvenser for vannkvaliteten.

3.2.4 Organisk stoff.

Flatehogster medfører at ekstraordinære mengder skogsavfall blir omsatt i skogbunnen. Man kunne derfor forvente øket avrenning av organiske stoffer.

Det er relativt få målinger av vannets innhold av organisk stoff etter flatehogst. HOBIE og LIKENS (1973) fant at konsentrasjonen av oppløst organisk karbon forble uendret etter snauhogst, og at transportverdiene kun øket i takt med avrenningen.

Målinger av permanganattall og farge etter en snauhogst i Syd-Norge (HAVERAAEN 1981) tyder på at konsentrasjonen av organiske stoffer kan ha øket i størrelsesorden 50-100%.

GRIP (1982) fant en gjennomsnittlig økning i permanganat-forbruket på 170% for 4 snauhogde felt i Kloten-området. Den første sommeren etter hogsten ble det endatil observert heterotrof begroing (Sphaerotilus) i enkelte bekker.

De refererte undersøkelser viser at snauhogst kan medføre øket innhold av farge og organisk stoff i avrenningsvannet. Dette kan en kort periode redusere drikkevannskvaliteten.

Det er godt dokumentert at partikulært organisk materiale fra kantvegetasjonen (spesielt blader fra trær og busker) er avgjørende for produksjonen av bunndyr i rennende vann (KAUSHIK og HYNES 1971, FISHER og LIKENS 1973). Ved å fjerne vegetasjonen langs en bekk vil utvilsomt næringsgrunnlaget for bunndyr, og dermed fisk, bli redusert inntil ny vegetasjon er etablert. Tapet kan reduseres hvis øket innstråling medfører øket primærproduksjon.

3.3 Fysiske faktorer.

3.3.1 Erosjon.

Flere forhold kan føre til øket erosjon etter snauhogst. Ved at trerøttene dør endres strukturen i jorden slik at løsavsetningene bindes dårligere og blir mer utsatt for erosjon. Hvis flatehogsten etterfølges av kjemisk ugressbekjemping økes denne effekten. EPA (1975) fastslår imidlertid at av alle aktiviteter forbundet med skogsdrift er veibygging hovedkilden til øket sedimenttransport.

LIKENS et al. (1970) registrerte en 4-dobling av transportert partikulært materiale etter snauhogst og herbicidebehandling. HAVERAAEN (1981) registrerte øket turbiditet etter snauhogst.

LARSSON og GREENER (1982) fant betydelige erosjonsskader, til dels store utrasninger etter skogsdrift i Øvre Klarelvsdalen i Värmland. Undersøkelsene viste at erosjonen var spesielt kraftig under intensiv nedbør eller kraftig snøsmelting. Undersøkelser i selve elven ble ikke foretatt, men man må formode at betydelige mengder mineralpartikler har sedimentert i roligflytende partier nedstrøms utrasningene.

PATRIC og AUBERTIN (1977) observerte en gjennomsnittlig økning i turbiditet fra 2 JTU før hogst til hele 897 JTU, med maksimalverdier på 5000 JTU under hogstperioden. Årsaken var tømmerfleper lokalisert for nær bekken. Etter snauhogst, avfallsbrenning og pløying av furer til nyplanting fant MILLER (1984) at sedimenttransporten øket med en faktor på 6 første året og avtok gradvis til en fordobling etter 4 år.

BESCHATA (1978) fant kun en dobling av sedimenttransporten første året etter veibygging, men en 5 gangers økning etter hogst og brenning av skogsavfall hvor mineraljord ble eksponert i store deler av nedbørfeltet. De største erosjonsskadene etter veibyggingen ble observert hele 7 år senere.

IWAMOTO et al. (1978) refererer en rekke eksempler på øket erosjon etter skogsdrift, til dels med uheldige konsekvenser for fisk, næringsdyr og planter. Den hovedsakelige effekten er nedslamming av gyteområder for fisk og reduserte oppvekstområder for organismer som krever steinbunn. Ofte er imidlertid effekten kortvarig fordi etterfølgende flommer vil spyle ut mye av det sedimenterte finpartikulære materialet.

De refererte undersøkelser tyder på at skogsbilveier, tømmerfleper og skogsmaskiner representerer de største årsakene til øket erosjon ved skogsdrift. Selv om erosjonsproblemer med skogsdrift i Norge må antas å være betydelig mindre enn f. eks. på vestkysten av U.S.A., er det all grunn til utvise varsomhet langs bekker som er oppvekstområder for fisk. Erosjonen kan begrenses ved å unngå å legge veiene i for bratt terreng, og ved å opprette en beskyttelsessone på 10-20m fra bekker og elver. For ytterligere detaljer henvises til en egen utredning om virkning av veibygging på vassdrag (IBREKK 1985).

3.3.2 Temperatur og lys.

Ved snauhogst langs bekker og mindre elver øker solinnstrålingen vesentlig. Dette medfører høyere maksimaltemperaturer og større temperaturvariasjoner. Dette kan virke uheldig på fiskearter som trives best ved lave temperaturer, f.eks. laksefisk. Hvis næringssaltinnholdet er tilstrekkelig vil produksjonen av alger og høyere planter øke.

I tabell 2 er vist enkelte eksempler på endrede temperaturforhold etter flatehogst.

Tabell 2. Eksempler på endret vanntemperatur etter flatehogst.

Referanse	Midlere økning i vekstsesongen, °C	Maksimal økning °C
LIKENS et al.1970	-	5.5 (ukentlig)
LYNCH et al.1977	3.3- 5.6	-
PATRIC 1980	2.4	6.6
SHORTREED og STOCKNER 1983	2-3	-
LYNCH et al.1984	-	10.5 (månedlig)

Selv om vinteren kan temperaturen i grunnvannsdominerte bekker øke (LIKENS et al.1970). SCHRIVENER og ANDERSEN (1984) registrerte at yngelen av Coho-laks kom hele 6 uker tidligere opp av grusen etter flatehogst grunnet høyere vintertemperaturer. LYNCH et al.1984 fant imidlertid lavere minimumstemperaturer på forvinteren etter snauhogst.

LYNCH et al. demonstrerte også at en 30m buffersone langs bekken kun ga en gjennomsnittlig økning i maksimumstemperaturer i sommermånedene på 1⁰C mot 9⁰C der vegetasjonen var fjernet helt inntil bekken. De konkluderte med at de observerte temperaturendringer etter snauhogst var store nok til å gi stress og reproduksjonsskader for både fisk og bunndyr. Bruk av buffersoner på 10-30m langs vassdrag er forøvrig en utbredt regel i 'Best Management Practices' for skogsdrift i U.S.A.

Betydningen av overhengende kantvegetasjon for antall og vekst av laksefisk er stor selv der temperaturendringene er ubetydelige. Dette er dokumentert av BOUSSU (1954) i en bekk med vekselvise seksjoner med og uten vegetasjonsoverheng. Selv om det ikke er vitenskapelig dokumentert, kan det også nevnes at forfatterne av denne utredning har hørt fiskere i Nordmarka hevde at ørretfiske er gått sterkt tilbake langs strandsonen etter flatehogst, spesielt under harvefiske om høsten. Det må vel også sies å være en generell erfaring hos sportsfiskere at ørret foretrekker standplasser i skyggen av trær eller en overhengende elvebrink.

LIKENS et al. (1970) observerte en kraftig økning i algevekst etter snauhogst. Årsaken ble antatt å være en kombinasjon av øket innstråling og øket utvasking av nærinssalter. Høyere maksimalverdier for biomassen av begroing ble også registrert av SHORTREED og STOCKNER (1984), men gjennomgående var endringene små fordi lave fosforverdier begrenset økningen. De registrerte forøvrig øket forekomst av trådformede grønnalger, noe som ble satt i sammenheng med øket lysintensitet. Denne endring i artssammensetning som funksjon av lysforholdene er i god overensstemmelse med observasjoner i svenske bekker (JOHANSSON 1982).

Skyggeeffekten av kantvegetasjonen er forøvrig godt dokumentert av DAWSON og KERN-HANSEN (1979) som har vist at planting av trær langs elvebredden kan bidra til å redusere gjengroing med vannplanter.

1. Skogsavfall.

Virkningen av skogsavfall i bekker etter hogst synes å være lite påaktet i litteraturen. Forfatterne av denne utredningen har dog opplevet at grener og mindre trestammer har laget demninger som har hindret oppgang av gytefisk. Skogsavfall i innsjøer (ofte deponert på isen) kan også være til stor sjenanse for utøvelse av fiske og bidra

til uønsket høy reproduksjon av abbor. I grunne humøse skogstjern. hvor oksygeninnholdet i perioder er lavt allerede i utgangspunktet kan avfallets oksygenforbruk forværre forholdene for fisk og næringsdyr.

4. GRØFTING.

Omfanget av grøfting i skogbruket var i 1982 en grøftelengde på 1523 km og et tørrlagt areal på 24 km². Dette er en så beskjedne del av det totale skogareal at man må forvente at effekter av grøfting vil ha en utpreget lokal karakter.

4.1 Hydrologi.

Grøfting er rapportert å medføre såvel økning i flomtopper (CONWAY og MILLAR 1960, HOWE et al. 1967, BAALSrud 1975 og ROBINSON 1980) som reduserte flommer (RYCROFT og MASSEY 1975, NEWSON og ROBINSON 1983). Økede flomtopper blir forklart med at grøfting leder vannet raskere ut av feltet, og at magasineringen blir redusert. Reduserte flomtopper blir forklart ved at grøfting senker grunnvannsspeilet slik at volumet av den vannumettede sone øker. Derved vil jorden kunne ta opp en større del av nedbøren før avrenning skjer. Man står altså overfor to motstridende forklaringer på effekten av grøfting, begge rimelig godt dokumentert.

BRÆKKE (1983) er trolig den som har kommet nærmest i å forene de to tilsynelatende uforenlige forklaringer. Han beskriver tidsforløpet av vannbalansen fra ugrøftet via nylig grøftet til eldre skogbevokst grøftefelt. I et nylig grøftet felt vil evotranspirasjonen fra myroverflaten avta grunnet mindre fuktighet i overflaten. Overflateavrenningen vil også avta, mens grunnvannsavrenningen vil tilta. Totalt vil avrenningen øke noe. I et eldre skogbevokst grøftefelt vil evotranspirasjonen fra myroverflaten samt overflateavrenningen avta ytterligere. Evotranspirasjonen fra skogen vil være dominerende for vannbalansen. Grunnvannsavrenningen vil ligge mellom den man har i ugrøftet og nylig grøftet felt. Totalt vil avrenningen avta. BRÆKKE påpeker også at en endring i tidspunktet for flomtoppen i et delfelt kan ha ulik effekt nedstrøms avhengig av om forskyvningen skjer mot eller fra det gjennomsnittlige tidspunktet for flommen i nedbørfeltet som helhet. Videre kan nevnes at grøfteavstand og jordtype kan ha betydning for avrenningsmønsteret. Tatt i betraktning de relativt små arealer som grøftes i norsk skogbruk, og de til dels motstridende effekter som er observert, må konklusjonen bli at

grøfting har liten effekt på hydrologien i våre skogsområder.

4.2 Vannkjemi.

Det er ingen entydig effekt på vannkvaliteten av grøfting. Det er eksempelvis rapportert såvel pH-stigning og pH-senking etter grøfting. RAMBERG (1981) fant en pH-stigning fra 4.9 til 5.8 ved grøfting i et skogsområde nær Kloten i midt-Sverige. Dette ble forklart ved at grøfting ned til mineraljord hindret at grunnvannet ble presset opp gjennom sur overflatejord før det nådde bekken. Denne effekten er selvsagt avhengig av at grunnvannet ikke er vesentlig forsuret. GJESSING (1980) fant at grøfting av myr førte til en pH-senking i avrenningsvannet fra 4.5 (ugrøftet referanse) til 3.9 (grøftet). Effekten vedvarte til forsøkene ble avsluttet 9 år etter grøfting. Etter som sulfatinnholdet i avrenningen var lavere i den grøftede del av myra, ble pH-reduksjonen sett i sammenheng med øket avrenning av organiske syrer. Fiskedød i et klekkeri på Jæren i 1911 ble satt i sammenheng med forsurening etter sulfidoksydasjon i grøftet myr (DAHL 1923). Alvorlig forsurening grunnet grøfting synes å være begrenset til myr dannet i forbindelse med gjengroing eller ved tørrlegging av gytjerike sjøsedimenter. De største effektene vil man kunne få i myrer under den marine grense der svovelinnholdet i gytjen kan være 3-4%, mot opptil 0.5% i torvmyrer over den marine grense. Ved drenering av torvmark dannet ved forsumpning av mineralmark er det ikke rapportert om alvorlig sulfidoksydasjon etter tørrlegging (BRÆKKE 1978).

I tillegg til effekten med øket grunnvannspåvirkning (RAMBERG 1981) kan drenering av myr føre til at vannet perkulerer gjennom dypere lag i myra som kan ha høyere basemetningsgrad og være mindre sur enn overflatelagene. Dette kan gi pH-stigning i avrenningsvannet (BRÆKKE, pers.med.).

Data fra GJESSING (1980) kan tyde på at innholdet av organisk stoff kan øke i avrenningsvannet fra grøftet myr. Finske undersøkelser referert av BRÆKKE (1983) angir også øket konsentrasjon av organisk stoff som en effekt. Økningen synes dog ikke å være særlig stor.

I de tilfeller der grøfting fører til øket grunnvannspåvirkning vil man også kunne forvente en konsentrasjonsøkning av uorganiske salter. Samlet sett synes imidlertid grøfting ikke å gi særlig store utslag i vannkjemien utover eventuelle pH-endringer. Selve grøftingsarbeidet kan imidlertid medføre en kortvarig forringelse av vannkvaliteten.

5. GJØDSLING.

5.1 Innledning.

I den senere tid er gjødsling blitt et stadig mer aktuelt tiltak i skogskjøtselen i Norge, men allikevel i langt mindre grad enn i våre naboland Sverige og Finland. Vanlige gjødselstoffer innen skogbruket er ammoniumnitrat, urea, ammoniumklorid, kaliumnitrat, superfosfat, råfosfat, fullgjødsel A og kalksaltpeter. Man skiller mellom gjødsling av mineralmark og torvmark. I det første tilfellet er det snakk om gjødsling av stående bestander, mens i det andre som regel dreier seg om nyreising av skog på drenerte myrer. Behovet for næringstilførsel er ulik i det mineralmark hovedsaklig trenger nitrogen, mens torvmark ofte trenger et langt bredere spekter av næringssalter, fosfor, nitrogen, kalium, mm. På mineralmark gjødsles man vesentlig med ammoniumnitrat (NH_4NO_3) som markedsføres under navnet SKOGAN. Man anvender også noe urea, men dette er på veg ut da det viser seg at gjødselseffekten er ca 30% bedre for ammoniumnitrat (Bjørn Tveite, NISK, pers. medd.). På torvmark brukes oftest fullgjødsel A, og fosforkaliumforbindelser.

Gjødsling av stående skog gjøres vesentlig ved fly og helikopter. Ved skogreising på drenerte myr er det mest vanlig med punktjødsling rundt hver plante. På næringsfattig myr er det helt nødvendig å gjødsle, ellers stagnerer veksten raskt. På etablert skogsmark er det imidlertid ikke entydig gitt at resultatet fra gjødsling står i noe rimelig forhold til investeringene dette medfører for skogeieren. Et av problemene er den relativt høye nedbøren som preger vårt klima, noe som medfører stor grad av utvasking og tap av næringssalter. Et annet forhold som er med på å begrense vår bruk av gjødsling, er at det meste av vårt produktive skogsareal er fordelt på mange små grunneiere, noe som kompliserer samarbeidet om kostbare flygjødslinger.

Gjødslingens omfang de siste årene fremgår av tabell 3 hentet fra NOS Skogstatistikk 1982.

Tabell 3. Omfanget av skogsgjødsling i Norge, etter NOS Skogstatistikk 1982. Arealer gitt i km².

Ar	1978	1979	1980	1981	1982
Fast mark	32	26	32	24	28
Myr	20	9	12	21	12

Gjødslet areal i norske skoger ligger altså årlig rundt 40 km² eller kun 0.06% av produktivt skogareal. Til sammenligning gjødsles det årlig i Sverige ca 1600 km², tilsvarende 0.7% av produktivt skogareal (MILJØDATANEMDEN 1982).

Forbruket av handelsgjødsel i Norge var i 1981 103 000 tonn nitrogen, 27 000 tonn fosfor og 67 000 tonn kalium (STATISTISK ARBOK 1982). Totalforbruket av handelsgjødsel i skogbruket var i 1981 ca 1400 tonn, fordelt på ulike gjødseltyper (MILJØSTATISTIKK 1983). Skogbrukets gjødselbruk er følgelig svært beskjedent sammenlignet med landbruket. På grunnstoffbasis vil det dreie seg om størrelsesorden noen få promiller.

Vanlig dosering med nitrogengjødsel på etablert skogsmark er 150 kgN/ha. På torvmak er doseringen svært varierende.

1. Virkninger på vannkvalitet.

1.1 Generelt.

De uheldige konsekvenser som skogsgjødsling kan medføre for vannkvalitet er følgende:

1. Eutrofiering som følge av økt næringssaltavrenning.
2. Forsuring som følge av ionebyttmekanismer i jordvannsløsningen, samt som følge av nitrifikasjonsprosesser.

3. Økt mobilisering av aluminium og tungmetaller som følge av denne forsureningen.
4. Nitratforurensning av grunnvann og avrenningsvann.

5.2.2 Gjødsling på fastmark.

På fastmark er gjødsling med ammoniumnitrat eller urea det vanligste. En av de mest omfattende undersøkelser av denne type gjødsling er utført i Klotenprosjektet i Sverige (RAMBERG et al. 1973). Etter gjødsling med ammoniumnitrat (160 kg N/ha) observerte de maksimal-konsentrasjoner av tot.N i avrenningen på hele 50.2 mgN/l, hvorav 25.0 mg NO_3^- -N/l og 22.3 mg NH_4^+ -N/l. Nitratverdiene lå over 6.8 mg N/l i 2 uker. pH sank fra 4.4 til 4.0, men gikk tilbake til utgangspunktet etter 2 uker. Ca, Mg, K og Na øket i avrenningen. - Etter gjødsling med urea (155 kgN/ha) øket organisk-N og NH_4^+ -N fra <0.5 til h.h.v. 13 og 4 mg N/l. pH øket 0.6 - 0.8 enheter og var tilbake til normalen etter 2 uker. Av kationer øket konsentrasjonen av K, mens Ca, Mg og Na ble redusert. - Utlekkingen av tilført gjødselmengde var 1-2 % i løpet av de første 6 månedene, størst for gjødsling med NH_4NO_3 .

Etter gjødsling fra helikopter av et skogområde i Hurdal med ammoniumnitrat (155 kg N/ha) fant OGNER (1981) kortvarige konsentrasjonsøkninger i bekker opp til 70 mg $\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-$ -N/l. Etter 1 døgn var konsentrasjonene sunket til ca. 3 mg N/l eller lavere. En pH-nedgang fra 5.2 til 4.9 ble registrert de par første timene etter gjødsling. En kortvarig utvasking av kalsium, magnesium og kalium ble observert. En viss økning i aluminium ble også registrert. Første høsten etter gjødsling ble det registrert opptil 1.3 mg NO_3^- -N/l (OGNER 1982), og høye nitratverdier ble registrert også om vinteren og under vårfloppen året etter gjødsling. 15 måneder etter gjødsling var ca. 10% av tilført gjødselmengde vasket ut, og nitratinnholdet i bekkevannet var igjen lavt.

Undersøkelser av Naturvårdsverket (SNV 1973) med gjødsling med 156 kg ammoniumnitrat-N/ha i nedbørfeltet til en innsjø førte til at nitrogeninnholdet i sjøen øket fra 0.6 til 3-4 mgN/l, mest i form av nitrat. Etter gjødsling med 115 kg urea-N/ha var økningen mindre, maksimalt 1.2 mg uorganisk N/l. Man fant ingen signifikante biologiske eutrofieringseffekter i innsjøen. Det første året var utlekkingen av tilsatt gjødselmengde 3 % for gjødsling med ammoniumnitrat og kun 0.6 % ved ureagjødsling. SNV (1973) refererer også undersøkelser av

Skoghøgskolan som fant at nitratverdiene i grunnvann i gjødslede skogsområder gjennomgående steg fra 0.03 til 3 mg N/l, med maksimalkonsentrasjoner opp til 8.6 mgN/l.

RAMBERG et al.(1973) refererer svenske, amerikanske og tyske undersøkelser hvor maksimumskonsentrasjoner på 28 mg NO_3^- -N/l og 12 mg NH_4^- -N/l er observert i avrenningen. Flere av undersøkelsene viste forhøyede ammoniumkonsentrasjoner opptil 2-3 måneder etter gjødsling. Nitratverdiene var vanligvis forhøyet i fra 3 måneder til mer enn 1 år. De refererer også undersøkelser i Jamtland hvor pH sank fra 6.8 til 4.8 etter ammoniumnitratgjødsling, men var normal etter 1 uke.

MATZNER et al (1983) fant at gjødsling med kaliumklorid såvel som ammoniumnitrat forårsaket en betydelig forsuring av vannet som drenerte ned gjennom jordlagene, og at dette også medførte en økning av utvaskingen av aluminium. De forklarer dette med at K og NH_4 blir byttet ut med Al, som så delvis hydrolyserer og gir frigivelse av H^+ . "Spesielt under gran, hvor det var særlig surt i jorden, ledet gjødslingen i 1973 til økt utlekking av Al-ioner og H^+ -ioner i 1974 og 75". De skriver også at den resulterende høye konsentrasjon av aluminiumioner i jordløsningen virker stressende på trærnes røtter på grunn av aluminiumstoksisitet. De mener derfor at NH_4NO_3 og KCl - gjødsling ikke bør foretas med mindre det kombineres med kalking. De betviler også nødvendigheten av nitrogengjødsling på mineralmark da det er et betydelig nedfall av dette element fra forurenset nedbør, ca 30 kgN/ha i Sentral Europa. I Agder og Telemark er dette nedfallet ca 20 kg N/ha (SFT 1983). ABRAHAMSEN (1982) påpeker også at skogen trolig får dekket sitt nitrogenbehov der den atmosfæriske belastningen er høy og at man bør være tilbakeholden med ensidig N-gjødsling i slike områder. MATZNER et al (1983) påpeker også faren for økt nitratforurensning av grunnvann som er et problem over store deler av Europa. I sigevannet fra de gjødslede feltene fant de NO_3^- -konsentrasjoner oppe i 40 mgN/l. I Norge foreskriver Helsedirektoratet en øvre grense for nitrat i drikkevann på 2,5 mgN/l, i Europa varierer denne grenseverdien fra 10-20 mgN/l.

På bakgrunn av de betenkeligheter som har fremkommet mht. vannforurensning fra skogsgjødsling, har Instituttet før skogforbedring i Sverige satt i gang et undersøkelsesprogram med avrenningsstudier fra gjødslede områder. Hovedhensikten med undersøkelsene er å se om praktisk skogsgjødsling slik den foretas i Sverige med ammoniumnitrat kan gi opphav til momentan pH-senkning gjennom ionebytte i jordvannsløsningen, slik at aluminium kan gå i løsning og vaskes ut med avrenningsvannet og gi skader på fisk og vannorganismer som resultat.

Undersøkelsene startet i 1982 og vil være avsluttet i 1986. Det foreligger imidlertid resultater fra 6 felter som ble gjødslet i 1982 (Møller 1984). Fra deres foreløpige konklusjoner kan det gis følgende sitater:

"Av de målinger som hittil er gjort på PH-verdi og aluminiumsinnhold innen de seks undersøkelsesområdene synes dog stå ganske klart at noen surstøter av slik størrelsesorden, at ømfintlig fisk i vannsystemene skulle ta skade av pH-senkningen, ikke forekommer. Dette gjelder også for forsurede og forsuringsfølsomme områder med 0 alkalinitet. Maksimalt synes en pH-senkning på 0,1-0,2 enheter kunne forekomme."

"De hittils utførte målingene over aluminiumsinnhold indikerer heller ikke at gjødsling med ammoniumnitrat skulle medføre en slik økning av aluminiumsinnholdet i avrenningsvannet at fisken skulle ta skade av det."

"Innholdet av nitrat og ammonium i avrenningsvannet kan momentant stige meget kraftig under en tidsperiode på 3-6 timer etter gjødslingen (opptil 60 mgN/l). Heretter faller innholdet meget raskt ned til et nivå på 2-5 mgN/l under et tidsrom på maksimalt en måned."

I en av bekkene som ble overgjødslet under flyggjødslingen (MØLLER 1984) målte de ammoniumkonsentrasjoner over en tre timers periode på hele 70 mg/l. Oppstår slike konsentrasjoner i alkalisk vann, feks. i kalkområder, kan det gi opphav til fri ammoniakk, noe som er svært giftig for fisk. Den europeiske innlandsfiske kommisjonen EIFAC oppgir at direkte toksiske effekter på fisk oppstår ved konsentrasjoner av fri ammoniakk over 0,2 mg/l (ALABASTER & LLOYD 1980). Man bør derfor være forsiktig med å gjødsle fri vannoverflater hvor pH er nevneverdig over 7,0. Dette kan forekomme i eutrofierte lokaliteter eller i kalkområder.

Ammonium bindes relativt godt i jordens humuslag (OVERREIN 1968, 1969), noe som medfører at dette vaskes ut i langt mindre grad enn nitrat. Ammonium vil imidlertid undergå mikrobiell oksydasjon, nitrifikasjon, til nitrat både i markvann og i overflatevann. Denne prosessen produserer hydroniumioner og virker forsurende (WETZEL 1975). Utslippene av ammonium fra Rjukan Fabrikker (Hydro) virker klart forsurende på Tinnsjøen (BERGE 1982, TJOMSLAND 1984).

Sammenliknet med ammoniumnitrat medfører gjødsling med urea langt mindre, men mer langsiktig avrenning (OVERREIN 1968, 1969, RAMBERG et al 1973, GRIP 1982). Urea bindes nemlig kraftig i jordens humuslag (OVERREIN 1968). Man får altså ikke det kortvarige forsøringsstøtet som skyldes ionebytte ved ureagjødsling. Imidlertid hydrolyserer urea relativt raskt til ammoniumkarbonat som vil være utsatt for nitrifikasjon og således vil kunne bidra til en mer langsiktig forsuring. Det er også klart at humuslaget har et metningspunkt med hensyn til binding av urea/ammonium (OVERREIN 1968). Overskrides dette, vil ammonium likevel vaskes ned i mineraljord og ionebytting kunne skje (MATZNER et al 1983). Den sterke bindingen av urea i humusdekket er også uønsket ut fra gjødslingssynspunkt, da det vanskeliggjør rotopptak. Trolig er dette en hovedforklaring på at gjødsling med ammoniumnitrat gir bedre vekst, 20-30%, (Bjørn Tveite, NISK, pers. medd.). Urea er derfor på veg ut som skogsgjødsel til fordel for ammoniumnitrat.

5.2.3 Gjødsling på tørrlagt myr.

Mens ren nitrogengjødsling er dominerende på mineralmark er fullgjødsel vanligvis brukt på tørrlagt myr. BRÆKKE (1982) har utført omfattende gjødslingsforsøk med fullgjødsel A (NPK 14-6-16) på myr. Gjødselmengden ble variert fra 500 til 5000 kg fullgjødsel A/ha. Den første sommeren steg nitratinnholdet i grunnvannet fra 0.01 mgN/l til maksimalt ca. 1 og 10 mgN/l ved hhv. laveste og høyeste dosering. Det andre året var det kun ved den høyeste doseringen at markert forhøyede nitratkonsentrasjoner (6-11 mgN/l) ble funnet. 2 år etter gjødsling var verdiene normale.- Med unntak av den laveste doseringen var fosforutvaskingen betydelig, med observerte maksimalverdier fra 1 til 16 mgP/l i grunnvannet. Den 5. sommeren var konsentrasjonene stort sett tilbake til utgangspunktet. Ved normal driftsmessig gjødsling (500-800 kg fullgjødsel A/ha) er trolig utvaskingen av fosfor liten, men kan nok gi merkbare utslag i en periode på et par år.

6. PLANTEVERN MIDLER I SKOGBRUKET.

6.1 Innledning.

Bruk av plantevernmidler i norsk skogbruk i dag omfatter bare bekjemping av løvkratt og da vesentlig i forbindelse med nyplantinger av gran og furu. Tidligere sprøytet man noe mot insektsplager også, dvs. man behandlet lunner og lunneplasser med lindan for å forhindre masseutvikling av granbarkbiller, og man sprøytet nyplantinger med DDT for å bekjempe gransnutebiller. Nå bekjempes barkbillen med ferromoner og nyplantinger "vaksineres" mot snutebiller ved at plantene dyppes i DDT-løsning på planteskolene før de plantes ut i skogen. Det kan tenkes at det i fremtiden kan bli aktuelt å sprøyte nye furuplantefelter mot furubarveps, hvis problemet blir økende, men man kommer da trolig til å anvende virus i stedet for kjemisk behandling.

Bruk av herbicider er imidlertid voksende. Nevneverdig bruk av kjemisk krattbekjemping tok til rundt 1960, og det dreide seg stort sett om sprøyting plantefelt, vegkanter og jordekanter. I starten ble sprøytingsarbeidet for det meste gjort med ryggståkesprøyte. Midlene man brukte var såkalte hormonpreparater av typen fenoksyeddiksyre, og fram til 1972 var 2,4,5-T det mest anvendte (LUND-HØIE 1975). Dette middelet var meget effektivt mot de fleste løvtrær, særlig hvis man blandet inn litt diesel. 2,4,5-T stimulerte celledelingen i plantene kraftig, celleveggene sprakk og røttene greide ikke å levere nok vann. Plantene "vokste seg i hjel". Det viste seg imidlertid at det var umulig å fremstille dette stoffet uten at det samtidig ble dannet dioxin, "Vietnamgiften", et stoff som påvirket arveegenskapene hos dyr og mennesker, og 2,4,5-T ble forbudt i 1973. Man fikk da et nytt preparat av liknende art, MCPA, som var i anvendelse fram til 1976. Dette stoffet kunne på ingen måte erstatte 2,4,5-T med hensyn til bruk som krattdreper, og sprøytingen avtok.

I 1976 ble et nytt stoff introdusert i krattbekjempingen i skogbruket, nemlig glyfosat. Dette skulle vise seg å være en fullgod erstatter for 2,4,5-T.

6.2 Litt om glyfosat og hvordan det virker.

Glyfosat ble utviklet og introdusert av det amerikanske selskapet Monsanto Company i 1971. Det er et isopropylammingsalt med kjemisk navn N-fosfonometylglycin ($C_3H_8NO_5P$), en forbindelse mellom aminosyren glysin og fosfonsyre, og er et hvitt krystallinsk pulver. Selve sprøytemiddelet leveres som en lys brun løsning som kalles Roundup, og hvorav ca 40% er glyfosate og det resterende er vann, fuktemidler etc. (SNV 1979).

Glyfosat er et såkalt systemisk herbicid, dvs. at etter det er tatt opp av plantene, transporteres det rundt om i planten til alle vev der det er vekstaktivitet. Effekten er nærmest motsatt av den hormonpreparatene gav, idet vekst og celledeling på det nærmeste stopper helt opp etter sprøyting (Lund-Høie, pers. medd.). Den fysiologiske virkningen er ikke kjent i detalj, men man vet at glyfosat påvirker Hillreaksjonen og biosyntesen av aromatiske aminosyrer (SNV 1979), og at den inhiberer såvel lys- som mørkereaksjoner i fotosyntesen (VAN RENSEN 1974). Også røttene blir sterkt skadet idet rothårddannelsen stopper opp, og rottoppslag og stubbeskudd forhindres effektivt. Glyfosat tas raskt opp gjennom bladverket, sår i barken, men i mindre grad gjennom røttene (LUND-HØIE 1982).

Glyfosat dreper alle slags planter om det sprøytes i den mest aktive vekstsesongen. For å unngå skader på bartrær er man derfor nødt til å sprøyte etter at årets strekningsvekst er avsluttet, dvs. etter ca 10. august. Opptakshastigheten over nålene er da sterkt redusert, mens for lauvtrær og gras skjer denne aktivitet til ut i september. Et problem er da at man står midt oppe i bærtiden. Bær som er sprøytet blir usmakende og får en slapp konsistens. Det er ikke påvist at det medfører noen helserisiko å spise glyfosatsprøytete bær (SNV 1979). Båbærris og bringebærbusker blir imidlertid sterkt skadet, og det kan ta flere år før normal bærproduksjon er etablert i et sprøytet område. Dette er en av årsakene til at glyfosat sammen med alt annet kjemisk plantevern nylig er blitt forbudt i Sverige (Professor Per Oftedal, pers. medd.). Tyttebærris tar relativt liten skade av sprøyting.

Både i planter og i jord brytes glyfosat ned til aminosyren glysin og naturlig forekommende fosforforbindelser relativt raskt. Halveringstiden er ca 3-5 uker (LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMD 1982).

Det er gjort en lang rekke eksperimenter for å fastlegge glyfosat's giftighet ovenfor dyr, både med hensyn til akutt og kronisk giftighet, samt mutagenitetstester, karcinogenitetstester, reproduksjonstester,

mm. Alle disse har vist at glyfosat er noe av det minst giftige sprøytemiddelet man kjenner til (LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMD 1982). For akutt giftighet kan nevnes at LD₅₀ er ca 4-5000 ppm for rotte, dvs. det må minst 4-5g glyfosat til pr. kg. kroppsvekt for at minst halvparten av forsøksdyrenedyrene skal dø ved inntak gjennom munnen (SNV 1979, LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMD 1982). Tar man utgangspunkt i at normal dosering ved sprøyting er ca 110-160 g pr. dekar, er det klart at det vil være praktisk umulig for dyr å få i seg tilnærmedesvis så store mengder. Langtidsforsøk med hund og rotte over 2 år med 100 ppm. glyfosat i foret har ikke resultert i registrerbare sykdomssymptomer eller skader på organer. Stoffet viser ikke tendens til biomagnifisering, dvs oppkonsentrering gjennom næringskjeden. Ved dosering til rotte vil mer enn 90% være skilt ut igjen i løpet av de 2 første dagene (LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMND 1982). Ved sprøyting av et større felt i USA (NEWTON et al 1984) ble det tatt prøver av en rekke dyrearter gjennom lang tid etter sprøytingen, og man fant ingen tegn til at stoffet ble akkumulert i vev.

Ved siden av problemene knyttet til bærplukkingsinteressene er hensynet til viltets beiteforhold den siden av glyfosatsprøytingen det knytter seg størst betenkelighet til. Glyfosate vil legge en sterk demper på gras og løvkrattproduksjonen i 1-3 år etter at sprøytingen er foretatt. Foryngelsesfeltene i skogen er et viktig beiteområde for mange av våre viltarter, elg, hare, orrfugl, jerpe og delevis rådyr er helt avhengig av løvtrær om vinteren (Hjeljord 1982).

6.3 Omfanget av sprøyting i norske skoger.

Sprøyting brukes i dag nærmest bare til kratt- og ugrassbekjemping i foryngelsesfelter av gran og furu. Tabell 4 gir et inntrykk av omfanget.

Tabell 4. Omfanget av rydding og ugrasskontroll i norske skoger (etter Skogstatistikk 1982), arealer gitt i dekar.

Ar	Totalt ryddet areal	Kjemisk ryddet areal	Mekanisk ryddet areal
1979	562 533	69 203	493 330
1980	625 380	87 898	537 482
1981	651 859	74 135	577 724
1982	672 963	91 664	581 299

I 1983 ble det sprøytet vel 80 000 dekar, og i 1984 vel 90 000 dekar (Lund-Høie ved Statens plantevern, pers. medd.). Man regner med at sprøyting med glyfosat vil øke jevnt og trutt, hvis det ikke gis pålegg om restriksjoner utover det man har i dag. Fra Landbruksdepartementet ønsker man å begrense sprøytingen til områder med hissigst løvkrautvekst, og man sier at det årlig sprøytete areal ikke bør overstige 150-200 000 dekar (JERVEN 1982). Glyfosat er et dyrt middel og i ulendt terreng med middels løvkrautbonitet er det lite å tjene framfor manuell rydding. I Norge er det ca 65 000 km² med produktivt skogsareal, og de 90 000 sprøytete dekar som nivået nå ligger på ut gjørbare 0,14% av det samlede skogsareal.

Tidligere ble det meste av sprøytingen foretatt med ryggtakesprøyte, men etter hvert har bruk av helikopter og firehjulsdrevne traktorer og skogsmaskiner overtatt. Av de 90 000 dekar som ble sprøytet i 1984 ble 55 000 sprøytet fra helikopter, 25-30 000 fra traktor og resten ved bruk av ryggtakesprøyte (Lund-Høie, pers. medd.).

Maksimal dosering ligger på ca 110-160 g glyfosat pr. dekar (LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMD 1982). I praksis tynner man ut ca 3 kg Roundup i 500 l vann, hvilket påføres et areal på ca 10 dekar (LUND-HØIE 1983). Dvs. at man i Norge sprøyter ut ca 10 tonn glyfosate i året. Til sammenlikning kan nevnes at totalt forbruk av plantevernmidler i jordbruket ligger på ca 2000 tonn pr. år (MILJØSTATISTIKK 1978).

6.4 Glyfosat og vannforurensning.

Glyfosat kan komme ut i vannkilder ved avrenning og utvasking fra sprøytede arealer, samt ved direkte sprøyting av vannoverflater. Dette siste er mest aktuelt ved sprøyting fra helikopter, men også til en viss grad ved sprøyting fra traktor (tåkekanoner med 30 m rekkevidde).

Alle forsøk har vist at glyfosat bindes meget kraftig til jordkolloider og humusmateriale (SNV 1979, LUND-HØIE 1982, NEWTON et al 1984, RUEPPEL et al 1977). Dette er blant annet en hovedgrunn til at det nærmest ikke skjer rotopptak av stoffet. I jord brytes stoffet raskt ned, i 10 av 11 feltforsøk var over 90% av den tilsatte glyfosatmengden nedbrutt i løpet av 279 dager (SNV 1979). LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMD (1982) referer at nedbrytning i jord skjer med en halveringstid på 3-5 uker, og omtrent den samme nedbrytningshastighet skjer i plantevev. Glyfosat vaskes ikke ned i dypere jordlag. Substansen bindes fast i det øvre marksjikt. Noen avrenning fra behandlede flater synes ikke å forekomme i nevneverdig grad. Målt avrenning ligger i størrelsesorden 0.02% (SNV 1979). Nedbrytningen i jord synes å skje mikrobielt (RUEPPEL et al 1977).

Inntil nylig antok man at også i vann syntes nedbrytning av glyfosat hovedsaklig å skje mikrobielt (RUEPPEL et al 1977). I rent vann (drikkevannskvalitet) vil derfor nedbrytningen skje sakte, og glyfosat tilsatt på fri vannoverflate kan transporteres langt (KROGH og HAREIDE 1982). I (SNV 1979) refereres det forsøk med tilsetning av glyfosat direkte ut i rennende vann (vanningskanal) hvor man i en avstand av 1,6 km fra tilsetningsstedet fant igjen 70% av den tilførte substans. Til og med på en avstand av 14 km fant man igjen ca halvparten av den tilsatte mengden. Helsemyndighetene vil derfor opprettholde et sprøyteforbud nærmere enn 50 m fra drikkevannskilder, og noe mindre avstand fra hovedtilløp til slike kilder (KROGH og HAREIDE 1982). Nyere forskning viser imidlertid at glyfosat forvinner raskt fra vannfasen der hvor fri vannoverflater er blitt sprøytet (NEWTON et al 1984). Dette skyldes dels at Glyfosfat bindes raskt til sedimenterbart materiale, både organisk og uorganisk, og transporteres til sedimentet (NEWTON et al 1984, LUND-HØIE & FRIESTAD 1985, in press), og dels at glyfosat også synes å undergå fotokjemisk nedbrytning i stor grad (LUND-HØIE & FRIESTAD 1985, in press).

Ved Statens Naturvårsverk i Sverige betraktes glyfosat som moderat giftig for fisk (SNV 1979). Det refereres her LC_{50} verdier (96 t) på 48 ppm. for regnbueørret og 16 ppm for laue. Dvs. hvis ørreten går 96 timer i vann med glyfosatkonsentrasjon større enn 48 mg/l, vil mer enn

halvparten av ørretene døde. Ved Landbruksdepartementets Giftnemd er LC_{50} verdien for ørret satt til 38 ppm. Det kan se ut som om fisk tar opp glyfosat over gjellene. I SNV (1979) refereres det at ved en konsentrasjon på 0,612 mg glyfosat pr. liter vann akkumulerte fisken maksimalt 1,02 mg glyfosat pr kg kroppsvekt. Innholdet hadde ikke minsket nevneverdig 2 uker etter overføring av fiskene til rent vann. I de spisbare fiskedelene var innholdet 2 ganger større enn det var i vannet, og i de ikke spisbare delene var den 10 ganger større. I en nylig undersøkelse i Oregon, USA, hvor en skogselv med nedbørfelt ble sprøytet (3,3 kg roundup/liter) fant man ingen tegn til bioakkumulering av glyfosat i fisk (NEWTON et al 1984). I dette forsøket var kontamineringen av vannet som følge av direkte sprøyting av overflaten langt innenfor grenser for skade på elvefauna og elveplanter. Etter at konsentrasjonstoppen som skyldtes direkte sprøyting av vannoverflaten var passert målestasjonen, gikk konsentrasjonen ned til upåviselige mengder i løpet av 5 dager. Dette indikerer at utvasking fra feltet ikke var påvisbar. De konkluderer med at glyfosatsprøyting har en neglisjerbar effekt på vannkvalitet. Imidlertid fant de at en god del av glyfosaten som havnet direkte på vannet ble bundet til elvesedimentet. Etter vel 500 dager var dette nedbrutt, hvorefter glyfosat ikke lenger var påvisbart i sedimentet. I følge Landbruksdepartementets giftnemd (1982) karakteriseres glyfosat som lite giftig for fisk, mens man altså i Sverige sier moderat giftig. Giftighet overfor akvatiske moser og fastsittende alger har vi ikke funnet opplysninger om.

I følge FOLMAR et al (1979) er det ikke påvist skader på noen form for akvatisk fauna ved konsentrasjoner under 1 mg formulert Glyfosat pr. liter. Det er heller ikke påvist skader på bakterieflora hverken terrestrisk eller akvatisk (RUEPPEL et al 1977). Tenker man seg som eksempel at ved et ulykkestilfelle er et skogstjern med middeldyp 6m blitt overdusjet med normal dose glyfosat, 130 g/dekar, dvs. 130 mg/m^2 . Fortynnes dette i hele vannsøylen, blir konsentrasjonen 22 mg/m^3 , eller 0,022 mg/l, en konsentrasjon som ikke vil medføre noen gifteffekt. Under sprøyting av et større område i Kviteseid i Telemark i 1977 ble det gjort forsøk med å oversprøyte et skogstjern på denne måten (LUND-HØIE 1977). Umiddelbart etter sprøyting ble det målt en konsentrasjon i overflatevannet på bare 0,7 mg/l, og etter en halv time var glyfosatinholdet upåvisbart. Sprøyting av et foryngelsesfelt vil sjelden eller aldri bli foretatt mer enn to ganger og da med 3-4 års mellomrom. Etter dette går det 60-80 år før skogen er hogstmoden. Tar man utgangspunkt i at det bare er ved helikoptersprøyting at man kan komme til å sprøyte direkte på vannflater, og da bare på mindre vannforekomster, samt at glyfosat tilført på land bare i minimal grad

renner av, er dagens sprøyting neppe noen fare for fiskefaunaen i våre skogssjøer. I elver og bekker med lav sommervannføring, noe som ofte inntreffer i august (sprøytemåneden) kan man imidlertid få konsentrasjoner som kan være adskillig høyere.

Glyfosat er også lite giftig for dyreplankton. i SNV (1979) refereres det LC_{50} verdier på 192 ppm for vannloppen Daphnia pulex.

Det bør nevnes at siden glyfosat synes å gripe inn i fundamentale fysiologiske prosesser i grønne planter, vil det være like giftig for vannplanter som for landplanter. Mest effektivt er det mot vannplanter som har aktive overvannsblader, feks. takrør ol. Til bekjemping av undervannsplanter og planteplankton må man ta hensyn til vannfortynningen og må da dosere langt kraftigere enn det som kan forsvares ut fra et vannforurensningssynspunkt. Ved bekjemping av takrør må man bruke fra 2-3 ganger større dose enn det som er vanlig ved krattbekjempelse i skogsfor yngelsesfelter (SNV 1979). Planteplankton drepes mindre effektivt ved bruk av glyfosat (Lund-Høie pers. medd.) og disse plantenes korte generasjonstid vil medføre at sprøyting bare vil ha kortvarig effekt.

Den effekt som kanskje er mest betenkelig ut fra et vannforurensningssynspunkt, er at hvis store deler av et nedbørfelt blir sprøytet så vil det resultere i økt avrenning av næringssalter (LUND-HØIE pers. medd., LIKENS et al 1970). Det biologiske opptak i det sprøytede feltet vil bli sterkt nedsatt, noe som har stor innvirkning på utvasking av nitrogen og kalium. Feltet vil være preget av nedbrytning et flere år etter sprøyting, noe som også vil kunne øke eroderbarheten og dermed også øke fosforavrenningen. Særlig i elver og bekker vil man da kunne få økt begroing (LIKENS et al 1970) som kan virke negativt for gyting og oppvekst av ørret.

7. FLØTNING OG LAGRING AV TØMMER.

7.1 Innledning.

I tidligere tider var fløtning den dominerende form for tømmertransport, noe som gjenspeiles ved at hovedtyngden av treforedlinsindustri og sagbruk er plassert langs vassdrag. Det ble foretatt betydelige vassdragsreguleringer for å få tømmeret effektivt nedover vassdragene. Den dag i dag ser man rester av demninger, tømmerrenner etc. rundt omkring i vassdrag, til og med i meget små vassdrag. Man demte opp innsjøer for å få nok vann til å transportere tømmeret, og skapte på denne måten kjempeflommer i ellers små elver. Man bygget barrikader i elvesvinger for å hindre at tømmeret kjørte seg fast etc. I dag blir alle disse innretningene sett på som interessante kulturminner, mens hvilken effekt denne spesielle form for vannføringsmanøvrering har hatt for det akvatiske økosystem er ikke viet særlig interesse. I mindre elver og bekker må det utvilsomt ha medført en betydelig utspyling av både bunndyr og fisk. I større elver og innsjøer har antakelig effekten vært mindre. Fløtingsoppdemningen av innsjøer var gjerne kortvarig, noe som har medført at den gjorde relativt sett liten skade på terrestrisk vegetasjon. Som regel nyttet man vann fra snøsmeltingen til å fylle opp dammene (magasinene). Tømmeret var kjørt frem til strategiske steder langs elven i løpet av vinteren, og når fløtingsvannet ble sluppet ble tømmeret puttet på i passende porsjoner. Det skulle lang erfaring til for å bli en god fløtebas.

I dag har fløtningen avtatt betydelig, og det er bare langs de større vassdragene at det drives nevneverdig fløtning. Biltransport har overtatt mer og mer. Tabell 5 gir en oversikt over fløtt tømmerkvantum de siste årene.

Tabell 5 .Tømmerfløtning. Fløtt kvantum i kubikkmeter i perioden 1978-1982. (etter Skogstatistikk 1982).

Vassdrag	1978	1979	1980	1981	1982	1983
Totalt	566945	573958	515825	555040	543464	386997
Trysilelva	112463	67181	91706	75830	69555	85338
Haldenvassdraget	58293	19071	13422	20329	15985	-
Glomma	224048	254783	205828	242629	243787	80882
Nordmarka	2200	5800	1200	4300	-	-
Numedalslågen	23586	24398	-	-	-	-
SkienSVassdraget	142806	197036	196933	208839	209324	116991
Tovdalselva	416	138	569	-	-	-
Otra	-	253	114	-	-	-
Mandalselva	90	-	-	-	-	-
Vosso	430	-	-	-	-	-
Nea (Selbu)	720	950	450	740	-	-
Stordalselva	-	55	-	43	-	-
Salsvatn	1378	3658	4980	2330	4813	3786
Begna	515	608	623	-	-	-

Totalt avvirket tømmerkvantum i norske skoger har i samme perioden (1978-82) ligget på 7-8 millioner kubikkmeter, dvs at at bare ca 7% av dette er transportert via fløtning.

Ofte har det vært motstridende interesser mellom kraftselskaper og fløtningsforeninger med hensyn til vannføringsreglementer i regulerte vassdrag. Kraftforbruket er størst om vinteren, og man ønsker ofte ut fra dette synspunkt å bruke så mye som mulig av sommervannføringen til å fylle opp magasinene for vinteren. Som eksempel kan nevnes Numedalslågen, der det heter at inntil tømmeret har passert Kongsberg, skal det slippes $100 \text{ m}^3/\text{s}$ ut fra Mykstufoss, deretter $60 \text{ m}^3/\text{s}$ inntil tømmeret er framme ved Larvik. I praksis gir dette høy vannføring i Lågen fram til ca 1. august (BERGE 1984). Tømmerfløtningen er nå slutt i Numedalslågen og vannføringsreglementet står foran en endring.

7.2 Vannforurensning fra fløtning og tømmerlagring.

Det som i denne sammenheng betraktes som forurensning er først og fremst knyttet til barkavfall og ekstraksjon av organiske stoffer (tannin- og ligninliknende forbindelser), men synketømmer og tømmerstokker på avveie representerer også et problem som i mange tilfeller er til hinder for flerbruk av vassdraget.

Under fløtningsprosessen er det nødvendig med mellomlagring av tømmeret, gjerne ved dumpestedet, samt i begge ender av innsjøer der tømmeret må taues over. Bark utgjør i størrelsesorden 10-15% av tømmerets masse på volumbasis (GJESSING og NYGÅRD 1971). Når tømmeret transporteres i vann vil bølger, strøm, slitasje mot bunn, mm. medføre at mye bark løsner og faller av. Mekanisk behandling av tømmeret, bunting etc., medfører at store mengder bark ramler av (SCHAUMBERG 1973). Bark flyter ikke, i alle fall etter noen timer vil barken synke og særlig gjelder dette granbark (GJESSING og NYGÅRD 1971).

Det er svært viktig at tømmeret ikke får anledning til å tørke før det er foredlet. Dette gjelder såvel ved cellulose/papirindustri som fremstilling av bygningsmaterialer. Under tørking oppstår sprekke-dannelser og økt soppangrep mm. Derfor er det svært vanlig å lagre tømmeret i vann i nærheten av bedriftene. I den senere tid har det også blitt mer vanlig å ha lagringsplasser på land, som mer eller mindre kontinuerlig overdusjes med vann for å unngå oppsprekking av virket. Dette medfører imidlertid avrenning av de samme stoffene som ekstraheres under lagring i vann, selv om belastning av partikulært materiale blir mindre (SCHAUMBERG 1973).

Environmental Protection Agency i USA utførte i begynnelsen av 1970-åra et 3 års studium av forurensning fra tømmer lagring i vann (SCHAUMBERG 1973). De fant at under transport og lagring i vann var det vanlig med barkavfall på 6-22%. Bare på lagringssteder og dumpesteder representerte dette avfallet noe forurensningsproblem med hensyn til vannkvalitet. I små lokaliteter med liten vannfornyelse, særlig der hvor det var anlagt spesielle lagringsdammer, hadde lagringen av tømmer stor innvirkning på vannkvaliteten. Særlig innvirkning hadde det på vannets oksygeninnhold, farge og organisk stoff. Lagring i større innsjøer, elver med god strøm og estuarier fant man liten innvirkning på vannets kjemiske kvalitet, men også her ble det registrert økt oksygenforbruk over barkansamlingene på bunnen. De aller fleste stoffene som lakk ut av tømmeret kom fra barken. Det ble ikke funnet at stoffene som lakk ut av tømmeret i seg selv var giftige for fisk. De konkluderte med at oksygenforholdene i det

bunn-nære sjikt trolig var det mest signifikante problem, og at dette bare oppsto på store lagringsplasser med dårlig vannutskifting.

CONLAN & ELLIS (1979) undersøkte bunnfaunaen under et flytende tømmerlager i British Columbia, Canada, og fant at både biomasse og diversitet var sterk nedsatt. Videre refererer de på bakgrunn av studier av bunnfaunaen på tidligere lagringsplasser at det tar meget lang tid før normal fauna er gjenetablert.

I Steinsvika i Norsjø, Telemark, fant man ved en undersøkelse i 1978 at bakterieinnholdet under en tømmerlagringsplass var så stort at det skapte bekymring med hensyn til et nærliggende drikkevannsinntak. Det var helt klart at bakteriene stammet fra tømmerlageret (SKIEN KOMMUNE 1978).

Det meste av forurensningsproblemene i forbindelse med fløting og lagring kommer altså fra bark. Siden stort sett all barking av tømmer nå skjer sentralisert rundt om på bedriftene, finner vi det riktig å knytte noen ord til dette, selv om avrenning fra barkdeponier kanskje er utenfor mandatet til denne undersøkelsen. NIVA har gjort flere undersøkelser på dette feltet, HENRIKSEN (1966), SAMDAL & KNUTZEN (1969), GJESSING & NYGÅRD (1971). Avrenningen fra slike deponier er sterkt farget, ofte svært sur og har et stort oksygenforbruk, både kjemisk og biologisk. Giftvirkninger fra barkdeponier i vann kan lokalt være meget markert (SAMDAL & KNUTZEN 1969). Sedimentundersøkelser i Farrisvatn ved Larvik kan også tyde på at det kan renne av PAH-forbindelser fra slike deponier, selv om andre kilder kan være mer sannsynlige i dette tilfellet (HOLTAN og medarb. 1984). Det er vanlig å bruke barkavfall som fylling- og isolasjonsmasse i veger. På riksveg 8 i Lågendalen har dette ført til meget sur avrenning, slik at vegetasjonen på nedsiden av vegen er blitt skadelidende (Kari Ormerod, unpubl. data). I Hof i Vestfold har det vært nyttet store mengder bark i forbindelse med et nybrott/bakkeplanering. Dette har medført forurensning av grunnvannsbrønner med garvesyrelignende stoffer (G. Herland, pers. medd.).

Synketømmer er et problem både for båtsport og fiske. I det sterkt trafikkerte Telemarksvassdraget har det vært flere uhell med at båter har kjørt på tømmerstokker. I den siste fasen før stokkene synker, flyter de på høykant, gjerne med rotenden opp, og ligger helt i vannskorpen og er umulige å se hvis det bølger.

Både for garnfiske og sportsfiske er synketømmer et problem. Garnbruk blir ødelagt og kroker setter seg fast. I flere av laksehølene i

Numedalslågen må man kjøre laksen hardt for å hindre at den går ned og setter snøret fast i synketømmer.

8. LITTERATUR.

- ABRAHAMSEN, G. 1982: Tilførsel, sirkulasjon og tap av næringsstoffer i skog og virkninger av skoglige inngrep.- Forelesningshefte, NISK, As-NLH.
- ALABASTER, J.S. and R.LLOYD 1980: Water Quality Criteria for Freshwater Fish. EIFAC-FAO., Butterworths, London - Boston - Sidney - Wellington - Durban - Toronto. ISBN 0-408-10643-5. 297 sider.
- AUBERTIN, G.M. og J.H. PATRIC 1974: Water quality after clearcutting a small watershed in West Virginia.- J. Environ. Quality 3, no.3, 243-249.
- BERGE, D. 1982. Rutineovervåking i Telemarksvassdraget 1981. NIVA - rapport 0-8000207. 38 sider.
- BERGE, D. 1984: Rutineovervåking i Numedalslågen 1983. NIVA-rapport, 0-8000206, 23 sider.
- BESCHTA, R.L. 1978: Long-Term Patterns of Sediment Production Following Road Construction and Logging in the Oregon Coast Range.- Water Resources Research, 14, no.6, 1011-1016.
- BOUSSU, M.F. 1954: Relationship between trout populations and cover on a small stream.- Jour. Wildl. Mgt., 18, no.2, 229-239.
- BRÆKKE, F.H. 1978: Ionetransport og svovelomsetning i torvmark. 1. Effekt av sur nedbør på torvmonolitter med permanente grunnvannsspeil og temperaturregulering.- SNSF-prosjektet, IR 37/78.
- BRÆKKE, F.H. 1982: Kjemisk kvalitet av grunnvann og avløpsvann fra gjødslet myr.- Sluttrapport nr. 446, NLVE, Oslo.
- BRÆKKE, F.H. 1983: SKOGSGRØFTING- endringer i vannbalanse og utvasking av næringsstoff.- Rapport fra Norsk institutt for skogforskning 8/83:1-28.

- BAALSRUD, K. 1975: Om betydningen av drenering og markutnyttelse av mindre vassdrag.- Nordisk jordbruksforskning, 51, No.3, 754-759.
- CONLAN, K.E. & D.V. ELLIS 1979: Effects of wood waste on sand-bed benthos. Mar. Poll. Bull. 10(9), side 262-266.
- CONWAY, V.M. og A. MILLAR 1960: The hydrology of some small peat-covered catchments in the Northern Pennines.- J. Instn. Wat. Engrs. 14, 415-424.
- DAHL, K. 1923: Massedød blandt ørret ved forgiftning med avløpsvand fra myrer.- Norsk Jeger- og fiskefor. Tidssk. 52, 77-81.
- DAWSON, F.H. og U. KERN-HANSEN 1979: The Effect of Natural and Artificial Shade on the Macrophytes of Lowland Streams and the Use of Shade as a Management Technique.- Int.Revue ges.Hydrobiol., 64, no.4, 437-455.
- EPA 1975: Logging roads and protection of water quality.- Samlet av Arnold, Arnold og medarbeidere, og Games og Moore, Seattle, Wash. 306 pp.
- FELLER, M.C. og J.P. KIMMINS 1984: Effects of Clearcutting and Slash Burning on Streamwater Chemistry and Watershed Nutrient Budgets in Southwestern British Columbia.- Water Resources Research, 20, no.1, 29-40.
- FISHER, S.G. og G.E. LIKENS 1973: Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism.- Ecol. Monogr., 43, 421-439.
- FOLMAR, L.C., H.O. SANDERS & A.M. JULIUS 1979: Arch. Environ. Contam. Toxicol. 8 (3) 269-279.
- GJESSING, E.T. & J.K. NYGÅRD 1971: Barkavfall - Vannforurensning. NIVA-rapport, K-1/71. 24 sider.
- GJESSING, E. 1980: Myrgrøfting, effekt på vannkvalitet. Noen observasjoner fra grøftet myrområde i Røyken 1971-1979.- NIVA-rapport XK-05.
- GRIP, H. 1982: Water chemistry and runoff in forest streams at Kloten.-

UNGI Rapport Nr.58, Uppsala Universitet.

- HAVERAAEN, O. 1981: Virkning av hogst på vannmengde og vannkvalitet fra en østnorsk barskog.- Meddelelser fra NISK 36.7. As, 1981.
- HENRIKSEN, A. 1966: Barkopplags betydning for drikkevannskvalitet. NIVA-rapport, 0-19/65, 14 sider.
- HEWLETT, J.D., H.E. POST og R. ROSS 1984: Effect of Clear-Cut Silviculture on Dissolved Ion Export and water Yield in the Piedmont.- Water Resources Research, 20, no.7, pp.1030-1038.
- HJELJORD, O. 1982: Nye forskrifter om plantevernmidler bør gi: BEDRE MULIGHETER FOR SAMARBEID VILT/SKOG. Side 19-20 i " Alt om glyfosat" spesialutgave av Norsk Skogbruk 1982, 20 sider.
- HOBBIE, J.E. og G.E. LIKENS 1973: Output of phosphorus, dissolved organic carbon, and fine patriculate carbon from Hubbard Brook watersheds.- Limnol. Oceanogr. 18, 734-742.
- HOLTAN, G., L.BERGLIND, A.H.ERLANDSEN, J.KNUTSEN, E.A.LINDSTRØM og M.MJELDE 1984: Rutineovervåking i Farris-Siljanvassdraget 1983. Fagrapport om sedimenter, høyere vegetasjon og begrong. NIVA-rapport, 0-8000227., 38 sider.
- HORNBECK, J.W., R.S. PIERCE og C.A. FEDERER 1970: Sreamflow changes after forest clearing in New England.- Water Resour. Res. 6, 1124-1132.
- HORNBECK, J.W., R.S. PIERCE, G.E. LIKENS og C.W. MARTIN 1975: Moderating the Impact og Contemporary Forest Cutting on Hydrologic and Nurient Cycles.- Publication no 117 de l'Association Internationale des Sciences Hydrologiques Symposium de Tokyo (Decembre 1975). s.423-433.
- HOWE, G.M., H.O.SLAYMAKER og D.M.HARDING 1967: Some aspects of flood hydrology of the upper catchments of the Severn and Wye.- Trans. Inst. Br. Geogr. 41, 33-58.
- IBREKK, H.O. 1985: Konsekvenser ved vegbygging i og langs vassdrag.- NIVA-rapport 0-84107, Oslo.
- IWAMOTO, R.N., E.O. SALO, M.A. MADEJ og R.L. McCOMAS 1978: Sediment

- and water quality: A review of the literature including a suggested approach for water quality criteria with summary of workshop and conclusions and recommendations.- EPA 910/9-78-048, Seattle, Washington.
- JERVEN, O. 1982: Behovet for sprøyting i ungskogspleien. Side 3-4 i "Alt om glyfosat", spesialutgave av Norsk Skogbruk 1982, 20 sider.
- JOHANSSON, C. 1982: Attached algal vegetation in running waters of Jämtland, Sweden.- Acta Phytogeogr. Suec. 71, 84s.
- KAUSHIK, N.K. og H.B.N. HYNES 1971: The fate of the dead leaves that fall into streams.- Arch.Hydrobiol., 68, 465-515.
- KROGH, T. og B. HAREIDE 1982: Bruk av glyfosat i nedbørfelt til drikkevannskilder. Side 7 i "Alt om glyfosat", spesialutgave av Norsk Skogbruk 1982, 20 sider.
- LANDBRUKSDEPARTEMENTETS GIFTNEMD 1982: Risikoen ved å sprøyte med glyfosat. Side 4-5 i "Alt om glyfosat", spesialutgave av Norsk Skogbruk 1982, 20 sider.
- LARSSON, S. og B. GREENER 1982: Effekten av skogsavverkning på erosionsforløpet i sedimentslutningar i øvre Klarelvsdalen.- Naturvårdsverket, Rapport s/nv pm 1601, 67s.
- LIKENS, G.E., F.H. BORMANN, N.M. JOHNSON, D.W. FISHER og R.S. PIERCE 1970: Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook Watershed-Ecosystem.- Ecol. Monogr., 40, no.1, 23-47.
- LUND-HØIE, K. 1975: N-phosphonomethylglycine (glyphosate), an alternative to commercial pre- and postemergence herbicides for the control of unwanted plant species in forest plantations in Norway. Meld. Norg. Landbr. Høgskole 54 (6), side 1-14.
- LUND-HØIE, K. 1977: Statens Plantevern, Ugrasbiologisk Avd., Stensiltrykk nr. 35.
- LUND-HØIE, K. 1982: Behandlingsmåter og dosering med glyfosat. Side 8-9 i "Alt om glyfosat", spesialutgave av Norsk Skogbruk 1982, 20 sider.

- LUND-HØIE, K. 1983: The influence of different light conditions on the distribution pattern of glyphosate (N-phosphonomethyl-glycine) in Scots Pine (Pinus sylvestris L.) Meld. Norg. Landbr. Høgskole. 62 (27)., side 1-11.
- LUND-HØIE, K. & H. Friestad. 1985: Photodegradation of the herbicide glyphosate in water. In press.
- LUNDIN, L., K. EHLERT, H. GRIP, L. RAMBERG og B. SØDERLUND 1975: The impact of some clearfellings on hydrology and water chemistry.- Preliminary report from the Klotenproject, Inst. of Limnology, Uppsala, 33pp.
- LYNCH, J.A., E.S. CORBETT og R. HOOPES 1977: Implications of forest management practices on the aquatic environment.- Fisheries, 2, no. 2, 16-22.
- LYNCH, J.A., G.B. RISHEL og E.S. CORBETT 1984: Thermal alteration of streams draining clearcut watersheds: Quantification and biological implications.- Hydrobiologia, 111, 161-169.
- MARTIN, C.W., D.S. NOEL og C.A. FEDERER 1984: Effects of Forest Clear-cutting in New England on Stream Chemistry.- J. Environ. Qual., 13, no. 2, 204-210.
- MATZNER, E., P.K. KHANNA, K.J. MEIWES and B. ULRICH 1983: Effects of fertilization on the fluxes of chemical elements through different forest ecosystems. Plant and Soil 74, side 343-358.
- MILJØDATANEMDEN 1982: Blågul miljø.- Red.: B.Thunberg. Miljødatanemden og Bokforlaget Prisma, Sverige.
- MILJØSTATISTIKK 1978: Naturressurser og forurensning. - Statistiske analyser nr 37. Statistisk Sentralbyrå., Oslo.
- MILJØSTATISTIKK 1983: Naturressurser og forurensning. - Statistiske analyser nr. 50., Statistisk Sentralbyrå., Oslo - Kongsvinger.
- MILLER, E.L. 1984: Sediment Yield and Storm Flow Response to Clear-Cut Harvest and Site Preparation in the Ouachita Mountains.- Water Resources Research, 20, no. 2, 471-475.

- MØLLER, G. 1984: Den praktiska skogsgjødslingens innvirkning på avrinningsvannet. Side 67-111 i Årbok (1983) fra Föreningen Skogsträdförädling och Institutet för skogs-bättring.
- NEWSON, M.D. og M.ROBINSON 1983: Effects of Agricultural Drainage on Upland Streamflow: Case Studies in mid-Wales.- J. Environ. Mgmt 17, 333-348.
- NEWTON, M., K.M. HOWARD, B.R. KELPSAS, R. DANHAUS, C.M. LOTTMAN, and S. DUBELMAN. 1984: Fate of glyphosate in an Oregon Forest Ecosystem. J. Agric. Food Chem. 32(5), side 1144-1151.
- OGNER, G. 1981: Vannkvalitet etter gjødsling av skog. I. Korttids-effekt av gjødsling og et tilfelle av fiskedød i Heggavassdraget, Hurdal.- NISK, Rapport 4/81. Ås-NLH.
- OGNER, G. 1982: Vannkvalitet etter gjødsling av skog. II. Virkning av gjødsling på Heggavassdraget, Hurdal, i de første 15 måneder etter gjødsling.- NISK, Rapport 9/82. Ås-NLH.
- OVERREIN, L.N. 1968: Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil: 1. Nitrogen losses by leaching and volatilization after addition of UREA-N¹⁵. Soil sci. 106(4), side 280-290.
- OVERREIN, L.N. 1969: Lysimeter studies on tracer nitrogen in forest soil: 2 Comparative losses of nitrogen through leaching and volatilization after the addition of Urea, Ammonium and nitrate. Soil sci. 107(3), side 149-159.
- PATRIC, J.H. og G.M. AUBERTIN 1977: Long-Term Effects of Repeated Logging On an Appalachian Stream.- Journal of Forestry, 75, no.8, 492-494.
- PATRIC, J.H. 1980: Effects of Wood Products Harvest on Forest Soil and Water Relations.- J. Environ. Qual., 9, no.1, 73-80.
- RAMBERG et al. 1973: Effekter av skogsgjødsling och kalhugging på mark och vatten. Rapport nr.1.- Scripta Limnologia Upsaliensia 320.
- RAMBERG, L. 1976: Effects of forestry operations on aquatic

- ecosystems.- I "Man and the Boreal Forest", ed.:C.O. TAMM
Ecol.Bull.(Stockholm) 21, 143-149.
- RAMBERG, L. 1981: Increase in Stream pH after a Forest Drainage.-
AMBIO, 10, No.1, 34-35.
- ROSEN, K. 1984: Avrinningsøkning etter kalavverkning.-Skogsfakta,
Biologi och skogsskøtsel, 16, 4pp.
- RUEPPEL, M.L., B.B. BRIGHTWELL, J. SCHAEFER, and J.T. MARVEL 1977:
Metabolism and degradation of glyphosate in soil and
water. J. Agric. Food Chem. 25(3), side 517-528.
- RYCROFT, D.W. og W.MASSEY 1975: The effect of field drainage on river
flow.- MAFF Field Drainage Experimental Unit. Tech. Bull.
75/9.
- SAMDAL, J.E., & J.KNUTZEN 1969: Forurensninger fra barkhaug ved Sande
Tresliperi A/S. NIVA-rapport, 0-78/68, 13 sider.
- SCHAUMBURG, F.D. 1973: The influence of log handling on water quality.
U.S. Environmental Protection Agency, EPA-R2 73-085., 105
sider.
- SFT 1983: Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør.
Årsrapport for 1982.- Statl. progr. for forurensnings-
overvåking, 108/83.
- SHORTREED, K.S. og J.G. STOCKNER 1983: Periphyton biomass and species
composition in a coastal rainforest stream in British
Columbia: effects of environmental changes caused by
logging.- Can. J. Aquat.Sci., 40, 1887-1895.
- SKIEN KOMMUNE 1978: Analyse av tømmerets innflytelse på
drikkevannsinntaket i Steinsvika. Skien kommune,
Byingeniøren, Brannsjefen.
- SNSF 1977: Sur nedbør og noen alternative kilder som årsak til
forsuring av vassdrag.- SNSF-prosjektet. Red.: A. Tollan.
Oslo - Ås, mars 1977.
- SNV 1973: Skogsbruket och naturvården.- Statens naturvårdsverk, SNV
1973:3.

- SNV 1979: GLYFOSAT ett kjemisk medel mot ogras och løvsly.
Naturvårdsverket SNV PM 1200, 24 sider.
- SKOGSTATISTIKK 1982, Statistisk Sentralbyrå 1984, Oslo/-
Kongsvinger., 109 sider.
- SWANK, W.T. og J.E. DOUGLASS 1977: Nutrient budgets for undisturbed
and manipulated hardwood forest ecosystems in the
mountains of North Carolina.- I "Watershed research in
eastern North America", Vol.1, 343-363. Tidemark
Printings Inc., Edgewater, Maryland.
- TAMM, C.O., H. HOLMEN, B. POPOVIC og G. WIKLANDER 1974: Leaching of
plant nutrients from soils as a consequence of forestry
operations.- Ambio, 3, 211-221.
- TJOMSLAND, T., P.BRETTUM, og A. HENRIKSEN 1984: Rutineovervåking i
Telemarksvassdraget 1983. NIVA - rapport, O-8000207, 38
sider.
- VAN RENSEN, J.J.S., 1974: Effects of N-phosphonomethylglycine on
photosynthetic reactions in Scenedesmus and in isolated
spinach chloroplasts. 3rd. international congress on
photosynthesis, Sept. 2-6, Rehovot, Israel.
- WETZEL, R.G. 1975: LIMNOLOGY. W.B. Saunders Company., Philadelphia -
London - Toronto., 743 sider.
- WIKLANDER, G. 1974: Hyggesupptagningens inverkan på växtnæringinnehold
i yt- og grundvatten.- Sveriges skogsvFörb. Tidskr., 72,
86-90.

FORSTMESSIGE ORD OG UTTRYKK

Barkebilleboogie.- Barkebillehunnens kallefrekvens før parring (110 dB, 45 000 Hz). Brukes til å lokke hannen ut av skogen og i fella.

Din treskalle!- Rituell innledningsfrase brukt under grensetvister vedr. skogeiendommer.

Hengemyr.- Myr hengt opp til tørk for brenselformål.

Hva inn i granskauen er det du driver med?- Høflighetsfrase brukt overfor personer som uten påviselig grunn oppholder seg i granskog eller utreder spørsmål om denne.

Langt borti tyttebærskauen.- Betegnelse for tyttebærforekomster som ligger mer enn 5 km fra bilvei.

Liten frue kan velte stort lass.- Oppr. ordtak fra Prillar-Guri. Nå brukt om kvinnelige tømmerkjørere.

Man ser ikke lauvskog for bartrær.- Beskrivelse av skogområde behandlet med herbicidet glyfosat.

Nå barker det i veg!- Oppsang brukt under nedlegging av bark til vegfyllinger.

Og bakom synger SKOGAN.- Beskrivelse av akustiske effekter ved helikopterspredning av ammoniumnitrat (SKOGAN).

Som man koser i skogen blir man far.- Betegnelse for terapeutisk metode som alternativ til prøverørsmetoden. Brukt til å opprettholde bosetningen på landet.