

L
(481)W

Norsk landbruksforskning

30 SEPT. 1991

Norwegian Agricultural Research

Vol. 5 1991 Nr. 3

NISK, BIBLIOTEKET



70266708

Norsk institutt for skogforskning
Biblioteket
P.O. 61 - 1432 ÅS-NLH



Statens fagtjeneste for landbruket, Ås, Norge
Norwegian Agricultural Advisory Service, Ås, Norway

NORSK LANDBRUKSFORSKING / NORWEGIAN AGRICULTURAL RESEARCH

Norsk landbruksforskning er en fortsettelse av Meldinger fra Norges landbrukshøgskole og Forskning og forsøk i landbruket og dekker et publiseringsbehov for norske forskningsresultater innenfor fagområdene: Akvakultur/*Aquaculture*, Husdyrbruk/*Animal Science*, Jordfag/*Soil Science*, Landbruksteknikk/*Agricultural Engineering and Technology*. Naturgrunnlag og miljø/*Natural Resources and Environment*, Næringsmiddelteknologi og hygiene/*Food Technology*, Plantedyrking jord- og hagebruk/*Crop Science*, Skogbruk/*Forestry*, Økonomi og samfunnsplanlegging/*Economics and Society Planning*,

Tidsskriftet har abstrakt, figur- og tabelltekster, overskrift samt nøkkelord på engelsk.

Articles published in the journal will always contain titles, abstracts, key words and figures and tables legends in English.

Ansvarlig redaktør/*Managing Editor*, Jan A. Breian

Redaksjonsråd/*Editorial Board*

Birger Halvorsen, Norsk institutt for skogforskning

Sigmund Huse, Norges landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning

Ådne Håland, Særheim forskingsstasjon

Åshild Krogdahl, Institutt for akvakulturforskning

Karl Alf Løken, Norges landbrukshøgskole, Institutt for tekniske fag

Toralv Matre, Norges landbrukshøgskole, Institutt for husdyrfag

Einar Myhr, Norges landbrukshøgskole, Institutt for tekniske fag

Nils K. Nesheim, Norges landbrukshøgskole, Institutt for økonomi og samfunnsfag

Kjell Bjarte Ringøy, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning

Ragnar Salte, Institutt for akvakulturforskning

Martin Sandvik, Norsk institutt for skogforskning

Hans Sevattal, Norges landbrukshøgskole, Institutt for planfag og rettslære

Bal Ram Singh, Norges landbrukshøgskole, Institutt for jordfag

Arne Oddvar Skjelvåg, Norges landbrukshøgskole, Institutt for plantekultur

Anders Skrede, Norges landbrukshøgskole, Institutt for husdyrfag

Grete Skrede, Norsk Institutt for næringsmiddelforskning

Kjell Steinholt, Norges landbrukshøgskole, Institutt for meieri- og næringsmiddelfag

Arne H. Strand, Norges landbrukshøgskole, Institutt for meieri- og næringsmiddelfag

Hans Staaland, Norges landbrukshøgskole, Institutt for biologi og naturforvaltning

Asbjørn Svensrud, Norges landbrukshøgskole, Institutt for skogfag

Geir Tutturen, Norges landbrukshøgskole, Institutt for tekniske fag.

Odd Vangen, Norges landbrukshøgskole, Institutt for husdyrfag

Sigbjørn Vestheim, Norges landbrukshøgskole, Institutt for hagebruk

Kåre Årsvoll, Statens plantevern

UTGIVER/*PUBLISHER*

Statens fagteneste for landbruket/*Norwegian Agricultural Advisory Service*, Moerveien 12, 1430 Ås, Norway. Norsk landbruksforskning/*Norwegian Agricultural Research* (ISSN 0801-5333) blir utgitt med fire hefter pr. år som utgjør et volum. Hvert hefte skal være på ca. 100 sider. Abonnementsprisen er NOK 400,- pr. år. Eventuelle supplementer vil bli sendt gratis til abonnenter, men kan bestilles separat hos utgiveren.

KORRESPONDANSE/*CORRESPONDENCE*

All korrespondanse av redaksjonell eller forretningsmessig karakter skal sendes til Statens fagteneste for landbruket/*Norwegian Agricultural Advisory Service*.

Tegningen på omslaget er fra «Guttene på broen» av Kjell Aukrust.

ISSN 0801-5333

30 SEPT. 1991

Redusert sprøyting mot mjøldogg (*Sphaerotheca mors-uvae*) til solbær

II. Verknader på det økonomiske utbyttet

Reduced spraying against powdery mildew (Sphaerotheca mors-uvae) in blackcurrants

II. *Effects on the economic result*

ARNFINN NES

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Kise forskingsstasjon, Nes på Hedmark.

The Norwegian State Agricultural Research Stations, Kise Research Station, Nes Hedmark, Norway

Nes, A. 1991. Reduced spraying against powdery mildew (*Sphaerotheca mors-uvae*) in blackcurrants. II. Effects on the economic result. Norsk landbruksforskning 5: 193-196. ISSN 0801-5333.

The report deals with the economic results following the use of different spraying programmes against powdery mildew in blackcurrants. With no fungal control there was a reduced yield compared with the yield when either a standard or various reduced spraying programmes were used. The economic result was improved when any of the alternative spraying programmes was utilized compared with no fungal control being exercised. However, the result was not significantly affected when the number of treatments was reduced from seven to three. Five applications of fungicides gave both the highest yield and the best economic result.

Key words: Blackcurrants, economy, fungicides, pest control.

Arnfinn Nes, Kise Research Station, N-2350 Nes på Hedmark

Eit viktig mål for norsk bærproduksjon er å produsera bær av god kvalitet med minst mogeleg bruk av kjemiske plantevernmidde. Det har til no vore forska lite på dette, men forsøk som nyleg er avslutta, har synt interessante resultat i solbær som har vore dyrka med ulike sprøyteprogram mot mjøldogg (Nes 1990).

I denne meldinga tek ein utgangspunkt i

resultata frå desse forsøka og drøftar økonomien ved bruk av dei ulike sprøyteprogramma.

MATERIAL OG METODE

Det er tidlegare gjort greide for forsøksopp- legget og arbeidet med registreringane (Nes 1990).

Grunnlaget for kalkylane i denne meldinga er følgjande:

- avlingsresultata frå forsøket (Nes 1990)
- standard sprøyteplan for området (Kråkevik m.fl.1983)
- prislister for plantevernmiddel (Felleskjøpet 1990)
- tal for arbeidsforbruket i solbærproduksjonen (Kråkevik 1973)
- kostnadskalkylar for dyrking av solbær (Kråkevik 1990)

I drøftinga er det berre teke omsyn til dei faktorane i kostnadskalkylane som varierte når ulike sprøyteprogram vart nytta i dei ulike forsøksledda.

Desse variable kostnadene var:

- kostnader til kjøp av soppmiddel
- arbeidskostnader
- traktorkostnader

Arbeidsforbruket ved sprøyting er 0,15 time/daa/sprøyting (Kråkevik 1990). Prisar på arbeidskraft og maskinleige er etter gjeldande tariffar i 1990. Timeprisen for arbeid vart sett til kr 83,60, og dei variable traktorkostnadene til kr 40 pr time. Heile forsøksfeltet vart sprøytta to gonger med insektmiddel for å hindra skade av solbærgallmygg. Med unntak for sprøyteprogram A, vart det samstundes og nytta soppmiddel ved desse to sprøytingane.

I utrekningane som syner meirkostnadene ved bruk av ulike sprøyteprogram, er det teke omsyn til at arbeids- og traktorkostnadene difor er faste for dei to første sprøytingane, utan omsyn til om det også vart sprøytta mot mjøldogg.

I sprøyteprogram B, vart tilleggskostnadene for sprøyting difor berre lik kostnadene til soppmiddel.

Sprøyteprogramma var:

The treatments were:

- A: buskane vart ikkje sprøytta med soppmiddel.
no use of fungicides

B: buskane vart sprøytta to gonger med soppmiddel, men berre i samband med insektsprøytinga.

two applications of fungicides

C: buskane vart sprøytta sju gonger med soppmiddel.

seven applications of fungicides

D: buskane vart sprøytta tre gonger med soppmiddel.

three applications of fungicides

E: buskane vart sprøytta fem gonger med soppmiddel.

five applications of fungicides

RESULTAT

Avling og økonomi

Avlingane varierte etter bruk av ulike sprøyteprogram (Nes 1990). Avlingsauken pr dekar er i tabell 1 sett opp i høve til det usprøytta forsøksleddet (sprøyteprogram A).

Kostnadene ved bruk av ulike sprøyteprogram i høve til ingen mjøldoggsprøyting, er sett opp i tabell 2.

Tabell 1. Avlingsauke (kg/daa/år) etter bruk av ulike sprøyteprogram i høve til ingen sprøyting mot mjøldogg. Middell av seks år

Table 1. Yield increases (kg/0.1 ha/year) following different spraying programmes compared with yields when no fungicide was used against mildew. Means of six years

Sprøyteprogram Spraying programme	Avlingsauke Yield increases
A	0
B	17
C	140
D	88
E	172
LSD 5 %	79

Tabell 2. Meirkostnader (kr/daa/år) ved bruk av ulike sprøyteprogram mot mjøldogg i høve til usprøyta

Table 2. Increase in costs (NOK/0.1 ha/year) when using different spraying programmes against mildew compared with programmes with no spraying

Sprøyteprogram	Tal sopp-sprøytingar	Kostnader av Soppmiddel	Costs from Arbeid	Costs from Traktor	Kostnader i alt
Spraying programme	Number of sprayings	Fungicide	Labour	Tractor	Sum of costs
A	0	-	-	-	-
B	2	56	0	0	56
C	7	152	63	30	245
D	3	92	13	6	111
E	5	132	38	18	188

Kråkevik (1990) har kalkulert dei totale kostnadene utanom haustekostnadene for ei solbærplanting som skal stå i 10 år til kr 38.806. Haustekostnadene ved bruk av haustemetoden bankehausting, er i same kalkylen rekna til kr 3,11 pr kg.

Ved å nytta avlingstala i tabell 1, og tala for endra kostnader ved bruk av ulike sprøyteprogram i tabell 2, har vi berekna verdiane for auke i netto dekningsbidrag.

Resultatet er sett opp i tabell 3.

Tabell 3. Auke i netto dekningsbidrag (kr/daa/år) etter bruk av ulike sprøyteprogram samanlikna med ingen sprøyting mot mjøldogg. Mid-del av seks år.

Table 3. Increase in net income (NOK/0.1 ha/year) following different spraying programmes against mildew compared to programmes with no use of fungicide. Means of six years.

Sprøyteprogram	Auka netto dekningsbidrag
Spraying programme	Increase in net income
A	0
B	28
C	466
D	335
E	683

DRØFTING

Forsøket synte sikker avlingsauke av sopp-sprøyting for dei fleste av forsøksledda, tabell 1. Den økonomiske kalkylen (tabell 2) synte at kostnadene varierte mykje med val av sprøyteprogram. Det kom også fram at forsøksleddet som hadde dei største kostnadene, ikkje var det same som gav den største avlinga i forsøket.

Verknadene av ulike avlingar og ulike sprøyteprogram på netto dekningsbidrag pr år, er sett opp i tabell 3. Tabellen syner at det har vore privatøkonomisk lønsamt å kontrollera mjøldoggsoppen i dette feltet. Men tala syner også at eit moderat sprøyteprogram (program E), var det mest lønsame sprøyteprogrammet.

Når sprøyteprogram E vart nytta, steig netto dekningsbidrag med kr 683 pr dekar og

år i høve til alternativet utan sprøyting mot mjøldoggsoppen (sprøyteprogram A). For eit omløp med åtte avlingsår, vil netto dekningsbidrag etter desse føresetnadene auka med kr 5.464 pr dekar. I tillegg har ein nytta eit meir miljøvenleg dyrkingsopplegg enn det som har vore det mest vanlege i området tidlegare.

ETTERORD

Fylkesgartnar Sverre Kråkevik har vore ein

kritisk og særs nyttig hjelpesmann under arbeidet med meldinga. Han skal ha mange takk for nyttig rettleiing.

LITTERATUR

Felleskjøpet 1990. Prislister Plantevernmidler 1990.

Nes, A. 1990. Redusert sprøyting mot mjøldogg (*Sphaerotheca mors-uvae*) til solbær. I. Verknader på sjukdomsutvikling og avling. Norsk Landbruksforskning 4. 351 - 358.

Kråkevik, S. 1973. Arbeidsforbruket i solbærproduksjonen. Forskn. fors.landbr. 24: 342 - 356.

Kråkevik, S. m.fl. 1983. Sprøyteplan for solbær (soppinsekt) 1983 - yrkesdyrkere. Hedmark fylkeslandbrukskontor.

Kråkevik, S. 1990. Kostnadskalkyle for solbær 1990. Hedmark Fylkeslandbrukskontor.

Næringsstofftilførsel til vann

Omfang og kilder samt virkning og kostnader ved tiltak

Emissions of nutrients to water

Quantities, sources, effects and costs of measures

FRED H. JOHNSEN & RAMOU HJELMTVEIT

Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo, Norge

Norwegian Agricultural Economics Research Institute, Oslo, Norway

Johnsen F.H. & R. Hjelmtvedt 1991. Emissions of nutrients to water. Quantities, sources, effects and costs of measures. *Norsk landbruksforskning* 5: 197-214. ISSN 0801-5333.

A literature review of Norwegian reports on emissions of nitrogen and phosphorus to freshwater and coastal areas has been carried out. The objectives were to quantify present emissions of the two nutrients, to assess the expected reduction in emissions after certain measures have been implemented, and to assess the expected socio-economic costs of implementing the measures. Several quantitative studies are referred to, including the agriculture, municipal sewage, aquaculture and industry sectors. On the basis of the reports reviewed, it is recommended that in future research in this field system approach should be adopted rather than continuing with the current approach, by which evaluations are made sector by sector and measure by measure.

Key words: Aquaculture, economics, nitrogen, nutrient runoff, phosphorus, pollutions from agriculture, sewage, socio-economic costs, water pollution.

Fred H. Johnsen, Norwegian Agricultural Economics Research Institute, P.O. Box 8024 Dep., N-0030 Oslo 1, Norway.

Utslipp av plantenæringsstoffene nitrogen og fosfor til ulike vannforekomster har skapt økende bekymring på miljøvernhold. Overgjødning av vassdrag har ført til algeoppblomstring som har forringet vannkvaliteten betydelig for

de fleste bruksformål. Ved kraftig algeoppblomstring, forbrukes så mye oksygen ved nedbrytning av algene at resultatet kan bli oksygensvikt og derav påfølgende fiskedød. I verste fall forekommer en oppblomstring av

giftproduserende blågrønnalger, som fører til at vannet blir helsefarlig å drikke for dyr og mennesker.

Fosfor er den mest begrensende faktor for algevekst i ferskvann. I saltvann antas nitrogen å ha større betydning. Derfor var fosfor mest i fokus så lenge debatten var konsentrert om ferskvannsførekoster som Mjøsa, Halden-vassdraget og elvene på Jæren. Etter algekatastrofen i Nordsjøen sommeren 1987 har nitrogen kommet mer i fokus enn tidligere. Norske miljøvernmyndigheter har satt ambisiøse mål for reduksjon av både nitrogen og fosfor. Gjennom Nordsjø-avtalen har Norge forpliktet seg til å redusere utslippene av nitrogen og fosfor til sårbare deler av Nordsjø-

en med 50% innen 1995, målt i forhold til nivået for 1985.

Når det er satt målsetninger for reduksjoner av et forurensende utslipp, vil man ønske å nå disse målene til lavest mulig kostnad for samfunnet. Dette innebærer at man velger de mest kostnadseffektive tiltak, det vil si de tiltak som gir størst nytte i form av reduserte utslipp for hver krone man setter inn på tiltaket. For å finne fram til et slikt utvalg av tiltak, er det nødvendig å kjenne den samfunnsøkonomiske kostnaden ved gjennomføring av hvert aktuelt tiltak samt tiltakets virkning på det forurensende utslippet. Tiltak i ulike sektorer må ses samlet når ulike sektorer bidrar med det samme forurensende stoffet. Før man avgjør hvor

Tabell 1. Tilførsler av fosfor til sjøområder fra ulike kilder fordelt på fylker. Kilde: Molvær et al. (1990)

Table 1. Phosphorus emissions to the sea from different sources distributed per county/area. Source: Molvær et al. (1990)

Fylke/omr. County/area	Befolkn. Sewage	Jordbr. Agri- culture	Ind. Ind.	Bakgr. Backgr.	Ned.i. Prec.	Akvak. Aquac.	Sum Total
Ytre Oslofj.	760	340	280	240	30	-	1650
Telemark	110	15	50	40	30	-	245
Aust-Agder	60	6	5	20	20	5	116
Vest-Agder	100	14	10	10	40	-	174
Rogaland	210	140	11	30	10	100	501
Hordaland	290	60	11	25	15	270	671
Sogn og Fj.	70	60	8	25	15	130	308
Møre og Romsd.	160	75	15	30	15	170	465
Sør-Trønd.	170	110	20	50	20	75	445
Nord-Trønd.	75	100	10	60	20	60	325
Nordland	180	60	100	110	20	150	620
Troms	100	20	35	60	15	40	270
Finnmærk	55	10	35	60	10	25	195
SUM tonn Total tons	2300	1000	600	750	250	1000	5900
%-fordeling Percentage	39	17	10	13	4	17	100

Ned.i. = nedbør på innsjø

Prec. = Precipitation on lakes and rivers

Bakgr. = avrenning fra skog, fjell, utmark etc.

Backgr. = Emission from forests, mountains, etc.

omfattende tiltak som er nødvendig, bør man kjenne størrelsen av de samlede utslipp.

I denne litteraturgjennomgangen vil vi omtale nyere arbeider som kvantifiserer tre forhold:

- Dagens utslipp av nitrogen og fosfor
- Reduksjonen i utslippene hvis visse tiltak gjennomføres
- De samfunnsøkonomiske kostnadene ved å gjennomføre tiltakene.

Studier av mindre områder vil bli utelatt i denne litteraturoversikten. Vi vil dessuten bare omtale norske arbeider, siden kvantifiseringer fra utlandet sannsynligvis vil gi helt andre resultater enn kvantifiseringer gjort i Norge. Dette skyldes betydelige forskjeller i bl.a. klima, jordbunnsforhold, bruksstruktur og prisenivå. En del utenlandske undersøkelser omkring økonomien ved redusert forurensning fra landbruket er omtalt hos Johnsen (1990).

DAGENS UTSLIPP AV NÆRINGSSALTER

Det foreligger ulike beregninger av de totale utslippene av nitrogen og fosfor i Norge. Den nyeste av disse er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (Molvær et al. 1990). De viktigste tallene herfra er gjengitt i tabell 1 og 2. Utgangspunktet har vært å beregne tilførsler til kystområdene, men retensjon (tilbakeholdelse) i vassdrag er ikke vurdert. I beregningene er det heller ikke tatt med tilførsel med nedbør direkte på sjø.

Beregningene som er gjengitt i tabell 1 viser at de totale utslippene av fosfor inkludert naturlige kilder fra Norge til vann er ca. 5900 tonn. Jordbruket bidrar med ca. 17% av dette, mens befolkning er den klart største kilden med 39%. Det er imidlertid antatt at dette anslaget kan være noe høyt da man ikke hadde oversikt over alle renseanlegg. Fiskeoppdrett bidrar med 17%, mens industri utgjør ca. 10%. For industrien har det vært vanskelig å

Tabell 2. Tilførsler av nitrogen til sjøområder fra ulike kilder fordelt på fylker. Kilde: Molvær et al. (1990)

Table 2. Nitrogen emissions to the sea from different sources distributed per county/area. Source: Molvær et al. (1990)

Fylke/omr. County/area	Befolkn. Sewage	Jordbr. Agri- culture	Ind. Ind.	Bakgr. Backgr.	Ned.I. Prec.	Akvak. Aquac.	Sum Total
Ytre Oslofj.	7900	13100	700	9100	1200	-	32000
Telemark	680	500	3700	1800	1400	-	8080
Aust-Agder	360	220	30	1300	1100	50	3060
Vest-Agder	620	360	70	2900	700	-	4650
Rogaland	1260	4060	50	2900	700	650	9620
Hordaland	1750	1280	1040	1800	700	2300	8870
Sogn og Fjord.	450	1260	30	1800	600	1300	5440
Møre og Romsd.	1000	1670	50	1550	300	1500	6070
Sør-Trøndelag	1060	2500	100	1800	400	600	6460
Nord-Trøndelag	450	2400	40	2100	350	500	5840
Nordland	1050	1050	1280	2700	400	1200	7680
Troms	600	380	200	1400	300	300	3180
Finmark	330	160	230	1450	200	150	2520
SUM tonn Total tons	17500	29000	7500	32500	8500	8500	103500
%-fordeling Percentage	17	28	7	31	8	8	100

skaffe opplysninger. Man antar at industriens bidrag er noe underestimert og at det er noe industribidrag som inngår i befolkning. Summen av bidrag fra industri og befolkning skulle dermed være noenlunde riktig. Utslippene fra fiskeoppdrett er basert på produksjonstall fra 1988 og er derfor sannsynligvis for lavt anslått. Dersom produksjonen øker som forutsatt, vil fosforutslippene fra fiskeoppdrett bli vesentlig større enn jordbrukets.

Det totale utslipp av nitrogen er ca. 100.000 tonn. Jordbruket er den største menneskeskapte nitrogen-kilden med 28%.

Det er ikke tatt hensyn til bioresponser på næringsstofftilførselene. Den antas å variere fra område til område og vil foruten tilgjengeligheten også være avhengig av når på året tapet skjer.

Ulike beregningsmåter har gitt ulike resultater for totalavrenningen. Spesielt er det store sprik i beregninger av avrenningen fra landbruket. Som det framgår av tabell 1 og 2, er avrenningen fra landbruket beregnet til 1000 tonn fosfor og 29000 tonn nitrogen for hele landet i NIVA's undersøkelse. Statens forurensningstilsyn opererte så sent som høsten 1989 med tilsvarende tall på henholdsvis 2100 tonn fosfor og 40000 tonn nitrogen i sitt utkast til langtidsplan (Statens forurensningstilsyn 1989a). Disse tallene er imidlertid justert omtrent tilsvarende NIVA's beregninger i den endelige langtidsplanen. De store forskjellene mellom avrenningstall fra ulike undersøkelser tyder på at de tallene som nå presenteres også kan bli gjenstand for betydelige endringer ved senere undersøkelser.

Jordbruksdelen av NIVA's undersøkelse bygger på fylkesvise avrenningsfaktorer i gram pr. daa og år. Jordforsk har utarbeidet tilsvarende avrenningsfaktorer hvor det enkelte fylke er delt i opptil fire soner med ulike avrenningsfaktorer (Åstebøl et al. 1989). Jordforsks noe mer detaljerte sett av avrenningsfaktorer antas å være mer egnet for lokale undersøkelser enn gjennomsnittstall på fylkesbasis.

LANDBRUK

Jordforsk har gjennomført en beregning av virkningene av en del jordbrukstiltak i tilknytning til arbeidet med Nasjonal Nordsjøplan (Åstebøl et al. 1989). Dette er det mest oppdaterte arbeidet som analyserer virkningen av et stort utvalg tiltak overfor landbruket.

Kostnadene ved de samme tiltakene er beregnet ved NILF (Magnussen & Sandberg 1989). Dette arbeidet bygger for en stor del på andre undersøkelser ved NILF omkring kostnader ved tiltak mot fosforavrenning (Berger & Johnsen 1988, Johnsen 1990).

De viktigste tallene fra arbeidene ved Jordforsk og NILF omkring Nasjonal Nordsjøplan er oppsummert i tabell 3, og tiltakene er kommentert i det følgende. Kommentarene er også bygd på de nevnte rapportene i tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan. I tillegg er aktuelle virkemidler listet opp med Statens forurensningstilsyn (1990) som kilde. Tallene i tabell 4 er beregnet ved 100% gjennomføringsgrad.

Til slutt følger en kort omtale av noen tiltak som ikke har vært med i utredningen av Nasjonal Nordsjøplan, men som er utredet i andre arbeider.

Reduserte gjødsellekkasjer

Utbedring av gjødsellagre med lekkasje innebærer investeringer i innsetting av ny prefabrikert gjødselpørt og/eller innvendig behandling av lageret med f.eks. sprøytebetong.

Tiltaket vil gi kostnadsreduksjon ved at husdyrgjødsel som tidligere gikk tapt ved lekkasje kan erstatte kunstgjødsel. Dette forutsetter at gårdsbruket har areal som husdyrgjødsel kan nyttes på.

Kostnadene ved å gjennomføre tiltaket bygger på opplysninger fra fylkeslandbrukskontorene om antall bruk med portlekkasje, annen lekkasje og kostnaden for å utbedre feilene i gjennomsnitt pr. gårdsbruk.

De aktuelle virkemidlene er tilskott, planlegging og kontroll (Statens forurensningstilsyn 1990).

Tabell 4. Tiltak mot næringsstoffutslipp fra kommunal kloakk. Investeringer i millioner kr (Inv), redusert årlig fosforutslipp i tonn (P) og redusert årlig nitrogenutslipp i tonn (N) fordelt på de fylker som er utredet i tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan. Kilde: Farestveit (s.a.)

Table 4. Measures against nutrient outlets from municipal sewage. Investments in NOK millions (Inv.), reduced annual phosphorus emissions in tons (P), and reduced annual nitrogen emissions in tons (N), distributed per county surveyed within the National North Sea Plan. Source: Farestveit (s.a.)

Fylke County	Renseanlegg, nye Constructing new purification plants		Renseanlegg, utb. Upgrading old purification plants		Ledningsanering Replacing old sewer pipes		Nye tilkoblinger Connecting more houses to existing purification plants		Nitrogentrinn Introducing nitrogen step into the largest purification plants					
	Inv.	P	N	Inv.	P	N	Inv.	P	N	Inv.	P	N		
Østfold	220	20	30	50	3	4	270	14	19	94	10	13	371	600
Oslo/Akershus	0	0	0	130	35	40	335	18	25	426	12	16	595	1950
Hedmark	45	6	8	41	3	5	82	2	4	11	1	1	140	165
Oppland	111	22	30	101	11	16	330	16	22	0	0	0	85	120
Buskerud	120	37	52	32	12	16	1050	40	56	0	0	0	180	320
Vestfold	165	25	36	94	56	80	0	0	0	39	2	2	220	272
Telmark	403	64	85	6	1	1	93	4	5	10	1	1	116	265
Aust-Agder	272	35	48	0	0	0	194	11	16	0	0	0	70	100
Vest-Agder	324	44	61	0	0	0	148	16	23	0	0	0	175	300
Rogaland	1127	144	200	0	0	0	0	0	0	28	15	21	357	520
Totalt Total	2800	470	550	450	120	160	2500	120	170	600	40	55	2300	4650

Reduserte silolekkasjer

Tiltaket omfatter både utbedring av eksisterende anlegg, overgang til alternative ensileringsmetoder som fortærking og rundballeensilering og overgang til høy. I forbindelse med Nasjonal Nordsjøplan ble det bare gjort beregninger for utbedring av silo- og pressaftanlegg. Kostnadseffektivitet med hensyn på redusert fosforutslipp ved fortærking, rundballeensilering og overgang til høy er behandlet for Mjøsa og Indre Oslofjord av Berger og Johnsen (1988).

Gjennomføring av tiltaket medfører kostnader til tetting, utviding av siloanlegg eller investering i nytt pressaftanlegg.

Tiltaket kan ha en inntektsside ved at pressaft blir tatt bedre vare på som gjødsel. Pressaft kan også brukes som fôr.

Utbedringskostnad varierer mellom kr 20 000 (Aust-Agder) og kr 100 000 (Østfold). Variasjonen skyldes i stor grad forskjellen i bruksstørrelse. I Aust-Agder er det gjennomgående enklere siloanlegg av mindre størrelse, uten behov for større utbedringer. I Østfold er siloanleggene større og mer avanserte. Det krever mer omfattende utbedringer.

De virkemidlene som er vurdert er tilskott til utbedringer, økt kontroll og planlegging.

Forskriftsmessige planeringsfelter

Tiltaket innebærer at planeringsfelt skal være innrettet slik at det ikke oppstår forurensning. Dette vil kreve kontroll med eksisterende anlegg, planlegging og utbedring av feil og mangler samt konsesjonsbehandling av nye anlegg.

De virkemidlene som er vurdert i denne sammenhengen er forbud mot å bakkeplanere i spesielle områder, strengere krav til nye anlegg, tilskudd, planlegging, kontroll og lokale forskrifter.

Redusert bruk av handelsgjødsel

I tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan er dette tiltaket betegnet som "riktig gjødselmengde" (jfr. tabell 3) og forutsettes gjennomført ved hjelp av gjødselplan. Målet for en slik plan er

å tilpasse tilførselen av næringsstoffer etter plantenes behov og vekstforholdene på stedet. Hvorvidt slike gjødselplaner utarbeidet ved hjelp av eksisterende EDB-programmer virkelig gir den agronomisk, økonomisk og miljømessig sett riktigste gjødsling, er ikke vurdert i denne sammenhengen. Heller ikke hvilken grad av konflikt som måtte finnes mellom miljømessig og økonomisk riktig gjødsling. For en nærmere drøfting av EDB-baserte gjødselplaner, henvises til Forbord (1989).

De viktigste kostnadene ved dette tiltaket er arbeidet med utarbeiding av gjødselplan, jordprøvetaking, jordanalyser og EDB-kjøring. Inntektssiden består av reduserte kostnader til handelsgjødsel. Denne innsparingen er så betydelig at tiltaket er både foretaksøkonomisk og samfunnsøkonomisk lønnsomt.

Dersom den reduksjonen av gjødselbruk man kan oppnå ved hjelp av gjødselplaner ikke anses for tilstrekkelig, kan man bruke en avgift for å redusere gjødselbruken ytterligere. Vi har miljøavgift på handelsgjødsel i dag. Denne har hittil ikke vært stor nok til å ha betydelig virkning på gjødselbruken, men avgiften er økt betydelig de senere årene. Avgift er ikke vurdert i tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan.

Simonsen (1989) kommer fram til at en 300% avgift på nitrogengjødsel vil redusere nitrogenavrenningen fra åker med 28-37% og fra eng med 66%. Den samfunnsøkonomiske kostnaden ved en så høy avgift kan komme opp i nærmere en milliard kr.

Johnsen (1990) finner at en avgift på fosfor i størrelsesorden 150% vil føre til en samfunnsøkonomisk kostnad på 67 mill. kr når planteproduksjonen verdsettes med innenlandske priser. Med verdensmarkedspriser blir det ingen netto kostnad. Den forventede reduksjonen i algetilgjengelig fosfor er 25 tonn pr. år. Det understrekes at det er betydelig usikkerhet i dette tallmaterialet.

Delt gjødsling

Tiltaket forutsettes gjennomført på alt kornareal, fratrukket areal der det praktiseres delt gjødsling i dag. Tiltaket medfører oppsplitting

av N-gjødselen i to omganger. Dette betyr at gjødslingen kan skje i forskjellige utviklings-trinn, og en kan dermed bedre tilpasse næringsstofftilførselen etter jordart, klima og plantenes behov. Risikoen for unødig høy gjødsling minker.

Kostnadene ved delt gjødsling består i arbeid og maskininnsats ved en ekstra kjøring. Det er imidlertid betydelige økonomiske fordele, herunder meravling, økt proteininnhold, redusert sykdomsangrep på grunn av luftigere bestand og at bruken av stråforkortingsmidler blir redusert.

Aktuelle virkemidler er veiledning og prisdifferensiering etter proteininnhold for alle kornarter. I dag foretas slik differensiering bare for hvete. Det er usikkert hvorvidt slik prisdifferensiering er et godt virkemiddel, da det kan føre til økt total tilførsel av nitrogen-gjødsel.

All spredning av husdyrgjødsel i vekstsesongen
Avrenningen av næringsstoffer fra husdyrgjødsel skjer særlig under høstregnet og vårflommen. Hvis all husdyrgjødsel spres i vekstsesongen, unngås denne avrenningen. Tiltaket krever at alle gårdsbruk skal ha lagerkapasitet for minst 10 måneder.

Den vesentligste kostnaden er lagerutvidelser. Her er beregningene basert på det rimeligste alternativet, som er utvendig gjødselsilo bygd med flyttforskaling. I tillegg vil man få en rettidskostnad på grunn av forsinket våronn. En positiv økonomisk virkning er at husdyrgjødsel vil ha bedre gjødselvirkning når den spres i vekstsesongen.

De vurderte virkemidlene for dette tiltaket er tilskott, planlegging, kontroll, lokale forskrifter og avgift på handelsgjødsel.

Ingen jordarbeiding om høsten

Dette er en sekkepost for tiltak 7, 8 og 9 i tabell 3.

Direktesåing er såing uten forutgående jordarbeiding. Dette krever en spesiell direktesåmaskin. Jorda får en fastere struktur og blir dermed langt mindre utsatt for erosjon.

Den viktigste kostnaden gjelder investering i direktesåmaskin. Halmen må fjernes eller brennes. Dette kan innebære en kostnad, men også gi inntektsmuligheter hvis halmen kan nyttes som fôr, strø eller brensel. En avlingsreduksjon på 4% er anslått ved gjennomføring av tiltaket på marine jordarter. Til gjengjeld oppnås reduserte arbeidskostnader og variable maskinkostnader ved at jordarbeidingen sløyfes.

Med "vårharving" menes i tabell 3 harving om våren som eneste jordarbeiding. Såingen foregår med vanlig såmaskin. Kostnader til halmfjerning og avlingsreduksjon er som beskrevet under tiltaket direktesåing ovenfor. Ved plogfri jordarbeiding spares pløying og slådding i forhold til tradisjonell jordarbeiding.

Ved vårpløying utsettes pløyinga til våren, slik at et mer eller mindre godt plantedecke vil beskytte jorda i de mest erosjonsutsatte årstider.

Vårpløying krever ingen ekstra investeringer i forhold til høstpløying. På siltjord vil vårpløying være en fordel pga raskere opptøking og oppvarming av jorda, mens vårpløying på jord med leirinnhold over 25 - 30% vil gi avlingsreduksjon. I de fleste tilfeller vil overgang til vårpløying gi rettidskostnad på grunn av forsinket våronn.

Tiltaket "ingen jordarbeiding om høsten" fører i mange tilfeller til økt bruk av plantevernmidler, noe som i seg selv kan komme i konflikt med miljøvernensyn.

De vurderte virkemidlene er forskrifter, fritak fra investeringsavgift på direktesåmaskiner, tilskudd og offentlig rådgivning.

Alternativ vekster på åkerarealer

I tiltaksanalysen for Nordsjøen innebærer dette tiltaket produksjon av høy for salg, nærmere bestemt tilsåing til varig eng på spesielt erosjonsutsatt åkerarealer som har større terrengfall enn 20%.

Kostnaden består hovedsakelig av tapt utbytte ved at kornproduksjonen bortfaller. Dette utbyttet varierer svært fra fylke til fylke,

mellom områdene innen et fylke, og fra år til år. Lønnsomheten ved høyproduksjon vil normalt være dårligere enn lønnsomheten ved kornproduksjon. Dette skyldes at høy krever mer arbeid og større maskinkostnader, samt at prisen pr. kg normalt er lavere for høy enn for korn.

Virkemidler for overgang til høyproduksjon er informasjon, forskrifter og tilskudd. Statens forurensningstilsyn (1990) har satt gjennomføringsgraden for dette tiltaket til bare 40%, mens de fleste av de andre vurderte tiltakene er forutsatt å ha gjennomføringsgrad på omkring 70%.

Fangvekster

Fangvekst er en bunnvekst som sås samtidig med kornet og blir stående etter at kornet er høstet. I utredningene for Nasjonal Nordsjøplan forutsettes tiltaket gjennomført i kombinasjon med sein høstpløying på kornareal med terrengfall mindre enn 6%. Fangvekster er mest aktuelt på steder der veksttiden er lang nok for tilstrekkelig tilvekst etter kornskurden. Der det er grovførbasert husdyrproduksjon kan fangvekster brukes til fôr. Hvis fangveksten ikke høstes eller beites, bør den pløyes ned seint på høsten. Dersom fangvekster blir stående gjennom vinteren, vil næringsstoffene fryses ut av plantene og den positive virkningen på forurensningene vil gå tapt.

Aktuelle vekster er italiensk raigras, vanlig raigras og timotei.

Bruk av fangvekster er i svært liten grad utprøvd i Norge. Det finnes derfor lite materiale å holde seg til. Imidlertid regner man med at fangveksten vil redusere kornavlingen med 5-10%. Fangvekster kan øke kvekeproblemene. Det er dessuten en kostnad knyttet til innkjøp av såfrø for fangveksten. Økonomien blir derfor avhengig av hvorvidt fangveksten kan høstes og utnyttes på en lønnsom måte. Positive virkninger ellers er økt humusinnhold i jorda og redusert nitrogengjødselbehov på lang sikt.

Aktuelle virkemidler er oppgitt å være

gjødselavgift og forskrifter (Statens forurensningstilsyn 1990).

Grasdekte vannveier

Tiltaket innebærer tilsåing med gras i forseninger kombinert med kummer for inntak av overflatevannet. Anlegging av grasdekte vannveier krever investeringer i form av kummer, avløpsrør og etablering av grasdekke. I tillegg til disse investeringskostnadene, blir brukeren belastet økonomisk ved at et visst areal går ut av kornproduksjon. Det antas at 2% av tiltaksarealet går med til vannveiene.

Aktuelle virkemidler er ifølge SFT fritak for investeringsavgift, miljøfond, offentlig planlegging, tilskudd og informasjon.

Vegetasjonssoner langs vassdrag

Dette tiltaket er ikke vurdert i tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan og dermed heller ikke oppført i tabell 3. Tiltaket går ut på å plante til en relativt bred sone (10 - 30 m) mellom jordbruksarealet og åpent vann. Gras eller løvtrær er aktuelle vekster for en slik sone.

Det finnes foreløpig ingen norske forsøk som viser virkningen av vegetasjonssoner på forurensningene. Bechmann (1990) refererer utenlandske forsøk hvor næringsstoffavrenningen i overflatevannet ble mer enn halvert av vegetasjonssoner. Berger & Johnsen (1988) fant en årlig nettokostnad pr. daa sone som tilplantes på 20 kr ved etablering utenfor åkerkant og 740 kr/daa ved etablering på tidligere åker. Med andre ord utgjør tapt åkerproduksjon den helt dominerende kostnaden.

KOMMUNALE UTSLIPP

Kommunalt avløpsvann består av tre komponenter (Statistisk Sentralbyrå 1988):

- Spillvann kommer direkte fra husholdninger, eventuelt industri, skoler, institusjoner, etc.

- Overvann oppstår under regnvær og snøsmelting og ledes til ledningsnett via sluk, utette ledninger osv. I byområder og langs sterkt trafikkerte veier har det vist seg at overvann kan være betydelig forurenset.
- Infiltrasjonsvann består av grunnvann og lekkasjer fra vannledninger til avløpsledninger. Dette vannet betraktes vanligvis som "rent"

Ifølge NIVA's beregninger utgjør kommunal kloakk den største kilden for utslipp av fosfor, med hele 39% av det totale utslippet (jfr. tab. 1). Biotilgjengeligheten ligger høyt, 50-90% av fosforet i kommunalt avløpsvann er lett tilgjengelig for biologisk produksjon.

Virkningene og investeringene ved ulike tiltak er framstilt i tabell 4 fordelt på de fylkene som er utredet i tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan. De samme tiltakene vil bli nærmere omtalt i det følgende.

Renseanlegg, nye

Renseanleggene deles inn i fire hovedtyper:

- Biologisk renseanlegg innebærer rensing av avløpsvann ved hjelp av mikroorganismer. Det er hovedsaklig organisk materiale som fjernes.
- Kjemiske (mekanisk/kjemiske) renseanlegg, rensing ved hjelp av kjemikalier. Mesteparten av fosforet felles ut, i tillegg blir noe av det organiske materialet rensert bort.
- Biologisk/kjemiske renseanlegg, en kombinasjon av biologisk og kjemisk rensing.
- Mekaniske renseanlegg, ren mekanisk behandling av avløpsvann ved hjelp av f.eks. siler, rister eller sedimenteringsbasseng. Denne metoden benyttes ofte som forbehandling for f.eks. kjemisk rensing.

Ifølge Statistisk Sentralbyrå (1988) er 261 (57%) av landets 454 kommuner registrert med renseanlegg. I 1983 utgjør de mekaniske anleg-

gene 17% av total renskapasitet, de biologiske 4%, de kjemiske 54% og de biologisk/kjemisk 26%.

Ved kjemisk rensing kan innholdet av fosfor reduseres med rundt 90% i anlegg som fungerer godt. Innholdet av organisk materiale kan reduseres med 70- 80% i anlegg med biologisk rensetrinn og i rene kjemisk anlegg.

Det antas å være behov for 115 nye renseanlegg i Nordsjøfylkene, dimensjonert for vel 1 million personekvivalenter (PE) innen 1995. I tillegg er det behov for å bygge ytterligere 50-75 anlegg for resten av landet (Farestveit s.a.)

Renseanlegg, utbedring

Selv relativt nye renseanlegg kan fungere dårlig pga. feil dimensjonering, dårlige skjøter, feil koblinger, kjemisk angrep og dårlig konstruksjon. Dette blir i tillegg forsterket av manglende vedlikehold og at industriavløp til kommunalt nett kan medføre driftsforstyrrelser. Ifølge Farestveit (s.a.) er det et samlet behov for utbedringer av 100 - 150 anlegg som går dårlig.

Ledningssanering:

Tilknytning til avløpsnett ved utgangen av 1984 er beregnet til omlag 1,1 millioner leiligheter (68%) og omlag 3,0 millioner personer (72%) Dette betyr at ca. 1,2 millioner personer (28%) hadde privatløsninger ved utgangen av 1984 (Statistisk Sentralbyrå 1988). Disse forholdene er omtrent de samme også i 1990 (pers. medd, Simon Haraldsen, Statens forurensningstilsyn). Ifølge samme kilde kan en regne med at 5-15% av spredt bebyggelse kan bli tilknyttet kommunalt nett og renseanlegg.

Svært få kommuner har noen god oversikt over hvordan tilstanden på ledningsnettene er. Det finnes derfor lite detaljer om kostnader og forventet effekt av tiltak på ledningsnett.

Ifølge Statistisk Sentralbyrå (1988) var total lengde avløpsledninger i Norge (stikkledninger ekskludert) i 1984 anslått til 27 400 km. Av dette er 34% fellessystem, 40% spillvannsledning og 26% overvannsledninger.

Tilveksten i 1984 er beregnet til 800 km., 97 km gamle ledninger ble skiftet ut og 30 km. ble rehabilitert.

Med en slik utvikling vil det ta flere hundre år å skifte ut det restende ledningsnettet, samtidig er det en årlig tilvekst som er flere ganger større enn det som skiftes ut. Forfall i ledningsnettet kan bli et alvorlig miljøproblem i tiden framover.

Farestveit (s.a.) angir at det vil bli krevd utført ca. 75 kommunale saneringsplaner i perioden 1991-95. Dette vil føre til at alle kommuner i nedslagsfeltet til Nordsjøen vil bli dekket med saneringsplaner.

Nye tilkoblinger til eksisterende renseanlegg
Ca. 2,9 millioner personer er bosatt i tettbygde strøk, ca 70% av befolkningen. I 1983 var 2 millioner personer i tettbygde strøk tilknyttet renseanlegg, inkludert forbehandlingsanlegg. Industritilknytningen utgjorde ca. 0,5 millioner PE (Statistisk Sentralbyrå 1988). Med en utbyggingstakt på 25 000 PE i året vil det ta 35 år før alle personer i tettbygde strøk vil være tilknyttet renseanlegg. Disse beregningene forutsetter at all ny kapasitet utnyttes fullt ut og at tilknytningsprosenten til eksisterende anlegg forblir uforandret. Videre er det kun tatt hensyn til omfanget av anlegg med kapasitet over 50 PE industritilknytning er usikkert.

Nitrogeninnholdet i renseanlegg

Nitrogeninnholdet reduseres med 15% i de renseanleggene som eksisterer i dag. Renseanlegg med nitrogeninnhold antas å kunne redusere nitrogeninnholdet med 70% (Pers. medd., Terje Farestveit, SFT).

Ifølge Farestveit (s.a.) er det ennå uklart hvordan behovet for nitrogenfjerning skal defineres. Renseanlegg over 10000 P.E. er regnet for å være kostnadseffektive. Det er derfor vurdert ca. 50 renseanlegg innenfor det samlede planområdet, Oslo/Akershus - Rogaland der tiltaket kan tenkes gjennomført.

Dagens teknologi på dette feltet er dårlig tilpasset norske forhold med "tynt" kloakkvann og lav temperatur. Det trengs ny rense-

Tabell 5. Matfiskeoppdrett etter fylke 1988
Kilde: Statistisk Sentralbyrå (1990)

Table 5. Production of slaughtered fish from fishfarms distributed per county (1988). Source: Central Bureau of Statistics (1990)

Fylke County	Antall anlegg Number of plants	Slaktet tonn Slaughtered tons
I alt Total	691	88 435
Rogaland	50	7 221
Hordaland	124	23 327
Sogn og Fjordane	73	12 442
Møre og Romsdal	96	16 221
Sør-Trøndelag	71	7 620
Nord-Trøndelag	53	4 719
Nordland	121	12 500
Troms	50	2 638
Finmark	28	1 019
Andre Others	25	730

teknologi for N-fjerning som er bedre tilpasset norske forhold.

Forbud mot fosfat i vaskemidler

Forbud mot fosfat i vaskemidler er ikke behandlet i tabell 5. Statens forurensningstilsyn (1990) regner med at innføringen av forskrifter om bruk av fosfatfrie vaskemidler vil redusere fosforutslippene med ytterligere 75 tonn.

FISKEOPPDRETT

Oppdrettsnæringen har de siste 20 årene økt sterkt i omfang. Produksjonen har økt fra 531 tonn laks og ørret i 1971 til ca. 89 000 tonn i 1988. Ifølge foreløpige tall har produksjonen av laks i 1989 vært på omlag 110 000 tonn, (Statistisk Sentralbyrå 1990). Fordelingen av produksjonen mellom fylker går fram av tabell 5.

Det er to typer miljøproblemer ved fiskeoppdrett (LENKA 1990): Areakonflikter og forurensning. Plasseringen av et oppdrettsanlegg kan føre til arealkonflikter med andre

brukerinteresser, f.eks. tradisjonelt fiske, båtfart og friluftsliv.

De viktigste forurensningsproblemene knytter seg til utslipp av næringsstoffer og organisk materiale, utslipp av medisiner, utslipp av miljøgifter og deponering av avfall. I tillegg kommer problemene med rømming av fisk og fare for spredning av fiske sykdommer til villfisk.

I likhet med de andre sektorene, vil framstillingen av fiskeoppdrett i det følgende være konsentrert om næringsstoffutslipp.

Næringsstoffutslippet skyldes forspill samt avføring og ekskresjonsprodukter.

De samlede utslippene fra oppdrettsnæringen tilsvarer kloakkutslipp fra 920 000 til 1 650 000 personer. På landsbasis utgjør nitrogenutslippene 8% av totalen og fosforutslippene 14% av totalen (LENKA 1990). I "oppdrettsfylkene" langs vestlandskysten utgjør utslippene fra oppdrettsnæringen 20-40% av de totale utslippene. Mange mener skadeomfanget av næringsstoffer fra fiskeoppdrett bare bidrar til lokale problemer, spesielt der oppdrettsanleg-

Tabell 6. Utslippsmengder til Nordsjøen (inklusive Rogaland) fra fiskeoppdrett ved ulike alternativer, tonn/år. Kilde: LENKA (1990).

Table 6. Emissions into the North Sea (inclusive Rogaland) from fish farming at different alternatives, tons/year. Source: LENKA (1990)

År Year	Produksjon Production	Eksisterende teknologi		Best mulig fôr/fôring		Best mulig fôr/fôring + partikkel- fjerning	
		N	P	N	P	N	P
1985	1940	194	33				
1988	6600	660	112	(264)	(53)	(198)	(26)
1995 ¹	12800	1280	218	512	102	384	51
1995 ²	17800	1780	303	712	142	534	71
2000 ³	17800			712	142	534	71
2000 ⁴	30000			1200	240	900	120

¹ Produksjonsmengden er beregnet under forutsetning av at det ikke gis konsesjon for nye anlegg eller utvidelse av eksisterende
When calculating production, it is assumed that permission is not given for the building of new plants or for the expanding of existing plants

² Produksjonsmengden er beregnet under forutsetning av at eksisterende anlegg i Rogaland får økt konsesjonsvolum fra 8000 til 12000 kubikkmetre
When calculating production it is assumed that existing plants in Rogaland are allowed to increase from 8000 to 12000 cubic metres

³ Her er brukt samme forutsetning som angitt i fotnote 2
The same assumption is used here as in footnote 2

⁴ Produksjonsmengden er beregnet under forutsetning av at oppdrettsnæringen i Rogaland får utvikle seg fritt
When calculating production, it is assumed that fish farming in Rogaland is allowed to develop without restrictions

gene er plassert uheldig med hensyn på lokale forurensningsforhold. I slike tilfeller kan vi få lokale problemer i form av oksygenmangel eller produksjon av hydrogensulfidgass og dannelse av bunnsedimenter som kan føre til langvarig tilgrising av områdene.

Tabell 6 viser beregnet årlig utslipp av nitrogen og fosfor fra fiskeoppdrett på ulike tidspunkt og under ulike forutsetninger om produksjonsvolum og tiltak mot forurensninger. Tallene gjelder bare de fylkene som omfattes av utredningene i tilknytning til Nasjonal Nordsjøplan og omfatter dermed bare en liten del av totalt norsk fiskeoppdrett (jfr. tabell 6). Over 95% av den totale næringsstofftilførselen fra fiskeoppdrett blir sluppet ut i sjøen nord for Stavanger mens ca. 1-2% havner i ferskvannsresipienter.

Overgang til best mulig fôr/fôring

Dette tiltaket går ut på å redusere fôrspillet og å anvende best mulig fôr. Det antas at tiltaket kan redusere næringsstoffbelastningen pr. tonn produsert fisk med mer enn 50%.

Årsaker til dagens høye fôrforbruk er usikkerhet på størrelsen av fiskebesetningen og fiskens appetitt samt anvendelse av åpne mæranlegg. Også dagens konsesjonssystem antas å bidra betydelig til det høye fôrspillet. Konsesjonen blir gitt med begrensning på anleggets oppdrettsvolum. Dette åpner for at produksjonen pr. kubikkmeter kan bli høyere enn den ville ha vært hvis konsesjonsgrensen hadde vært lagt på produksjonskvantum.

Ifølge LENKA (1990) blir ca. 1/3 av tilført fôr belastet resipienten direkte som fôrspill. Av fôrinntaket går minst halvparten av næringsstoffene ut igjen over gjellene og via ekskrementene.

Med best mulig fôr menes energirike fôrtyper med maksimal fordøyelighet og senket innhold av fosfor, spesielt i tilgjengelig form.

Utskifting av fôrautomater er en nødvendig kostnad for å gjennomføre tiltaket. Muligens er overgang til lukkede anlegg nødvendig. Samtidig vil fôromkostningene bli redusert med ca 50%, dvs minst kr 500 000 pr år for et

normalanlegg. For kontroll er det nødvendig at fôrforbruk og produksjon ved hvert anlegg føres i en journal som sendes til vedkommende fylkes miljøvernavdeling.

Partikkelfjerning

Dersom tiltaket som er omtalt i det foregående blir kombinert med partikkelfjerning, dvs. mekanisk rensing, kan dette føre til ytterligere reduksjon av fosfor- og nitrogenutslippene. Virkningen er blant annet avhengig av konsesjonsforhold, anleggstyper, anleggsform og andel av fôret som ikke spises av fisken. I tabell 6 er det forutsatt at partikkelfjerning vil redusere fosforutslippet med 50% og nitrogenutslippet med 20%. For at partikkelfjerning skal være mulig, må alle investere i nye produksjonsanlegg. I tillegg kommer kostnader til renseanlegg og slamavvanningsutstyr. Investeringene er anslått til 10 mill. kr pr. anlegg (LENKA 1990). Med ca. 80 anlegg i området som omfattes av Nasjonal Nordsjøplan gir dette en total investering på 800 millioner kr.

De artene av laksefisk som er mest aktuelle for oppdrett, er anadrome, dvs. de tilbringer sine første livsstadier i ferskvann for så å utvandre til saltvann. Settefiskanlegg er anlegg som er spesialisert på å oppdrette fisken gjennom ferskvannsperioden (Olsen 1988). Disse anleggene er landbaserte. I motsetning til matfiskanleggene, vil det derfor være mulig å rense avløpsvannet uten å fornye produksjonsanlegget. Partikkelfjerning ved settefiskanlegg vil derfor bare koste en brøkdel av prisen for partikkelfjerning ved matfiskanlegg. Selve renseanlegget koster ca. 60 000 kr. I tillegg kommer avvanningsutstyr og transport av slammet.

En betydelig innsats i forskning og utvikling er nødvendig både på fôringssiden og for rensing. Det er også nødvendig med effektiv kontroll for å sikre at resultatene oppnås i praksis.

Riktig lokalisering av anleggene

Riktig lokalisering av nye anlegg er pr i dag det viktigste og billigste tiltak for å hindre

betydelige lokale forurensningsproblemer og bidrag til regionale forurensningsproblemer. I tillegg kan det bli aktuelt å flytte anlegg som er forurensningsmessig uheldig lokalisert. Ved flytting kan merdene og alt mobilt utstyr fortsatt brukes, mens bygningsmessige investeringer må gjøres på nytt.

I tabell 6 framkommer dette tiltaket ved det laveste alternativet for produksjon i årene 1995 og 2000. Dette innebærer at det settes inn restriksjoner på størrelsen av produksjonen innenfor det området som omfattes av Nasjonal Nordsjøplan.

Andre tiltak

Statens forurensningstilsyn (1990) nevner også høygradig rensing og biologisk utnyttning av spill fra oppdrettsanlegg som mulige tiltak. Høygradig rensing innebærer renseteknologi tilsvarende det som er vanlig for kommunale renseanlegg. Dette må antas å bli svært kostbart. Biologisk utnyttelse av spillproduktene vil antakelig kreve betydelig forskningsinnsats.

INDUSTRI

I de fleste vassdrag er industriens bidrag til næringsstoffutslippet beskjedent, men i enkelte resipienter er industripåvirkningen stor. Problemet er betydelig i Frierfjorden, Glomfjorden, Mjøsa og Tinnsjøen. I avgrensede lokale sammenhenger kan næringssaltutslipp fra mindre industrier bety svært mye. En del mindre industri er tilknyttet offentlig avløpsnett og rensing foretas i offentlig renseanlegg. Det finnes imidlertid mindre industribedrifter med egen avløpsløsning som ikke har fått krav om reduksjon i utslipp av næringssalt.

For de fleste industribransjer kan det ikke gis en fullstendig oversikt over generelle tall for forurensningstilførsler. Tabell 7 viser fordelingen av de antatt viktigste utslippene av nitrogen og fosfor fra industri, fordelt på bransjer og resipienter. Tabell 8 viser antatte utslippsreduksjoner som følge av tiltak som skal gjennomføres.

Det foreligger lite materiale når det

Tabell 7. Utslipp av næringssalt fra industri fordelt på bransjer og resipienter. Kilde: Statens forurensningstilsyn (1990).

Table 7. Outlets of nutrients from industry distributed per trade and recipient. Source: State Pollution Control Authority (1990)

Bransje/Resipient Trade/Recipient	Tonn N /år Tons/year	Tonn P /år Tons P/year
Kunstgjødselproduksjon Fertilizer production		
Frierfjorden	2.750	27
Glomfjorden	1.100	150
Tinnsjøen	330	-
Treforedlingsindustrien Wood conversion industry	400(?)	45(?)
Mjøsa	-	2 - 3
Tyrifjorden	-	7
Potetbearbeiding Potato manufacturing		
Mjøsa	?	5
Dyno Gullaug Drammensfjorden	50	-
Dyno Sætre Indre Oslofjord	180	-

gjelder virkning og kostnader ved tiltak i industrien. I praksis foregår det slik at større industribedrifter får utslippsgrenser som en del av konsesjonsvilkårene, og at det blir opp til den enkelte bedrift å gjennomføre de nødvendige tiltak for å oppfylle konsesjonsvilkårene. Tiltakene kan omfatte bygging av egne renseanlegg, tilknytning til kommunale renseanlegg og tekniske endringer i produksjonsprosessen.

UTSLIPP AV NITROGENFORBINDELSER VIA LUFT

Utslipp av nitrogenforbindelser til luft anses som en alvorlig miljøtrussel, først og fremst

fordi nitrogenoksyder (NO_x) i likhet med svovelforbindelser virker forsurende. Men i tillegg har nedfallet av nitrogenforbindelser også en gjødslingseffekt. Denne gjødslingen er sannsynligvis ikke særlig forurensende når nedfallet skjer på landjorda, da storparten av dette nitrogenet vil tas opp i vegetasjonen. Likevel kan slikt nedfall bidra til å øke bakgrunnsavrenningen. Nedfall direkte på vann vil imidlertid bidra direkte til eventuell overgjødsling av ferskvann og kystfarvann.

Norges utslipp av NO_x representerer 1,05% av de samlede utslipp i Europa på 5,9 mill.tonn $\text{NO}_x\text{-N/år}$, medregnet europeisk USSR. Norge står altså for en meget liten del av det totale europeiske utslipp, imidlertid er

Tabell 8. Utslippsreduksjoner som følge av tiltak som skal gjennomføres. Tabellen omfatter de steder der SFT uten videre kan si at en reduksjon i utslipp av næringsalter fra industribedrifter er påkrevet. Kilde: Statens forurensningstilsyn (1990)

Table 8. Emission reductions as a consequence of planned measures. The table includes those cases where the State Pollution Control Authority has already decided that a reduction in emissions of nutrients from industry is required. Source: State Pollution Control Authority (1990)

Bransje/ Komponent Trade/Nutrient	Tiltak / Utslippsreduksjon/år Measure/Emission reduction/Year
Kunstgjødselproduksjon Fertilizer production	
Hydro Porsgrunn	N 50% reduksjon i 1990. 80% utredes 50% reduction within 1990. 80% being analysed
" Porsgrunn	P
" Glomfjord	N 50% reduksjon i 1991/92 50% reduction within 1991/92
" Glomfjord	P 50% reduksjon i 1991/92 50% reduction within 1991/92
Treforedlingsindustri Wood conversion industry	
Langmoen	P Rensing, 50% reduksjon i 1992 Purification, 50% reduction within 1992
Hunton Bruk	P Rensing, 50% reduksjon i 1992 Purification, 50% reduction within 1992
Follum Fabr.	P Rensing i 1990. 40% reduksjon Purification, 40% reduction within 1990
Potetbearbeiding Potato manufacturing	
Mjøsa	Optimalisere rensing. Ferdig 1990 Optimize purification within 1990
Kjemisk industri Chemical industry	
Dyno Gullaug	N 80% reduksjon innen 1995 80% reduction within 1995

utslippet av NO_x pr. innbygger i Norge og Danmark vesentlig større en gjennomsnittet for Europa. For Norges vedkommende skyldes dette vesentlig mobile kilder, spesielt skipsfart, mens det store utslippet i Danmark hovedsaklig skyldes kullfyrte varmekraftverk.

Det årlige utslipp av nitrogenforbindelser fra Norge er anslått til ca 96 000 tonn i 1985, hvorav ca 62000 tonn N som oksider og ca 34000 tonn N som ammoniakk. 30% av nitrogenoksidene kommer fra veitrafikken og 45% fra innen- og utenriks sjøfart. Utslippene av ammoniakk skyldes hovedsakelig husdyrproduksjon. Ca 30 - 50% av nitrogeninnholdet i gjødsel tapes til omgivelsene fra husdyrrom, gjødsellagre, og ved spredning av husdyrgjødsel.

I tabell 9 er utslippet av nitrogenoksid

Tabell 9. Utslippsfaktorer for bruk av fossilt brensel. Kilde: Statens forurensningstilsyn (1989b)

Table 9. Emission connected with use of fossile fuel. Source: State Pollution Control Authority (1989b)

	g NO_2 /kg
Kull	
Coal	
Varmekraftverk	12
Coal heated electricity plants	
Mindre enheter	6
Smaller units	
Husoppvarming	2
House warming	
Brunkull	
Brown Coal	
Varmekraftverk	4
Coal heated electricity plants	
Mindre enheter	2
Smaller units	
Husoppvarming	2
House warming	
Tunge fyringsoljer	6
Heavy fuel oils	
Lette fyringsoljer	2,5
Light fuel oils	
Diesel (veitransport)	60
Diesel (road transport)	
Diesel (båter)	70
Diesel (boats)	
Bensin (veitransport)	30
Petrol (road transport)	

pr. kg fossilt brensel angitt for ulike brenseltyper og bruksområder.

For kullfyrte varmekraftverk er det ifølge Statens forurensningstilsyn (1989b) mulig å redusere utslippene av nitrogen med 40 - 50 % ved å endre brennerkonstruksjon og driftsbetingelser. Dette har selvfølgelig ikke interesse som tiltak i Norge så lenge vi ikke har varmekraftverk, men mye av de langtransporterte nitrogenoksidene som kommer til Norge skyldes varmekraftverk.

Bruk av diesel i bil- og båtmotorer gir klart det største utslipp av nitrogendioksid pr. forbrukt mengde brenstoff.

For utslipp som skyldes veitrafikken, er motortype og kjøremønster viktige faktorer. Turboladete dieselmotorer i store lastebiler og vogntog har betydelig høyere utslipp i forhold til brenselforbruket enn små dieseldrevne biler.

Det har bare vært små endringer av bensinforbruket i perioden 1980-85, mens forbruket av dieselolje i veitrafikken har økt med ca 30%. Denne økningen skyldes økende etterspørsel etter varetransport.

Norsk institutt for luftforskning (1989) dokumenterer en klar sammenheng mellom fart og NO_x -utslipp fra bensindrevne biler. Utslipp fra en bil som kjører i 90 km/t er vel tre ganger så stort som fra en som kjører i 60 km/t. Hvis hastighetene på veiene reduseres, vil derfor utslippet av NO_x fra bensindrevne personbiler reduseres.

Påbudet om 3-veis katalysator på nye personbiler fra og med 1989 vil gi en merkbar reduksjon av NO_x - utslippene over en periode på 5 - 10 år.

For nitratutslipp fra skipsfart ser det foreløpig ut til å være få konkrete tiltak. Arbeidet ser ut til å være konsentrert om å forbedre teknologien og det internasjonale regelverket.

DRØFTING

Hensikten med denne litteraturgjennomgangen har ikke vært å komme fram til generelle

konklusjoner med hensyn til prioritering av tiltak mot næringsstofftilførsel til vann. Virkningen og kostnadene ved reduksjon samt behovet for reduksjon av næringsstofftilførselen vil variere så mye at prioritering av tiltak i størst mulig grad bør foregå i tilknytning til den enkelte resipient.

Gjennomgangen viser at mange forhold er kvantifisert med hensyn til omfanget av utslipp av nitrogen og fosfor samt virkningen og kostnadene ved gjennomføring av tiltak. Vi har ikke tatt standpunkt til kvaliteten av de ulike kvantifiseringer som er referert.

Det er en betydelig forskjell mellom de ulike sektorer med hensyn til hva som foreligger av data. For jordbruk og kommunal sektor, som er de betydeligste kildene, er det gjort en betydelig mengde utredninger av tiltak og kvantifisering av utslippsmengder. Når det gjelder industri, ser det ut til at det foreligger utslippstall og tiltaksanalyser bare for de aller største bedriftene. De store forskjellene mellom bransjer gjør at det er enda vanskeligere å generalisere tall fra industrien enn fra landbruket og kommunal sektor. For fiskeoppdrett er det kvantifisert en del når det gjelder omfanget av utslippene og virkningen av tiltak, mens det her er mangelfullt med hensyn til kostnader ved tiltak.

Bidraget av nitrogen via luft er enda vanskeligere å behandle. Dette skyldes dels at vi mangler kunnskap om hvor norske utslipp av nitrogenoksider og ammoniakk faller ned igjen, i alle fall kan ikke et utslipp begrenses til ett nedbørfelt slik det er tilfelle for de andre kildene. I tillegg kan økonomisk verdsetting av reduserte nitratutslipp som tiltak mot overgjødning av vassdrag bli misvisende fordi overgjødningseffekten ikke er den viktigste grunnen til å redusere nitratutslippet til luft.

De fleste undersøkelsene som er referert, behandler sektorer og tiltak enkeltvis. Ved denne framgangsmåten får man ikke klart nok fram at gjennomføringen av et tiltak påvirkes av hvorvidt andre tiltak er gjennomført eller ikke. Virkningen av en vegetasjonssone langs et vassdrag kan ikke være upåvirket av hvor-

vidt det er gjennomført erosjonsdempende tiltak på arealet som drenerer til vegetasjonssonen. Hvis slike tiltak er gjennomført, vil vegetasjonssonen få lavere konsentrasjoner av næringsstoff å ta seg av, og virkningen vil sannsynligvis bli annerledes enn ved full belastning.

Undersøkelsene som er referert tar heller ikke hensyn til at næringsstoffer som man i første omgang holder unna vannforekomster ved hjelp av ulike tiltak, i neste omgang kan gi avrenning fra jordbruksarealer. Dette gjelder utbygging, utbedring og tilknytning til kommunale renseanlegg, utbedring av gjødsellagre og utbedring av siloanlegg. Kloakkslam, husdyrgjødsel og silopressaft er alle potensielle kilder til forurensning når de blir spredt på jordbruksarealene.

Disse forholdene taler for at man i den videre forskningen på dette området bør benytte en systemtilnærming framfor å betrakte sektorer og tiltak enkeltvis.

LITTERATUR

- Bechmann, M. 1990. Vegetasjonssoner langs vassdrag. Virkning på forurensing. Senter for jordfaglig miljøforskning/Jordforsk, Ås.
- Berger, M.S. & F.H. Johnsen 1988. Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Beregninger for Mjøsa nedbørfelt og sammendrag for Indre Oslofjord. Forskningsmelding A-007-88, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Farestveit, T. s.a. Havforurensninger. Kommunale avløpsanlegg - status på tiltakssiden - økonomiske konsekvenser av framtidige tiltak.
- Forbord, M. 1989. En vurdering av dataprogram for gjødselplanlegging med hensyn på miljø. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.
- Johnsen, F.H. 1990. Økonomiske analyser av tiltak mot fosforavrenning fra dyrket mark. Norsk landbruksforskning, supplement nr. 7.
- LENKA 1990. Landsomfattende egnethetsvurdering av norskekysten for akvakultur. NIVA.

Magnussen, K. & J.H. Sandberg 1989. Kostnader ved tiltak mot landbruksforurensninger. Delrapport av Nasjonal Nordsjøplan. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.

Molvær, J., K. Næs, H.O. Ibrekk & L. Lingsten 1990. Landbrukets bidrag av fosfor og nitrogen til marine områder. Forprosjekt. Norsk institutt for vannforskning, Oslo.

Norsk institutt for luftforskning 1989. Tilførsler fra atmosfæren i Glommas nedslagsfelt. Lillestrøm.

Olsen, B.A. 1988. Økonomien i settefiskproduksjonen. Forskningsmelding A-004-88, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Oslo.

Simonsen, J. 1989. Miljøavgifter på kunstgjødsel-N og -P og på plantevernmidler. Ås-NLH.

Statens forurensningstilsyn 1989a. Langtidsplan 1990-1993. Foreløpig arbeidsdokument. Oslo.

Statens forurensningstilsyn 1989b. Nitrogen som bidragsyter til forurensning. Rapport 351/89, Oslo.

Statens forurensningstilsyn 1990. Langtidsplan 1990-1993. Oslo.

Statistisk Sentralbyrå 1988. Miljøstatistikk 1988. Naturressurser og miljø.

Statistisk Sentralbyrå 1990. Naturressurser og miljø 1989. Rapport 90/1.

Åstebøl, S.O., N. Vagstad & J.Deelstra 1989. Avrenning og effekt av tiltak i landbruket. Delrapport av Nasjonal Nordsjøplan. Senter for jordfaglig miljøforskning, Ås.

Faktorer av betydning for blomsterutnyttinga i grasfrøavl

Important considerations for floret site utilization in grass seed production

TRYGVE SVEEN AAMLID

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Landvik forskingsstasjon, Grimstad, Norge
The Norwegian State Agricultural Research Stations, Landvik Research Station, Grimstad, Norway

Aamlid T. S. 1991. Important considerations for floret site utilization in grass seed production. Norsk landbruksforskning 5:215-223. ISSN 0801-5333.

In grass seed production yields are often surprisingly low despite an adequate number of reproductive tillers. Whereas 'biological floret site utilization' (FSU) can be defined as the percentage of florets (present at anthesis) resulting in viable seed, 'economical FSU' implies the number of florets that contribute to harvested seed. Apart from the various incompatibility systems, adverse weather conditions, notably low temperature, during anthesis inhibit pollination and thereby seed set. Seed abortions are frequent during the first one or two weeks after seed set; these may be due to genetical irregularities, hormonal inhibition or competition for assimilates. Early lodging curtails pollination and reduces assimilate supply to the developing seeds, partly because of decreased photosynthesis and partly because of the competitive sinks created by secondary tillers in lodged stands. Uneven ripening and seed shedding, usually beginning before the realization of maximal seed dry weight, are the foremost reasons for discrepancies between biological and economical FSU in grass seed crops, but breeding for improved seed retention seems promising in many species.

Key words: Fertilization, lodging, pollination, ripening, seed abortion, seed retention, seed set

Trygve Sveen Aamlid, Landvik Research Station, N-4890 Grimstad, Norway

Store avlingsvariasjoner er et betydelig problem i norsk grasfrøavl. Selv om lave frøavl-

inger ofte direkte kan tilskrives få frøstengler, er det også mange eksempler på at frøenga kan

se rimelig bra ut i tida fram mot blomstring, men at det likevel blir svært lite frø i sekkene ved tresking.

I internasjonal litteratur ser en ofte at det skilles mellom to ulike stadier i grasfrøavl, nemlig 1) Etablering av avlingspotensialet og 2) Utnytting av avlingspotensialet. Som regel brukes uttrykket 'blomsterutnytting' - BU (eng. 'flore site utilization' - FSU) - for å karakterisere det siste stadiet, nemlig perioden fra blomstring fram mot høsting. Elgersma (1985) definerte 'biologisk BU' som 'den prosentandel av blomstene som gir levedyktige frø'. Bestemmende for denne prosenten er de biologiske prosessene pollinering, befruktning, frøsetting og frøutvikling. 'Økonomisk BU' definerte Elgersma (1985) som 'den prosentandel av blomstene som bidrar til reinfrøavlinga', med andre ord innbefatter dette begrepet også høsting og rensing av frøet. Det sier seg selv at økonomisk BU vanligvis vil være langt lavere enn biologisk BU, for eksempel viste nederlandske undersøkelser at bare 25-70 % av frøa som var til stede før høsting fantes igjen i sekkene etter rensing (Meijer 1985, Horeman 1989, Elgersma 1990).

Hensikten med denne artikkelen er å gi en oversikt over faktorer som virker inn på BU i grasfrøavl. Selv om mange av litteraturreferansene omtaler forsøk med fleirårig raigras (*Lolium perenne* L.), vil de fleste prinsippene kunne overføres til våre hjemlige grasarter.

POLLINERING OG BEFRUKTNING

Mens uttrykket pollinering brukes om prosessen fra pollenkorner frigjøres fra pollenknappen til pollenslangen når kimsekken, betegner befruktning selve sammensmeltinga av kjønscellene (Hill 1980). Pollenfrigjøringa skjer når grasblomstene åpner seg, vanligvis mellom kl

5 og 9 om morgenen (Hill 1980), men for enkelte arter, for eksempel strandsvingel (*Festuca arundinacea* L.) og bladfaks (*Bromus inermis* Leyss.), foregår hovedblomstringa om ettermiddagen eller om kvelden (Jones & Brown 1951, Vough 1975).

Om blomstene i det hele tatt vil åpne seg er sterkt avhengig av været. Hill (1980) refererer resultater som viser at dagtemperaturen må komme opp i minst 14° C for at blomstringa skal komme i gang hos fleirårig raigras. Også lav nattemperatur vil redusere antall blomster som åpner seg den følgende dag; således fant Jones & Brown (1951) at pollenfrigjøringa hos bladfaks ble hemma når minustemperaturen var under 3,5° C, og Hampton & Hebblethwaite (1983) påviste at gjennomsnittlig minimumstemperatur i uka rundt blomstring forklarte 70 % av avlingsvariasjonen hos fleirårig raigras over en tiårsperiode. Netter med temperatur under 12,8° C etterfulgt av dager med overskyt vær førte til dårlig blomstring i hundegras (*Dactylis glomerata* L.), timotei (*Phleum pratense* L.) og bladfaks (Vough 1975). Elgersma et al. (1989) studerte veksten av pollenslangen de første 5 timene etter diallele kryssinger hos fleirårig raigras og fant at denne nådde raskere ned til frøemnet ved 26° enn ved 14° C.

Men også vedvarende høy temperatur i blomstringstida kan føre til dårlig pollinering. Maun et al. (1969) demonstrerte at temperaturer over 27° C reduserte livskraften i pollenkorner hos engrapp (*Poa pratensis* L.). Tilsvarende fenomen ble påvist av Hovin (1958) for tunrapp (*Poa annua* L.). Trolig har dette sammenheng med at pollenkorner tørker raskere ut i varmt vær, men det kan også skyldes at arret blir mindre mottakelig under slike forhold (Jones & Brown 1951).

Foruten temperaturen har også andre klimafaktorer betydning for pollineringa. Emezc (1961) påviste at vindhastigheter over

3,6 ms⁻¹ hemmet blomstringa i timotei, men dette ble ikke bekreftet av seinere undersøkelser av Vough (1975). Derimot er begge forfattere enig med Lambert (1966) i at den relative luftfuktigheten ikke har betydning for blomstringa, så sant det ikke er målbar nedbør. Anslow (1963) hevder at tørr luft fremmer pollenfrigjøringa i raigras, men at pollenet er mer langliva i fuktig vær; med andre ord skulle pollineringseffekten bli omtrent den samme.

Hos fleirårig raigras vil vanligvis 60-80 % av pollenkorna spire på arret (Elgersma 1985). Ved siden av dårlig pollenkvalitet er inkompatibilitet den viktigste årsaken til manglende spiring. Lundquist (1961) fant at inkompatibelt pollen på arret førte til danning av kallose som hindret videre vekst av pollenslangen. Selv om de fremmedbestøvende grasartene våre har ulike inkompatibilitetsmekanismer, vil det som regel være en viss selvfertilitet, særlig ved høy temperatur (Elgersma et al. 1989). Dette forhindrer ikke at inkompatibilitet kan føre til lav frøavling i syntetiske sorter som er basert på et lite antall kloner (Elgersma 1985).

Legde før blomstring er ikke uvanlig i mange grasarter, og dette kan hemme pollinerings betydning (Anslow 1963). Burbidge et al. (1978) og Hampton et al. (1983) mener likevel at andre virkninger av legda, så som råtning og død av frøstengler og redusert tilførsel av assimilater til blomsterstanden, er mer begrensende på frøavlinga enn reduksjonen i pollinering. Selv i frøeng med flat legde ved blomstring fant Burbidge et al. (1978) at 60 % at blomstene ble befruktet.

FRØSETTING OG FRØUTVIKLING

Ifølge Hill (1980) er frøsetting ('seed set') et uttrykk for den første veksten av embryo og

endosperm etter befruktning. Kjenetegnet på at det virkelig er dannet et frø er at celledeling kommer i gang (Hill 1980). Vanligvis skjer dette i løpet av få timer (Wølner 1971, Elgersma & Sniezko 1988). Den videre frøutvikling fram mot modning kan ifølge Hyde et al. (1959) deles inn i tre faser:

1. 'Vekststadiet' - de første 10 dager etter frøsetting. Stadiet er karakterisert av høyt vanninnhold og vektøkning på grunn av rask celledeling. Frøet er ikke levedyktig.

2. 'Næringsakkumuleringsfasen' - 10-14 dager videre framover. Den absolutte vanninnhold i frøet er relativt konstant. Frøets vektøkning tilsvarer gjerne 300% og den maksimale tørrvekta oppnås ved avslutning av denne fasen. Frøet oppnår full spireevne.

3. Modningsfasen. - 3-7 dager videre framover. Frøets tørrvekt holder seg relativt konstant, men vanninnholdet faller fra om lag 40% til likevekt med fuktigheten i lufta.

En rekke undersøkelser har vist at full spireevne hos grasfrø oppnås lenge før frøet har slutta å øke i tørrvekt (Hyde et al. 1959, Anslow 1964). I bladfaks fant for eksempel Grabe (1956) levedyktige frø allerede fem døgn etter befruktning, og alt etter 10 døgn var spireevnen like høy som hos fullt modne frø. Både Stoddart (1959, 1964) og Pegler (1976) observerte at denne prosessen går noe seinere hos timotei enn hos andre grasarter; her er gjerne 30 døgn nødvendig for at full spireevne skal oppnås.

Selv om god spireevne oppnås raskt i modningsprosessen, vil næringsinnholdet i frøet på dette tidspunkt ofte være for lite til å gi maksimal spirekraft (Hyde et al. 1959). Dessuten har tidlig høsta frø dårlig lagrings evne, og på grunn av endospermens lause

konsistens blir gjerne skadene ved høsting store. Hill & Crosbie (1966) hevder at skadene ved å treske frø med for høyt vanninnhold vil vise seg sterkere jo lenger frøet lagres.

Hos korn avsluttes innlagringa av næringsstoffer på gulmodningsstadiet, vanligvis ved ca 40 % vann i frøa. For raigras og rødsvingel (*Festuca rubra* L.) fant Andersen & Andersen (1980) at tørrvekta økte betydelig helt ned til et vanninnhold på 30 %. Forfatterne hevder at selv om innlagringa av tørrstoff i det enkelte grasfrø ikke foregår lenger enn hos korn, vil ujamn modning hos gras føre til at maksimal tørrvekt for et sample grasfrø oppnås ved lavere vanninnhold enn hos korn.

FRØABORTERING OG NÆRINGS- TILFØRSEL TIL BLOMSTERSTANDEN

Abortering av frø er trolig den viktigste årsaken til at den biologiske BU ofte er så lav for mange grasarter (Hampton & Hebblethwaite 1985, Marshall & Ludlam 1989). Elgersma & Sniezko (1988) studerte frøutviklinga hos fleirårig raigras og konkluderte med at 90 % av alle aborter skjedde den første uka etter frøsetting. Marshall & Ludlam (1989) fant derimot at antall aborter økte jamt i løpet av de første tre ukene av frøutviklinga. Liknende resultater er referert av Hill (1980).

Abortering av frø kan ha ulike årsaker. For å sikre assimilattilførselen til gjenværende småaks fjernet Marshall & Ludlam (1989) en del av småaksa i blomsterstanden hos raigras. Aborteringsfrekvensen holdt seg imidlertid på samme nivå som i de fulle aksa - ca 50 %. Forfatterne konkluderte med at de fleste frøabortene var genetisk betinget, og de mente dette var et særkjenne ved fremmedbestøvende arter. Også arbeid med bladfaks har vist at

flesteparten av frøabortene har cytologiske eller genetiske årsaker (Lowe & Murphy 1955, Knowles & Baenziger 1962).

For hvete (*Triticum aestivum* L.) viste Rawson & Evans (1970) at fjerning av frukt-knute og pollenbærere i de nederste blomstene i et småaks kan fremme frøsettinga lenger oppe i småakset. Dette kan enten skyldes hormonell inhibering eller mangel på assimilater eller mineraler i de øverste blomstene i et normalt småaks. Også for fleirårig raigras er det vist at aborteringa vanligvis øker oppover i småakset (Burbidge et al. 1978, Hampton & Hebblethwaite 1985), og forfatterne mener dette må skyldes sviktende assimilattilførsel. Studier med merket karbon (^{14}C) viste at assimilattilførselen til småaksa avtok oppetter akset, men det ble ikke gjort tilsvarende undersøkelser innafor enkelte småaks (Hampton & Hebblethwaite 1985). Anslow (1964) fant at de nederste småaksa hos raigras utvikla noe tyngre frø enn de øverste småaksa, men forskjellen var liten sammenliknet med forskjellen mellom de nederste og øverste blomstene innafor det enkelte småaks.

Mesteparten av den fotosyntetiske kapasiteten i ei frøeng i perioden etter blomstring finnes i blomsterstanden (Marshall 1985). Ong et al. (1978) fant at med unntak av selve frøa deltok alle deler av blomsterstanden i fotosyntesen hos fleirårig raigras. Eksport av assimilater fra blomsterstanden ble jamvel registrert de første dagene etter frøsetting, hovedsaklig til det øverste internodiet i frøstengelen, som da ennå ikke hadde avslutta lengdeveksten. Clemence & Hebblethwaite (1984) fant at blomsterstanden var nettoeksportør av assimilater så seint som 14 dager etter blomstring.

Flaggbladet spiller relativt liten direkte rolle for forsyningen av assimilater til blomsterstanden hos raigras (Colvill & Marshall 1984, Clemence & Hebblethwaite 1984).

Derimot er flaggbladet, og for så vidt også blad lenger nede på stengelen, viktige for oppbygging av blomsterstanden i perioden fram til blomstring, og de kan forsyne frøstengelen med assimilater som seinere kan bli omfordelt til blomsterstanden (Marshall 1985).

Foruten frøstengelen vil nye buskingskudd konkurrere med blomsterstanden om assimilater i tida etter frøsetting (Clemence & Hebblethwaite 1984, Griffith 1991). I perioden med stengelstrekking og skyting vil normalt tilførselen til sideskudda være så begrenset at mange av dem dør (Hebblethwaite et al. 1980, Colvill & Marshall 1984); dette kan også skyldes hormonell inhibering fra hovedskuddet (Jewis 1972). Etter blomstring avtar imidlertid dominansen fra frøstengelen, og danning av nye sideskudd kan komme i gang igjen. Store nedbørmengder og rikelig nitrogenforsyning fremmer legde og øker dermed lystilgangen til botnen av frøenga, noe som vil fremme danning av sideskudd (Hebblethwaite & Ivins 1977, Nordestgaard 1980). Ryle (1970) sammenliknet fordelinga av assimilater mellom ulike organer hos ettårig (*Lolium multiflorum* var. *westerwoldicum*) og fleirårig raigras og fant at sideskudda konkurrerte mye sterkere med apikalmeristemmet om assimilater i den fleirårige typen. Ifølge Colvill & Marshall (1984) kan konkurransen fra stengel og sideskudd om assimilater være en måte å sikre vegetativ formering i fleirårige grasarter.

En rekke forsøk har vist at frøavlinga hos gras er negativt korrelert med legdeprosenten ved blomstring (f. eks. Spiertz & Ellen 1972, Hebblethwaite et al. 1978). Mekanisk (Burbidge et al. 1978) eller kjemisk (Wright & Hebblethwaite 1979, Hampton & Hebblethwaite 1985, Wiltshire et al. 1989) hindring av legda førte til store avlingsøkninger i en rekke grasarter. Dette skyldes i første rekke mindre konkurranse fra stengel og buskings-

skudd om assimilater og næringsstoffer (Hampton & Hebblethwaite 1985).

For hvete er det kjent at frøstengelen kan spille en viktig rolle som midlertidig lager for assimilater etter blomstring (Wardlaw & Porter 1967, Austin et al. 1977). Borrell et al. (1989) beregnet at remobilisering av karbohydrater fra stengelen bidrog med minst 21 % av den endelig kornavlinga. Frukta er det viktigste karbohydratet i frøstengler hos gras fra den tempererte sone (Waite & Boyd 1953, Dubois et al. 1990), og det er sannsynlig at denne reserven remobiliseres til frøet, særlig dersom tilgangen på assimilater fra andre kilder reduseres. Ved å redusere lystilgangen til hveteplanter med 70% i perioden fra blomstring til modning observerte Judel & Mengel (1982) at karbohydratreserven i stengelen ble remobilisert til frøet i mye større grad enn hos kontrollplanter som fikk fullt lys. Etersom en av de viktigste virkningene av legde i ei grasfrøeng nettopp er redusert lystilgang til blomsterstanden, er det sannsynlig at fruktanreserven kan spille en viktig rolle også ved mating av grasfrø.

FRØDRYSSING

Mens engrapp og rødsvingel jamt over er lite utsatt for frødryssing, er dryssing trolig viktigste årsak til forskjeller mellom biologisk og økonomisk BU for timotei, raigras, engsvingel (*Festuca pratensis*), hundegras og strandrøyr (*Phalaris arundinacea* L.). Tap i størrelsesorden 10-25 % av frøavlinga er ofte rapportert (Nellist & Rees 1963, Hebblethwaite et al. 1980, Andersen & Andersen 1980). Undersøkelser hos fleirårig raigras (Anslow 1964) og engsvingel (Jensen 1976) har vist at dryssinga starter før frøet når sin maksimal tørrvekt, og korrekt tid for høsting vil derfor være når den

daglige dryssinga er blitt like stor som den daglige vektøkningen (Andersen & Andersen 1980).

Fram mot høsting vil en viss prosent legde være gunstig for å hindre dryssing i frøeng av raigras (Hebblethwaite et al. 1980) og engsvingel (Jensen 1976). I visse tilfeller kan derfor den positive virkningen av vekstregulering på frøsetting og frøutvikling bli oppveid av større dryssetap fram mot høsting (Wiltshire et al. 1989). Hebblethwaite (1987) eksperimenterte med bruk av spesielle vekstregulatorer i modningsfasen for å motvirke denne effekten, men med nåværende holdninga til bruk av kjemikalier i landbruket er det vel tvilsomt om dette har framtida for seg. Andre forfattere har prøvd å sprøyte frøenga med forskjellige limstoffer for å hindre frødryssing (Loch & Harvey 1983).

I motsetning til seleksjon for økt danning av frøstengler vil foredling mot frødryssing ikke virke negativt inn på førkvaliteten hos gras (Bean 1972, Elgersma et al. 1988), Bonin & Goplen (1963) observerte stor variasjon i motstandsevne mot frødryssing mellom ulike kloner av strandrøyr, og Falcinelli (1987) oppnådde gode resultater ved foredling mot frødryssing i hundegras. I en anatomi-studie med fleirårig raigras fant Elgersma et al. (1988) at en svakhetssoner fantes i småaksa under hver blomst allerede ved skyting, og at brudd i denne sonen forekom fire til fem uker etter blomstring. Forskjeller i drysseresistens mellom ulike kloner kunne ikke tilskrives skilnader i denne sonen, men trolig heller forhold ved ytteragrenes form og styrke og blomsterstandens kompaktet.

VIRKNINGER AV UJAMN MODNING

Under gunstige værforhold kan pollinering og frøsetting hos gras være unnagjort på mindre

enn ei uke, men ofte strekker blomstringa seg over to til tre ganger så lang tid (Jones & Brown 1951, Jensen 1976), og dette må naturligvis føre til ujamn modning. Anslow (1964) studerte frømodninga på frøstengler av ulik alder hos raigras og fant at frø på de eldste frøstenglene ble modne først og hadde gjennomsnittlig 67% større tørrvekt enn frø på de yngste frøstenglene. Innafor hver aldersklasse ble enda større forskjeller notert med hensyn til frø i ulike posisjoner i småaksa. Seint modne frø har lett for å henge igjen i frøhalmen ved tresking (Andersen & Andersen 1980), eller de blir ofte skilt fra ved rensing på grunn av frøstørrelsen. På grunn av observasjoner før og etter tresking og rensing beregnet Meijer (1985) at halvparten av frøa i ei frøeng av raigras gikk tapt på denne måten.

KONKLUSJON

Forhold ved pollinering, frøsetting, frøutvikling og dryssing kan alle være med å forklare hvorfor det ofte er så stor forskjell mellom potensiell og realisert frøavling hos gras. Foredling for fertilitet og drysseresistens, lokalisering av frøavl i områder med stabil temperatur og lite nedbør i perioden fra blomstring til høsting, vekstregulering og rett valg av nitrogenmengde og tidspunkt for nitrogen-gjødsling er eksempler på tiltak som kan bidra til å øke blomsterutnyttinga i grasfrøavl.

ETTERORD

Forfatteren vil takke Dr. Stephen M. Griffith, National Forage Seed Production Research Center, Oregon, for interessante diskusjoner under arbeidet med denne artikkelen.

LITTERATUR

Andersen, S. & K. Andersen, 1980. The relationship between seed maturation and seed yield in grasses. I: P.D. Hebblethwaite (red.). Seed Production. s. 151-172. Butterworths, London.

Anslow, R.C. 1963. Seed formation in perennial ryegrass. I. Anther exsertion and seed set. Journal of the British Grassland Society 18: 90-96.

Anslow, R.C. 1964. Seed formation in perennial ryegrass. II. Maturation of seed. Journal of the British Grassland Society 19: 349-357.

Austin, R.B., J.A. Edrich, M.A. Ford & R.D. Blackwell, 1977. The fate of dry matter, carbohydrates and ¹⁴C lost from leaves and stems of wheat during grain filling. Annals of Botany 41: 1309-1321.

Bean, E.W. 1972. Clonal evaluation for increased seed production in two species of forage grasses, *Festuca arundinacea* Schreb. and *Phleum pratense* L. Euphytica 21: 377-383.

Bonin, S.G. & B. P. Goplen, 1963. Evaluating grass plants for seed shattering. Canadian Journal of Plant Science 43: 59-63.

Borell, A.K., L.D. Incoll, R.J. Simpson & M.J. Dalling, 1989. Partitioning of dry matter and the deposition and use of stem reserves in a semi-dwarf wheat crop. Annals of Botany 63: 527-539.

Burbidge, A., P.D. Hebblethwaite & J.D. Ivins, 1978. Lodging studies in *Lolium perenne* grown for seed. 2. Floret site utilization. Journal of Agricultural Science (Cambridge) 90: 269-274.

Clemence, T.G.A. & P.D. Hebblethwaite, 1984. An appraisal of ear, leaf and stem ¹⁴CO₂ assimilation, ¹⁴C-assimilate distribution and growth in a reproductive seed crop of amenity *Lolium perenne*. Annals of applied Biology 105: 319-327.

Colvill, K.E. & C. Marshall, 1984. Tiller dynamics and assimilate partitioning in *Lolium perenne* with particular reference to flowering. Annals of applied Biology 104: 543-557.

Dubois, D., M. Winzeler & J. Nösberger, 1990. Fructan accumulation and sucrose: sucrose fructosyltransferase activity in stems of spring wheat genotypes. Crop Science 30: 315-319.

Elgersma, A. 1985. Floret site utilization in grasses: Definitions, breeding perspectives and methodology. Journal of Applied Seed Production 3: 5-9.

Elgersma, A. 1990. Seed yield related to crop development and to yield components in nine cultivars of perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Euphytica 49: 141-154.

Elgersma, A. R. Sniezko, 1988. Cytology of seed development related to floret position in perennial ryegrass. Euphytica S. : 59-68.

Elgersma, A., J.E. Leeuwangh & H.J. Wilms, 1988. Abscission and seed shattering in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Euphytica S.: 51-57.

Elgersma, A., A.G. Stephenson & A.P.M. den Nijs, 1989. Effects of genotype and temperature on pollen tube growth in perennial ryegrass (*Lolium perenne* L.). Sexual Plant Reproduction 2: 225-230.

Emecz, T.J. 1961. Meteorological factors and anthesis of grasses. Report, Welsh Plant Breeding Station 1960. s. 125-126.

Falcinelli, M. 1987. Breeding for seed retention in orchardgrass (*Dactylis glomerata* L.). Journal of Applied Seed Production 5: 25-31.

Grabe, D.F. 1956. Maturity in smooth brome grass. Agronomy Journal 48: 253-256.

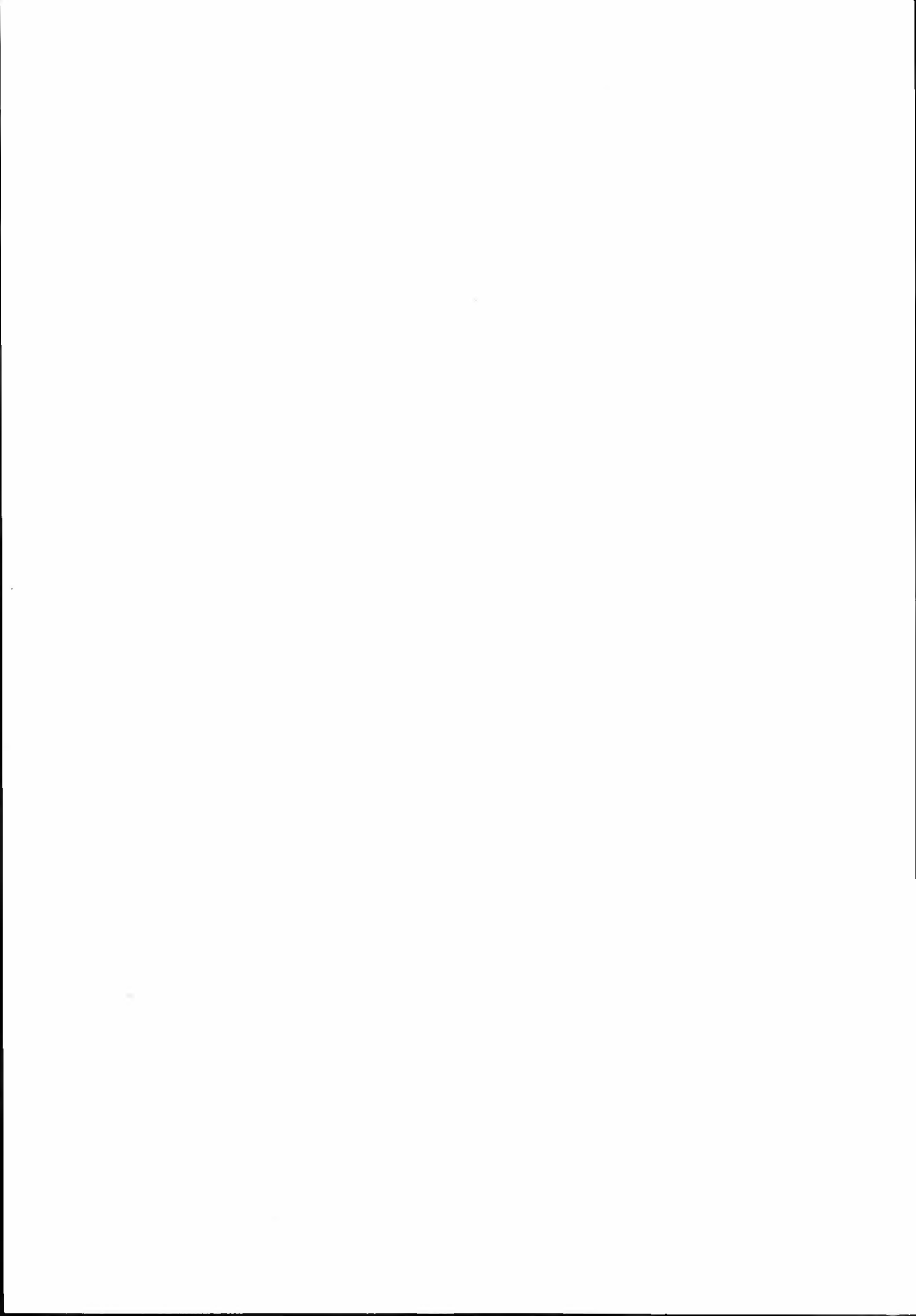
Griffith, S.M. 1991. Changes in post-anthesis assimilates in stem and spikelet components of Italian ryegrass (*Lolium multiflorum* L.) I. Water-soluble carbohydrates. In prep.

Hampton, J.G. & P.D. Hebblethwaite, 1983. The effects of environment at anthesis on the seed yield and yield components of perennial ryegrass (*Lolium perenne*) cv. S.24. Journal of Applied Seed Production 1: 21-22.

Hampton, J.G. & P.D. Hebblethwaite, 1985. The effect of growth retardant application on floret site utilization and assimilate distribution in ears of perennial ryegrass cv. S24. Annals of applied Biology 107: 127-136.

- Hampton, J.G., T.G.A. Clemence & P.D. Hebblethwaite, 1983. Nitrogen studies in *Lolium perenne* grown for seed. IV. Response of amenity types and influence of growth regulator. *Grass and Forage Science* 38: 97-105.
- Hebblethwaite, P.D. 1987. A review of the chemical control of growth, development and yield in *Lolium perenne* grown for seed. *Journal of Applied Seed Production* 5: 54-59.
- Hebblethwaite, P.D. & J.D. Ivins, 1977. Nitrogen studies in *Lolium perenne* grown for seed. I. Level of application. *Journal of the British Grassland Society* 32: 195-204.
- Hebblethwaite, P.D., A. Burbidge & D. Wright, 1978. Lodging studies in *Lolium perenne* grown for seed. I. Seed yield and seed yield components. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* 90: 261-267.
- Hebblethwaite, P.D., D. Wright & A. Noble, 1980. Some physiological aspects of seed yield in *Lolium perenne* (perennial ryegrass). I: P.D. Hebblethwaite (red.). *Seed Production*. s. 71-90. Butterworths, London.
- Hill, M.J. 1980. Temperate pasture grass-seed crops: Formative factors. I: P.D. Hebblethwaite (red.). *Seed Production*. s. 137-149. Butterworths, London.
- Hill, M.J. & C.J. Crosbie, 1966. Bulk handling of cereals and seed crops can affect quality. *New Zealand Journal of Agriculture* 112 (1): 48-53.
- Horeman, G.H. 1989. Effects of fungicides on perennial ryegrass seed production. I: Proceedings of the XVth International Grassland Congress. October 4-11, 1989. Nice, France. s. 667-668.
- Hovin, A.W. 1958. Reduction in self-pollination by high night temperature in naturally self-fertilized *Poa annua* L. *Agronomy Journal* 50: 369-371.
- Hyde, E.O.C., M.A. McLeavey & G.S. Harris, 1959. Seed development in ryegrass, and in red and white clover. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 2: 947-952.
- Jensen, H.A. 1976. Investigation of anthesis, length of caryopsis, moisture content, seed weight, seed shedding and stripping-ripeness during development and ripening of a *Festuca pratensis* seed crop. *Acta Agriculturae Scandinavica* 26: 264-268.
- Jewiss, O.R. 1972. Tillering in grasses, its significance and control. *Journal of the British Grassland Society* 27: 65-82.
- Jones, M.D. & J.G. Brown, 1951. Pollination cycles of some grasses in Oklahoma. *Agronomy Journal* 43: 218-222.
- Judel, G.K. & K. Mengel, 1982. Effect of shading on nonstructural carbohydrates and their turnover in culms and leaves during the grain filling period of spring wheat. *Crop Science* 22: 958-962.
- Knowles, R.P. & H. Baenziger, 1962. Fertility indices in cross-pollinated grasses. *Canadian Journal of Plant Science* 42: 460-471.
- Lambert, D.A. 1966. Factors affecting seed yield. I: I.V. Hunt (red.). Proceedings of a conference on timothy seed production. West of Scotland Agricultural College. s.4-12. Auchincruive, Scotland.
- Loch, D.S. & G.L. Harvey, 1983. Preliminary investigations of adhesive sprays to improve seed retention in tropical grasses. *Journal of Applied Seed Production* 1: 26-29.
- Lowe, C.C. & R.P. Murphy, 1955. Open-pollinated seed setting among self-sterile clones of smooth brome grass. *Agronomy Journal* 47: 221-224.
- Lundquist, A. 1961. A rapid method for the analysis of incompatibility in grasses. *Hereditas* 52: 705-707.
- Marshall, C. 1985. Developmental and physiological aspects of seed production in herbage grasses. *Journal of Applied Seed Production* 3: 43-49.
- Marshall, C. & D. Ludlam, 1989. The pattern of abortion of developing seeds in *Lolium perenne* L. *Annals of Botany* 63: 19-27.
- Maun, M.A., C.L. Canode & I.D. Teare, 1969. Influence of temperature during anthesis on seed set in *Poa pratensis* L. *Crop Science* 9: 210-212.
- Meijer, W.J.M. 1985. The effect of uneven ripening on floret site utilization in perennial ryegrass seed crops. *Journal of Applied Seed Production* 3: 55-57.

- Nellist, M.E. & D.V.H. Rees, 1963. A comparison of two methods of harvesting cocksfoot seed. *Journal of Agricultural Engineering Research* 8: 136-146.
- Nordestgard, A. 1980. The effects of quantity of nitrogen, date of application and the influence of autumn treatment on the seed yield of grasses. I: P.D. Hebblethwaite (red.). *Seed Production*. s. 105-119. Butterworths, London.
- Ong, C.K., K.E. Colvill & C. Marshall, 1978. Assimilation of ^{14}C by the inflorescence of *Poa annua* L. and *Lolium perenne* L. *Annals of Botany* 42: 855-862.
- Pegler, R.A.D. 1976. Harvest ripeness in grass seed crops. *Journal of the British Grassland Society* 31: 7-13.
- Rawson, H.M. & L.T. Evans, 1970. The pattern of grain growth within the ear of wheat. *Australian Journal of Biological Science* 23: 753-763.
- Ryle, G.J.A. 1970. Partition of assimilates in an annual and a perennial grass. *Journal of Applied Ecology* 7: 217-227.
- Spiertz, J.H.J. & J. Ellen, 1972. The effect of light intensity on some morphological and physiological aspects of the crop perennial ryegrass (*Lolium perenne* L. var. 'Kropper') and its effect on seed production. *Netherlands Journal of Agricultural Science* 20: 232-246.
- Stoddart, J.L. 1959. A study of seed development and yield in timothy as related to date of harvest. *Journal of the British Grassland Society* 14: 256-261.
- Stoddart, J.L. 1964. Seed ripening in grasses. I. Changes in carbohydrate content. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* 62: 67-72.
- Vough, L.R., 1975. Diurnal variation in pollen release in some of the cool season grasses. *Herbage Abstracts* 45: 3383.
- Waite, R. & J. Boyd, 1953. The water-soluble carbohydrates of ryegrasses. I. Changes occurring during the normal life cycle. *Journal of the Science of Food and Agriculture* 4: 257-261.
- Wardlaw, I.F. & H.K. Porter, 1967. The redistribution of stem sugars in wheat during grain development. *Australian Journal of Biological Science* 20: 309-318.
- Wiltshire, J.J.J., P.D. Hebblethwaite, R.E. Esslemont & D.A. McGilloy, 1989. The use of growth regulator RSWØ411 in seed crops of *Lolium perenne*. *Grass and Forage Science* 44: 139-150.
- Wright, D. & P.D. Hebblethwaite, 1979. Lodging studies in *Lolium perenne* L. grown for seed. 3. Chemical control of lodging. *Journal of Agricultural Science (Cambridge)* 93: 669-679.
- Wølner, K. 1971. Vekst, utvikling og frøproduksjon hos timotei (*Phleum pratense*) og engsvingel (*Festuca pratensis*) og virkninger av gjødsling og enkelte andre faktorer på disse egenskaper. Lisensiatavhandling, Norges landbruks-høgskole. 135 s.



Surfôr av engsvingel og timotei til sau

Grass silage of meadow fescue and timothy for sheep

KARI BARVIK, LEIDULF NORDANG & ARNE VÅBENØ

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Tjøtta forskingsstasjon, Tjøtta, Norge

The Norwegian State Agricultural Research Stations, Tjøtta Research Station, Tjøtta, Norway

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Vågønes forskingsstasjon, Bodø, Norge

The Norwegian State Agricultural Research Stations, Vågønes Research Station, Bodø, Norway

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Tjøtta forskingsstasjon, Tjøtta, Norge

The Norwegian State Agricultural Research Stations, Tjøtta Research Station, Tjøtta Norway

Barvik, K., L. Nordang & A. Våbenø. Grass silage of meadow fescue and timothy for sheep. *Norsk landbruksforskning* 5:225-234. ISSN 0801-5333.

In feeding experiments with ewes, feed intake and nutrient value of silage from local cultivars of meadow fescue and timothy were studied for three years (1986-88). Both grass species were harvested two weeks after budding of timothy and preserved well. There were only small differences in chemical composition of the two types of silage. Over all three years, both types had a fairly low content of digestible crude protein (DCP), with 10.6% and 9.8% of dry matter (DM) for meadow fescue and timothy respectively. The content of crude fibre was relatively high, with 37.6% and 36.7% of DM. DM intakes of meadow fescue and timothy (ewe day)¹ were significantly different each year, with 1.08, 0.96 and 1.33 for meadow fescue and 1.13, 1.05 and 1.26 kg for timothy for the three years respectively. No significant differences between species in net energy concentration and body weight change of ewes were found. Mean net energy concentration was 0.75 feed units (FU) (kg DM)⁻¹ (fibre deduction). It is concluded that silage of meadow fescue and timothy harvested at the same time, are equal as forage feed for adult ewes under North Norwegian conditions.

Key words: Ewes, feed conversion efficiency, feed intake, meadow fescue, nutritive value, silage, timothy.

Arne Våbenø, The Norwegian State Agricultural Research Station, Tjøtta Research Station, N-8860 Tjøtta, Norway.

Engsvingel er et viktig gras i norsk landbruk og er etter timotei, den flerårige grasarten det selges mest frø av. (Statens planteavlslråd 1991). Undersøkelser av energiinnhold av

engsvingel in vitro har gitt noe sprikende resultat (Schjelderup 1982, Baadshaug 1975, 1976, 1977) og arten er ikke tidligere undersøkt i produksjonsforsøk med dyr under norske forhold. Hole (1985a, 1985b og 1985c) har påvist forskjeller i surfôr kvalitet mellom grasarter i norsk engdyrking, både når det gjelder konserveringsresultat, næringsinnhold og fôropptak. Det var derfor av interesse å undersøke fôrverdien av engsvingel og dette ble gjort i NLVF-prosjektet "Surfôr av engsvingel til storfé og sau", som ble gjennomført ved flere SFL-stasjoner. Prosjektet omfatta ensilerings-, fordøyelses- og produksjonsforsøk med storfé og sau. I denne meldinga blir det presentert resultat fra produksjonsforsøk med sau, som ble gjennomført ved Tjøtta forskingsstasjon i åra 1986, 1987 og 1988.

I forsøket ble surfôr av engsvingel sammenligna med surfôr av timotei. Dyra ble fôra etter appetitt fordi tidligere forsøk har vist at tørsstoffinnhold og andre egenskaper ved surfôr virker sterkt inn på fôropptaket (Våbenø & Hole 1984, Saue 1968, Forbes & al. 1967). I forsøka inngikk også en sammenligning av fôrforbruk og fôrutnytting hos tre ulike saueraser. Resultat fra den delen av forsøket vil bli publisert for seg.

MATERIALE OG METODER

Dyremateriale

Hvert år ble det i forsøket satt inn 72 voksne søyer fordelt med likt antall på rasene steigar, spælsau og dyr av 1/4 finsk 3/4 norsk blod. Dyra i hver rase var delt inn i tre aldersgrupper (1 1/2, 2 1/2 og 3 1/2 år og eldre ved forsøkstart) og hver aldersgruppe delt i to grupper med henholdsvis "høg" og "låg" kroppsvekt. Etter et balansert oppsett av rase og størrelsesgrupper ble 12 binger à 6 søyer delt i to forsøksgrupper slik:

- E. Surfôr av engsvingel etter appetitt.
- T. Surfôr av timotei etter appetitt.

Dyra ble tatt inn fra beite i oktober og klypt i månedskiftet oktober/november. Etter tilvenning i to uker starta forsøket hvert år første uka i desember. Ved start og slutt ble dyra veid 2 dager etter hverandre og i forsøkestida hver 14. dag. I 1986 ble forsøkestida delt inn i tre perioder og dyra bytta surfôrtype for hver periode. De to første ukene i hver periode var tilvenningstid og de fire siste forsøkestid. I 1987 og 1988 sto dyra på samme surfôrtype hele forsøkestida, som disse åra var henholdsvis 14 og 9 uker.

Fôr og fôring

Gras til forsøka ble høsta som 1.-slått på eng med Salten engsvingel og Bodin timotei. Enga ble gjødsla med 10.8 kg nitrogen pr dekar om våren. Timoteienga inneholdt hvert år mindre enn 5% ugras og andre arter, mens det i engsvingelenga var fra 5-10% innblanding av andre arter, hovedsakelig timotei og hundegras. Begge grasslaga ble høsta to uker etter begynnende skyting hos timotei (2-10 synlige skudd pr m²). Høstinga foregikk over to til tre dager og engsvingelenga ble alle år høsta først. Første høstetid de tre åra var i rekkefølge: 30. juni, 6. juli og 5. juli. Det ble brukt rein maursyre som konserveringsmiddel i 1986 og Foraform de to siste åra.

Surfôret ble veid opp bingeviss og en tredjedel av dagsfôret fôra ut om morgenen og resten om ettermiddagen. Dyra ble fôra etter appetitt og fôrmengdene justert slik at det ble igjen ca 10% rester. Søylene fikk daglig 0.1 kg kraftfôr og 15 gram standard mineralblanding pr dag. I 1986 var kraftfôret FK-drøvtyggerpellets og i 1987 og 1988 FK-pellets av sau- og ungefôr.

Hvert år ble det gjennomført fordøyelsesforsøk med to værer pr surfôrslag ved Vågønes

forskningsstasjon. I 1987 ble en vær syk og fordøyelighetskoeffisientene for engsvingel er dette året basert på forsøk med ett dyr.

Prøvetaking, analyser og beregning av for-verdi

Hver uke ble det tatt prøver av surfôr og surfôrrester for bestemmelse av tørrstoffinnhold og hver 14. dag prøver av surfôr, surfôrrester og kraftfôr for kjemiske analyser. Analysene ble utført ved Kjemisk analyselaboratorium, Holt forskningsstasjon, etter standard metoder. Innholdet av fordøyelig stoff, fettningføreheter (f.f.e.) og omsettelig energi blei beregna ut fra fordøyelighetskoeffisienter og kjemiske analyser, som angitt av Nordang (1990a).

Realisert førehetsverdi av surfôr blei beregna på grunnlag av vedlikeholdsbehov og vektendring hos dyra som beskrevet av Saue et al. (1978). Vedlikeholdsbehovet ble beregna på grunnlag av middel stoffskiftevekt ($W^{0.75}$, der W =kroppsvekt i kg) ved start og slutt av forsøksstida og behovet satt til 0.5 f.f.e. ved 50 kg kroppsvekt. Behovet til vektøkning ble satt til 3.5 f.f.e. pr kg (Breirem 1947, Breirem 1990).

Statistisk behandling av datamaterialet

Statistiske beregninger ble utført ved hjelp av statistikkpakken SAS (SAS 1987), med variansanalyse etter GLM-proseduren og gjennomsnitta av hovedeffektene testa med parvise t-tester. Den statistiske modellen var:

$$Y_{ijklm} = \mu + \rho_i + f_j + r_k + s_l + e_{ijklm} + ((pf)_{ij} - (sa)_{lm})$$

hvor

Y_{ijklm}	=	avhengige variabel
μ	=	generelt middel
ρ_i	=	periode $i=1,2,3$
f_j	=	surfôrtype $j=1,2$
r_k	=	rase $k=1,2,3$
s_l	=	dyrestørrelse innen rase $l=1,2$

a_m	=	alder søye	$m=2,3,4$
$(pf)_{ij}$	=	$(sa)_{lm}$	= samspill mellom faktorene
e_{ijklm}	=	restledd	

Periode var med i modellen bare i 1986 og alder søye bare med ved beregning av kroppsvekt, stoffskiftevekt og vektendring. Samspill mellom de ulike faktorene ble utelatt i beregningene når F-verdien var mindre enn 2. Verdier markert med ulike bokstaver i tabellene er signifikant forskjellige ($P < 0,05$).

RESULTATER

Kjemisk sammensetning, gjæringskvalitet og fordøyelighet av foret

Tabell 1 viser kjemisk innholdet i surfôret. Trevleinnholdet lå generelt noe høyt og råproteininnholdet noe lavt i begge surfôrtypene alle år. I 1988 var tørrstoffinnholdet i begge surfôrtypene 2-3 prosentenheter høyere enn i 1987 og 1989, og sukkerinnholdet var også betydelig høyere dette året. I 1987 var det 1.9 prosentenheter høyere tørrstoffinnhold og 2.5 prosentenheter lavere råproteininnhold i timotei- enn i engsvingelsurfôret. De to andre åra var det små forskjeller mellom surfôrslaga. Ellers var det i alle år noe høyere innhold av råtreveler i engsvingel enn i timotei. Innhold av sukker, vannløselige karbohydrat og eter-ekstrakt var høyere i timotei- enn i engsvingelsurfôret alle år, men forskjellene mellom surfôrtypene var små. Det var noe større andel reinprotein i forhold til råprotein i timoteisurfôret enn i engsvingelsurfôret. Askeinnholdet var alle år størst i engsvingelsurfôret.

Tabell 2 viser innholdet av NH_3 -N, pH, og organiske syrer. Etanol ble bare analysert i 1988. Begge surfôrtypene var bra konserverte i alle åra med lave verdier for pH og bare spor av smørsyre i engsvingelsurfôret i 1986. Noe høye verdier for ammoniakk-N i 1987 og 1988

Tabell 1. Kjemisk sammensetning av surfôret. E=Engsvingel T=Timotei

Table 1. Chemical composition of the silage. E = meadow fescue T = timothy

År Year Surfor Silage	1986		1987		1988	
	E	T	E	T	E	T
Tørrstoff (TS) % Dry matter (DM) %	22.01	22.52	20.48	22.40	25.15	24.35
% av TS, % of DM:						
Råprotein Crude protein	10.2	10.4	11.4	8.9	10.3	10.2
Eterekstrakt Ether extract	4.6	4.5	4.4	4.3	3.6	3.8
Rårevler Crude fibre	36.8	36.3	38.3	37.7	37.6	36.0
N-frie ekstrakt stoff N-free extract	43.2	45.3	41.8	46.0	44.2	45.6
Reinprotein True protein	6.8	7.0	5.5	4.7	5.1	6.3
Sukker Sugar	1.2	1.6	1.7	1.7	3.8	5.5
Vannløselige karb. Water soluble carb.	1.9	2.3	2.6	2.6	4.3	6.1
NO ₃ -N	0.03	0.02	0.01	0.01	0.01	0.01
Aske Ash	5.9	4.2	5.4	3.9	5.6	5.2
P	0.20	0.18	0.21	0.18	0.22	0.21
Mg	0.08	0.06	0.11	0.08	0.12	0.09
Ca	0.38	0.26	0.45	0.34	0.42	0.37
K	1.70	1.28	1.72	1.35	1.90	1.80
Reinprotein i % av råprotein True protein in % of crude protein	67.0	67.2	48.1	53.0	50.2	61.8

har nok sammenheng med tilføring av NH₃ fra Foraform. Når det tas hensyn til dette inneholdt surfôret i alle år mindre enn 8% NH₃-N av total-N, som er satt som grense for god konservering (Breirem & Homb 1970). På grunn av lite daglig uttak av silomasse ble det av og til noe mugg langs kantene av siloene. Dette ble sortert ut før fôring.

Kjemiske analyser av kraftfôr viste råproteininnhold på 9.3%, 13.2% og 14.3 % av tørrstoff i henholdvis 1986, 1987 og 1988.

Utifra varedeklarasjonen var det i 1986, 1.07 f.f.e. og i 1987 og 1988, 1.11 f.f.e. pr kg tørrstoff.

Fordøyeligheten av råprotein var i alle år noe høyere i timotei- enn i engsvingelsurfôr, mens det ellers var små forskjeller mellom de to surfôrslaga i fordøyelseskoeffisienter for ulike komponenter i fôret (tabell 3). Fordøyeligheten av rårevler var gjennomgående høy hos begge surfôrslaga i alle år.

Innholdet av fetningsfôrenheter i tabell 4

Tabell 2. Ammoniakk, pH, organiske syrer og etanol i surfôret

Table 2. Ammonia, pH, organic acids and ethanol in the silage

År Year Surfor Silage	1986		1987		1988	
	E	T	E	T	E	T
NH ₃ -N, % av total N	6.8	7.2	11.4	9.5	8.8	7.5
NH ₃ -N, % of total N						
pH	3.9	3.6	3.9	3.9	3.9	3.9
Prosent av råvekt: Percent of total weight:						
Maursyre	0.34	0.30	0.19	0.16	0.31	0.39
Formic acid						
Eddiksyre	0.39	0.35	0.56	0.43	0.51	0.43
Acetic acid						
Propionsyre	0.01	0.00	0.04	0.05	0.00	0.00
Propionic acid						
Smørsyre	0.02	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Butyric acid						
Valeriansyre	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Valeric acid						
Mjølkesyre	0.95	1.88	1.33	1.01	1.37	0.95
Lactic acid						
Etanol	-	-	-	-	0.18	0.14
Ethanol						

Tabell 3. Fordøyelseskoeffisienter i surfôr

Table 3. Digestibility coefficients in silage

År Year Surfor Silage	1986		1987		1988	
	E	T	E	T	E	T
Tørrestoff	69.4	69.4	70.4	72.8	69.8	69.5
Dry matter						
Organisk stoff	71.2	70.7	71.9	73.5	70.5	70.2
Organic matter						
Råprotein	57.2	66.5	62.6	69.2	61.9	64.0
Crude protein						
Eterekstrakt	69.0	73.5	84.6	72.8	72.6	69.4
Ether extract						
N-frie ekstraktstoff	70.3	67.7	70.0	70.9	71.8	67.2
N-free extract						
Rårevler	76.8	75.3	76.0	79.5	73.4	75.0
Crude fibre						
Aske	36.4	39.3	39.3	54.2	59.1	58.1
Ash						

er rekna ut både ved bruk av trevlefradrag og etter verditall 80. Verdital 80 ga høyere f.f.e verdier enn bruk av trevlereduksjon. Begge rekne måtene ga små forskjeller i førenhetsinn-

hold mellom de to surfôrtypene. Det var alle år høyere innhold av fordøyelig råprotein i timotei- enn i engsvingelsurfôr.

Tabell 4. Fetningsfôrenheter (f.f.e.), omsettelig energi (OE) og fordøyelig råprotein (FRP) pr kg tørrstoff i surfôret

Table 4. Fattening feed units (FU), metabolizable energy (ME) and digestible crude protein (DCP) pr kg DM in the silage

År Year Surfor Silage	1986		1987		1988	
	E	T	E	T	E	T
F.f.e. beregna med: FU calculated with:						
Trevlefradrag Fibre deduction	0.75	0.74	0.75	0.77	0.72	0.73
Verditall 80 Value number 80	0.78	0.78	0.80	0.81	0.76	0.76
OE, MJ	10.6	10.7	10.9	11.1	10.4	10.4
FRP, g	55	69	62	68	57	60
FRP, g/f.f.e.	73 ^a	93 ^b	84 ^a	89 ^b	79 ^a	83 ^b
DCP, g/FU ¹⁾						

¹⁾ Trevlereduksjon Fibre deduction

Fôropptak og vektendring hos dyra

Tabell 5 viser opptak av tørrstoff, fetningsfôrenheter og fordøyelig råprotein. I 1986 og 1987 tok søyene opp noe mer tørrstoff og f.f.e. av timotei enn av engsvingel, mens det i 1988 var omvendt. Forskjellene mellom surfôrtypene i tørrstoffopptak pr dyr var signifikante i alle år, mens forskjellene i daglig opptak beregna pr 100 kg kroppsvekt og pr kg stoffskiftevekt bare var signifikante i 1986 og 1987. Ved beregning med trevlefradrag var forskjellen i opptak av f.f.e mellom fôrslaga signifikant i 1986 og 1988, mens bruk av verditall 80 ga signifikante forskjeller alle år. Timoteisurfôret hadde alle år høyest innhold av fordøyelig råprotein pr f.f.e.

Tabell 6 viser vektendring i gram pr dyr og dag og total vektendring i forsøksstida. Forskjellen mellom surfôrslaga var signifikant bare i 1988 og engsvingel ga dette året størst vektøkning. Tabellen viser også realisert fôrenhetsverdi pr kg surfôrtørrstoff beregna på grunnlag av behov til vedlikehold og vektøk-

ning hos dyra. Bruk av trevlefradrag ga alle år best samsvar mellom beregna og realisert verdi. Det var også i alle år bedre samsvar mellom beregna og realisert verdi for engsvingel enn for timotei. For 1986 låg realisert fôrverdi noe høyere enn beregna verdi, mens den var noe lavere enn beregna verdi i 1987 og 1988.

DISKUSJON

Det foreligger lite kunnskap om kjemisk sammensetning og fôrverdi av engsvingelsurfôr i Norge. Upublisert materiale fra ensileringsforsøk med engsvingel (Nordang 1990c), viser imidlertid bra samsvar med resultatene her. Også der var trevleinnholdet i surfôr av engsvingel høyt når graset var høsta to uker etter skyting hos timotei. Innholdet av råprotein samsvarer også godt med Bergheim (1979a), som gjennomførte ensileringsforsøk med gras fra eng med 60 - 70 % engsvingel og høsting på

Tabell 5. Fôropptak pr dyr og dag

Table 5. Feed intake per ewe per day

År Year Surfor Silage	1986		1987		1988	
	E	T	E	T	E	T
Antall binger Number of pens	18	18	6	6	6	6
Fra surfôr From silage:						
TS, kg dyr/dag	1.08 ^a	1.13 ^b	0.96 ^a	1.05 ^b	1.33 ^a	1.26 ^b
DM, kg ewe/day						
TS, kg 100 kg lev.vekt/dyr/dag	1.45 ^a	1.52 ^b	1.26 ^a	1.38 ^b	1.72	1.67
DM, kg 100 kg liveweight/ewe/day						
TS, g (W ^{0.76})/dyr/dag	43 ^a	45 ^b	37 ^a	41 ^b	51	49
DM, g (W ^{0.76})/ewe/day						
F.f.e. dyr/dag (trevlefradrag) FU ewe/day (fibre deduction)	0.81 ^a	0.84 ^b	0.72	0.80	0.96 ^a	0.91 ^b
F.f.e. dyr/dag (verdital 80) FU ewe/day (value number 80)	0.83 ^a	0.87 ^b	0.77 ^a	0.85 ^b	1.01 ^a	0.96 ^b
Totalt opptak Total feeds:						
F.f.e., dyr/dag FU, ewe/day ¹⁾	0.90 ^a	0.93 ^b	0.81	0.90	1.05 ^a	1.01 ^b
FRP, g dyr/dag DCP, g ewe/day	65 ^a	84 ^b	72 ^a	84 ^b	88	89
FRP, g/f.f.e DCP, g/FU ¹⁾	72 ^a	90 ^b	89 ^a	94 ^b	83 ^a	88 ^b

¹⁾ Trevlereduksjon Fibre deduction

samme utviklingstrinn som her. Han fant imidlertid 4-5 prosentenheter lavere innhold av råtrevler enn i våre forsøk.

Også i timoteisurfôret var det relativt høyt trevleinnhold og lavt råproteininnhold. Tidligere undersøkelser av timoteisurfôr i Nord-Norge har også vist lavt innhold av råprotein, men jevnt over lavere trevleinnhold enn i våre forsøk (Hole 1985a, Bergheim 1979a).

Hole (1984) fant lavere sukkerinnhold i engsvingel enn timotei, og høyere bufferkapasitet i ferskt gras av engsvingel enn timotei

ved ulike tider for første slått. Dette skulle indikere at engsvingel kan være vanskeligere å konservere enn timotei. I våre forsøk var det noe lavere sukkerinnhold, lavere andel reinprotein og i to av tre år, høyere ammoniakkinnhold i engsvingel- enn i timoteisurfôr. Alt i alt tyder dette på noe dårligere konserveringsresultat hos engsvingel enn hos timotei.

Schjelderup (1982) fant høyere in vitro fordøyelighet av tørrstoff hos engsvingel enn timotei, men da var engsvingel og timotei høsta på samme utviklingstrinn. I våre forsøk med samme høstedata var det ingen forskjell i

Tabell 6. Vektendring hos søyene og fôrverdi av surfôr beregna utifra dyras behov til vedlikehold og vektendring (f.f.e. realisert)

Table 6. Weight gains of ewes and feed value of silage based on energy requirement. (FU realized)

År Year Surfôr Silage	1986		1987		1988	
	E	T	E	T	E	T
Antall binger Number of pens	18	18	6	6	6	6
Vektendring i alt, kg/søye Total live weight change, kg/ewe	8.6	8.2	2.5	4.1	6.2 ^a	4.7 ^b
Vektendring, g søye/dag Weight change, g ewe/day	75	73	25	43	89 ^a	67 ^b
F.f.e.pr kg TS, realisert FU pr kg DM, realized	0.78	0.74	0.70	0.70	0.67	0.64

fordøyelighet mellom artene. Dette er i samsvar med Nordang (1990c).

Fordøyelighetskoeffisientene for timotei samsvarer også godt med resultat fra tidligere ensileringsforsøk med timotei i Nord-Norge (Hole 1985a, Bergheim 1979b).

Opptaket av surførtørstoff blir påvirket av mange faktorer, bl.a. gjæringskvalitet, tørrstoffinnhold, trevleinnhold og fordøyelighet (Wilkins et al. 1971, Hermansen 1980, Fossbakken 1971). I forsøket var det små variasjoner i trevleinnhold og fordøyelighet av surføret. Opptaket av surfôr var størst i 1988 da tørrstoffinnholdet var høyest, mens opptaket var minst i 1987, det året fordøyeligheten var høyest. Flere forhold bl.a. ammoniakkinnholdet viser imidlertid at surføret var dårligst konserverte dette året.

1988 var eneste året surfôr av engsvingel ga høyere fôropptak enn surfôr av timotei. Opptak av tørrstoff beregna pr 100 kg levende vekt ga alle år høyere forklaringsgrad (R^2) i den statistiske modellen enn opptak pr kg stoffskiftevekt. Demarquilly & Weiss (1971) fant at tørrstoffopptaket hos sau på friskt gras

var 40-100 gram pr kg stoffskiftevekt, mens det tilsvarende var 20-75 gram ved fôring med surfôr. I våre forsøk varierte opptaket fra 37 til 51 gram tørrstoff pr kg stoffskiftevekt.

Hos dyra på engsvingelsurfôr har innholdet av fordøyelig råprotein i fôrrasjonen i alle år ligget noe i underkant av anbefalt norm som er 90 gram/f.f.e. (Breirem 1990), mens proteininnholdet i fôrrasjonen til dyra på timoteisurfôr har ligget på normen.

Fôrenhetsverdien beregna ut fra dyras behov var generelt noe lavere enn beregning basert på kjemiske analyser og fordøyelsesforsøk. I 1986 var det godt samsvar mellom beregna og ralisert verdi. Dette året var forsøkestida som nevnt delt inn i tre perioder á 4 uker, noe som bl.a. ga større datamateriale for beregningene enn de andre åra. Fôrenhetsverdi basert på beregning med trevlefradrag, som viste best samsvar med realisert verdi, ga for engsvingel i middel 0.74 og for timotei 0.75 f.f.e pr kg tørrstoff. Realisert fôrverdi var for engsvingel 0.72 og for timotei 0.69 f.f.e. pr kg tørrstoff. Ingen av forskjellene i fôrverdi mellom artene var signifikante. Nordang

(1990b) fant i forsøk med slakteokser generelt høyere realisert enn beregna forverdi i surfôr med relativt høyt trevleinnhold.

Resultata viser at surfôr av engsvingel og timotei høsta til samme tid er likeverdige forslag til voksne søyer selv om engsvingel ved lik høstetid er kommet lengre i morfologisk utvikling enn timotei.

SAMMENDRAG

I åra 1986 - 1988 ble det gjennomført tre produksjonsforsøk med voksne søyer ved Tjøtta forskingsstasjon. Formålet var å undersøke fôropptak og næringsverdi av surfôr av engsvingel sammenlignet med surfôr av timotei. Det ble i alle år brukt 72 søyer likt fordelt på rasene steigar, spæl og dyr med 1/4-finsk blod og forsøkestida var 9 - 14 uker. Det var små forskjeller i kjemisk sammensetning mellom de to surfôrslaga. Både engsvingel og timotei hadde lavt råproteininnhold med henholdsvis 10.6% og 9.8% av tørrstoff i middel for alle år. Trevleinnholdet var relativt høyt, med henholdsvis 37.6% og 36.7% av tørrstoff. Bortsett fra litt høye verdier for ammoniak-N, var det god gjæringskvalitet på surføret. Det var ingen forskjell mellom surfôrslaga i innhold av fetningsfôrenheter pr kg tørrstoff og middel innhold basert på beregning med trevlefradrag, var 0.75 f.f.e. Det var litt høyere innhold av fordøyelig råprotein i timotei- enn i engsvingelsurfôr. Opptaket av tørrstoff fra engsvingel de tre åra var henholdsvis 1.08, 0.96 og 1.33 og fra timotei 1.13, 1.05 og 1.26 kg pr søye og dag. Forskjellene i fôropptak mellom artene var signifikante alle år. Vektøkninga på dyra varierte mellom surfôrslag og år fra 25 - 89 gram pr dag. I 1988, det året det var størst tørrstoffopptak, ga surfôr av engsvingel signifikant større vektøkning hos dyra enn surfôr av timotei.

Engsvingelsurfôr viste best samsvar mellom beregna fôrverdi og realisert fôrverdi basert på dyra sitt energibehov til vedlikehold og vektøkning. For realisert fôrverdi var det heller ikke signifikant forskjell mellom de to artene.

Førsøka viste at surfôr av engsvingel og timotei høsta til samme tid er likeverdige forslag til voksne søyer.

LITTERATUR

- Bergheim, P.I 1979a. The harvesting time of grass for silage in Northern Norway. 1. Ensiling experiments at Tjøtta, Vågønes, Holt and Flaten. Meld. Norges Landbrukshøgsk. 58 (1).
- Bergheim, P.I 1979b. The harvesting time of grass for silage in Northern Norway. 2. Experiments with bulls on silage of grass harvested at different times. Meld. Norges Landbrukshøgsk. 58 (2).
- Breirem, K. 1947. Beregninger av f.e. opptatt på beite av sauer. Norsk Jordbruksforskning 28:159-172.
- Breirem, K. 1990. Fornormer til sauer. K.K.Heje's håndbok for jordbruket 1990. s147.
- Breirem, K. og T. Homb 1970. Formidler og forkonservering. Forlag Buskap og Avdrått A/S, Gjøvik.
- Baadshaug, O.H. 1975. Fordøyelsesforsøk med gras fra fjelltrakter. Bilag 83 til møte i Føringutvalget mai 1975.
- Baadshaug, O.H. 1976. Fordøyelsesforsøk med gras fra fjelltrakter. Foreløpig rapport for 1975. Bilag 71 til møte i Føringutvalget mai 1976.
- Baadshaug, O.H. 1977. Fordøyelsesforsøk med gras fra fjelltrakter. Foreløpig rapport for 1976. Bilag 87 til møte i Føringutvalget mai 1977.
- Demarquilly et Weiss 1971. In "The biochemistry of silage" written by P. McDonald 1981. John Wiley et Sons, Chichester. 226pp.
- Forbes, J.M., J.K.S. Rees and T.G. Boaz 1967. Silage as a feed for pregnant ewes. Animal Production 9:399-408.

- Fossbakken, B. 1971. Høy fra timoteieng og natureng som oppdrettsfôr til sau. *Forskning og forsøk i landbruket* 22:523-567.
- Hermansen, J.E. 1980. Malkekøers optagelse af græsensilage med forskelligt tørstofindhold, fordøjelighed og gæringskvalitet. 499. Beretning fra Statens Husdyrbrugsforsøg. København.
- Hole, J.R. 1984. Buffering capacity and amounts of formic acid necessary to preserve grass species. *Proc. 10th EGF General Meeting* Ås:443-447.
- Hole, J.R. 1985a. The nutritive value of silage made from *Poa Pratensis* ssp. *alpigena* and *Phleum pratense*. 1. Ensiling studies carried out at Tjøtta, Vågenes, Holt and Flaten Agricultural Research Stations. *Meld. Norges Landbrukshøgsk. 64* (16).
- Hole, J.R. 1985b. The nutritive value of silage made from *Poa Pratensis* ssp. *alpigena* and *Phleum pratense*. 2. Lactating dairy cows fed silage made from first cut of *Poa pratensis* or *Phleum pratense*. *Meld. Norges Landbrukshøgsk. 64* (17).
- Hole, J.R. 1985c. The nutritive value of silage made from *Poa Pratensis* ssp. *alpigena* and *Phleum pratense*. 3. Growing bulls fed silage from the regrowth of *Poa pratensis* or *Phleum pratense*. *Meld. Norges Landbrukshøgsk. 64* (18).
- Nordang, L.Ø. and J.R. Hole 1987. Feeding value of grass silage harvested 14 and 24 days after heading to growing bulls. *Norsk Landbruksforskning* 1:181-188. ISSN 0801-5333.
- Nordang, L.Ø. 1990a. Barley-fodder rape silage. I. Ensiling studies. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 4: 145-162. ISSN 0801-5341.
- Nordang, L.Ø. 1990b. Barley-fodder rape silage. II Feeding experiments with bulls. *Norwegian Journal of Agricultural Sciences* 4:163-177. ISSN 0801-5341.
- Nordang, L.Ø. 1990c. Ensileringsforsøk med engsvingel 1985-1987. Upublisert.
- SAS 1987. SAS Institute Inc. SAS/STATTM Guide for personal Computers, Version 6 Edition. Cary, NC: SAS Institute Inc. 1987 s549-640.
- Saue, O. 1968. The effect of different methods of grass conservation on voluntary feed intake, body weight gain and feed expenditures in lambs. *Inst. Anim. Nutr., Agric. Collage Norway. Tech. Bull.* 135.
- Saue, O., L. Bævre and L. Vik-Mo 1978. Evaluation of the energy value of forages by aid of production experiments. *Dept. Anim. Nutr., Agric. Univ. Norway. Reprint* no 470.
- Schjelderup, I. 1982. Tilvekst og avkastning hos aktuelle grasarter. *NLVF sluttrapport nr 416*.
- Statens Planteavlråd 1991. Årsmelding 1989. Statens Planteavlråd 1991.
- Våbenø, A. og J.R. Hole 1984. Surfôr av bygg-forraps til sau. *Husdyrforsøksmøtet. Aktuelt fra Statens fagtjeneste for landbruket nr 3*.
- Wilkins & Al 1971. In "The biochemistry of silage" written by P. McDonald 1981. John Wiley et Sons, Chichester. 226pp.

Ozonforurensing og effekter på vegetasjonen i Norge

Ozone pollution and effects on vegetation in Norway

LEIV M. MORTENSEN

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Særheim forskningsstasjon, Klepp st./Norges landbrukshøgskole, Institutt for hagebruk, Ås, Norge

The Norwegian State Agricultural Research Station, Særheim Research Station, Klepp st., Norway/Agricultural University of Norway, Department of Horticulture, Ås, Norway

Mortensen, L.M., 1991. Ozone pollution and effects on vegetation in Norway. Norsk landbruksforskning, 5:235-264. ISSN 0801-5333.

The objective of this paper is to present an up-to-date review of the effect of ozone (O_3) on vegetation, and make an attempt to relate this knowledge to the effect of O_3 on the vegetation in Norway. On the basis of today's knowledge it is highly likely that a mean 7-h O_3 concentration of 80-100 μgm^{-3} , which is common in Norway, will cause growth reduction of many plant species. The climate has an influence on the effect of O_3 ; poor light conditions before exposure to high O_3 and high air humidity during the exposure will enhance the effect. The effects of other climatic factors are also discussed. At the O_3 levels which occur in Norway it will probably be difficult to observe visible signs of O_3 injury in nature. Ozone may reduce growth rate and induce senescence and wilting of leaves without specific O_3 injury symptoms. Moderate O_3 concentrations may change the competition situation and alter the composition of the plant society. A study of the influence of O_3 on plant growth at the different daylength conditions and diurnal O_3 concentrations that exist in Norway is needed. Furthermore, a better understanding of the effect of O_3 in the mountain areas compared with that in the lowland areas should be sought.

Key words: Ozone, Norway, review, vegetation

Leiv M. Mortensen, Særheim Research Station, N-4062 Klepp st., Norway.

Ozongassen spiller både en positiv og en negativ rolle i naturen. I stratosfæren absorberer O_3 -gassen ultrafiolett stråling fra sola som

er skadelig både for planter og dyr. Ved jord-overflata fører høye O_3 -konsentrasjoner til vegetasjonsskader fordi O_3 er en sterk oksidant

som angriper plantenes celler og fører til synlige skader og/eller vekstreduksjoner. En omfattende forskning over flere tiår har påvist betydelige avlingsskader forårsaket av O₃ innen jord- og hagebruk i USA (Heck et al. 1988). I Europa har O₃-forskningen blitt sterkt trappet opp de senere årene og det er blitt påvist at O₃ kan føre til avlingsreduksjoner innen jord- og hagebruk, og sannsynligvis også vekstreduksjon hos en del treslag (Mathy 1988).

Til tross for en omfattende forskning i mange land er det fortsatt meget vanskelig og fastslå hvilke konsekvenser ulike O₃-doser har på ulike planteslag i land med forskjellige klima. Ozon-forskningen har så langt i hovedsaken konsentrert seg om arter av økonomisk interesse, og dette betyr at kunnskapen om hvordan O₃ virker på de mange artene i naturen er svært begrenset.

Det er en kjent sak at ulike luftforurensinger som SO₂ og NO_x kan påvirke effekten av O₃ ved enten å øke eller redusere O₃-effekten. Imidlertid er Norge, i motsetning til mange andre land, i den heldige situasjonen at konsentrasjonen av disse to forurensingene er svært lave utenom byer og industrinære områder. Høyeste konsentrasjoner av SO₂ (max. ca. 60 µgm⁻³) opptrer om vinteren i Øst-Finmark på grunn av luftforurensing fra Kola-halvøya (Statens forurensningstilsyn 1988). I sommerhalvåret eller i vekstsesongen når O₃ opptrer i relativt høye konsentrasjoner er imidlertid SO₂-konsentrasjonen bare på noen få µgm⁻³. I Sørøst-Norge som er et annet noe belastet område, ligger maksimalkonsentrasjonen av SO₂ på ca. 20 µgm⁻³ om vinteren og på et par µgm⁻³ om sommeren. I vekstsesongen ligger konsentrasjonen av NO_x stort sett på et par µgm⁻³. Konsentrasjonene av SO₂ og NO_x er derfor så lave at de har ingen praktisk innflytelse på O₃-effekten. Samspill mellom disse gassene blir derfor ikke tatt opp til diskusjon.

Denne rapporten tar sikte på å gi en

oversikt over effekter av O₃ funnet på arter som finnes i Norge, samt vurdere sannsynligheten for at disse artene skades av O₃ her til lands. Rapporten inngår i et større arbeid på Naturens tålegrenser i regi av Miljøverndepartementet.

OZON-MÅLINGER

Ozon er en fotokjemisk oksydant og tilstedeværelsen i troposfæren (den lavere del av atmosfæren) skyldes blant annet tilførsel fra stratosfæren og fotokjemisk produksjon fra nitrogenoksyder og flyktige organiske forbindelser som naturlig forekommer i naturen. På grunn av disse naturlig forekommende kildene vil O₃-konsentrasjonen ligge på fra 20 og opp til i sjeldne tilfeller 100 µgm⁻³ (Singh & Johnson 1978; Grennfelt & Schjoldager 1984). Det som imidlertid har størst interesse er O₃-gassen som dannes ved bakkenivå ved fotokjemiske reaksjoner som er basert på antropogene utslipp av nitrogenoksyder og flyktige organiske forbindelser. De O₃-konsentrasjonene som måles er således en sum av naturlig og menneskeskapt O₃.

Det er mye som tyder på at O₃-konsentrasjonen stiger fra år til år. Økningen de siste ti årene er blitt beregnet til 1-2% per år ved bakkenivå i Europa (Hartmannsgruber et al. 1985; Feister & Warmbt 1987). Det er blitt hevdet at O₃-konsentrasjonen i 1980-årene omtrent var den dobbelte av det den var ved samme breddegrad ved århundreskiftet (Volz & Kley 1988).

Ozon-målinger i Norge

I løpet av de siste årene har antallet målestasjoner for O₃ stadig blitt utvidet, og omfatter nå stasjoner fra Sørlandet i sør, til Finmark og Ny Ålesund (Svalbard) i nord. Norsk institutt for luftforskning (NILU) har ansvaret for disse

Tabell 1. Antall timer og døgn med O₃-konsentrasjoner >100 µgm³ ulike steder (se Fig. 1) i Norge i årene 1986-1989. Data fra NILU-målinger 1986-1989

Table 1. Number of hours and days with O₃ concentrations > 100 µgm³ at different locations in Norway in 1986-1989. Data from NILU measurements 1986-1989

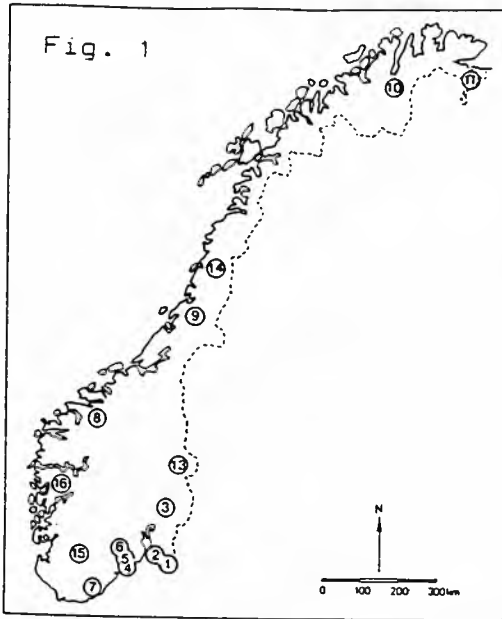
Stasjon	1986		1987		1988		1989	
	timer	døgn	timer	døgn	timer	døgn	timer	døgn
Prestebakke	101	16	166	19	113	20	143	21
Jeløya	285	46	600	82	1320	112	273	47
Nordmoen	68	16	168	30	17	7	138	26
Langesund	49	9	233	31	445	50	-	-
Klyve	72	19	48	14	399	61	-	-
Haukenes	132	26	59	11	139	23	-	-
Birkenes	77	16	444	56	577	80	153	26
Kårvatn	-	-	-	-	251	31	42	11
Høylandet	-	-	-	-	158	19	96	12
Jergul	-	-	-	-	93	18	83	9
Svanvik	-	-	60	7	107	19	208	30
Ny Ålesund	-	-	-	-	-	-	16	3

målingene. På grunn av den økte tilgangen på måledata i Norge har det blitt mulig å vurdere eventuelle effekter av O₃ på vegetasjonen i Norge (Schjoldager et al 1981; Hoem et al. 1988). Tabell 1 gir en oversikt over antall timer og døgn med O₃-konsentrasjoner over 100 µgm³ i årene 1986-1989 på en rekke steder i Norge (Fig. 1). Som en ser av tabellen varierer antallet timer med >100 µgm³ fra år til år og også mellom stasjonene. Jeløya som ligger ute i Oslofjorden er den stasjonen som jamt over har de høyeste konsentrasjonene. Stasjonene i Midt- og Nord-Norge har jamt over den laveste hyppigheten av høye konsentrasjoner med unntak av Svanvik i Finmark hvor de høye konsentrasjonene kan ha sammenheng med luftforurensinger fra Kola-halvøya eller andre luftbårne forurensinger fra øst. Jeløya er også den stasjonen som har flest timer med >200 µgm³ O₃, tilsammen 22 timer i perioden 1985-1989, med maksimumkonsentrasjon på 268 µgm³.

Figur 2 viser månedsmiddelverdiene gjennom 1989 for noen stasjoner. Stasjonene i

Sør-Norge har en topp i mai mens den høyeste månedsmiddel-konsentrasjonen på Høylandet og Svanvik kommer i april. Variasjonen i konsentrasjon gjennom året såvel som gjennom døgnet minker mot nord. I Ny-Ålesund er årsvariasjonen liten med høyeste verdier i oktober-desember og i mars-april. Det er typisk at i områder som er lite påvirket av antropogene luftforurensinger er årstid- såvel som døgn-variasjonene (Fig. 3) mindre enn i sterkt forurensede områder. Gjennomsnittlig 7-timers-verdi (kl. 09.00-16.00) i perioden april-september i 1986-1988 lå på rundt 70 µgm³ og noe over i Sør-Norge og noe lavere i Nord-Norge (Fig. 4). I nord hvor det er lange dager om sommeren (midnattsol) er O₃-konsentrasjonen høyere enn i sør i den mørkeste delen av døgnet. Dette kan ha betydning for mengden O₃ som absorberes av plantene.

Nye målestasjoner er kommet med i 1990 (Voss, Valle og Osen). Foreløpige analyser fra vekstsesongen 1990 viser at 7-timers-middelet for vekstsesongen alle de tre stedene ligger på 70-76 µgm³ (Pedersen, personlig meddelelse).

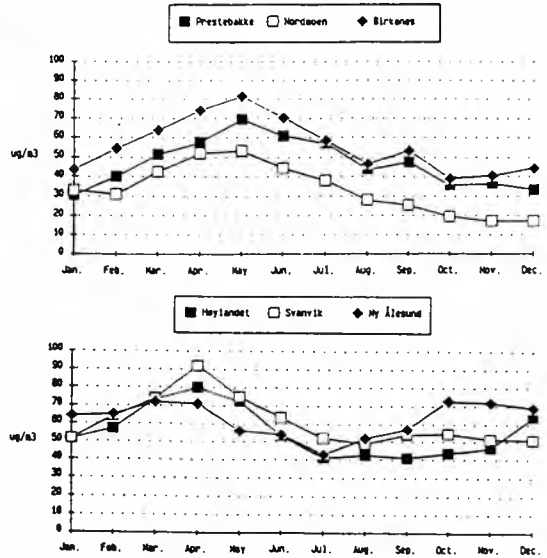


No.	Station name	Lat.	Long.	M.h.s.l.
1	Prestebakke	59.00	11.32	160
2	Jeløya	59.26	10.36	5
3	Nordmoen	60.16	11.06	200
4	Langesund	59.01	9.45	12
5	Klyve	59.09	9.35	60
6	Haukenes	59.12	9.31	20
7	Birkenes	58.23	8.15	190
8	Kärvatn	62.47	8.53	210
9	Høylandet	64.39	12.19	60
10	Jergul	69.27	24.36	255
11	Svanvik	69.27	30.02	30
12	Ny-Ålesund	78.54	11.53	474
13	Osen	61.15	11.47	440
14	Tustervatn	65.50	13.55	439
15	Valle	59.03	7.34	250
16	Voss	60.36	6.32	500

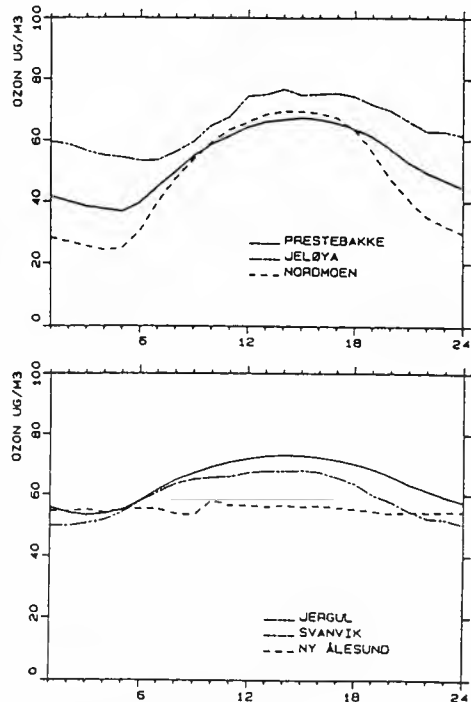
Figur 1. Målestasjoner for O₃ i Norge
Figure 1. Stations for O₃ measurements in Norway

Til sammenligning var konsentrasjonen på Jeløya 80 $\mu\text{g m}^{-3}$. Dette betyr at O₃-konsentrasjonene på Vestlandet synes å ligge på nivå med Østlandet og Sørlandet. I mai måned, som typisk er måneden med høyeste konsentrasjon i Sør-Norge, lå 7-timers-middelet på 89-94 $\mu\text{g m}^{-3}$ alle fire steder.

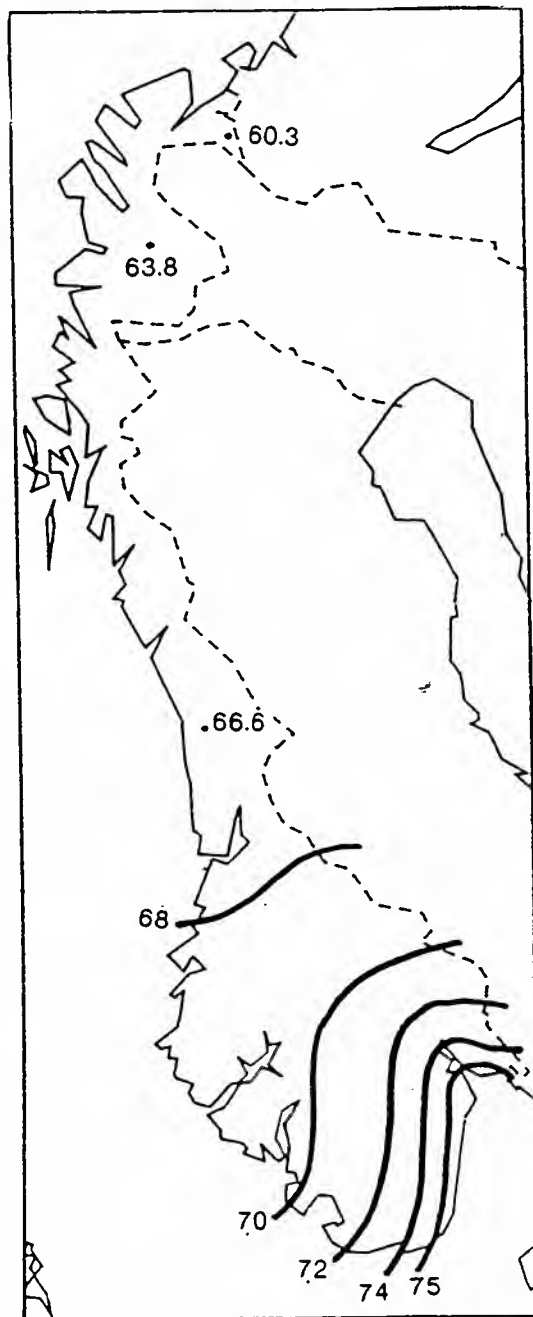
Høye O₃-konsentrasjoner i Norge har som regel sammenheng med langtransporterte luftforurensinger fra Mellom-Europa (Grennfelt & Schjoldager 1984). Derwent (1990) har



Figur 2. Månedsmiddelerverdier for O₃
Figure 2. Mean monthly O₃ concentrations



Figur 3. Gjennomsnittlig døgnavariasjon i O₃-konsentrasjon i perioden april-september, 1989
Figure 3. Mean diurnal fluctuations in O₃ concentrations in April-September, 1989



Figur 4. Gjennomsnittlig 7-timers (09.00-16.00) O_3 konsentrasjon (μgm^{-3}) i perioden april-september 1986-88
 Figure 4. Mean 7-h (0900 - 16.00) O_3 concentrations (μgm^{-3}) in April-September 1986-88.

nylig laget en modell som estimerer potensielle O_3 -konsentrasjoner i Nordvest-Europa. Denne viser at Vest- og Sørlandet kan bli utsatt for 280-320 μgm^{-3} , og Østlandet og Trøndelag for 240-280 μgm^{-3} O_3 .

O_3 -målinger i andre land

Ozon-nivået i Sverige synes å ligge på samme nivå som i Norge ut fra O_3 -målinger presentert av Hasund et al. (1990) fra en rekke steder i Sverige i årene 1986-1988. Når det gjelder USA ligger O_3 -nivået til dels høyere. Sju-timers middel i juli ble estimert til fra ca. 90 μgm^{-3} i en del stater og opp til ca. 150 μgm^{-3} i California (Knudsen & Lefohn 1988). Store deler av USA ser ut til å ha O_3 -konsentrasjoner på nivå med Norge, mens andre områder har adskillig høyere konsentrasjoner. Likeledes ser middelkonsentrasjonen i Norge heller ikke ut til å avvike så mye fra det som er vanlig i Mellom-Europa, men en vesentlig forskjell er imidlertid at hyppigheten av svært høye konsentrasjoner ($>200 \mu\text{gm}^{-3}$) er mye større i f.eks. Tyskland (Becker et al. 1985). Forurensinger av nitrogenoksyder og hydrokarboner er adskillig høyere i Mellom-Europa enn i Norge og dette forklarer de svært høye maksimumskonsentrasjonene (300-400 μgm^{-3}) som kan oppstå mange steder (Becker et al. 1985).

Inne i byer er O_3 -konsentrasjonen gjerne lav på grunn av at O_3 -gassen reagerer med nitrogenoksyd fra biltrafikken, mens O_3 -konsentrasjonen øker sterkt i utkanten av byer (Wunderli & Gehrig 1990).

KLIMAET I NORGE

Vekstsesongen er definert som perioden med døgnmiddel på 6°C eller høyere, og avtar grovt sett fra 200 til 100 dager (i lavlandet) fra sør (58°N) til nord (70°N) i Norge (Opsahl 1984). Det er viktig å relatere O_3 -nivået til den

aktuelle vekstsesongen det enkelte sted i Norge. For eksempel vil O_3 -nivået i april være av relativt liten interesse i Finmark siden vekstsesongen ikke har startet ennå, mens den i Sør-Norge er av adskillig større interesse. Temperatur og vekstsesong avtar ikke bare ved økende breddegrad, men også med høyden over havet. Karasjok ($69^\circ N$) som ligger 129 m.o.h., har f.eks. omtrent like lang vekstsesong som Dagali ($59^\circ N$) som ligger 870 m.o.h. Døgnmiddeltemperaturen i årets varmeste måned, juli, ligger på $17-18^\circ C$ i Sørøst-Norge ved kysten og noe lavere i innlandet. I Vest-Norge ligger middeltemperaturen et par grader lavere og i Nord-Norge litt lavere enn i Vest-Norge (Norsk Meteorologisk institutt, klimadata). Temperaturen kan imidlertid variere sterkt fra dag til dag eller fra uke til uke med sommer-temperaturer som kan variere fra 10 til $20-30^\circ C$ over det meste av landet.

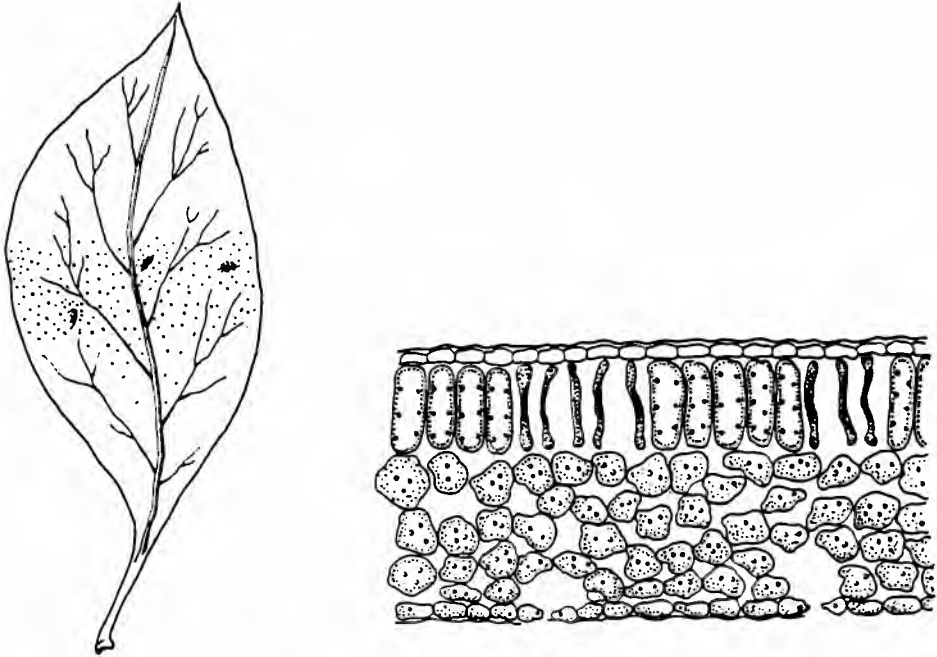
Årsnedbøren i Vest-Norge ligger stort sett på 1500-2500 mm, og i Øst-Norge på 500-1000 mm. I Nord-Norge varierer årsnedbøren fra rundt 1500-2000 mm i kystdistriktene til <500 mm på Finnmarksvidda. Studerer man de meteorologiske data framkommer det at den relative luftfuktigheten stort sett ligger på rundt 70% for steder i sør såvel som i nord, uansett temperatur. Den relative luftfuktigheten (RF) synker midlertidig når værtypen skifter fra kjølig til varm, men etter et par døgn stabilisere RF seg på rundt 70%. Når temperaturen faller inntre en tilsvarende midlertidig økning i RF. I relasjon til planter har RF ikke særlig relevans - det er differansen mellom metningstrykket og vanddampens partialtrykk ved en gitt temperatur (vapor pressure deficit = damptrykk-underskuddet = VPD) som er viktig. Størrelsen av VPD har innflytelse på bladenes spalteåpninger som igjen er avgjørende for plantens opptak av O_3 . Har man f.eks. en periode med $15^\circ C$ og 70% RF i Vest-Norge vil VPD være 5,1 mbar. Til sammenligning

kan en typisk vær-situasjon i Øst-Norge være 70% RF og $20^\circ C$, og i dette tilfellet vil VPD være 7,0 mbar, altså betraktelig høyere (37%). Hvilke konsekvenser dette kan ha for effekten av O_3 vil bli tatt opp senere. Når det gjelder vind er spesielt vestkysten og fjellområdene sterkt utsatt. Østlige deler av landet er mindre utsatt.

Solinstrålingen avhenger av breddegrad, årstid og skydekke. Høye breddegrader ($60-70^\circ N$) er karakterisert ved lange dager i sommerhalvåret og korte i vinterhalvåret. I sommermånedene er det midnattsol i Nord-Norge mens daglengden midtsommers i Kristiansand ($58^\circ N$) er ca. 18 timer. I mai-juli er innstrålingen i Europa nokså lik ved breddegrader fra 45 til $70^\circ N$ (Wallen 1970). Lavere maksimalverdier midt på dagen blir kompensert ved lengre dager på nordligere breddegrader. I mai-juli kan den daglige innstrålingen variere fra 10 til $60 \text{ molm}^{-2}\text{dag}^{-1}$ fotosyntetisk aktiv stråling ved $60^\circ N$ på grunn av værvariasjoner (Meteorologiske data, Institutt for tekniske fag, Ås-NLH). Både i vekstsesongen (april-september) og på årsbasis er solinnstrålingen ca. 10% lavere i Vest- sammenlignet med Øst-Norge grunnet mere skyet vær i vest (Olseth & Skarveit 1985).

GENERELT OM O_3 OG PLANTER

Ozon-effekter på planter inkluderer synlige skader, vekstreduksjoner uten synlige skader, avlingtap samt ulike biokjemiske endringer i plantene. Ozon fører til toksiske effekter bare hvis en tilstrekkelig mengde O_3 når de følsomme delene av cellene. Gassen diffunderer inn i bladene gjennom spalteåpningne (stomata) som i en viss utstrekning kan kontrollere opptaket ved å lukke seg. Skade vil ikke inntre hvis O_3 -opptaket ikke er større enn at planten kan nøytralisere forurensingen eller dens



Figur 5. Ozon-skade. Flekker (klorotiske og nekrotiske) og gule prikker på bladet. Tverrsnittet av bladet viser at skaden er lokalisert hovedsaklig i palisadevevet (Brandt 1962)

Figure 5. Ozone injury. Chlorotic and necrotic spots and yellow stipples on leaves. The leaf section shows that the injury is mainly in the palisade tissue (Brandt 1962)

metabolitter, ved f.eks. reaksjon med askorbinsyre (Chameides 1989); eller hvis planten er i stand til å reparere O_3 -effekten (Tingey & Taylor 1982). Ozongassen angriper cellemembranen som delvis kan bli ødelagt, og dette kan føre til lekkasje av næringsstoffer og i verste fall til at cellene kollapser.

Ozon-konsentrasjon og eksponeringstider avgjørende for hvor stor O_3 -effekten blir. En analyse som anvendte data fra veksthus- og felt-forsøk indikerte at en O_3 -konsentrasjon på $100 \mu\text{gm}^{-3}$ som varte en del timer hver dag i mere enn 16 dager var den nedre grensen for når reduksjon av planters vekst og avling kunne inntre (U.S. Environmental Protection Agency 1978). Ved kortere eksponeringstid måtte det en høyere konsentrasjon til for å gi en effekt.

Typiske synlige O_3 -skader er gule små-

prikker (stipple), hvite flekker (bleaching), klorose og nekrose (Guderian et al. 1985). Gule prikker er den mest vanlige skaden hos løvtrær, busker og urteaktige planter. Hos gress, som har udifferensiert mesofyll, utvikler klorotiske flekker seg mellom nervene ved O_3 -eksponering. Etter hvert vil bladene visne og falle av. Ozon angriper som regel først og fremst palisade-cellene (nær øvre bladoverflate) i bladets mesofyll (Fig. 5).

Forskjellige framgangsmåter er blitt anvendt for å studere effekten av O_3 på planter, fra studier i godt kontrollerte klimakamre via eksponering i åpen-topp kamre (open-top chambers) til eksponering i felten uten bruk av kamre. Fordelen med godt kontrollerte betingelser er at man i detalj kan studere biologiske effekter av O_3 . Skal man imidlertid analysere konsekvensene av O_3 på planteavlinger i virke-

ligheten er det nødvendig med forsøk som minimaliserer forskjellen fra de omgivelsene plantene naturlig vokser i.

I O₃-studier er det vanlig å karakterisere forurensingen som 7-timers middel for dagtid (kl.09-16) siden det er mest vanlig at de høyeste konsentrasjonene opptrer da. Et spørsmål er imidlertid om dette er riktig for norske forhold med svært lange dager og til dels små fluktusjoner i O₃-nivå gjennom døgnet særlig i Nord-Norge. Det har ellers vist seg at samme O₃-dose gitt ved kortvarig høy konsentrasjon ga mere skader enn samme dose gitt ved lavere konsentrasjoner over lengre tid (Tingey 1985). Dette er egentlig ikke uventet siden planter sannsynligvis har mulighet for å nøytralisere en viss absorpsjonsrate av O₃ over lang tid. Blir imidlertid konsentrasjonen over timer eller dager for høy klarer ikke planten å detoksifisere den absorberte O₃-gassen, og skader inntreffer.

Ozon-effekten kan være reversibel som f.eks. ved redusert fotosyntese som tar seg raskt opp etter at ozon-episoden er over, som vist for havre (Myhre et al. 1988), eller irreversibel ved at cellemembraner blir brutt ned og nekrotiske flekker oppstår (Wozny 1989).

Svært ofte fører O₃ til større reduksjon av rotens biomasse enn av toppens på grunn av reduksjon av assimilat-transporten fra topp til rot (Lechowicz 1987; Cooley & Manning 1988). Dette kan ha konsekvenser for hvor utsatt plantene blir for tørke ved at en forholdsvis mindre rot skal forsyne en stor topp med vann.

Vanligvis undersøkes effekten av O₃ på enkeltarter uten at den enkelte art er i et konkurranseforhold til en eller flere andre. Det er klart at slik er det ikke i naturen. Når en art er følsom for O₃ vil den komme enda dårligere ut i en konkurransesituasjon enn når den vokser alene. Dette er vist når det gjelder hvitkløver (følsom) og flerårig raigras (lite følsom) ved at

veksten hos hvitkløver ble adskillig mer redusert i blanding med raigras enn alene (Ashmore 1984).

Ozon kan føre til vekstforstyrrelser som igjen kan føre til at planten blir mere eller mindre utsatt for sopp-sjukdommer og insektsangrep (Lechowicz 1987). Brown & Bell (1989) oppsummerte med at forurenset luft fører til noe mere angrep av skadeinsekter, mens innflytelsen på sopp-sjukdommer synes å være mere variabel med positiv, negativ eller ingen effekt. Imidlertid er det et stort behov for langtidsforsøk hvor samspillet mellom O₃ og insekter og/eller patogener studeres i relasjon til plantevekst og avling (Manning & Keane, 1988).

KLIMAETS INNFLYTELSE PÅ OZON-GASSENS SKADELIGHET

Det er viktig å relatere effekten av O₃ på vegetasjonen til klimaet planten vokser i. Dette fordi det har vist seg at klimaet har en sterkt modifierende innflytelse på O₃-effekten. Når en skal sammenligne resultater fra ulike geografiske områder eller over tid er dette viktig hvis en skal forstå hvordan O₃ virker i naturen. I det følgende vil det bli gitt en oversikt over betydningen av ulike klima-parametre.

Lys

Plantenes spalteåpninger kontrollerer opptaket av O₃. Generelt er spalteåpningene lukket i mørke og åpner seg gradvis ved økende lysintensitet (Raschke 1975). Denne effekten er knyttet til redusert CO₂-konsentrasjon i bladet når fotosyntesen starter opp. Dette betyr at O₃-opptaket øker når lysintensiteten øker p.g.a. av økt spalteåpning (Adepipet et al. 1973; Furukawa et al. 1985). Forsøk med bønner har også vist at O₃-eksponering ved høye lysintensiteter gir større skader enn ved lave intensiteter

(Heck et al. 1965; Dunning & Heck 1973, 1977). Reich (1987) konkluderte i sin revy-artikkel om kvantifisering av plantereaksjoner ovenfor O₃ at det eksisterer en klar sammenheng mellom O₃-opptak og skadeeffekt. Forskjeller i følsomhet hos ulike plantearter kunne derfor i stor grad forklares ved ulikt gassopptak.

I virkeligheten synes imidlertid ikke alle planteslag å følge det vanlige mønsteret m.h.t. spalteåpnings-reaksjoner. I et nylig avsluttet forsøk med bjørk (*Betula pubescens*) ble det observert like store O₃-skader hos unge blader om de var blitt eksponert for O₃ i mørke eller i lys (Mortensen 1991b). Målinger viste at spalteåpningene forble åpne i mørke og O₃ kunne derfor fritt trenge inn i bladet. Dette gjaldt imidlertid kun unge blad, eldre blad fikk adskillig større skader i lys enn i mørke hvilket tyder på at spalteåpningene hos disse bladene fungerte normalt. Tidligere er det blitt påvist at natt-eksponering av *Brassica rapa* (turnips) ga O₃-skader, og målinger viste at bladenes gasskonduktans var 20-30% av dagverdien (Winner et al. 1989).

Planter som før O₃-eksponeringen har vært utsatt for gode lysforhold synes å være mindre utsatt for O₃-skader enn når plantene har vokst ved dårlige lysforhold i flere uker. Dette er vist med bønner (Heck & Dunning 1967; Dunning & Heck 1973, 1977), tobakk (MacDowall 1965), hvete (Mortensen 1990a,b) og furu (Davies & Wood 1973). Lignende samspill mellom O₃ og lysnivå på planteveksten er påvist med nitrogenoksyder til tomat (Mortensen 1986) og med en blanding av SO₂ og NO_x til bjørk (Freer-Smith 1985).

Luftfuktighet

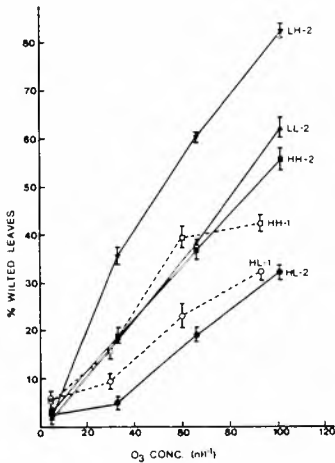
Økt luftfuktighet øker spalteåpningen (Drake et al. 1970; Lange et al. 1971; Rawson et al. 1977) og dermed også opptaket av O₃ i planter (Otto & Daines 1969; McLaughlin & Taylor

1981; Jensen & Roberts 1986; Schulze 1986). Dersom luftfuktigheten endres kan spalteåpningen endre seg innen sekunder (Fanjul & Jones 1982). Som forventet vil O₃-eksponering ved høy luftfuktighet gi adskillig større skader enn ved lav luftfuktighet (Otto & Daines 1969; Wilhour 1970; Davies & Wood 1973; Dunning & Heck 1973, 1977; Mortensen 1990a,b). En må imidlertid understreke at endringer i luftfuktigheten ikke alltid vil påvirke spalteåpningen. Rawson & Begg (1977) viste at enkeltblad var mye mindre følsomme enn hele planter av bygg. Når en plante har et lite bladareal i forhold til rotvolum vil et økt vannbehov på grunn av redusert luftfuktighet lett kunne imøtekommes, og reduksjon av spalteåpningen vil derfor være unødvendig. Dette betyr at topp/rot forholdet hos planter vil kunne påvirke betydningen av luftfuktigheten i reguleringen av spalteåpningen og dermed O₃-opptaket. Luftfuktighetens betydning før O₃-eksponeringen synes å variere mellom ulike planteslag. Davies & Wood (1973) fant ingen effekt av luftfuktigheten før og etter O₃-episoden hos *Pinus virginiana*, mens høy luftfuktighet før O₃-episoden økte O₃-skadene hos *Fraxinus americana* (Wilhour 1970). Ingen effekt av luftfuktigheten før O₃-episoden ble funnet hos hvete og tomat (Mortensen, upubliserte data).

Figur 6 viser sammenhengen mellom O₃-konsentrasjon, lys og luftfuktighet i vekstperioden når det gjelder bladvisning hos hvete.

Temperatur

Ozonepisoder ved lave temperaturer (10-16°C) ga mere skader enn ved høye temperaturer (27-32°C) hos *Fraxinus americana* (Wilhour 1970) og *Pinus virginiana* (Davies & Wood 1973). Dunning & Heck (1977) fant at O₃-skadene var uavhengig av temperaturen i området 16-27°C. Forsøk med bjørk ga størst bladskader ved 12°C, og skadene minket etterhvert som temperaturen steg til 24°C (Mortensen, 1991d).



Figur 6. Effekt av O₃-konsentrasjonen på % visne blad ved ulike lys og luftfuktighets-nivå (RF) hos hvete. LL = lavt lys/lav RF; LH = lavt lys/høy RF; HL = høyt lys/lav RF; HH = høyt lys/høy RF. -1 = forsøk 1, og -2 = forsøk 2. (Mortensen 1990a).

Figure 6. Effect of O₃ concentration on percentage wilted leaves at different light and air humidity levels (RF) in wheat plants.

LL = low light/low RF; LH = low light /high RF; HL = high light/low RF; HH = high light/high RF. -1 = Experiment 1, and -2 = Experiment 2. (Mortensen 1990a).

Ulike forsøk med bønner og tobakk (Dunning et al. 1974; Dunning & Heck 1977), white ash (Wilhour 1970) og Virginia pine (Davies & Wood 1973) har vist at øking av temperaturen før O₃-episoden øker skaden. Svært høye temperaturer (>30°C) synes imidlertid å redusere skadene sannsynligvis p.g.a. at spalteåpningene lukker seg. Temperaturen påvirker fotosyntese og spalteåpninger, og forårsaker endringer i plantenes biokjemi, fysiologi og morfologi som igjen kan ha betydning for plantenes O₃-følsomhet.

Tørke

Spalteåpningen og bladenes gass-utveksling er relatert til jordfuktighet og tørke (Schulze 1986; Grieu et al. 1988). Ozon- såvel som CO₂-opptaket reduseres dersom spalteåpningen reduseres grunnet tørke. Dette medfører at O₃-

effekten reduseres hvis plantene blir utsatt for tørke. Det er også vist at O₃-gassen selv fører til sterkere lukking av spalteåpningene hos erte-planter med vannstress enn uten (Olszyk & Tibbitts 1981). En rekke forsøk viser imidlertid at tørken må være ganske alvorlig før spalteåpningene lukkes og O₃-gassens skadelighet reduseres (Heagle 1989; Mortensen 1990d). Under slike forhold vil produktiviteten bli sterkt redusert på grunn av tørken.

Det er vel kjent at tørke stimulerer etylen-dannelse hos planter (McMichael et al. 1972; Guinn 1976; Wright 1980). Mehlhorn & Wellburn (1987) fant at etylen-produkerende erteplanter var adskillig mer følsomme ovenfor O₃ enn planter som ikke produserte etylen. Det synes derfor som om at reaksjoner mellom etylen og O₃ kan være viktige i utviklingen av O₃-skader. Imidlertid gjenstår omfattende arbeide når det gjelder forståelse av tørke- og O₃-samspill på ulike planteslag, og i særdeleshet gjelder dette trær.

Vind

Laget av stillestående luft mellom bladflata og den frie lufta kalles bladets grensesjikt. Den motstanden som gassmolekylene møter når de diffunderer fra den frie lufta inn til den nære bladoverflata kalles grensesjikt-motstanden. Dette grensesjiktet og grensesjikt-motstanden reduseres ved økende vindhastighet (Drake et al. 1970). Hos *Xantium* blad minket denne motstanden opp til en vindstyrke på 2-4 m s⁻¹ (Drake et al. 1970). Dette betyr at O₃-absorpsjonen øker når vindstyrken øker ved svært lave vindstyrker. Ved høye vindstyrker (15 m s⁻¹) er det f.eks. vist at *Rhododendron ferugineum* lukker sine spalteåpninger mens hos *Pinus cembra* forblir de åpne (Caldwell 1970). Lukking av spalteåpninger ved høye vindhastigheter synes også å være relatert til vann-tap gjennom bladenes kutikula som er med på å regulere spalteåpningene (Raschke 1975).

Studier med SO₂ har vist at den skadelige effekten økte ved øking av vindhastigheten fra 0.17 til 0.42 m s⁻¹ (Ashenden & Mansfield 1977). Brennan & Leone (1968) oppnådde lignende resultater med tomat, slangeagurk, tobakk og petunia planter som ble eksponert i en blanding av O₃ og SO₂.

Sur nedbør og tåke

Effekten av sur nedbør på planter har vært emne for en omfattende forskning. I denne sammenheng er imidlertid det aktuelle spørsmålet om sur nedbør i form av regn eller tåke vil påvirke planters følsomhet ovenfor O₃. Generelt må nedbørens pH være under 3.0 før veksteffekter kan registreres (Neufeld et al. 1985; Percy 1986; Reich et al. 1986). I Norge ligger nedbørens pH vanligvis på 4.0-5.0 (Joranger et al., 1986). Surhetsnivå på ned mot 3.0 er blitt registrert, men bare i forbindelse med små nedbørsmengder (Rensvik, 1985). I en rekke forsøk med O₃ og sur nedbør har en ikke kunne påvise noen samspillseffekt når det gjelder effekten på synlige skader og tilvekst. Dette gjelder gran (Skeffington et al. 1985; McLeod et al. 1986), furu (McLeod et al. 1986), *Pinus strobus* (Reich et al. 1987), *Acer saccharum* og *Quercus rubra* (Reich et al. 1986). Samme konklusjon gjelder ulike jord- og hagebruks-planter som jordbær, tomat, lusern, selleri (Rebbeck & Brennan 1984; Temple et al. 1987; Takemoto et al. 1988). Fotosyntesemålinger med 10 forskjellige treslag ga heller ingen samspillseffekt (Reich et al. 1986).

I en ny og omfattende tysk studie om effekten av O₃ og sur tåke på gran, ble det konkludert med at disse to faktorene i liten grad synes å kunne forklare de nye skogskadene (Blank et al. 1990). Det kunne heller ikke påvises at O₃ og sur tåke førte til økt lekkasje av næringsioner fra nålene (Pfarrmann et al. 1990). At tidligere studier har påvist ionelekkasje fra nåler på grunn av O₃ skyldes

sannsynligvis dannelse av høye nitrogenoksyd-konsentrasjoner i O₃-generatorene som anvendte luft (Brown & Roberts 1988).

CO₂

Den atmosfæriske CO₂-konsentrasjonen stiger i følge FN's klimapanel ca. 1,8 ppm (volumbasis) per år (IPCC 1990), og CO₂-konsentrasjonen vil sannsynligvis fordobles innen neste århundre. Et interessant spørsmål er i hvilken grad dette vil kunne påvirke effekten av O₃-forurensing. Det er vel kjent at CO₂-konsentrasjonen kontrollerer spalteåpningen og dermed gassutvekslingen hos planter (Percy & Björkman 1983). Økning av konsentrasjonen fører til delvis lukking av spalteåpningene og dermed også redusert O₃-opptak. Dette stemmer overens med resultater fra forsøk med hvete og tomat hvor plantene vokste ved ulike CO₂-nivå (Mortensen 1990b, 1991a). Imidlertid synes ikke vanlig bjørk å reagere likedan. Forsøk har vist at O₃ hadde samme effekt ved 350 og 650 µll⁻¹ CO₂, hvilket sannsynligvis skyldtes at spalteåpningene reagerte lite på CO₂-konsentrasjonen (Mortensen 1991b). Indirekte ble dette påvist ved at transpirasjonen ble lite påvirket av CO₂-konsentrasjonen. Det er derfor viktig å få klarlagt hvilke planteslag som har spalteåpninger som reagerer lite på CO₂-konsentrasjonen for å vurdere fremtidig effekt av O₃.

EFFEKTER AV O₃ PÅ PLANTEVEKSTEN

En omfattende litteratur eksisterer når det gjelder effekt av O₃ på planter, men som oftest dreier dette seg om jord- og hagebruks-planter, og i en viss grad ulike treslag som ikke dyrkes i Norge. Ofte anvendes imidlertid urealistisk høye O₃-konsentrasjoner. Dette er spesielt tilfelle når en skal prøve å kategorisere et stort antall arter i ulike følsomhetsklasser, og verdi-

en av mange av disse forsøkene kan derfor diskuteres. Mange av studiene er utført i U.S.A. med andre plantearter enn de som vokser i Norge. Disse artene er blitt tatt med i andre kapitler i den grad forsøkene dreier seg om prinsippstudier hvor en f.eks. har prøvd å forstå virkemekanismer eller samspill med andre faktorer. I dette kapitlet er kun arter som har relevans for norske forhold tatt med for at ikke den viktigste informasjonen skal drukne i den store informasjonsmengden fra et utall av arter.

Bartrær

Bartrær utgjør de viktigste skogtreslagene i Norge hvor vanlig gran (*Picea abies*) utgjør 53% av den samlede kubikkmasse og vanlig furu 28% av kubikkmassen. Andre bartreslag er blitt plantet inn i Norge, men har fortsatt relativt liten økonomisk betydning. De vil imidlertid bli nevnt i den grad det finnes tilgjengelig litteratur om O_3 -effekter på dem.

Vanlig gran (*Picea abies*). Mange studier er utført med dette treslaget siden det er svært viktig i store deler av Europa. Sammenlignet med jordbruksplanter og løvfellende treslag synes gran å tåle ganske store O_3 -doser uten at veksten blir redusert (Tabell 2). Ozon-konsentrasjoner på 160-200 μgm^{-3} i 7-8 timer per dag gjennom en vekstsesong ser ut til å være nødvendig for å redusere tørrvekt og høydetilvekst hos følsomme norske provenienser av dette treslaget (Mortensen 1990c). Klorotiske flekker på nålene kan da oppstå. Ulike provenienser, familier eller genotyper har imidlertid svært forskjellig toleranse ovenfor O_3 og i enkelte tilfeller må svært høye konsentrasjoner til for å redusere veksten (Mortensen 1990c; Skre & Mortensen 1991a,b). I et forsøk ble det funnet en vekstøkning av toppen ved 80 μgm^{-3} , men antallet aktive rotpisser ble redusert (Skre & Mortensen 1991b). Økt tilvekst som resultat

Tabell 2. Relativ O_3 -følsomhet hos trær og busker. Data fra USA (Davies & Wilhour 1976)

Table 2. Relative O_3 sensitivity in trees and shrubs. Data from the USA (Davies & Wilhour 1976)

Norsk navn	Latinsk navn
<u>Følsom</u>	
Banksfuru	<i>Pinus banksiana</i>
Europeisk lerk	<i>Larix decidua</i>
Liguster	<i>Ligustrum vulgare</i>
Poppel hybr.	<i>Populus maximowiczii</i> <i>x trichocarpa</i>
Rogn	<i>Sorbus aucuparia</i>
Svartfuru	<i>Pinus nigra</i>
Søtkirsebær	<i>Prunus avium</i>
<u>Intermediær</u>	
Contortafuru	<i>Pinus contorta</i>
Japansk lerk	<i>Larix leptolepis</i>
Liguster	<i>Ligustrum vulgare</i>
Søtkirsebær	<i>Prunus avium</i>
Vanlig furu	<i>Pinus sylvestris</i>
Weymouthfuru	<i>Pinus strobus</i>
<u>Lite følsom</u>	
Bøk	<i>Fagus sylvatica</i>
Douglas	<i>Pseudotsuga menziesii</i>
Gran	<i>Picea abies</i>
Kristtorn	<i>Ilex aquifolium</i>
Kvitgran	<i>Picea glauca</i>
Lavlandsbjørk	<i>Betula verrucosa</i>
Pæretre	<i>Pyrus communis</i>
Robinia	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Sommereik	<i>Quercus robur</i>
Spisslønn	<i>Acer plantanoides</i>
Vanlig lind	<i>Tilia cordata</i>

av moderate O_3 -konsentrasjoner er imidlertid ikke ukjent i litteraturen. Når det gjelder gran fant Wallin et al. (1990) at en sesong med ca. 100 μgm^{-3} (vanlig utenivå) økte netto-fotosyntesen sammenlignet med ca. 20 μgm^{-3} . Etter to og tre sesonger førte imidlertid 100 μgm^{-3} til redusert fotosyntese sammenlignet med kontrollen. Reduksjonen i fotosyntesen kunne relateres til ultrastrukturelle endringer som

startet i de ytre cellelag på oversiden av nålene (Sutinen et al. 1990). Det synes klart at tidsperspektivet er avgjørende for hvilke O_3 -nivå som fører til skader. Synlige nåleskader på grunn av høye O_3 -konsentrasjoner består som regel i gule flekker eller rødfargede nålespisser.

Ozon-konsentrasjoner på ca. $200 \mu\text{g m}^{-3}$ i løpet av sommeren kan føre til at frostherdigheten den påfølgende vinter blir redusert (Brown et al. 1987; Barnes & Davison 1988), mens $100 \mu\text{g m}^{-3}$ synes å ha ingen effekt (Brown et al. 1987). Andre forsøk har vist at O_3 -nivå opp til $280 \mu\text{g m}^{-3}$ ikke har gitt noen effekt på vinterherdigheten (Skre & Mortensen 1991b; Senser 1990). Skre & Mortensen (1991a) fant at 160 - $200 \mu\text{g m}^{-3}$ førte til at gran ble mere utsatt for vårfrost. Effekten at O_3 på frostherdigheten varierer mellom ulike familier og kloner (Brown et al. 1987; Skre & Mortensen 1991a).

Barnes et al. (1990) fant at transpirasjonen hos gran økte med ca. 20% etter langtids-eksponering ved ca. $160 \mu\text{g m}^{-3}$. Denne effekten ble assosiert med langsommere spalteåpningsreaksjon ved økende vannstress i nålene. Denne effekten varte inn i vintersesongen. Hvis dette skulle vise seg å gjelde for gran som vokser i naturen vil dette kunne bety økt følsomhet for tørke både sommer og vinter. Langsom reaksjon hos spalteåpningene kan skyldes at O_3 fører til raskere bladaldring, og det er kjent at aldrende blad mister evnen til å regulere vanntapet (Reich 1984). Ofte synes imidlertid O_3 å føre til delvis lukking av spalteåpningene (Reich & Amundson 1985; Reich 1987; Pye 1988), men det er også funnet økt transpirasjon som følge av O_3 i andre forsøk med vanlig gran (Keller & Hasler 1984; Freer-Smith & Dobson 1989) og sitkagran (Freer-Smith & Dobson 1989), og også redusert reaksjon hos spalteåpninger ovenfor tørke hos løvtrær (Reich & Lassoie 1984). Darrall

(1989) konkluderer med at O_3 ved konsentrasjoner $< 400 \mu\text{g m}^{-3}$ kan føre til åpning, lukking eller ingen reaksjon hos spalteåpningene hos ulike plantearter. Høyere konsentrasjoner ser imidlertid ut til å føre til lukking av spalteåpningene.

Det er kjent at O_3 kan føre til strukturelle endringer i grannålenes epikutikulære vokslag (Ziegler 1986; Barnes et al. 1988, 1990; Barnes & Brown 1990). Dette kan føre til at spalteåpningene blir tettet igjen eller at overflateegenskapene hos nålene endrer seg slik at vanddråpene flyter utover og danner en tynn vannhinne. I høyreliggende områder med mye tåke kan dette føre til at nålene omtrent alltid er våte, og dette kan igjen føre til at nålene blir mere utsatt for lekkasje av kationer (Mg, Ca, Zn og Mn), gi økning i frostskader samt danne et fordelaktig mikroklima for patogener (Barnes et al. 1990).

Vanlig furu (*Pinus sylvestris*). Skeffington & Roberts (1985) fant at ca. $100 \mu\text{g m}^{-3}$ i 2 måneder førte til redusert tørrvekt av nye nåler, færre nye rotspisser, utvikling av svak klorose og noe nålefall hos eldre nåler av furu. Skårby et al. (1987) fant at hos vanlig furu var fotosyntesen uforandret mens mørkerespirasjonen økte på grunn av høy O_3 -konsentrasjon (120 - $400 \mu\text{g m}^{-3}$). Spalteåpning og transpirasjon økte når O_3 -konsentrasjonen oversteg $250 \mu\text{g m}^{-3}$. I en annen studie samme sted (Gøteborg, Sverige) med yngre trær ble det funnet en reduksjon i fotosyntese og transpirasjon ved ca. $80 \mu\text{g m}^{-3}$ O_3 (Wallin et al., 1986). Resultatene synes derfor å variere og sikre konklusjoner er vanskelig å trekke. Fra amerikanske studier regner en med at ulike furuarter er mere følsomme for O_3 enn granarter (Tabell 2).

Andre bartreslag. Det ble ikke funnet noen veksteffekter av O_3 -konsentrasjoner i området 10 til $340 \mu\text{g m}^{-3}$ gjennom en sommersesong på

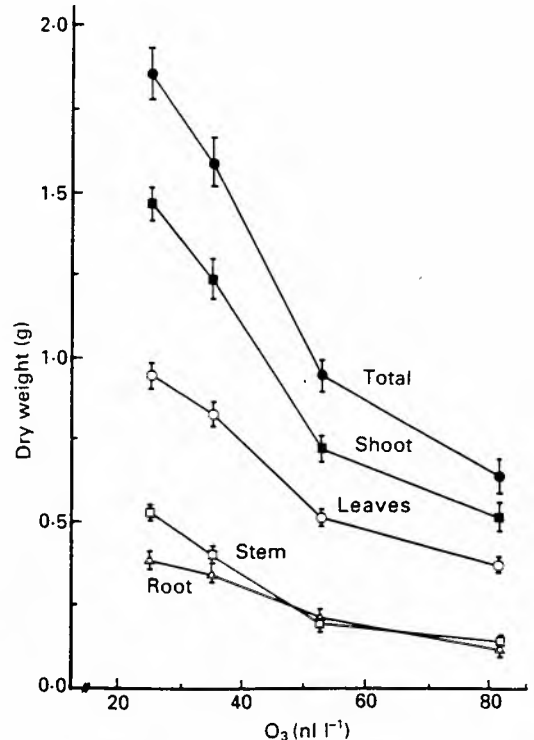
sitkagran (*Picea sitchensis*) (Lucas et al. 1988). Imidlertid tydet frostherdighetsundersøkelser på at høyere O_3 -konsentrasjoner førte til at plantene ble noe mere utsatt for tidlig høstfrost, mens ut på vinteren var det ingen forskjeller i frostherdigheten mellom de ulike ozon-behandlingene. Wilhour & Neely (1977) fant heller ingen veksteffekter på sitkagran ved $200 \mu\text{gm}^{-3}$. Douglasgran (*Pseudotsuga menziesii*) og Contortafuru (*Pinus contorta*) ga heller ikke utslag på tilveksten ved $200 \mu\text{gm}^{-3}$ (6 timer per dag) i løpet av en sesong. Noen synlige O_3 -skader på nålene kunne imidlertid registreres spesielt på Contortafuru. Davies & Wilhour (1976) kategoriserte Douglasgran som lite følsom og Contortafuru som intermediær med hensyn til O_3 -følsomhet (Tabell 2). Vanlig edelgran (*Abies alba*) fikk redusert fotosyntese og økt respirasjon etter 10 dager eksponering i $125 \mu\text{gm}^{-3} O_3$ (Larsen et al. 1990). Fem måneder senere var frostresistensen noe dårligere som følge av denne eksponeringen, og dessuten førte O_3 til noe senere knoppbryting neste vår. Ulike provenienser viste ulik følsomhet ovenfor O_3 -behandlingen.

Andre bartreslag som europeisk lerk og japansk lerk er blitt kategorisert som henholdsvis følsom og noe mindre følsom for O_3 (Tabell 2). Følsomheten hos andre bartrearter som fins plantet inn i Norge kan leses ut av Tabell 2.

Løvtrær

En del O_3 -studier er blitt utført med ulike løvtræslag, men i begrenset grad dreier dette seg om arter som er vanlige i Norge. For å få et inntrykk av hvor følsomme løvtrær er ovenfor O_3 , er det derfor inkludert arter som tilhører samme slekt som aktuelle arter i Norge.

Vanlig bjørk (Betula pubescens). Dette treslaget er det viktigste til brensel i Norge, og brukes dessuten til møbler. I Norge er vanlig



Figur 7. Effekt av O_3 -konsentrasjonen på tørrvekten hos ulike deler av bjørk (*Betula pubescens* og *Betula verrucosa*) (Mortensen & Skre 1990)

Figure 7. Effects of O_3 concentration on the dry weight of the different parts of birch (*Betula pubescens* and *Betula verrucosa*) (Mortensen & Skre 1990)

bjørk det mest utbredte skogstre av løvtrærne. Det finnes over hele landet, og det er hovedtre-slaget i tre nordligste fylkene og i det øvre skogbeltet mot fjellet. En O_3 -dose på 60-80 μgm^{-3} i 7 timer per dag i 50 dager ga vekst-reduksjon uten synlige O_3 -skader hos småplanter av en norsk proveniens av vanlig bjørk (Mortensen & Skre 1990, Fig. 7). Alle plantedeler (stamme, blad og rot) ble likt påvirket av O_3 . Det ble funnet en lineær nedgang i veksten i området 50 til 160 μgm^{-3} . En viktig observasjon var at de eldste bladene eldest og visnet raskere ved økende O_3 -konsentrasjon. Denne prosessen fant sted selv ved en konsentrasjon på 60-80 μgm^{-3} hvor ingen visuelle O_3 -skader fant sted. Ved ca. 100 μgm^{-3} utviklet det seg

synlige O₃-skader i form av gule småprikker spesielt på de eldste bladene, men også på blader av intermediær alder.

Lavlandsbjørk (Betula verrucosa). I Norge finnes lavlandsbjørka i lavereliggende trakter over størstedelen av landet. Den forekommer helt nord til Sør-Varanger, men er mest vanlig i lavlandet i Sør-Norge. Ozonforsøk med dette treslaget ga de samme resultatene som for vanlig bjørk (Mortensen & Skre 1990). Ashmore (1984) fant at planter som vokste i ufiltrert luft (O₃-konsentrasjonen 7% av tida > 120 µgm⁻³) hadde markant høyere prosent bladareal som viste klorose enn planter ved lav O₃. Davies & Wilhour (1976) kategoriserte denne arten imidlertid som lite følsom.

Gråor (Alnus incana). Gråor er utbredt over hele landet fra havnivået og opp til skogsgrensen mot fjellet. Ozonforsøk har vist at selv lave konsentrasjoner på 60-80 µgm⁻³ kan forårsake vekstreduksjon (Mortensen & Skre 1990). Som for bjørk økte O₃-effekten lineært med konsentrasjonen i området 50 til 160 µgm⁻³. Ved ca. 100 µgm⁻³ opptrådte svake gule prikker som etterhvert gikk over til brune flekker på oversida av de eldre bladene.

Bøk (Fagus sylvatica). I Norge forekommer bøk vesentlig i Vestfold, mens den aller nordligste viltvoksende forkomst synes å ligge noe nord for Bergen. I et O₃-forsøk i Sveits med bøk tok det seks uker med 300 µgm⁻³ (9 timer per dag) før synlige bladskader i form av brune, lett bronsefargede flekker, oppstod på bladenes overside (Bucher & Landolt 1985). Ashenden (1984) observerte at bøkeplanter som vokste i ufiltrert luft hadde omtrent like mye klorose som planter i filtrert luft. Da også amerikanske studier viser at bøk er lite følsom (Tabell 2) er det mye som tyder på at dette treslaget er relativt tolerant ovenfor O₃.

Leonardi et al. (1989) fant at 150 µgm⁻³ O₃ økte spalteåpningen-åpningen sterkt de første par ukene hos bøk, men etterhvert avtok denne effekten.

Andre løvtrearter. Som for bjørk og gråor ble det funnet en lineær nedgang i tilveksten med økende O₃-konsentrasjon hos *Populus deltoides x trichocarpa* (en ospe-hybrid) (Reich & Amundson 1985; Reich & Lassoie 1985) og *Fraxinus americana* (amerikansk ask) (Chappelka & Chevone 1986). Imidlertid fant Kress & Skelly (1982) at 100 µgm⁻³ stimulerte veksten hos *Fraxinus americana*, mens høyere konsentrasjoner førte til redusert tilvekst og synlige O₃-skader (gule prikker/nekrose). Ask (*Fraxinus excelsior*) utviklet mye mere klorose i ufiltrert luft (O₃-konsentrasjonen i 7% av tida > 120 µgm⁻³) enn i filtrert luft (Ashenden 1984). Ask finnes viltvoksende i Norge i lavere strøk, på Østlandet nord til Biri og Ringsaker, og langs kysten opp til Trøndelag. Økende O₃-konsentrasjon førte til en lineær nedgang i fotosyntesen hos *Quercus rubra* (rødeik, Canada/nordlige USA) som også finnes i Norge, og på *Acer saccharum* (sukkerlønn) som ikke finnes (Reich & Amundson 1985). Imidlertid fant ikke Jensen (1983) noen effekt av 100-200 µgm⁻³ på veksthastigheten hos *Acer saccharum* selv om høydetilveksten ble redusert. Ozon-konsentrasjoner på ca. 100 µgm⁻³ har vist seg å redusere tilveksten på flere *Populus* (poppel) arter (Mooi 1980; Bucher & Landolt 1985; Wang et al. 1986; Keller 1988). Aksellerert bladaldring og visning hos poppel kunne relateres til økte O₃-konsentrasjoner selv om ikke alltid synlige O₃-skader kunne observeres. Store forskjeller i O₃-følsomhet hos ulike kloner kunne registreres. Det synes ikke som om O₃-forsøk er utført på *Populus tremula* (osp) som er den eneste arten av poppelslekten som er viltvoksende i Skandinavia.

Rogn (*Sorbus aucuparia*) som er vanlig

over hele landet, er blitt kategorisert som O₃-følsom i amerikanske forsøk (Tabell 2). Søtkirsebær (*Prunus avium*) som fins forvillet rundt Oslofjorden og langs kysten opp til Sogn, er blitt kategorisert som følsom/noe mindre følsom. Pæretre (*Pyrus communis*), sommereik (*Quercus robur*), spisslønn (*Acer plantanoides*) og vanlig lind (*Tilia cordata*) er alle blitt kategorisert som lite følsomme (Tabell 2). Det må her understrekes at høye og kortvarige O₃-konsentrasjoner ble brukt for å analysere O₃-følsomheten.

Variierende effekt av O₃ på samme planteart kan skyldes genetiske forskjeller i plantematerialet og/eller klima-forskjeller i vekst- og eksponerings-perioden.

Jord- og hagebruksplanter

Denne plantegruppen er nok den best undersøkte med hensyn til O₃-følsomhet. Det har vært et omfattende program med O₃ og jord- og hagebruks-planter i U.S.A. gjennom The National Crop Loss Assessment Network (NCLAN), men naturlig nok inngår bare i liten grad plantearter av norsk interesse. I de senere årene har O₃-forskningen blitt trappet opp i Europa i form av et "åpen-topp kammer"-program støttet av CEC Environmental Programme.

Grasarter og kløver

Gras til forproduksjon er den viktigste planteproduksjonen innen jordbruket i Norge. I Tabell 3 gis en oversikt over O₃-følsomheten for noen av de viktigste grasartene i Norge (Mortensen 1991c). Forsøket ble utført i vekst-kamre ved Særheim forskningsstasjon, Rogaland, ved 16°C lufttemperatur og 50% av naturlig solinnstråling i juli/august. De ulike grasartene hadde svært forskjellig reaksjon på O₃ med raigras som tolerant og timotei som svært ømfindtlig som ytterkanter. Timotei og engsvingel dominerer grasproduksjonen i

Norge, og nord for Trondheim utgjør timotei alene 70-80% av produksjonen (Øien 1982). I tillegg er flerårig raigras viktig på Sørvestlandet.

Strandsvingel (*Festuca arundinacea*) vokser på havstrand fra Østfold til Rogaland, men har ingen økonomisk betydning i Norge. Forsøk i USA har vist at 100-120 μgm⁻³ O₃ hadde liten innvirkning på tilveksten sammenlignet med ca. 60 μgm⁻³ (Blum et al. 1983). I samme forsøk ga økningen i O₃-konsentrasjonen ca. 20% avlingsreduksjon hos hvitkløver (*Trifolium repens*). Hvitkløver vokser på beitemark og på plener over hele Norge, men er sjelden lengst i nord. I en amerikansk studie ble avlingsreduksjonen ved 100 μgm⁻³ (7-timers middel) hos rødkløver (*Trifolium pratense*) i blanding med timotei beregnet til 19%, mens hvitkløver i blanding med strandsvingel ble reduksjonen 11% (Heagle et al. 1989). I et norsk forsøk ga ca. 120 μgm⁻³ i 7 timer over noen uker sterk klorose og nekrose, bladkrølling og vekstreduksjon hos rødkløver (Morten-

Tabell 3. Prosent tørrvektreduksjon hos ulike grasarter dyrket ved 100 μgm⁻³ i 7 timer per dag i ca. 5 uker sammenlignet med 15 μgm⁻³. Ingen forskjell ble funnet mellom 15 og 40 μgm⁻³ O₃. Data fra Mortensen (1991c)

Table 3. Percentage dry weight reduction in different grasses grown at 100 μgm⁻³ for 7 h per day for 5 weeks compared with 15 μgm⁻³. No differences were found between 15 and 40 μgm⁻³ O₃. (Data from Mortensen 1991c)

Norsk navn	Latinsk navn	% reduksjon
Engkvein	<i>Agrostis tenuis</i>	31
Engrapp	<i>Poa pratensis</i>	28
Engsvingel	<i>Festuca pratensis</i>	16
Hundegras	<i>Dactylis glomerata</i>	29
Raigras	<i>Lolium perenne</i>	0
Rødsvingel	<i>Festuca rubra</i>	23
Timotei	<i>Phleum pratense</i>	44

sen, upublisert 1990). Det er åpenbart at kvaliteten vil bli sterkt redusert ved bruk til

Tabell 4. Relativ O_3 -følsomhet hos jord- og hagebruksvekster. Data fra Ashmore (1984)

Table 4. Relative O_3 sensitivity of agricultural and horticultural species. Data from Ashmore (1984)

Norsk navn	Latinsk navn
<u>Svært følsom</u>	
Blålusern	Medicago sativa
Brokkoli	Brassica oleracea
Hvikløver	Trifolium repens
Rødkløver	Trifolium pratense
Spinat	Spinacia oleracea
Sukkerert	Pisum sativum
Timotei	Phleum pratense
<u>Moderat følsom</u>	
Baunevikke	Vicia faba
Bygg	Hordeum vulgare
Gulrot	Daucus carota
Havre	Avena sativa
Hundegras	Dactylis glomerata
Kepaløk	Allium cepa
Mais	Zea mays
Pastinakk	Pastinaca sativa
Tomat	Lycopersicon esculentum
	Phaseolus vulgaris
<u>Noe følsom</u>	
Bete	Beta vulgaris
Hvete	Triticum aestivum
Italiensk raigras	Lolium multiflorum
Potet	Solanum tuberosum
Raigras	Lolium perenne
Rug	Secale cereale
Svingel	Festuca sp.
Turnips	Brassica rapa
<u>Lite følsom</u>	
Blomkål	Brassica oleracea
Brokkoli	Brassica oleracea
Hagesalat	Lactuca sativa
Hvitkål	Brassica oleracea
Råps	Brassica napus
Sukkerroer	Beta vulgaris

dyrefor når slike skader oppstår. Selv om forsøk med timotei og rødkløver ikke ble utført på samme tid synes det som om disse to artene har omtrent samme følsomhet for O_3 . De norske resultatene med kløver og flerårig raigras er i samsvar med resultatene til Thorn et al. (1987).

Kortvarige forsøk ved svært høye O_3 -konsentrasjoner kategoriserte timotei som følsom (Tabell 4) eller noe følsom (Tabell 5); kløver som følsom (Tabell 4 og 5); hundegras som følsom (Tabell 5) eller moderat følsom (Tabell 4); og svingel som noe følsom (Tabell 4). En kan derfor konkludere med at de norske og utenlandske forsøkene viser nokså overensstemmende resultater.

Ut fra det foregående må man kunne regne med at en midlere 7-timers O_3 -konsentrasjon på ca. $100 \mu\text{gm}^{-3}$ vil kunne gi en avlingsreduksjon hos følsomme arter (timotei og kløver) på 10-25%, mens grasarter med midtels følsomhet blir utsatt for en avlingsreduksjon på 5-10%.

Kornarter

Hvete (Triticum aestivum): Av kornartene er hvete den mest undersøkte av de aktuelle kornartene i Norge. Hveteavlingen i Norge i 1988 var 148000 tonn (Statistisk sentralbyrå 1990). Omfattende studier er foretatt i U.S.A. (NCLAN) som viser at avlingen for ulike sorter hvete er relativt upåvirket av en økning i O_3 -konsentrasjonen fra 50 til $100-120 \mu\text{gm}^{-3}$ (Heck et al. 1983). Imidlertid har nyere forsøk i Sveits vist en avlingsreduksjon på 10% når O_3 -konsentrasjonen økte fra 40 til ca. $75 \mu\text{gm}^{-3}$, og en reduksjon på ca. 35% når konsentrasjonen økte fra 40 til ca. $115 \mu\text{gm}^{-3}$ (Führer et al. 1990). I svenske forsøk ga en økning i O_3 fra ca. 10 til $85 \mu\text{gm}^{-3}$ (7-timers middel) 13% avlingsreduksjon, og en økning fra 15 til $110 \mu\text{gm}^{-3}$ en reduksjon på 27% (Pleijel et al. 1988). Det er viktig å legge merke til de

Tabell 5. Relativ O₃-følsomhet hos jordbruksarter og ugras. Data fra Lacasse & Treshow (1976)

Table 5. Relative O₃ sensitivity of agricultural species and weeds. Data from Lacasse & Threshow (1976)

Norsk navn	Latinsk navn
<u>Følsom</u>	
Bladfaks	Bromus inermis
Blålusern	Medicago sativa
Bokhvete	Fagopyrum esculentum
Bygg	Hordeum vulgare
Hagebønner	Phaseolus vulgaris
Havre	Avena sativa
Hundegras	Dactylis glomerata
Hvete	Triticum aestivum
Kepaløk	Allium cepa
Mais	Zea mays
Melon	Cucumis melo
Potet	Solanum tuberosum
Reddik	Raphanus sativus
Rug	Secale cereale
Rødkløver	Trifolium pratense
Soyabønner	Glycine max
Spinat	Spinacia oleracea
Tobakk	Nicotiana tabacum
Tomat	Lycopersicon esculentum
<u>Intermediær</u>	
Gulrot	Daucus carota
Kål	Brassica oleracea
Mais	Zea mays
Perikum	Hypericum sp.
Pastinakk	Pastinaca sativa
Persille	Petroselinum crispum
Slangeagurk	Cucumis sativus
Sukkerert	Pisum sativum
Timotei	Phleum pratense
Turnips	Brassica rapa
<u>Lite følsom</u>	
Bete	Beta sp.
Hagesalat	Lactuca sativa
Jordbær	Fragaria sp.
Meldestokk	Chenopodium album
Mynte	Mentha sp.

forskjellige resultatene som kommer fra USA og Europa. Årsaken kan være forskjellige sorter som er blitt anvendt eller at forskjeller i klima i stor grad har påvirket skadeligheten av O₃. Betydningen av både luftfuktighet og lysforhold når det gjelder effekten av O₃ på

hvete er beskrevet tidligere (Mortensen 1990a,b).

Bygg (*Hordeum vulgare*): Bygg er det viktigste kornslaget avlingsmessig i Norge med 542000 tonn i 1988 (Statistisk sentralbyrå, 1990). Dette planteslaget er relativt lite studert med hensyn til O₃-følsomhet. Forsøk med et par sorter i U.S.A. (Temple et al. 1985) viste imidlertid ingen effekt på avlingen når O₃-konsentrasjonen økte fra 40 til 120 µgm⁻³ (7-timers middel). Olszyk et al. (1988) i U.S.A. rangerte også bygg som tolerant overfor O₃. I Danmark viste forsøk også det samme (Skarby & Sellden 1984). Hos bygg sådd om våren fant Fowler et al. (1986) ingen effekt på avlingen av å rense luften for O₃ (urenset luft 30-120 µgm⁻³). Lacasse et al. (1976) rubriserte imidlertid bygg som følsom for O₃ etter kortvarig forsøk (Tabell 5). Generelt kan sies at adskillig mere vekt må tillegges forsøk som har gått over lang tid ved realistiske konsentrasjoner enn kortvarige forsøk ved høye konsentrasjoner. Registrering av bladskade behøver heller ikke nødvendigvis gi et riktig bilde av effekten på avlingen.

Havre (*Avena sativa*): Havreavlingen i 1988 var på 373000 tonn (Statistisk sentralbyrå 1990). Havre er gjennom forsøk med kortvarige høye O₃-konsentrasjoner kategorisert som følsom for O₃ av Lacasse & Treshow (1976) (Tabell 5), og moderat følsom av Ashmore (1984) (Tabell 4). Kortvarige forsøk har vist at fotosyntesen reduseres og respirasjonen øker ved 150 µgm⁻³ O₃ (Myhre et al. 1988).

Rug (*Secale cereale*): Denne kornarten er blitt kategorisert både som følsom (Tabell 5) og som mindre følsom (Tabell 4) basert på kortvarige forsøk med vurdering av bladskader.

Av kornartene synes det ut fra den eksisterende viten viktig å kategorisere hvete og

havre som relativt følsomme, d.v.s. at ca. 10% avlingsreduksjon må kunne forventes iallfall for følsomme sorter ved en midlere 7-timers O_3 -konsentrasjon på 80-100 μgm^{-3} . Bygg ser derimot ut til å tåle slike O_3 -doser uten avlingsreduksjon. Rug er det vanskeligere å uttale seg om.

Andre arter

Potetavlingen (*Solanum tuberosum*) i Norge var i 1988 på 482000 tonn (Statistisk sentralbyrå 1990). I Sverige førte en økning av O_3 -konsentrasjonen fra ca. 60 til 90-110 μgm^{-3} (7-timers middel) til en avlingsreduksjon på 20-34% (Skarby & Jønsson 1988). Fra ulike studier i USA har det blitt påvist store sortsforskjeller når det gjelder O_3 -følsomhet (Musselman et al. 1987; van der Eerden et al. 1988). Det er derfor å forvente at 100 μgm^{-3} kan gi fra ingen til betraktelig avlingsreduksjon (30%) hos poteter helt avhengig av sorten. Tabell 4 og 5 viser også at O_3 -følsomheten hos potet varierer. Clarke et al. (1990) lagde en oversikt over forsøk utført i USA og Canada og konkluderte med at O_3 fører til avlingsnedgang hos følsomme potet-kultivarer når bladskadene overskrider 20-40%.

Når det gjelder nepe (*Brassica rapa*) viste en amerikansk studie som inkluderte fire sorter, en avlingsreduksjon (rotvekt) på henholdsvis 7 og 24% når O_3 -konsentrasjonen økte fra 50 til 80 eller 120 μgm^{-3} (Heagle et al. 1985). Tilveksten hos brokkoli (*Brassica oleracea*) og salat (*Lactuca sativa*) var upåvirket når O_3 -konsentrasjonen (12-timers middel) økte fra 28 til 80 eller 120-140 μgm^{-3} (Temple et al. 1990). Dette til tross for at salat utviklet en del bladskader på de ytre bladene. Fire kultivarer ble brukt innen hver art. Kपालøk (*Allium cepa*) utviklet synlige bladskader, hvite eller brune flekker på gamle blad, ved ca. 90 μgm^{-3} , og avlingsreduksjonen var ca. 5% sammenlignet med 30 μgm^{-3} (Temple et al. 1990). Disse

resultatene stemmer bra overens med resultatene fra andre forsøk med kपालøk og salat (Olszyk et al. 1988).

Når det gjelder andre jord- og hagebruksarter gir Tabell 4 og 5 en oversikt over hvordan ulike arter av relevans for norske forhold, er blitt kategorisert med hensyn på følsomhet.

Viltvoksende arter

I det foregående er det gitt en oversikt over O_3 -effekter på plantearter som har ulike grader av økonomisk interesse. Det er også først og fremst disse som har vært gjenstand for undersøkelser. Når en kommer over til den store gruppen av planter som inngår i naturen, men ikke har direkte økonomisk interesse, vet man relativt lite om O_3 -virkningen. I det følgende gis det en kortfattet oversikt over hvor vår kunnskap står i dag.

Bregner regnes å være følsomme for O_3 på grunn av bladenes anatomi og vevsstruktur (Guderian et al. 1985). Det svampaktige mesofyllvevet blir lett angrepet av O_3 , og palisademesyfylltet mangler som regel. Skader av O_3 på bregner er blitt observert i USA (Bobrov-Glater 1956) og i Japan (Kadota & Ohta 1972). Typiske skader er hvite flekker på småbladene som etterhvert etterfølges av dehydrering og nekrose.

Forsøk med to *Ditrichum*-arter (moser) som ikke fins i Norge (*D. pusillum* og *D. lineare*) og vegnikkemose (*Polia nutans*) som er svært vanlig på sandmark og lynghei over hele landet, viste at 160 μgm^{-3} O_3 (6 timer per dag) førte til vekstreduksjon (Stanosz et al. 1990). Cornelius et al. (1985) eksponerte vegmose (*Ceratodon purpureus*), vegnikkemose (*Pohlia nutans*), rabbebjørnemose (*Polytrichum piliferum*) og narremose (*Scleropodium purum*) som alle er vanlige i Norge, i 400 μgm^{-3} O_3 i 4 timer og fant at ingen skader utviklet seg. Andre arter (høyere planter) utviklet skader etter denne ene O_3 -dosen (Tabell 6).

Tabell 6. Effekt av 400 $\mu\text{g}\text{m}^{-3}$ O_3 gitt i 4 timer på utviklingen av synlige bladskader hos en del arter. Data fra Cornelius et al. (1985)

Table 6. Effects of 400 $\mu\text{g}\text{m}^{-3}$ O_3 given for 4 h on the development of visible leaf injuries in different species. Data from Cornelius et al. (1985)

Norsk navn	Latinsk navn
<u>Skadet</u>	
Krypsoleie	Ranunculus repens
Firfrøvikke	Vicia tetrasperma
Hvitkløver	Trifolium repens
Hvitsteinkløver	Melilotus alba
Mongolspringfrø	Impatiens parviflora
Skogkløver	Trifolium medium
Snegleskalm	Medicago lupulina
Tofrøvikke	Vicia hirsuta
Åkervindel	Convolvulus arvensis
<u>Ikke skadet</u>	
Bergørkvein	Calamagrostis epigejos
Blodstorkenebb	Geranium sanguineum
Burot	Artemisia vulgaris
Engkvein	Agrostis tenuis
Engloknegras	Holcus lanatus
Engsyre	Rumex acetosa
Gjetertaske	Capsella bursa-pastoris
Gulrot	Daucus carota
Hundegras	Agrostis tenuis
Kvassdå	Galeopsis tertiahit
Løvetann	Taxaracum sp.
Meldestokk	Chenopodium album
Prestekrage	Chrysanthemum leucanthemum
Prikkperikum	Hypericum perforatum
Ryllik	Achillea millefolium
Smalkjempe	Plantago lanceolata
Stormaure	Galium mollugo
Stornesle	Urtica dioica
Såpeurt	Saponaria officinale
Tveskjeggveronika	Veronica chamaedrys
Vanlig hønsegras	Polygonum persicaria

En art navlelav (*Umbilicaria mammulata*) og *Flavoparmelia caperata* som ikke finnes i Norge viste strukturelle endringer i algekomponenten etter eksponering i 60 $\mu\text{g}\text{m}^{-3}$ O_3 (Eversman & Sigal 1987). Von Arb et al. (1990) studerte sammenhengen mellom klorofyllinnhold og luftforurensningsnivå (NO , NO_2 , SO_2 og O_3) hos bristlav (*Parmelia sulcata*) og

fant høyest korrelasjon med NO_2 - og SO_2 -nivået og relativt dårlig korrelasjon med O_3 -nivået. Denne lavarten finnes over hele landet på bark av løvtrær eller på bark av bartrær som får tilgang på veistøv. Effekter av O_3 på epifyttiske lavarter som vokser på eik og bartrær er blitt klart påvist i Los Angeles-området i USA. I dette området hvor det er svært høye O_3 -konsentrasjoner har de mest følsomme artene forsvunnet (Richardson 1987). Det samme er tilfelle i San Bernardinos National Forest som ligger inntil Los Angeles-området (Nash & Sigal 1980).

Svært få dyrkningsforsøk ved realistiske konsentrasjoner over lang tid er blitt utført med viltvoksende planter. Ashmore (1984) foretok imidlertid en kategorisering av ca. 200 viltvoksende arter i England og fant at arter innen erteblomstfamilien syntes generelt å være mere følsomme for O_3 enn arter innen andre familier (Tabell 7). Arter innen korgplantefamilien syntes å være lite følsomme, mens grasfamilien, korsblomstfamilien, meldefamilien og skjermplantefamilien bestod av arter av alle følsomhetsgrader. Tabell 6 og i mindre grad Tabell 5 gir en oversikt over følsomhetsrangeringen hos ulike arter.

BIOKJEMISKE STRESSINDIKATORER

Siden O_3 er en sterk oksidant reagerer den lett med dobbeltbindinger i umettede fettsyrer, og nedbrytning av cellemembran-lipider er derfor antatt å være en av primærvirkningene av O_3 (Heath 1975). At O_3 forårsaker endringer i lipid-sammensetningen er blitt påvist av flere forskergrupper (Mackay et al. 1987; Sakaki et al. 1990). Mehlhorn & Wellburn (1987) viste at etylen som planter utvikler under stress fører til at planter får større følsomhet ovenfor O_3 . I et senere arbeide påviste Mehlhorn et al. (1990) at frie radikaler ble dannet ved O_3 -

Tabell 7. Relativ O₃-følsomhet hos ulike plantefamilier basert ca. 200 viltvoksende arter i England. O₃-følsomheten ble vurdert etter bladskader etter 4 timers eksponering i 500 µgm³ O₃. Etter Ashmore (1984)

Table 7. Relative O₃ sensitivity of different plant families, based on about 200 wild species in England. The O₃ sensitivity was observed after 4 h exposure to 500 µgm³ O₃. After Ashmore (1984)

Norsk navn	Latinsk navn	% av artene klassifisert etter følsomhetsgrad		
		Svært	Middels	Lite
Erteblomstfamilien	Papilionaceae	62	31	7
Grasfamilien	Gramineae	26	24	50
Korgplantefamilien	Compositae	0	16	84
Korsblomstfamilien	Cruciferae	44	15	41
Meldefamilien	Chenopodiaceae	46	39	15
Skjermplantefamilien	Umbelliferae	39	46	15

eksponering før synlige ozonskader utviklet seg.

Mange endringer i planters biokjemi kan inntre når de utsettes for O₃-forurensing (Sandermann et al. 1989). Det har bl.a. blitt funnet visse sammenhenger mellom O₃-eksponering og innholdet glutation, vitamin c og e (Mehlhorn et al. 1986; Price et al. 1990), av aminosyrer og polyaminer (Dohmen et al. 1990), samt aktiviteten av superoksyd-dismutase (Stenersen et al. 1990). Det har vært svært ønskelig å finne fram til en biokjemisk metode som er O₃-spesifikk for tidlig diagnose av O₃-effekter på skogen. Inntil i dag har man imidlertid ikke funnet en sikker og anvendbar metode for dette til tross for at en del sammenhenger mellom O₃ og planters biokjemi er blitt påvist (Sandermann et al. 1989). Den mest lovende metoden for tidlig diagnose av O₃-effekter synes nå å være påvisningen av spesielle stress-protein (Sandermann et al. 1990).

SANNSYNLIGE EFFEKTER AV O₃ I NORGE

I tidligere kapitler er det blitt gitt en oversikt over O₃-konsentrasjoner i Norge, effekter av

O₃ på ulike planteslag samt hvordan klimaet innvirker på skadeligheten av O₃. Spørsmålet som nå reiser seg er om O₃ fører til skader på norsk vegetasjon. Ut fra det en vet synes det som om lave O₃-konsentrasjoner over lang tid gir mindre skader enn høyere konsentrasjoner over kortere tid. Dette betyr sannsynligvis at O₃-effekten er større i Sør-Norge (større hyppighet av høye konsentrasjoner) enn i Midt- og Nord-Norge selv om konsentrasjonen i den mørkeste delen av døgnet er høyere i nord. En skal imidlertid ikke se bort fra at O₃-opptaket i Nord-Norge med lys døgnet rundt vil bli så stort at planteveksten blir redusert til tross for relativt moderate O₃-konsentrasjoner i lufta. Forsøk med O₃ hvor det tas hensyn til lysforholdene som er spesielle for høye breddegrader bør utføres. De høyeste O₃-konsentrasjonene i Nord-Norge opptrer i april mens vekstsesongen først starter senere. Dette betyr at vegetasjonen unngår perioden med de høyeste O₃-nivåene.

Differansen mellom vandampens metningstrykk og partialtrykk (VPD) ved en gitt temperatur påvirker plantenes spalteåpninger som før nevnt. Når den relative luftfuktigheten stort sett ligger rundt 70% fører dette til at VPD minker når temperaturen synker. Dette

kan føre til økt spalteåpning og økt O₃-opptak når temperaturen synker. Det er derfor ikke usannsynlig at den største effekten av en gitt O₃-dose vil finnes på vegetasjonen i høyereliggende strøk med lavere temperaturer. Ut fra NILU's målinger er det sannsynlig at O₃-konsentrasjon i fjellet i Sør-Norge ligger omtrent på nivå med lavlandet siden det er de langtransporterte O₃-forurensingene som synes å forårsake den største belastningen.

Den midlere 7-timers O₃-konsentrasjonen ligger ofte på 80-10° µgm⁻³ over flere uker, men sjelden passerer konsentrasjonen 200 µgm⁻³ slik som i sørligere deler av Europa og deler av USA. Ved konsentrasjoner rundt 100 µgm⁻³ er det relativt lite sannsynlig at synlige O₃-skader vil opptre, iallfall i et omfang som er iøynefallende. De synlige skadene vil vel helst gi seg utslag i en raskere bladaldring uten at typiske O₃-skader som f.eks. ørsmå gule prikker oppstår. Kommer O₃-konsentrasjonen opp i 140-160 µgm⁻³ over et par uker kan en imidlertid begynne å forvente at følsomme arter utvikler skadesymptomer. For å få en bedre forståelse for O₃-forurensingens virkning i naturen ville det være fordelaktig å finne fram til noen arter som er følsomme for O₃ og som vokser over hele landet. Har man en mistanke om at O₃ har hatt en effekt på en planteart kan dette kryss-sjekkes med om en finner O₃-skader også på indikatorartene. På denne måten kan en langt på vei sikre seg at skadesymptomene ikke forveksles med skader fra sugende insekter.

På basis av den kunnskap vi har om O₃ og planter er det overveiende sannsynlig at O₃ forårsaker vekstreduksjon hos en del arter innen jord-, hage- og skogbruk, samt innen den viltvoksende flora. Bartrær synes generelt å være mindre utsatt enn enkelte løvtrearter som f.eks. bjørk og gråor. Selv om synlige O₃-skader ikke opptrer er det svært sannsynlig at O₃ fører til endrede sammensetninger av plan-

tesamfunnene ved at følsomme arter mer eller mindre blir utkonkurrert. Hvor omfattende slike endringer er i naturen vet man svært lite om. I framtidig forskning omkring O₃ og effekter på økosystemene er det viktig å inkorporere CO₂-faktoren siden den vil kunne ha en viktig innflytelse på O₃-effekten.

SAMMENDRAG

Dette litteraturstudiet har som siktemål å gi en oversikt over O₃-forurensingen samt vurdere effekten av denne på vegetasjonen i Norge. Ut fra den kunnskap en har i dag synes det overveiende sannsynlig at en midlere 7-timers O₃-konsentrasjonen på 80-100 µgm⁻³ som også er ganske vanlig, fører til vekstreduksjon hos mange plantearter, både viltvoksende og dyrkede. Klimaet influerer på effekten av O₃ ved f.eks. at dårlige lysforhold i tida før plantene blir utsatt for høye O₃-konsentrasjoner øker skaden. Høy luftfuktighet øker også O₃-skadene sterkt. Andre klimafaktorerers innflytelse på O₃-effekten blir også vurdert.

Ved de O₃-konsentrasjonene som opptrer i Norge vil det sannsynligvis være relativt vanskelig å påvise synlige O₃-skader i naturen. Ozon kan føre til redusert tilvekst og raskere bladaldring og visning uten at spesifikke O₃-skader oppstår. Selv en moderat effekt av O₃ på en planteart kan føre til at denne kommer adskillig dårligere ut i en konkurransesituasjon i et plantesamfunn. Dette kan føre til endringer i plantesamfunnenes sammensetning som kan være vanskelig å stadfeste uten et omfattende forskningsarbeide. Det gjenstår å få en bedre forståelse for hvordan daglengden i samspill med de døgnlige fluktusjonene i O₃-nivå influerer på planteveksten i Norge. Videre er det behov for å forstå bedre hvor sterkt O₃ innvirker på planter i fjellet sammenlignet med i lavlandet.

LITTERATUR

- Adepipe, N.O., H. Khatamian & D.P. Ormrod 1973. Stomatal regulation of ozone phytotoxicity in tomato. *Z. Pflanzenphysiol.*, 68:323-328.
- Ashenden, T.W. & T.A. Mansfield 1977. Influence of wind velocity on the sensitivity of ryegrass to SO₂. *J. Exp. Bot.*, 28:729-735.
- Ashmore, M.R. 1984. Effects of ozone on vegetation in the United Kingdom. The Evaluation and Assessment of the Effects of Photochemical Oxidants on Human Health, Agricultural Crops, Forestry, Materials and Visibility (Ed. P. Grennfeldt). Göteborg, IVL, pp. 92-104.
- Barnes, J.D. & K.A. Brown 1990. The influence of ozone and acid mist on the amount and wettability of the surface waxes in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst). *New Phytol.*, 114:531-535.
- Barnes, J.D. & A.W. Davison 1988. The influence of ozone on the winter hardiness of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *New Phytol.*, 108:159-166.
- Barnes, J.D., A.W. Davison & T.A. Booth 1988. Ozone accelerates structural degradation of epicuticular wax on Norway spruce needles. *New Phytol.*, 110:309-318.
- Barnes, J.D., D. Eamus, A.W. Davison, H. Ro-Poulsen & L. Mortensen 1990. Persistent effects of ozone on needle water loss and wettability in Norway spruce. *Environ. Pollut.*, 63:345-363.
- Becker, K.H., W. Fricke, J. Løbel & U. Schurath 1985. Formation, transport, and control of photochemical oxidants. In *Ecological Studies. Air Pollution by Photochemical Oxidants* (Ed. R. Guderian). Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-125.
- Blank, L.W., H.D. Payer, T. Pfirmann & K.E. Rehfuss 1990. Effects of ozone, acid mist and soil characteristics on clonal Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) - Overall results and conclusions of the joint 14-month tree exposure experiment in closed chambers. *Environ. Pollut.*, 64:385-395.
- Blum, U., A.S. Heagle, J.C. Burns & R.A. Linthurst 1983. The effects of ozone on fescue-clover forage: Regrowth, yield and quality. *Environ. Exp. Bot.*, 23:121-132.
- Bobrov-Glater, R.A. 1956. Smog damage to ferns in the Los Angeles area. *Phytopath.*, 46:696-698.
- Brandt, C.S. 1962. Effects of air pollution on plants. In: *Air Pollution vol. I.* (Ed. A.C. Stern). Academic Press, London and New York, pp. 255-281.
- Brennan, E. & I.A. Leone 1968. The response of plants to sulfur dioxide or ozone polluted air supplied at varying flow rates. *Phytopathology*, 58:1661-1664.
- Brown, V.C. & J.N.B. Bell 1989. The value of closed chamber experiments for studying biotic interactions with plant and air pollution. In *Environmental Research with Plants in Closed Chambers*. CEC, Air pollution research report, 26:322-329.
- Brown, K.A. & T.M. Roberts 1988. Effects of ozone on foliar leaching in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.): Confounding factors due to NO_x production during ozone generation. *Environ. Pollut.*, 55:55-73.
- Brown, K.A., T.M. Roberts & L.W. Blank 1987. Interaction between ozone and cold sensitivity in Norway spruce: A factor contributing to the forest decline in Europe? *New Phytol.*, 105:149-155.
- Bruno, J. von & W. Landolt 1985. Zur Diagnose Ozon-symptomen auf Waldbaumen. *Schweiz. Z. Forstwes.*, 136:863-865.
- Caldwell, M.M. 1970. Plant gas exchange at high wind speeds. *Plant Physiol.*, 46:535-537.
- Chameides, W.L. 1989. The chemistry of ozone deposition to plant leaves: Role of ascorbic acid. *Environ. Sci. Technol.*, 23:595-600.
- Chappelka, A.H. & B.I. Chevone 1986. White ash seedling growth response to ozone and simulated acid rain. *Can J. For. Res.*, 16:786-790.
- Clarke, B.B., B. Greenhalgh-Weidman & E.G. Brennan 1990. An assessment of the impact of ambient ozone on field-grown crops in New Jersey using the EDU method: Part 1 - white potato (*Solanum tuberosum*). *Environ. Pollut.*, 66:351-360.
- Cooley, D.R. & W.J. Manning 1988. The impact of ozone on photoassimilate partitioning. *Perspect. Environ. Bot.*, 2:121-146.

- Cornelius, R., A. Faensen-Thiebes & G. Meyer 1985. Einsatz von *Nicotina tabacum* L. Bel. W 3. Staub. Reinhaltung der Luft, 45:59-61.
- Darrall, N.M. 1989. The effect of air pollutants on physiological processes in plants. *Plant, Cell and Environ.*, 12:1-30.
- Davis, D.D. & R.G. Wilhour 1976. Susceptibility of woody plants to sulphur dioxide and photochemical oxidants. EPA Ecol. Res. Series, EPA-600/3-76-102, Corvallis, Oregon, 71 pp.
- Davis, D.D. & F.A. Wood 1973. The influence of environmental factors on the sensitivity of Virginia pine to ozone. *Phytopathology*, 63:371-376.
- Derwent, R.G. 1990. The long range transport of ozone within Europe and its control. *Environ. Pollut.*, 63:299-318.
- Dohmen, G.P., A. Koppers & C. Langebartels 1990. Biochemical response of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) towards 14-month exposure to ozone and acid mist: Effect on amino acid, glutathione and polyamine titers. *Environ. Pollut.*, 64:375-383.
- Drake, B.G., K. Raschke & F.B. Salisbury 1970. Temperatures and transpiration resistances of *Xanthium* leaves as affected by air temperature, humidity and wind speed. *Plant Physiol.*, 46:324-330.
- Dunning, J.A. & W.W. Heck 1973. Response of pinto bean and tobacco to ozone as conditioned by light intensity and/or humidity. *Environ. Sci. Tech.*, 7:824-826.
- Dunning, J.A. & W.W. Heck 1977. Response of tobacco to ozone: Effect of light intensity, temperature and relative humidity. *J. Air Pollut. Contr. Ass.*, 27:882-886.
- Dunning, J.A., W.W. Heck & D.T. Tingey 1974. Foliar sensitivity of pinto bean and soybean to ozone as affected by temperature, potassium nutrition and ozone dose. *Water, Air, and Soil Pollut.*, 3:305-313.
- Eversman, S. & L.L. Sigal 1987. Effects of SO₂, O₃, and SO₂ and O₃ in combination on photosynthesis and ultra-structure of two lichen species. *Can. J. Bot.*, 65:1806-1818.
- Fanjul, L. & H.G. Jones 1982. Rapid stomatal responses to humidity. *Planta*, 154:135-138.
- Feister, U. & Warmbt 1987. Long term measurements of surface ozone in the German Democratic Republic. *J. Atmos. Chem.*, 5:1-21.
- Fowler, D., J.N. Cape, I.S. Paterson, I.D. Leith & I.A. Nicholson 1986. Effect of air pollution on barley growth using open-top chambers. In *Microclimate and Plant Growth in Open-Top Chambers*. CEC, Air pollution research report 5, pp. 71-75.
- Freer-Smith, P.H. 1985. The influence of SO₂ and NO₂ on the growth, development and gas exchange of *Betula pendula* Roth. *New Phytol.*, 99:417-430.
- Freer-Smith, P.H. & M.C. Dobson 1989. Ozone flux to *Picea sitchensis* (Bong.) Carr. and *Picea abies* (L.) Karst during short episodes and the effects of these on transpiration and photosynthesis. *Environ. Pollut.*, 59:161-176.
- Fuhrer, J., A. Egger, B. Lehnher, A. Grandjean & W. Tschannen 1989. Effects of ozone on the yield of spring wheat (*Triticum aestivum* L. cv. Albis) grown in open-top field chambers. *Environ. Pollut.*, 60:273-289.
- Furukawa, A., M. Sasaki & S. Morita 1986. Uptake of ozone by plant communities. *Hort. Abstr.*, 58:848.
- Grennfelt, P. & J. Schjoldager 1984. Photochemical oxidants in the troposphere. A mounting menace. *Ambio*, 13:61-67.
- Grieu, P., J.M. Guehl & G. Aussenac 1988. The effects of soil and atmospheric drought on photosynthesis and stomatal control of gas exchange in three coniferous species. *Physiol. Plant.*, 73:97-104.
- Guderian, R., D.T. Tingey & R. Rabe 1985. Effects of photochemical oxidants on plants. In *Ecological Studies 52. Air Pollution by Photochemical Oxidants* (Ed. R. Guderian). Springer-Verlag, Berlin, pp. 129-346.
- Guinn, G. 1976. Water deficit and ethylene evolution by young cotton bolls. *Plant Physiol.*, 57:403-405.
- Hartmannsgruber, R., W. Attmanspacher & H. Claude, 1985. Opposite behaviour of the ozone amount in the troposphere and the lower troposphere during the last years. In *Quadriennial Atmospheric Ozone Symposium, 1984* (Eds. C. Zerefos & A. Ghazi). Reidel, Dordrecht, pp. 770-774.

- Hasund, K.P., L. Hedvåg & H. Pleijel 1990. Ekonomiska Konsekvenser av det Marknära ozonets påverkan på jordbruksgrödor. Naturvårdsverket Rapport 3862, Sverige, 99 pp.
- Heagle, A.S. 1989. Ozone and crop yield. *Annu. Rev. Phytopath.*, 27:397-423.
- Heagle, A.S., W.W. Cure. & J.O. Rawlings 1985. Response of turnips to chronic doses of ozone in open-top field chambers. *Environ. Pollut.*, 38:305-319.
- Heagle, A.S., L.W. Kress, P.J. Temple, R.J. Kohut, J.E. Miller & H.E. Heggstad 1988. Factors influencing ozone dose - yield response relationships in open-top chamber studies. In: *Assessment of Crop Loss from Air Pollutants* (Eds. W.W. Heck, O.C. Taylor & D.T. Tingey). Elsevier Applied Science, London and New York, pp. 141-179.
- Heath, R.L. 1975. Ozone. In *Reposes of Plants to Air Pollution* (Eds. J.B. Mudd & T.T. Kozlowski). Academic Press, London, New York, pp. 23-55.
- Heck, W.W., R.M. Adams, W.W. Cure, A.S. Heagle, H.E. Heggstad, R.J. Kohut, L.W. Kress, J.O. Rawlings & O.C. Taylor 1983. A reassessment of crop loss from ozone. *Environ. Sci. Technol.*, 17:572A-581A.
- Heck, W.W. & J.A. Dunning 1967. The effects of ozone on tobacco and pinto bean as conditioned by several ecological factors. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 17:112-114.
- Heck, W.W., J.A. Dunning & I.J. Hindawi 1965. Interactions of environmental factors on the sensitivity of plants to air pollution. *J. Air Pollut. Control Assoc.*, 15:511-515.
- Heck, W.W., O.C. Taylor & D.T. Tingey 1988. *Assessment of Crop Loss from Air Pollutants*. Elsevier Applied Science, London, 552 pp.
- Hoem, K., R. Dreiem, T. Krognes, J. Schjoldager, L. Stige & B. Tveita 1988. Målinger av fotokjemiske oksidanter (ozon og PAN) i Norge 1986. *Nor. Inst. Air Pollut. Res.*, Rep. No. 310/88, Ref. 0-8423, 98 pp.
- IPPC, 1990. *Globale Klimaendringer. Rapport fra FN's Klimapanel. Intergovernmental Panel on Climate Change. Miljøverndepartementet* 1990.
- Jensen, K.F. 1983. Growth relationships in silver maple seedlings fumigated with O₃ and SO₂. *Ca. J. For. Res.*, 13:298-302.
- Jensen, K.F. & B.R. Roberts 1986. Changes in Yellow poplar stomatal resistance with SO₂ and O₃ fumigation. *Environ. Pollut. (Series A)*, 41:235-245.
- Joranger, E., A. Henriksen, T. Hesthagen & B. Jonsson 1986. *The Norwegian Monitoring Programme for Long-range Transported Air Pollutants*. (Ed. G. Taugbøl). *Nor. State Pollut. Contr. Authority, Report No. 230/86*, 95 pp.
- Kadota, M. & K. Ohta 1972. Ozone sensitivity of Japanese plant species in summer with special reference to a tentative sensitivity grade list for applying to field survey on ozone injury. *J. Jpn. Soc. Air Pollut.*, 7:19-26.
- Keller, T. 1988. Growth and premature leaf fall in American aspen as bioindicator for ozone. *Environ. Pollut.*, 52:183-192.
- Keller, T. & R. Hasler 1984. The influence of a fall fumigation with ozone on the stomatal behaviour of spruce and fir. *Oecol.*, 64:284-286.
- Knudsen, H.P. & A.S. Lefohn 1988. The use of geostatistics to characterize regional ozone exposure. In *Assessment of Crop Loss from Air Pollutants* (Ed. W.W. Heck, O.C. Taylor & D.T. Tingey). Elsevier Applied Science, London, pp.91-105.
- Kress, L.W. & J.M. Skelly 1982. Response of several eastern forest tree species to chronic doses of ozone and nitrogen oxides. *Plant Disease*, 66:1149-1152.
- Lacasse, N.L. & M. Treshow 1976. *Diagnosing Vegetation Injury caused by Air Pollution*. Environmental Protection Agency, Washington, DC, 139 pp.
- Lange, O.L., R. Løsch, E.-D. Schulze & L. Kappen 1971. Responses of stomata to changes in humidity. *Planta*, 100:76-86.
- Larsen, J.B., W. Yang & A.v. Tiedemann 1990. Effects of ozone on gas exchange, frost resistance, flushing and growth of different provenances of European silver fir (*Abies alba* Mill.). *Eur. J. For. Path.*, 20:211-218.
- Lechowicz, M.J. 1987. Resource allocation by plants under air pollution stress: Implication for plant-pest-pathogen interactions. *Bot. Rev.*, 53:281-300.

- Leonardi, S., C. Langebartels & H. Sandermann Jr. 1989. Fall exposure of beech trees (*Fagus sylvatica* L.) to ozone and simulated acidic mist: Immediate and post-treatment effects on whole plant physiology. In Environmental Research with Plants in Closed Chambers. CEC, Air pollution report 26, pp. 369-380.
- Lucas, P.W., D.A. Cottam, I.J. Sheppard & B.J. Francis 1988. Growth responses and delayed winter hardening in Sitka spruce following summer exposure to ozone. *New Phytol.*, 108:495-504.
- Mackay, C.E., T. Senaratna, B.D McKersie & R.A. Fletcher 1987. Ozone induced injury to cellular membranes in *Triticum aestivum* L. and protection by the triazole S-3307. *Plant Cell Physiol.*, 28:1271-1278.
- MacDowall, F.D.H. 1965. Predisposition of tobacco to ozone damage. *Can. J. Plant Sci.*, 45:1-12.
- Manning, W.J. & K.D. Keane 1988. Effects of air pollutants on interactions between plants, insects, and pathogens. In *Assessment of Crop Loss from Air Pollutants* (Eds. W.W. Heck, O.C. Taylor & D.T. Tingey). Elsevier Applied Science, London and New York, pp. 365-386.
- Mathy, P. (ed.) 1988. *Air Pollution and Ecosystems*. Comm. Eur. Commun., Proc. Int. Symp., Grenoble, 981 pp.
- McLaughlin, S.B. & G.E. Taylor Jr. 1981. Relative humidity: Important modifier of pollutant uptake of plants. *Science*, 211:167-169.
- McLeod, A.R., R.A. Skeffington & K.A. Brown 1986. Effects of acid mist, ozone and environmental factors on conifers: Chamber and open-air studies. In *Direct Effects of Dry and Wet Deposition on Forest Ecosystems - in particular Canopy Interactions*. Proc., COST Workshop, Commission of Eur. Communities, Swedish Univ. Agr. Sci., Løkeberg, 19-23 October, pp. 132-140.
- McMichael, B.L., W.R. Jordan & R.D. Powell, 1972. An effect of water stress on ethylene production by intact cotton petioles. *Plant Physiol.*, 49:658-660.
- Mehlhorn H., G. Seufert, A. Schmidt & K.J. Kunert 1986. Effect of SO₂ and O₃ on production of antioxidants in conifers. *Plant Physiol.*, 82:336-338.
- Mehlhorn, H., B.J. Tabner & A.R. Wellburn 1990. Electron spin resonance evidence for the formation of free radicals in plants exposed to ozone. *Physiol. Plant.*, 79:377-383.
- Mehlhorn, H. & A.R. Wellburn 1987. Stress ethylene formation determines plant sensitivity to ozone. *Nature*, 327:417-418.
- Mooi, J. 1980. Influence of ozone on growth of two poplar cultivars. *Plant Disease*, 64:772-773.
- Mortensen, L.M. 1986. Nitrogen oxides produced during CO₂ enrichment. III. Effects on tomatoes at different photon flux densities. *New Phytol.*, 104:653-660.
- Mortensen, L.M. 1989a. Review: Effects of ozone on plants in relation to other environmental conditions. *Meded.Norsk Inst. Skogforsk.* 42:57-66.
- Mortensen, L.M. 1989b. Effects of ozone at different environmental conditions. In *Environmental Research with plants in closed chambers*. CEC, Air pollution report 26:401-407.
- Mortensen, L.M. 1990a. The effect of low ozone concentrations on growth of wheat at different light and air humidity levels. *Nor. J. Agr. Sci.*, 4:337-342.
- Mortensen, L.M. 1990b. Effects of ozone on growth of wheat at different light, air humidity and CO₂ levels. *Nor. J. Agr. Sci.*, 4:343-348.
- Mortensen, L.M. 1990c. Effects of ozone on growth and dry matter partitioning in different provenances of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Nor. J. Agr. Sci.* 4:61-66.
- Mortensen, L.M. 1990d. The effect of ozone on growth of wheat at different temperature and watering levels. *Nor. J. Agr. Sci.*, 4:331-336.
- Mortensen, L.M. 1991a. Effects of ozone on growth of tomato at different photon flux densities and air humidities. *Scientia Hortic.* (in press)
- Mortensen, L.M. 1991b. Effects of CO₂ concentration on growth of birch (*Betula pubescens*) at different temperature and O₃ levels. (in prep.)

- Mortensen, L.M. 1991c. The effect of low O₃ concentrations on growth of different grasses. (in prep.)
- Mortensen, L.M. 1991d. The effect of O₃ on growth of birch, timothy grass, ryegrass and oat at different temperature levels. (in prep.)
- Mortensen, L.M. & O.Skre 1990. The effect of low ozone concentration on growth of *Betula pubescens* Ehrh., *Betula verrucosa* Ehrh. and *Alnus incana* (L.) Moench. *New Phytologist* 115:165-170.
- Musselman, R.C., P.M McCool, R.E. Gallavan, T.M.R. Younglove, D.L. Sheeks III, R.J. Oshima & R.R. Teso 1987. Air Pollution Crop Loss Manual, July 1987. Environ. Hazards Assessment Program, Dept. Food Agr., Sacramento, California, 54 pp.
- Myhre, A., E. Forberg, H. Årnes & S. Nilsen 1988. Reduction of net photosynthesis in oats after treatment with low concentrations of ozone. *Environ. Pollut.*, 53:265-271.
- Nash, T.H. & L.L. Sigal 1980. Sensitivity of lichens to air pollution with emphasis on oxidant air pollutants. Proc. Symp. on Effects of Air Pollutants on Mediterranean and Temperate Forest Ecosystems, Riverside, California, pp. 117-124.
- Neufeld, H.S., J.A. Jernstedt & B.L. Haines 1985. Direct foliar effects of simulated acid rain. I. Damage, growth and gas exchange. *New Phytol.*, 99:389-405.
- Olseth, J.A. & A. Skartveit 1985. Strålingshandbok. I:Klima. Det Norske Meteorologiske Institutt, nr. 7, 57 s.
- Olszyk, D.M. & T.W. Tibbitts 1981. Stomatal response and leaf injury of *Pisum sativum* L. with SO₂ and O₃ exposures. *Plant Physiol.*, 67:545-549.
- Olszyk, D.M., H. Cabrera & C.R. Thompson 1988. California statewide assessment of the effects of ozone on crop productivity. *JAPCA*, 38:928-931.
- Opsahl, B. 1984. Growth climate, agricultural land, soil and grazing resources in Norway. In *The Impact of Climate on Grass Production and Quality*. Proc. 10th meeting Eur. Grassland Fed., Ås-Norway, pp. 14-23.
- Otto, H.W. & R.H. Daines 1969. Plant injury by air pollutants: Influence of humidity on stomatal apertures and plant response to ozone. *Science*, 163:1209-1210.
- Pedersen, U. & A. Semb 1990. Ozone measurements in Norway. In *Biochemical Stress Indicators* (Ed. C. Baumann). Seminar report, Norw. Forest Res. Inst., pp. 10-23.
- Pearcy, R.W. & O. Björkman 1983. Physiological effects. In *CO₂ and Plants. The Response of Plants to Rising Levels of Atmospheric Carbon Dioxide* (Ed. E.R. Lemon). Westview Press Inc., Colorado, pp. 65-105.
- Percy, K. 1986. The effect of simulated acid rain on germinative capacity, growth and morphology of forest tree seedlings. *New Phytol.*, 104:473-484.
- Pfirman, T., K.-H. Runkel, P. Schramel & T. Eisenmann 1990. Mineral and nutrient supply, content and leaching in Norway spruce exposed for 14 months to ozone and acid mist. *Environ. Pollut.*, 64:229-253.
- Pleijel, H., L. Skårby, G. Wallin & G. Sellden 1988. Yield and grain quality of spring wheat exposed to ozone in open-top chambers. In: *The European Communities Research Project on Open-Top Chambers. Results on Agricultural Crops 1987-1988*. CEC, Proc., Pau, France, 29-30 Sept., 1988, pp. 138-156.
- Price, A., P.W. Lucas & P.J. Lea 1990. Age dependent damage and glutathione metabolism in ozone fumigated barley: A leaf section approach. *J. Exp. Bot.*, 41:1309-1317.
- Pye, J.M. 1988. Impact of ozone on the growth and yield of trees: A review. *J. Environ. Quality*, 17:347-360.
- Raschke, K. 1975. Stomatal action. *Annu. Rev. Plant Physiol.*, 26:309-340. P.B. Reich 1984. Loss of stomatal function in ageing hybrid poplar leaves. *Ann. Bot.*, 53:691-698.
- Rawson, H.M., J.E. Begg & R.G. Woodward 1977. The effect of atmospheric humidity on photosynthesis, transpiration and water use efficiency of leaves of several plant species. *Planta*, 134:5-10.
- Rebbeck, J. & E. Brennan 1984. The effect of simulated acid rain and ozone on the yield and quality of glasshouse-grown alfalfa. *Environ. Pollut. (Series A)*, 36:7-16.
- Reich, P.B. 1987. Quantifying plant response to ozone: A unifying theory. *Tree Physiol.*, 3:63-92.

- Reich, P.M. & R.G. Amundson 1985. Ambient levels of ozone reduce net photosynthesis in tree and crop species. *Science*, 230:566-570.
- Reich, P.M. & J.P. Lassoie 1984. Effects of low level O₃ exposure on leaf diffusive conductance and water-use efficiency in hybrid poplar leaves. *Plant Cell Environ.*, 7:661-668.
- Reich, P.B., A.W. Schoettle & R.G. Amundson 1986. Effects of O₃ and acidic rain on photosynthesis and growth in Sugar maple and Nothern red oak seedlings. *Environ. Pollut. (Series A)*, 40:1-15.
- Reich, P.B., A.W. Schoettle, H.F. Stroo, J. Troiano & R.G. Amundson 1987. Effects of ozone and acid rain on white pine (*Pinus strobus*) seedlings grown in five soils. I. Net photosynthesis and growth. *Can. J. Bot.*, 65:977-987.
- Rensvik, H. 1985. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Nor. State Pollut. Contr. Authority, Rep. No. 201/85, 190 pp.
- Richardson, D.H.S. 1987. The influence of gaseous air pollutants on biological events on plant surfaces. In *Pollution Climate in Europe and Their Perception by Terrestrial Ecosystems*. CEC, Air pollution research report 6, pp.150-165.
- Sakaki, T., K. Saito, A. Kawaguchi, N. Kondo & M. Yamada 1990. Conversion of monogalactosyldiacylglycerols to triacylglycerols in ozone-fumigated spinach leaves. *Plant Physiol.*, 94:766-772.
- Sandermann, H., R. Schmitt, W. Heller, D. Rosemann & C. Langebartels 1989. Ozone-induced early biochemical reaction in conifers. In *Acid deposition - Sources, Effects and Controls* (Ed. J.W.S. Longhurst, pp. 243-254.
- Schjoldager, J., H. Dovland, P. Grennfelt & J. Saltbones 1981. Photochemical oxidants in North-Western Europe 1976-79. A pilot project. *Nor. Inst. Air Res., Rep. No. 19/81, Ref. 23579*, 93 pp.
- Schulze, E.D. 1986. Carbon dioxide and water vapor exchange in response to drought in the atmosphere and in the soil. *Annu. Rev. Plant Physiol.*, 37:247-274.
- Senser, M. 1990. Influence of soil substrate and ozone plus acid mist on the frost resistance of young Norway spruce. *Environ. Pollut.*, 64:265-278.
- Singh, H.B. & W.B. Johnson 1978. Tropospheric ozone: Concentrations and variabilities in clean remote atmospheres. *Atmos. Environ.*, 12:2185-2196.
- Skeffington, R.A. & T.M. Roberts 1985. The effects of ozone and acid mist on Scots pine saplings. *Oecologia*, 65:201-206.
- Skeffington, R.A., T.M. Roberts & L.W. Blank 1985. Schadsymptome an Fichte und Kiefer nach begasung mit Ozon und saurem Nebel. *Allgemeine Forst Zeitschrift*, 40:1359-1362.
- Skre, O. & L.M. Mortensen 1991a. Effects of ozone on growth, carbohydrate status and chlorophyll content in four families of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Ser. Bot.*, 29:51-68.
- Skre, O. & L.M. Mortensen 1991b. Effect of ozone on frost resistance, growth and carbohydrate status in Norway spruce seedlings (*Picea abies*). *Aquilo* (in press)
- Skärby, L. & B. Jönsson 1988. Effects of ozone on crops in Sweden. *Environment. Pollut.*, 53:461-462.
- Skärby, L. & G. Sellden 1984. The effects of ozone on crops and forests. *Ambio*, 13:68-72.
- Skärby, L., E. Troeng & C.Å. Boström 1987. Ozone uptake and effects on transpiration, net photosynthesis, and dark respiration in Scots pine. *Forest Sci.*, 33:801-808.
- Stanosz, G.R., V.L. Smith & R.I. Bruck 1990. Effects of ozone on growth of mosses on disturbed forest soil. *Environ. Pollut.*, 63:319-327.
- Statens forurensingstilsyn 1988. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 333/88, 242 p.
- Statistisk sentralbyrå 1990. *Jordbruksstatistikk 1988*. Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger 1990.
- Stenersen, J., B. Eggen, U. Skogen, L.M. Mortensen & E. Christiansen 1990. Effects of ozone treatment of Norway spruce (*Picea abies*) on glutathione, glutathione reductase, peroxidase, and superoxide dismutase levels in new and old needles. In *Biochemical Stress Indicators* (Ed. C. Baumann). Seminar report, *Norw. Inst. Forest Res.*, pp. 142-154.

- Sutinen, S., L. Skarby, G. Wallin & G. Sellden 1989. Long-term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. II. Effects on the ultrastructure of needles. *New Phytol.*, 115:345-355.
- Takemoto, B.K., D.M. Olszyk, A.G. Johnson & C.R. Parada 1988. Yield responses of field-grown crops to acidic fog and ambient ozone. *J. Environ. Qual.*, 17:192-197.
- Temple, P.J., T.E. Jones & R.W. Lennox 1990. Yield loss assessment for cultivars of broccoli, lettuce, and onion exposed to ozone. *Environ. Pollut.*, 66:289-299.
- Temple, P.J., R.W. Lennox, A. Bytnerowicz & O.C. Taylor 1987. Interactive effects of simulated acidic fog and ozone on field-grown alfalfa. *Environ. Exp. Bot.*, 27:409-417.
- Temple, P.J., O.C. Taylor, L.F. Benoit 1985. Effects of ozone on yield of two field-grown barley cultivars. *Environ. Pollut.*, 39:217-225.
- Tingey, D.T. 1985. The impact of ozone on vegetation. *Perspect. Environ. Bot.*, 1:1-25.
- Tingey, D.T. & G.E. Taylor Jr. 1982. Variation in plant response to ozone: A conceptual model of physiological events. In *Effects of Gaseous Air Pollutants in Agriculture and Horticulture* (Ed. M.H. Unsworth & D.P. Ormrod). Butterworth, London, pp. 111-138.
- U.S. Environmental Protection Agency, 1978. Air quality criteria for ozone and other photochemical oxidants. EPA-600/8-78/004.
- van der Eerden, A.E.G. Tonneijck & J.H.M. Wijnands 1988. Crop loss due to air pollution in the Netherlands. *Environ. Pollut.*, 53:365-376.
- Volz, A. & D. Kley 1988. Ozone measurements in the 19th century: An evaluation of the Montsouris series. *Nature*, 332:240-242.
- Von Arb, C., C. Mueller, K. Ammann & C. Brunold 1990. Lichen physiology and air pollution. II. Statistical analysis of the correlation between SO₂, NO₂ and O₃, and chlorophyll content, net photosynthesis, sulphate uptake and protein synthesis of *Parmelia sulcata* Taylor. *New Phytol.*, 115:431-437.
- Wallin, C.C. (Ed.) 1970. *World Survey of Climatology. Volume 5: Climate of Northern and Western Europe*, 239 pp.
- Wallin, G., L. Skärby & G. Sellden 1986. Photosynthesis, respiration and transpiration of Scots pine, *Pinus sylvestris*, exposed to ozone in open-top chambers. In *Direct Effects of Dry Deposition on Forest Ecosystems - in Particular Canopy Interactions*. CEC, Air Pollution report 4, pp.117-121.
- Wallin, G., L. Skärby & G. Sellden 1990. Long-term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in open-top chambers. I. Effects on the capacity of net photosynthesis, dark respiration and leaf conductance of shoots of different ages. *New Phytol.*, 115:335-344.
- Wang, D., D.F. Karnosky & F.H. Bormann 1986. Effects of ambient ozone on the productivity of *Populus tremuloides* Michx. grown under field conditions. *Ca. J. For. Res.*, 16:47-55.
- Wilhour, R.G. 1970. The influence of temperature and relative humidity on the response of White ash to ozone. *Phytopath. Abstr.*:579.
- Wilhour, R.G. & G.E. Neely 1977. Growth response of conifer seedlings to low ozone concentrations. In *Int. Conf. Photochem. Oxidant Pollut. and Its Control*. U.S. EPA Ecol. Res. Ser., 600/3-77/001b, pp. 635-645.
- Winner, W.E., A.S. Lefohn, I.S. Cotter, C.S. Greitner, J. Nellesen, L.R. McEvoy, R.L. Olson, C.J. Atkinson & L.D. Moore 1989. Plant responses to elevational gradients of O₃ exposures in Virginia. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA*, 68:8828-8832.
- Wozny, A. 1989. The effect of ozone on the plant cell. *Acta Soc. Bot. Poloniae*, 58:625-639.
- Wright, S.T.C. 1980. The effect of plant growth regulator treatments on the levels of ethylene emanating from excised turgid and wilted wheat leaves. *Planta*, 148:381-388.
- Wunderli, S. & R. Gehrig 1990. Surface ozone in rural, urban and alpine regions of Switzerland, 24A:2641-2646.
- Ziegler, H. 1986. Interactive effects of dry and wet deposition on structure and function of canopies, in particular interactive effects of SO₂, NO_x and O₃. In *Direct*

264 *Ozonforurensing og effekter på vegetasjonen i Norge*

Effects of Dry and Wet Deposition on Forest Ecosystems -
In Particular Canopy Interactions. CEC, Air pollution
research report 4:pp.102-109.

Øien, J. 1982. Intensiv engdyrking. Svensk Husdjurs
Skøtsel Meded., 117:27-32.

Såmengder av bygg, raigras, fôrraps og erter i grønfôrblandinger

Seed rates of barley, ryegrass, fodder rape and peas in mixtures of green fodder crops

HANS LEIN

Statens forskingsstasjoner i landbruk, Apelsvoll forskingsstasjon, Kapp, Norge

The Norwegian State Agricultural Research Stations, Apelsvoll Research Station, Kapp, Norway

Lein, H. 1990. Seed rates of barley, ryegrass, fodder rape and peas in mixtures of green fodder crops. *Norsk landbruksforskning* 5:265-272. ISSN 0801-5333.

Three series of trials were carried out at Apelsvoll with three seed rates of barley in a mixture with three rates of ryegrass, fodder rape or peas, and two series of trials with two or three rates of barley in a mixture of ryegrass and/or fodder rape. Increasing the seed rates of barley from 8 to 12 and 16 kg per decare generally had little effect. Larger quantities of seed yielded a slightly increased crop at the 1st cut, less at the 2nd cut, and a greater percentage of barley in the crop. More than 12 kg barley in the mixture hardly makes any difference. Ryegrass and fodder rape yielded a good increased crop up to medium seed rates of 3 and 0.6 kg/decare respectively, and with 8 kg barley/decare up to the largest amounts, 4 and 0.8 kg/decare. Increasing the rates of peas from 6 to 9 and 12 kg/decare gave little extra yield, but the proportion of peas in the crop was significantly increased. Westerwold ryegrass yields a significantly bigger crop and crop percentage than Italian ryegrass. Fodder rape gave the highest percentage at the 1st cut, but the smallest total yield. Use of both ryegrass and fodder rape instead of ryegrass only mixed with barley yielded an overall slightly reduced crop with an early 1st cut, but the percentage of barley in the crop was considerably reduced for the first mixtures.

Key words: Barley, fodder rape, harvesting time, peas, ryegrass, seed mixtures, seed rates.

Hans Lein. Apelsvoll Research Station, N-2858 Kapp, Norway.

I de seinere år er det utført en lang rekke forsøk her i landet med blandinger av korn og grønfôrvekster. Også fra Apelsvoll er det

publisert resultater av en del slike forsøk (Lein, 1989). Spørsmålet om såmengder er lite undersøkt. I åra 1982-85 ble det utført en del

forsøk med såmengder av bygg i blanding med raigras, og med såmengder av belgvekster i blanding med bygg på Vestlandet, i Rogaland og Agder (Øyen, 1987). Forsøk med såmengder i grønforblandinger ble satt i gang på Apelsvoll i 1984 og fortsatte til i 1989. I løpet av disse åra har en rekke spørsmål blitt tatt opp. En skal først behandle forsøk på Apelsvoll i åra 1984-87, og deretter en del forsøk i forsøksringer 1985-89.

FORSØK PÅ APELSVOLL 1984-87

Forsøksmaterialet

I forsøka var det tre såmengder av bygg i blanding med tre mengder av enten Westerwoldsk raigras, fôrraps eller foretter. Det var

tre felt hvert år, og på alle ble det sådd 8, 12 eller 16 kg 'Bamse' bygg pr. daa. Såmengdene ellers var av raigras 2, 3 og 4 kg/daa, av fôrraps 0,4, 0,6 og 0,8 kg/daa og av fôrerter 6, 9 og 12 kg/daa. På felta med erter ble det også sådd 3 kg Westerwoldsk raigras på alle ledd. Planene var faktorielle med 3 gjentak.

Det ble ikke gitt husdyrgjødsel på felta. På raigras- og fôrrapsfelta gav vårgjødslinga 14-15 kg N/daa i 1984-85 og 8-9 kg N/daa i 1986-87, og de fikk 5 kg N/daa etter 1. slått. Felta med erter fikk 8-10 kg N/daa og gjødsel bare om våren. Felta ble sådd 09.-22.05. og høsta to ganger pr. år. Felta med raigras og fôrraps skulle høstes 1. gang ved deigmodning for bygg, og det ble i middel den 09.08. Erterfelta skulle høstes to veker etter skyting,

Tabell 1. Såmengder av bygg og westerwoldsk raigras. Middel for 4 felt på Apelsvoll 1984-87

Table 1. Seed rates of barley and ryegrass. Means of four trials at Apelsvoll 1984-87

Såmengde kg/daa Seed rate, kg/dec.		Kg tørrstoff pr. daa. Kg DM per decare			F.f.e/daa i alt	Andel i % 1.slått Portion, % 1st cut			
Bygg Barley	Raigras Ryegrass	1.slått 1st cut	2.slått 2nd cut	I alt Total	Feed units per decare	Bygg Barley	Raigr. Ryegr.	Ugras Weed	
8	2	631	212	843	590	74	23	3	
8	3	677	229	905	632	78	19	3	
8	4	650	280	930	657	75	22	3	
12	2	659	188	847	586	83	15	2	
12	3	676	196	872	605	80	19	1	
12	4	683	215	897	626	78	21	1	
16	2	658	154	812	556	87	12	1	
16	3	678	192	870	601	84	15	1	
16	4	695	159	854	587	83	16	1	
8	Middel	Mean	653	240	893	626	76	21	3
12	"	"	673	200	872	606	81	18	1
16	"	"	677	168	845	581	85	14	1
Middel	Mean	2	649	185	834	577	81	17	1
"	"	3	677	206	882	613	80	18	2
"	"	4	676	218	894	623	78	20	2

LSD 5% for middel 37 39 64

og ble høsta 2-3 veker før de andre felta i to år, men på samme dag de andre to åra, i middel 31.07. Andre høsting ble i middel tatt den 04.10.

Ved utrekning av f.f.e. har en gått ut fra tørrstoffavling og botanisk fordeling i middel for fire år og reknet med 70 og 65 f.f.e. pr. 100 kg tørrstoff i bygg ved henholdsvis tidlig og sein slått, med 80 og 72 i w.w. raigras på samme tid, med 80 i 2. slått w.w. raigras, i it. raigras og i fôrraps, og med 75 i erter.

Forsøksresultater

Såmengder av bygg og raigras

Avling i kg tørrstoff og f.f.e. pr. daa og botanisk fordeling i middel for de fire åra er ført opp i tabell 1. En har tatt med de enkelte ledd i forsøka og middeltall for de ulike såmengdene for bygg og raigras.

For økning av såmengden av bygg fra 8 til 12 kg/daa gikk avlinga ved 1. slått litt opp, mens andelen raigras gikk betydelig ned til både 12 og 16 kg. Ved 2. slått og i sum ble avlinga betydelig mindre med økt såmengde av bygg.

Større såmengder av raigras gav litt større avling ved 1. slått pga. litt mer raigras, og betydelig større avling ved 2. slått og i alt. De relative forskjellene blir litt større i f.f.e. enn i kg tørrstoff.

Etter dette skulle 8 kg bygg + 4 kg raigras være den beste blandingen, og det gjelder også når en ser på enkeltledd i forsøka. For raigrasandelen betyr såmengden av bygg mer enn såmengden av raigras.

Tørrstoffprosentene for avlinga er ikke med i tabellen. De lå i middel på ca 30 ved første slått og 16-17 ved 2. slått, som var bare raigras. Det var en liten stigning ved 1. høsting med større såmengde av bygg, i middel 1,6 prosentenheter fra 8 til 16 kg, men ubetydelige utslag for såmengden av raigras.

Såmengder av bygg og fôrraps

Avling og botanisk fordeling i middel for de fire åra er ført opp i tabell 2, på samme måte som tabell 1. Også i disse forsøka gikk avlinga ved 1. slått litt opp for økning av såmengden av bygg til 12 kg, og andelen fôrraps gikk svært mye ned for begge trinn. Avlinga ved 2. slått var lita og utslagene små, så i sum kom byggmengdene likt ut i kg tørrstoff. I f.f.e. står mindre såmengder av bygg bedre pga. bedre forverdi i rapsen.

For økning av såmengdene av fôrraps var det avlingsøkning ved 1. slått og alt opp til 0,6 kg. Den største såmengden kommer dårligere ut pga. liten avling på leddet 12+0,8. Ved 2. slått var det litt avlingsøkning opp til største rapsmengde. Økt såmengde av raps gav litt økning i rapsandelen i avlinga.

For avlingsmengden betyr altså såmengden av bygg nokså lite iflg. disse forsøka, men den har stor virkning på rapsandelen i avlinga. Å spare på rapsfrøet har liten hensikt.

I tørrstoffprosentene var det betydelig utslag ved 1. slått for større byggmengde, med 26,9% og 29,8% for 8 og 16 kg, mens utslaget for rapsmengden som ventet var mindre med 29,4% og 27,8% for 0,4 og 0,8 kg.

Såmengder av bygg og erter

Avling og botanisk fordeling i middel er ført opp i tabell 3, på samme måte som for tabell 1 og 2. Den viser en liten avlingsøkning ved 1. slått med stigende såmengde for både bygg og erter. Avlinga av raigras ved 2. slått gikk mye ned med økning av såmengden av bygg fra 8 til 12 og 16 kg, mens virkningen av ertermengden var svært varierende og i middel ubetydelig. I sum avling kommer da 8 kg bygg og 12 kg erter best ut. Men forskjellen mellom 9 og 12 kg erter er liten.

Større såmengde av bygg senket andelen erter og raigras i avlinga ved 1. slått litt, men

Tabell 2. Såmengder av bygg og fôrrips. Middell for 4 felt på Apelsvoll 1984-87

Table 2. Seed rates of barley and fodder rape. Means of four trials at Apelsvoll 1984-87

Såmengde kg/daa Seed rate, kg/dec.		Kg tørrstoff pr. daa. Kg DM per decare			F.f.e/daa i alt	Andel i % 1.slått Portion, % 1st cut			
Bygg Barley	Fôrrips Fodder rape	1.slått 1st cut	2.slått 2nd cut	I alt Total	Feed units per decare	Bygg Barley	Fôrrips Fodder rape	Ugras Weed	
8	0,4	703	36	739	513	71	26	3	
8	0,6	722	36	758	531	68	30	2	
8	0,8	762	45	807	563	70	28	2	
12	0,4	734	30	763	519	83	16	1	
12	0,6	793	32	825	565	79	20	1	
12	0,8	691	37	727	499	78	20	2	
16	0,4	722	22	743	497	90	9	1	
16	0,6	747	30	777	521	89	10	1	
16	0,8	758	34	791	535	86	13	1	
8	Middel	Mean	729	39	768	536	70	28	2
12	"	"	739	33	772	528	80	19	1
16	"	"	742	29	770	518	88	11	1
Middel	Mean	0,4	720	29	748	510	81	17	2
"	"	0,6	754	33	787	539	79	20	1
"	"	0,8	737	39	775	532	78	20	2

LSD 5% for middel

38

39

mindre enn en kunne ventet. Økt såmengde av ertes økte ertesandelen omtrent proporsjonalt med ertes andel av såfrømengden i alt, både når en rekner innom såmengder av bygg og i middel.

I disse forsøka lå tørrstoffprosenten i avlinga ved 1. slått på 22-24 i middel. Fra minste til største såmengde for bygg gikk den opp en enhet, og tilsvarende for ertes med to enheter. Ved 2. slått var forskjellene ubetydelige.

FORSØK I FORSØKSRINGER 1985-89

Såmengder av bygg i blanding ved raigras eller fôrrips

Forsøksmateriale

I åra 1985-86 ble det utført i alt 10 forsøk etter

en plan med 8 eller 12 kg bygg pr. daa i blanding med 3 kg westerwoldsk eller italiensk raigras, eller 0,6 kg fôrrips pr. daa. Det var to tider for 1. slått; ca ei veke etter skyting og ved deigmodning for bygget. En 2. slått skulle tas i september-oktober. På tre felt ble det ikke tatt noen 2. slått og de er ikke tatt med her.

De fleste felta lå i dalbygdene på Østlandet. I middel ble de sådd den 26.05., 1. høsting ble tatt den 21.07. og 17.08., og 2. høsting den 25.09. På alle felta unntatt ett var det brukt husdyrgjødsel, 3-8 tonn, og på de fleste litt handelsgjødsel, med 3-8 kg N.

Forsøksresultater

Middeltall for 7 forsøk er stilt opp i tabell 4. Den viser at 12 kg bygg gav noe større avling

Tabell 3. Såmengder av bygg og ertes. Middell for 4 felt på Apelsvoll 1984-87

Table 3. Seed rates of barley and peas. Means of four trials at Apelsvoll 1984-87

Såmengde kg/daa Seed rate, kg/dec.		Kg tørrstoff pr. daa. Kg DM per decare			F.f.e/daa i alt	Andel i % 1.slått Portion, % 1st cut			
Bygg Barley	Erter Peas	1.slått 1st cut	2.slått 2nd cut	I alt Total	Feed units per decare	Bygg Barley	Erter Peas	Raigras Ryegrass	
8	6	618	206	824	617	54	27	18	
8	9	611	206	817	611	52	32	15	
8	12	650	227	877	659	45	41	14	
12	6	636	145	781	577	63	23	14	
12	9	639	168	807	600	55	31	13	
12	12	628	178	806	602	50	37	13	
16	6	611	179	790	585	66	21	13	
16	9	664	172	836	621	57	30	13	
16	12	665	138	803	595	53	35	11	
8	Middel	Mean	626	213	839	629	50	33	16
12	"	"	634	164	798	593	56	31	13
16	"	"	647	163	810	600	59	29	12
Middel	Mean	6	622	176	798	593	61	24	15
"	"	9	638	182	820	611	55	31	14
"	"	12	648	181	829	619	49	38	13
LSD 5% for middel		34	45	65					

ved 1. slått og litt mindre ved 2. slått enn 8 kg, så i sum ble avlinga størst med 12 kg bygg pr. daa. Forskjellen er minst for blandinga med w.w. raigras, som gav samme avling for 8 og 12 kg med sein 1. slått.

I disse forsøka gav blandingene med w.w. raigras litt større avling enn blandingene med it. raigras både ved 1. og 2. slått. Forskjellen er litt mindre med sein 1. slått enn med tidlig. Blandingene med forraps gav omtrent like mye som de med w.w. raigras i 1. slått, men mye mindre i 2. slått. Forrapsen stod relativt bedre med sein 1. slått.

Sammenlikning mellom de to høstetidene viser at alle blandingene gav mest i alt med sein 1. slått. Særlig for forraps er forskjellen stor.

Talla for botanisk fordeling viser at større

såmengder av bygg satte ned andelen av raigras eller forraps, men relativt lite jamt over. Italiensk raigras hadde noe mindre andel enn westerwoldsk, mens forraps lå litt over. Andelen raigras eller forraps var betydelig større ved sein 1. slått enn ved den tidlige.

Tørrstoffprosentene i avling, som ikke er tatt med i tabellen, lå på 19-22 ved tidlig 1. slått og på 23-28% ved sein 1. slått. Forrapsblanding lå 2-3 enheter under raigrasblandingene. Ved 2. slått lå forraps 2-5 enheter under raigras som hadde 17-19% tørrstoff.

Såmengder av bygg i blanding med raigras og raigras + forraps

Forsøksmaterialet

I åra 1987-89 ble det høsta i alt 14 felt etter en plan med 8, 12 eller 16 kg bygg pr. daa i

270 *Såmengder av bygg, raigras, fôrrops og ertes i grønfôrblandinger*

Tabell 4. Såmengder av bygg i blandinger. Middell for 7 felt 1985-86
 Tab2le 4. Seed rates of barley in seed mixtures. Means of seven trials 1985-86

Blandinger seed mixtures	Kg tørrstoff pr. dekar Kg DM per decar			F.f.e. pr.daa Feed units pr. decare	Andel i %, 1. slått Portion %, 1st cut				Ugras Weed
	1. sl. 1st cut	2. sl. 2nd cut	I alt Total		Bygg Barley	W.W. raigr.	Ital. raigr.	Fôrrops Fodder rape	
<u>Med tidlig 1. slått</u> 1st cut early									
8 kg bygg + W.W. raigras	384	312	696	529	66	27			7
8 kg barley + W.W. ryegrass									
8 kg bygg + ital. raigras	367	262	629	474	71		21		8
8 kg bygg + fôrrops	370	132	502	377	60			33	7
8 kg barley + fodder rape									
12 kg bygg + W.W. raigras	424	289	713	538	70	24			6
12 kg bygg + ital. raigras	400	253	653	488	79		14		7
12 g bygg + fôrrops	418	124	541	404	65			30	5
<u>Med sein 1. slått</u> 1st cut late									
8 kg bygg + W.W. raigras	675	133	808	563	58	38			4
8 kg bygg + ital. raigras	650	117	767	543	67		28		5
8 kg bygg + fôrrops	667	47	714	512	54			41	5
12 kg bygg + W.W. raigras	691	123	814	583	63	34			3
12 kg ital. raigras	688	109	797	560	71		25		4
12 kg bygg + fôrrops	693	50	743	530	58			38	4
LSD 5%, tidl.									
1. slått	40	61	81						
LSD 5%, sein l.sl.									
	60	46	75						

blanding med 4 kg ettårig raigras eller 3 kg raigras + 0,8 kg fôrrops. Det var to tider for 1. slått, som i forsøka 1985-86. Seinere ble det tatt en eller to høstinger, unntatt etter sein 1.

slått på fire felt. Det ble sådd westerwoldsk raigras for tidlig 1. slått, italiensk for sein 1. slått.

Unntatt to felt i Østfold lå alle i indre og

Tabell 5. Såmengder av bygg i to- og treblandinger. Middell for 14 felt 1987-89

Table 5. Seed rates of barley in seed mixtures. Means of 14 trials 1987-89

Såmengde kg/daa			Kg tørrstoff pr. daa			F.f.e pr. daa	Andel i %, 1. slått			
Seed rate, Kg/dec.			Kg DM per decare				Portion, %, 1st cut			
Bygg	Raigr.	Fôrgras	1.sl.	2.+3.sl.	I alt	Feed un-	Bygg	Raigr.	Fôrgras	Ugras
Barley	Ryegr.	Fod.rape	1st cut	2nd+3rd	Total	its per decare	Barley	Ryegr.	Fod.rape	Weed
Med tidlig 1. slått										
1st cut early										
8	4	-	413	379	792	606	62	33	-	5
12	4	-	448	359	807	614	67	29	-	4
16	4	-	461	334	795	601	74	24	-	2
8	3	0,8	430	337	767	592	47	18	31	4
12	3	0,8	460	307	767	588	52	15	30	3
16	3	0,8	461	299	760	579	59	15	23	3
Med sein 1. slått										
1st cut late										
8	4	-	636	160	796	569	65	29	-	6
12	4	-	672	147	819	582	69	27	-	4
16	4	-	706	144	850	601	70	25	-	5
8	3	0,8	650	125	775	571	46	18	32	4
12	3	0,8	714	119	833	604	54	16	26	4
16	3	0,8	693	120	813	586	59	14	24	3
LSD 5% tidlig 1. slått			27	23	34					
" " sein " "			49	18	49					

høyere deler av Østlandet. Åtte var på over 400 m.o.h., i middel 511 m. Felta ble i middel sådd den 21.05., 1. høsting ble tatt den 19.07. og 10.08. og siste høsting den 01.10. På to felt ble det gitt bare kunstgjødsel, med 12-14 kg N. På de andre var det brukt husdyrgjødsel og i middel 8 t pr. daa. På 6 av disse felta ble det i tillegg gitt kunstgjødsel med 8-15 kg N pr. daa. Det var altså stor variasjon i gjødsling og gjødselstyrke.

Forsøksresultater

Middeltall for alle felt er stilt opp i tabell 5. Den viser at jamt over gav større såmengde av bygg større avling ved 1. slått, men mindre ved 2.-3. I sum er det svært lite forskjell med tidlig 1. slått, mens 8 kg gav litt mindre enn

12 og 16 kg med sein 1. slått. Blandinger med raigras og fôrgras gav jamt over litt større avling enn blandinger uten fôrgras ved første slått, mens bygg-raigras gav mest ved 2.-3. slått. Ialt kom da bygg-raigras bedre ut enn treblandingene med tidlig 1. slått, mens forskjellen jamt over var liten med sein 1. slått. Sein 1. slått gav jamt over litt større tørrstoffavling enn tidlig 1. slått, men målt i f.f.e. er forskjellen liten.

Talla for botanisk fordeling i tabell 5 viser som ventet nedgang i andelen raigras og fôrgras med økende såmengde av bygg. Byggandelen var større i to- enn i treblandingene. Det var liten forskjell mellom de to høstetidene i botanisk fordeling. Ved 2. slått, som ikke er med i tabellen, var det i middel 3% bygg etter

tidlig 1. slått, men ikke noe etter sein 1. slått. På ledd med fôrrops utgjorde den 12-17% i middel ved 2. slått, men omlag halvparten skriver seg fra ett felt. Raigras dominerte på alle ledd på de fleste felt.

Tørstoffprosenten i avling er ikke tatt med i tabell 5. Den lå på 16-19% ved tidlig 1. slått og 20-26% ved sein 1. slått. Den gikk opp 2-3 enheter fra minste til største byggmengde og var 1,5-3 enheter lågre i treblandingene enn i bygg+raigras. Ved 2.-3. slått var det bare små forskjeller mellom ledda.

SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Økning av såmengden av bygg fra 8 til 12 og til 16 kg pr. daa gav jamnt over små utslag. I seriene på Apelsvoll var det nesten bare negative utslag for større såmengde, mens det på spredte felt var avlingsøkning fra 8 til 12 kg i forsøka 1985-86, og med sein 1. slått 1987-89. I alle seriene gav større såmengde av bygg litt større avling ved 1. slått, men mindre ved 2. slått, og det førte til større andel bygg i avlinga og dermed mindre av andre arter som var sådd. Hensynet til andre arter vil avgjøre hvor mye bygg en skal så i blandinger, men det ser ikke ut for å være aktuelt med mer enn 12 kg pr. daa.

For raigras og fôrrops var det bra utslag opp til midlere såmengder, 3 kg og 0,6 kg, så mindre bør en ikke bruke. Med 8 kg bygg var

det også bra utslag til største mengde - 4 kg raigras og 0,8 kg fôrrops. Stigende mengde erter gav nokså små meravlinger, men hadde stor betydning for andelen erter i avlinga, så av den grunn bør en vel så 12 kg pr. daa.

Ellers viste forsøka at westerwoldsk raigras gav betydelig større avling og avlingsandel enn italiensk. Fôrrops gav størst andel i 1. slått, men minst samla avling. Bruk av både raigras og fôrrops i stedet for bare raigras i blanding med bygg gav litt mindre avling i alt med tidlig 1. slått, men like mye med sein 1. slått. Byggandelen ble betydelig mindre med treblanding, og den kan særlig være akutell med sein 1. slått for å få bedre forkvalitet og lågre tørstoffprosent i avlinga.

Resultatene av forsøka som er behandlet her samsvarer bra med det Øyen kom fram til. Han fant ikke avlingsøkning for å øke såmengden av bygg fra 10 til 15 og 20 kg i blanding med raigras. Det satte ned raigrasandelen i 1. slått og gjenveksten. Økt såmengde av fôrterter fra 40 til 60 frø pr. m² gav litt nedgang i tørstoffavlinga, men økning i erterandelene fra 34 til 44% i middel.

LITTERATUR

- Lein, H. 1989. Grønførvekster i reinbestand og blandinger. Norsk landbruksforskning 3: 129-137
- Øyen, J. 1987. Ettårige fôrvekster for konservering i silo. Aktuelt fra SFFL nr. 1, 1987: 69-75

Nytt system for energivurdering av fôr til drøvtyggere

A new system of energy evaluation of food for ruminants

ASMUND EKERN og medarbeidere

Norges landbrukshøgskole, Institutt for husdyrfag, Ås, Norge

Agricultural University of Norway, Department of Animal Science, Ås, Norway

Ekern, A. et al. 1991. A new system of energy evaluation for ruminants. Norsk landbruksforskning. 5:273-277. ISSN 0801-5333.

A new energy evaluation system for ruminants will be introduced into Norway from 1 January 1993, when the feed unit milk (FEm) will replace the fattening feed unit. The new system will be directly linked to the net energy lactation system (Ne_l), according to van Es (1975, 1978). One feed unit milk is defined as 6900 kJ NE_l, corresponding to 1000 VEM (feed unit for milk) which equals 1 kg barley with 87% dry matter. The paper provides detailed information on how to estimate FEm values of feeds, and practical recommendations for energy (FEm) standards for dairy cows.

Key words: Energy evaluation, energy standards, dairy cows.

Asmund Ekern, Norges landbrukshøgskole, Institutt for husdyrfag, Boks 25, 1432 Ås, Norge.

FORORD

Det er vedtatt å innføre nye vurderings-systemer for både energi og protein til drøvtyggere fra 1. januar 1993. Denne artikkelen gir en kort orientering om berekning av energiinnholdet i fôr angitt som *mjølkeførenhet* samt energinormer for mjølkeku. Tilsvarende orientering om protein samt tabellarisk oversikt over verdien av ulike fôrmidler etter de nye syste-

mer er under utarbeiding sammen med normer for energi og protein til storfe og småfe.

BEREKNING AV ENERGIVERDIEN AV FÔRET TIL DRØVTYGGERE

Innledning og problemstilling

Det er nå vedtatt at Norge skal endre systemet for energivurdering til drøvtyggere fra fet-

ningsfôrenhet (FFE) bygd på nettoenergi til fetning av storfe til mjølkefôrenhet (FEm) bygd på "nettoenergi til laktasjon" (NE_l) i følge Van Es (1975, 1978). Dette betyr at grunnlaget for energivurdering endres, men at man for praksis holder fast ved fôrenhets-prinsippet som er godt kjent og vel innarbeidet. Det er vedtatt å bruke 1 mjølkefôrenhet (FEm) som mål for energiverdien i fôr til drøvtyggere. Den nye mjølkefôrenheten blir direkte avledet fra systemet for nettoenergi til laktasjon og indirekte knyttet til produksjonsverdien av bygg. Dette betinger at det både ved berekning av

energiverdien i fôr og for berekning og angivelse av behov for energi til drøvtyggere benyttes de samme koeffisienter og likninger som i NE_l-systemet slik det er beskrevet av Van Es (1975, 1978) og Van der Honing og Alderman (1988).

I NE_l-systemet uttrykkes energiverdien i fôret som den energimengde man får igjen i produsert mjølk pr g eller pr kg produksjonsfôr. For praksis brukes "fôrenheter til mjølk", forkortet VEM og defineres som nettoenergien i 1 g bygg = 6,9 kJ NE_l. For norske forhold gjelder følgende:

$$1 \text{ mjølkefôrenhet} = 1 \text{ FEm} = 1000 \text{ VEM} = 6900 \text{ kJ NE}_l$$

En mjølkefôrenhet (1 FEm) tilsvarer nettoenergi av 1 kg bygg med 87% tørrstoff.

Fordi fôrenheten fortsatt blir knyttet til energiverdien av 1 kg bygg, vil en overgang til mjølkefôrenheten i praksis fortone seg som en justering i forhold til nåværende system med oppjustering av verdien for grovfôr i forhold til kraftfôr. Nedenfor gis en oversikt over berekning av energiverdien i fôr og normer etter det nye systemet.

Berekning av energiverdien i fôr angitt som mjølkefôrenheter (FEm)

For å kunne berekne produksjonsverdien i fôr som mjølkefôrenheter, må man kjenne følgende verdier:

- Kjemisk innhold i fôret
- Fordøyeligheten av fôret
- Innholdet av bruttoenergi i fôret (BE)
- Innholdet av omsettelig energi i fôret (OE)
- Energikonsentrasjonen i fôret (q)
- Fôrets innhold av nettoenergi til laktasjon (NE_l)

a.-b. Den kjemiske analyse av fôret bestemmes ut fra den klassiske Weende-analyse (fôrana-

lyse) og angir følgende fire komponenter utenom tørrstoff og aske: Råprotein (P), eter-ekstrakt (F), plantetrevler (T) og N-frie ekstraktstoffer (NFE). Fordøyeligheten av fôret skal bestemmes etter vanlig framgangsmåte med sauer på vedlikeholdsrasjon.

c. Fôrets innhold av bruttoenergi (BE) skal bereknes på grunnlag av kjemisk innhold og energiverdifaktorer ut fra likning 1 angitt av Van der Honing og Alderman (1988):

$$1) \text{ BE, kJ kg}^{-1} = 24,1 \cdot P + 36,6 \cdot F + 20,9 \cdot T + 17,0 \cdot \text{NFE} - (0,6 \cdot \text{g sukker})$$

- hvor P = g protein pr kg fôr
 F = g eterekstrakt pr kg fôr
 T = g plantetrevler pr kg fôr
 NFE = g N-frie ekstraktstoffer pr kg fôr
 g sukker = summen av mono- og disakkarider pr kg fôr

Korrigeringsfaktor for sukker betyr lite for norske fôrmidler og kan sløyfes, med unntak av melasse og rotvekster.

For grovfôr vil en gjøre ubetydelig feil

ved å gå ut fra at 1 g tørrstoff inneholder 18,4 kJ bruttoenergi.

d. Fôrets innhold av omsettelig energi (OE) skal bereknes ut fra kjemisk sammensetning, fordøyelighet og energiverdifaktorer for fôret. For ferskt og konservert grovfôr brukes likning 2 og for andre fôrmidler likning 3 angitt av Van der Honing og Alderman (1988):

$$2) OE, \text{kJ kg}^{-1} = 20,1 \cdot FP + 14,2 \cdot (FF + FT + FNFE)$$

$$3) OE, \text{kJ kg}^{-1} = 15,9 \cdot FP + 37,7 \cdot FF + 13,8 \cdot FT + 14,6 \cdot FNFE$$

hvor FP = g fordøyelig protein pr kg fôr
 FF = g fordøyelig eterekstrakt pr kg fôr
 FT = g fordøyelig trevler pr kg fôr
 FNFE = g fordøyelige N-frie ekstraktstoffer pr kg fôr

Innholdet av omsettelig energi kan også bereknes ut fra fôrets innhold av fordøyelig energi

(FOE) etter likning 4 eller fôrets innhold av fordøyelig organisk stoff (FOS) etter likning 5:

$$4) OE, \text{kJ kg}^{-1} = 0,81 \cdot FOE$$

$$5) OE, \text{kJ kg}^{-1} = 15,0 \cdot FOS$$

hvor FOE = kJ fordøyelig energi pr kg fôr
 FOS = g fordøyelig organisk stoff pr kg fôr

e. Energikonsentrasjonen i fôret (q) blir definert som innholdet av omsettelig energi i prosent av brutto energi og blir bereknet etter likning 6.

$$6) q = \frac{OE, \text{kJ kg}^{-1}}{BE, \text{kJ kg}^{-1}} \cdot 100$$

f. Fôrets innhold av nettoenergi til laktasjon i kJ pr kg fôr kan bereknes etter likning 7 angitt av Van Es (1975, 1978):

$$7) NE_1, \text{kJ kg}^{-1} = 0,60 \cdot [1 + 0,004 \cdot (q - 57)] \cdot 0,9752 \cdot OE, \text{kJ kg}^{-1}$$

NE₁ verdien i fôret vil variere litt avhengig av fôrnivået fordi fordøyeligheten av rasjonen går ned med økende fôr-opptak. Utgangspunktet er en nedgang i fordøyelighet på 1,8% = 0,018 enheter når fôr-rasjonen øker fra vedlikehold til det dobbelte av vedlikehold og med 2 x 1,8% = 3,6% når rasjonen øker til 3 ganger vedlikehold osv. I NE₁-systemet skal tabellverdiene for nettoenergien i fôret bereknes ut fra et midlere fôr-opptak på 2,38 ganger vedlikehold som vil gi behovsdekning for energi til vedlikehold og produksjon hos ei ku med midlere dagsavdrått på 15 kg 4% målemjølke eller energikorrigeret mjølke. Korrigeringsfaktoren for fôrnivå blir da 0,9752 og er utreket etter likning 8:

$$8) \text{Korrigeringsfaktor for fôrnivå: } 1 - [(2,38 - 1) \cdot 0,018] = 0,9752$$

Innholdet av mjølkefôrenheter kan så bereknes på basis av likning 7 med korrigeringsfaktor 0,9752 og ved å dividere med 6900 kJ slik som vist i likning 9:

$$9) FE_m, \text{kg}^{-1} = NE_1 / 6900$$

Den standardiserte framgangsmåten for bestemmelse av energien i fôr (mjølkefôrenheter) kan synes omstendelig og komplisert. Det er like-

vel viktig at framgangsmåten blir strengt fulgt bl.a. fordi dette gir muligheter til direkte sammenlikning av forsøksresultater og omrekning fra VEM til FEm og omvendt.

ENERGINORMER FOR MJØLKEKYR

Energibehovet til vedlikehold

Energibehovet til vedlikehold bereknes etter likning 10:

$$10) \text{ FEm} = 0,0424 \cdot V^{0,75}$$

hvor V = kuas levendevekt i kg

$V^{0,75}$ = kuas stoffskiftevekt.

Dette gir følgende energibehov til vedlikehold pr dag:

Levendevekt 400 kg - behov 3,8	FEm
500 " " 4,5	"
550 " " 4,8	"
600 " " 5,1	"
700 " " 5,8	"

Vedlikeholdsbehovet vil kunne variere bl.a. ut fra dyrenes aktivitet m.v. I samsvar med van Es (1978) brukes samme normer ut fra kyrnes stoffskiftevekt uansett om kyrne mjølker eller er tørre, for ulike fjøstyper og for både innefôring og beite.

Berekning av energiinnholdet i kumjøl

Som mål for energiproduksjonen i mjølk med ulik sammensetning brukes ofte kg målemjøl. Fettkorrigert målemjøl (4% FCM) med tilnærmet 750 kcal (3140 kJ) har vært benyttet som mål også internasjonalt (Gaines 1928). Gaines utarbeidet følgende formel for omrekning til 4% målemjøl ut fra mjølkemengde og fettprosent:

$$11) \text{ kg 4\%FCM} = \text{kg mjøl} \cdot (0,4 + 0,15 \cdot \text{fett \%})$$

Senere undersøkelser har vist at Gaines' formel ikke gir korrekte verdier for mjølk med fettinnhold under 2,5% (Tyrrell og Reid 1965).

Det er nylig foretatt en nordisk undersøkelse over forhold mellom kjemisk sammensetning og energiinnholdet i kumjøl (Sjaunja et al. 1990). Det er besluttet å følge gruppens forslag om å bruke energikorrigert mjølk (EKM) med 3140 kJ som mål for energiproduksjonen hos mjølkeku bereknet etter originallikningene (Sjaunja et al. 1990), eller omskrevne likninger 12 og 13 ut fra mjølkeanalyser basert på infrarød analysemetodikk (Biggs 1978):

$$12) \text{ kg EKM} = M \cdot (0,01 + 0,122 \cdot f + 0,077 \cdot p + 0,053 \cdot l)$$

$$13) \text{ kg EKM} = M \cdot (0,25 + 0,122 \cdot f + 0,077 \cdot p)$$

hvor M = kg mjøl

f = % fett i mjølka

p = % protein i mjølka

l = % laktose i mjølka

Energibehovet til mjølkeproduksjon

Behovet for produksjonsfôr til mjølk angitt som FEm vil stige med stigende dagsavdrått p.g.a. nedgang i fordøyelighet av fôret ved økt fôrøptak. I overensstemmelse med VEM-systemet skal energibehovet til produksjon av mjølk pr dag bereknes etter likning 14 (Van der Honing og Alderman, 1988):

$$14) \text{ FEm} = 0,44 \cdot M + 0,0007293 \cdot M^2$$

hvor M = kg EKM pr dag

Ut fra likning 14 vil behovet for FEm til produksjon pr dag og pr kg energikorrigert mjølk ved ulike dagsytelser gå fram av følgende sammenstilling:

Dagsytelse i kg EKM	Dagsbehov for FEm til produksjon	FEm pr kg EKM
10	4,4	0,44
20	9,1	0,45
30	13,9	0,46
40	18,8	0,47
50	23,8	0,48

Som det går fram av tabellen, vil energibehovet til produksjon rechnet pr kg energikorrigert mjølk stige svakt fra 0,44 FEm pr kg ved låge ytelser til 0,48 FEm pr kg ved dagsytelse på

50 kg energikorrigert mjølk. Hvilke behovs-tall skal man så bruke i praksis? Her anbefales følgende verdier:

Dagsytelser						
under	15 kg mjølk	0,44	FEm	pr	kg	EKM
	15 - 25 "	0,45	"	"	"	"
over	25 "	0,47	"	"	"	"

Som forenkling med bare en verdi for produksjonsbehovet pr kg energikorrigert mjølk kan en midlere og noe avrundet verdi på 0,45 FEm være akseptabel.

LITTERATUR

Biggs, D.A. 1978. Instrumental infrared estimation of fat, protein and lactose in milk. Collaborative study. J. Assoc. Off. Anal. Chem. 61:1015-1034.

Energibehovet til drektighet

Energiavleiringen i forbindelse med drektighet er liten i starten, men øker sterkt fram mot kalving. Van Es (1978) angir at energibehovet pr dag tilsvarer 0,5 kg mjølk i 6. drektighetsmåned og 2-6 kg mjølk i tørrperioden. Ut fra disse resultatene og norsk fôringspraksis brukes følgende behov til fosterproduksjon:

Gaines, W.L. 1928. The energy basis of measuring milk in dairy cows. Univ. Illinois Agr. Expt. Sta. Bull, 308.

Sjaunja, L.O., L. Bævre, L. Junkkarinen, J. Pedersen and J. Setälä 1990. Measurement of the total energy value of milk fat and milk protein. Paper presented at the 27th Session of the International Committee for Breeding and Productivity of Milk Animals. Paris 2-6 July 1990.

Tyrrell, H.F. and J.T. Reid 1965. Prediction of the energy value of cow's milk. J. Dairy Sci. 48: 1215-1223.

Nest siste måned før kalving: 1,5 FEm pr dag

Siste måned før kalving: 2,5 FEm pr dag

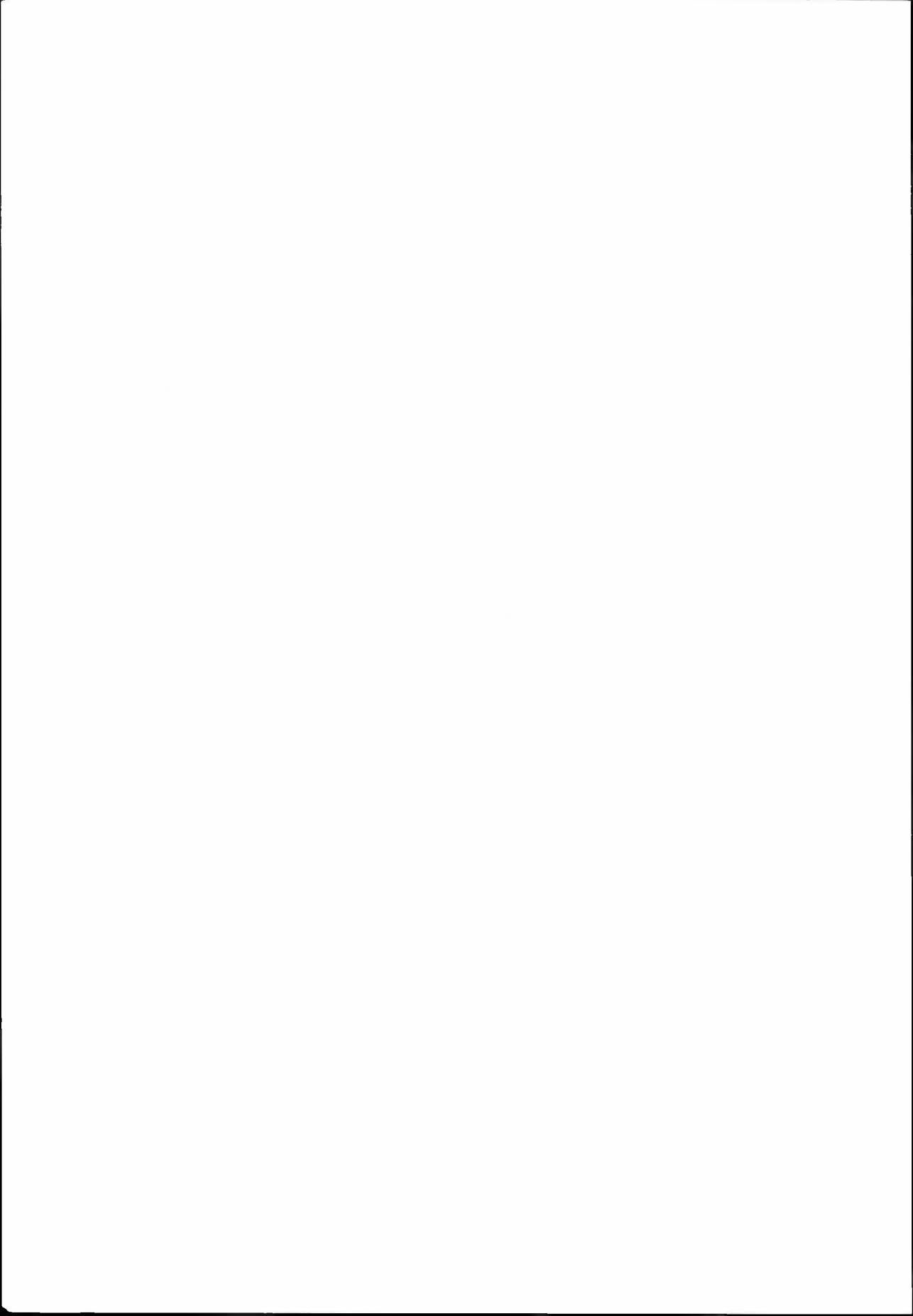
Van der Honing, Y. and G. Alderman 1988. Feed evaluation systems and requirements. 2. Ruminants. Livest. Prod. Sci. 19: 217-278.

Van Es, A.J.H. 1975. Feed evaluation for dairy cows. Livest. Prod. Sci. 2: 95-107.

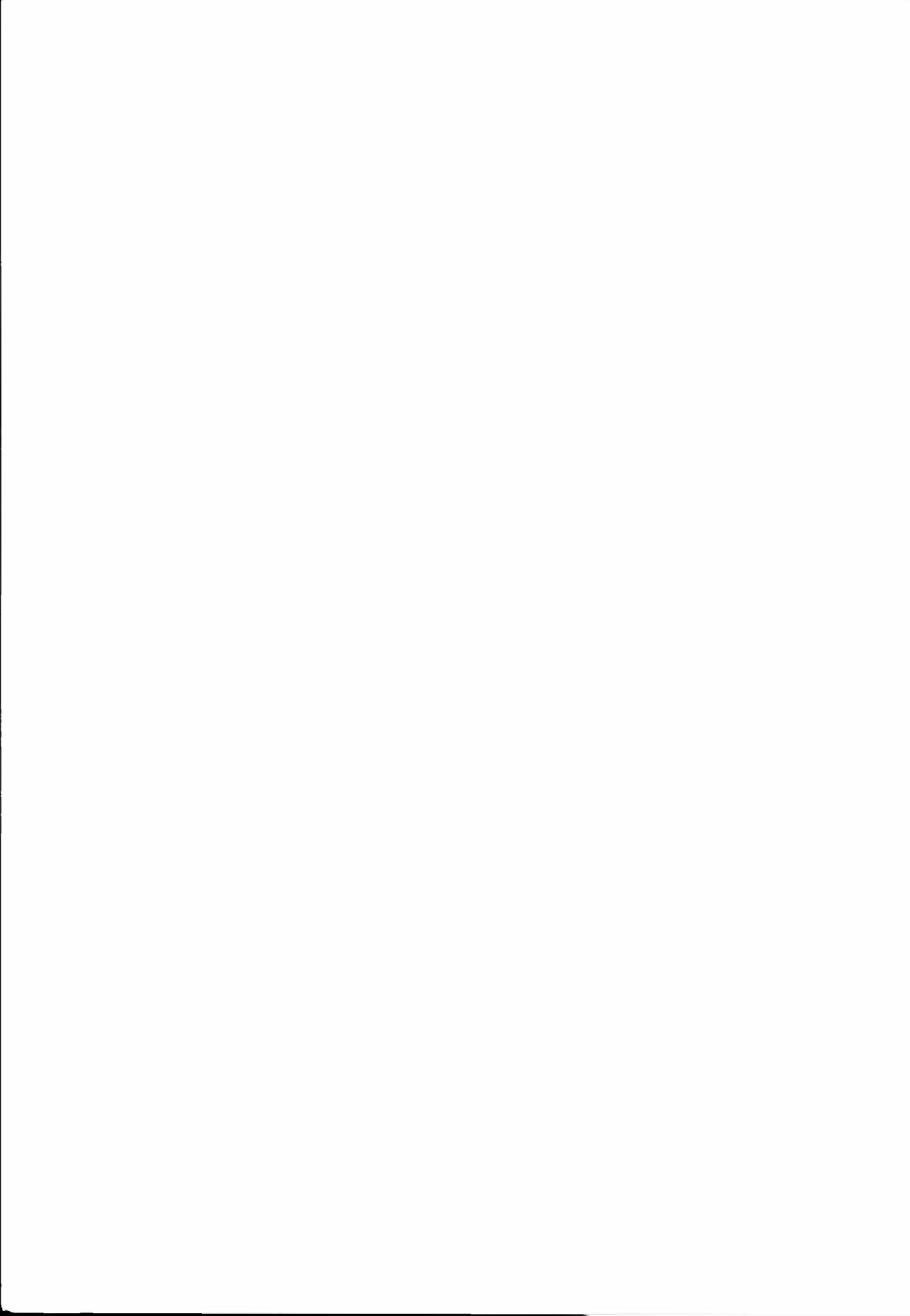
Van Es, A.J.H. 1978. Feed evaluation for ruminants. I. The systems in use from May 1977 onwards in the Netherlands. Livest. Prod. Sci. 5: 331-345.

Energibehovet til tilvekst på egen kropp

Ikke utvokste kviger trenger energi til fortsatt vekst gjennom første laktasjon. Van Es (1978) rekner et behov på 3000 VEM/kg vektøkning. Det er liten grunn til å avvike fra disse normene, dvs. 3 FEm pr kg vektøkning. Ved en vektøkning gjennom kvigeåret på 50 kg vil dette tilsvare et ekstra energibehov på i alt 150 FEm eller 0,4-0,5 FEm pr dag.







RETTLEIING FOR FORFATTARAR

MANUSKRIPDET

Manuskriptet skal vera maskinskrive på ei side av papiret. Bruk 8 mm lineavstand (3 liner per tomme) og ein marg på minst 3 cm. Lat kvar av dei følgjande bolkane byrja på nytt ark: (1) tittel, (2) utdrag og nøkkelord, (3) teksta, (4) etterord, (5) litteraturliste, (6) tabellar, (7) figurtekster.

Nummerer sidene med 1 på tittelsida

Artikkelen skal normalt vera delt inn i (1) innleiing, (2) materiale og metodar, (3) resultat, (4) drøfting og (5) samandrag.

Det kan brukast tre gradar av underoverskrifter, som deler opp og klargjer teksta. Artiklane skal vera så korte som råd og vanlegvis ikkje lengre enn 20 manussider medrekna tabellar og figurar. Dei må sendast redaksjonen i to eksemplar.

TITTELSIDA

På tittelsida skal stå:

1. Tittelen på artikkelen.

Gjer tittelen presis, men så kort som råd. Undertittel kan brukast, men òg han må vera stutt. Både tittel og undertittel skal vera omsette til engelsk.

2. Ein forkorta tittel, som skal brukast som kolumnetittel, og som ikkje bør vera på meir enn 40 bokstavar.

3. Fullt namn på alle forfattarar.

4. Namn og adresse på institusjonar og/eller avdelingar med fagleg ansvar for granskinga. Institusjonsnamna skal også vera på engelsk.

UTDRAG OG NØKKELOD

Utdrag og nøkkelord skal vera på engelsk (abstract, key words). Bruk nøkkelord som er lista i *Agrovoc*. Utdraget skal ikkje vera lengre enn 150 ord. Det skal gi eit kort samandrag av artikkelen med hovudvekt på resultat og konklusjonar og mindre vekt på føremålet med granskinga og metodane. Bruk berre standard forkortingar i utdraget.

Bruk ikkje fleire enn 10 nøkkelord, som skal førast opp alfabetisk. Oppgi namn og adresse på den forfattaren som skal ta imot eventuell korrespondanse, korrektur og særprent.

ETTERORD

Takk skal rettast berre til personar som har ytt noko vesentleg til granskinga. Forfattaren skal sikra seg at personar som vert nemnde, kan gå god for resultat og konklusjonane i artikkelen.

TABELLAR

Skriv kvar tabell med 8 mm lineavstand på eige ark. Nummerer tabellane med arabiske tal. Gi kvar tabell ei stutt, men dekkjande tekst så lesaren kan skjønna tabellen utan å sjå i artikkelteksta. Bruk fotnotar til forklaring av forkortingar o.l., og bruk desse symbola i rekkjefølgja: ¹⁾, ²⁾, ³⁾, ⁴⁾, ⁵⁾.

Unngå loddrette og vassrette liner i tabellane. Tabellteksta og all tekst i tabellen skal vera omsett til engelsk.

FIGURAR

Alle illustrasjonar vert rekna som figurar. Dei skal nummererast med arabiske tal. Bokstavar, tal og symbol må vera klare, stå i høve til kvarandre og vera store nok til å tåla minsking. Forfattaren bør gjera seg opp ei meining om figurane skal dekkja 1, 1½ eller 2 spaltar og teikna figurane slik at tal og bokstavar i alle vert om lag like store etter minskinga. Fotografi bør vera så nær den prenta storleiken som mogleg. Om forstøring eller minsking er viktig for fotografiet, bør målestokken stå på baksida av fotografiet og ikkje i teksta til bildet. Kvar figur skal ha ei tekst som gjer han skjonleg utan å sjå i artikkelteksta. Alle figurtekstene skal skrivast på eige ark og med engelsk omsetjing.

LITTERATURTILVISINGAR

I teksta vert det vist til litteratur ved forfattarnamn og årstal etter Harvardsystemet: Høeg (1971) eller (Høeg 1971). Eit arbeid av to forfattarar vert vist til ved begge namna kvar gong: Oen & Vestrheim (1985) eller (Oen & Vestrheim 1985). Når det er fleire enn to forfattarar, skal ein visa til første forfattaren med tillegget «et al.»: Aase et al. (1977) eller (Aase et al. 1977).

Litteraturlista vert ordna alfabetisk etter forfattarnamn, og under kvar forfattar i kronologisk orden. Er ein vist til fleire publikasjonar av same forfattar same året, må ein føya til a, b osv. etter årstalet både i litteraturlista og ved tilvising i teksta.

Høeg, O.A. 1971. Vitenskapelig forlatterskap, 2. utg. Universitetsforlaget, Oslo, 131 s.

Junttila, O. & I. Schjelderup 1984. Seed production and vivipary in timothy (*Phleum pratense* L.). s. 51–55 i H. Riley & A.O. Skjelvåg (red.). *The Impact of Climate on Grass Production and Quality*. Proceedings of The 10th General Meeting of The European Grassland Federation. Ås-Norway 26–30 June 1984.

Oen, H. & S. Vestrheim 1985. Detection of non-volatile acids in sweet cherry fruits. *Acta agriculturae scandinavica* 35: 145-152.

Strømnes, R. 1983 Maskinell markberedning og manuell planting. *Landbrukets årbok* 1984: 265-278.

Uhlen, G. 1968. Nitrogen gjødsling til etårig raigras. *Jord og avling* 10 (3) : 5-8.

Aase, K.F., F. Sundstøl & K. Myhr 1977. Forsøk med strandrøyr og nokre andre grasartar. *Forskning og forsøk i landbruket* 27: 575-604.

Legg merke til at:

- Berre første forfattaren skal ha etternamnet først
- Teiknet & vert brukt mellom forfattarnamn
- Årstalet etter forfattarnamnet er prentealet for publikasjonen
- Heftenummer vert sett i parentes etter band/årgangsnummer. Heftenummer vert teke med berre når kvart hefte byrjar med side 1
- Det skal brukast kolon framfor sidetal for tidskriftartiklar
- Årstal skal nyttast der band/årgangsnummer vantar
- Ved tilvising til bok skal forlag og utgjevarstad førast opp etter tittelen på boka. Dersom boka har komme i fleire utgåver, skal det står kva for utgåve som er nytta
- Det vert ikkje tilrådd å forkorta namnet på publikasjonar. Eventuelle forkortingar bør følgja *World List of Scientific Periodicals* med tillegg av BUCOP, *British Union Catalogue of Periodicals*

FORKORTINGAR

Bruk standard forkortingar. Avstyttingar som ikkje er standard, skal forklarast i teksta første gongen dei vert brukte. Kvantum og einingar skal vera i samsvar med «Système International d'Unités» (SI).

KORREKTUR

Første korrektur, som er på ferdigmonterte sider, vert sendt til forfattaren, som straks les gjennom og returnerer korrekturen til redaksjonen. Prentefeil skal rettast med blått og eventuelle endringar som forfattaren gjer, med raudt. Andre korrektur vert lesen av redaksjonen.

S/ÆRPRENT

Saman med første korrekturen til forfattaren vert det sendt ei prisliste og eit kort til tinging av særprent. Forfattaren får 50 særprent gratis. Tinginga må sendast redaksjonen saman med korrekturen.

Norsk landbruksforskning

Vol. 5 1991 Nr. 3

Innhold/Content	Side/Page
Redusert sprøyting mot mjøldogg (<i>Sphaerotheca mors-uvae</i>) til solbær II. Verknader på det økonomiske utbyttet	Arnfinn Nes 193
<i>Reduced spraying against powdery mildew (Sphaerotheca mors-uvae) in blackcurrants</i> <i>II. Effects on the economic result</i>	
Næringsstofftilførsel til vann. Omfang og kilder samt virkning og kostnader ved tiltak	Fred H. Johnsen & Ramou Hjelmtveit 197
<i>Emissions of nutrients to water. Quantities, sources, effects and costs of measures</i>	
Faktorer av betydning for blomsterutnyttinga i grasfrøavlenn ... <i>Important considerations for floret site utilization in grass seed production</i>	Trygve Sveen Aamlid 215
Surfôr av engsvingel og timotei til sau	Kari Barvik, Leidulf Nordang & Arne Våbenø 225
<i>Grass silage of meadow fescue and timothy for sheep</i>	
Ozonforurensing og effekter på vegetasjonen i Norge	Leiv M. Mortensen 235
<i>Ozone pollution and effects on vegetation in Norway</i>	
Såmengder av bygg, raigras, fôraps og ertar i grønforblandinger	Hans Lein 265
<i>Seed rates of barley, ryegrass, fodder rape and peas in mixtures of green fodder crops</i>	
Nytt system for energivurdering av fôr til drøvtyggere	Asmind Ekern og medarbeidere .. 273
<i>A new system of energy evaluation of food for ruminants</i>	