



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 625, 2007

Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandramme-direktiv

Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og
Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø

(Tom side)



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 625, 2007

Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandramme-direktiv

Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og
Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø

Jesper S. Schou¹⁾
Brian Kronvang¹⁾
Katja Birr-Pedersen¹⁾
Per Lyng Jensen¹⁾
Gitte H. Rubæk²⁾
Uffe Jørgensen²⁾
Brian H. Jacobsen³⁾

¹⁾Danmarks Miljøundersøgelser

²⁾Danmarks JordbrugsForskning

³⁾Fødevarerøkonomisk Institut

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 625
- Titel: Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv
Undertitel: Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø
- Forfattere: Jesper S. Schou¹, Brian Kronvang¹, Katja Birr-Pedersen¹, Per Lyng Jensen¹, Gitte H. Rubæk², Uffe Jørgensen², Brian Jacobsen³.
- Institutioner: ¹Danmarks Miljøundersøgelser,
²Danmarks JordbrugsForskning,
³Fødevarerøkonomisk Institut.
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: Juli 2007
Redaktion afsluttet: Juni 2007
- Faglig kommentering: Følgegruppen: Niels Godtfredsen og Nanna Meilbak (Finansministeriet), Lars Hansen (Fødevarerministeriet), Mads Leth-Petersen (Miljøministeriet), Karsten Skov og Mogens B. Kaarsgaard (Miljøstyrelsen), samt Sune Impgaard Schou (Skov- og Naturstyrelsen).
- Finansiel støtte: Miljøministeriet
- Bedes citeret: Schou J.S., Kronvang, B., Birr-Pedersen, K., Jensen, P.L., Rubæk, G.H. Jørgensen, U. & Jacobsen, B. 2007: Virkemidler til realisering af målene i EUs Vandrammedirektiv. Udredning for udvalg nedsat af Finansministeriet og Miljøministeriet: Langsigtet indsats for bedre vandmiljø. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 132 s. –Faglig rapport fra DMU nr. 625. <http://www.dmu.dk/Pub/FR625.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Denne rapport dokumenterer analyser af virkemidler til opfyldelse af målene i EUs vandrammedirektiv (VRD). Formålet med arbejdet har været at identificere, beskrive og kvantificere effekter for landbrugs-virkemidler af relevans for realisering af målene i VRD til brug for generelle analyser af Vandrammedirektivets konsekvenser, samt ved udarbejdelse af de konkrete indsatsplaner.
- Emneord: Vandrammedirektiv, Virkemidler, Kvælstof, Fosfor, Omkostninger
- Layout: Ann-Katrine Holme Christoffersen
- ISBN: 978-87-7772-994-2
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 128
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR625.pdf>

Indhold

Forord 5

Sammendrag 6

- Omkostningseffektivitet i relation til VRD 6
- Kompleksiteten i analysen 6
- Anbefalinger til konkrete vurderinger 6
- Oversigt over analyserede virkemidler 7

Summary 11

- Cost-effectiveness in relation to the Water Framework Directive (WFD) 11
- Complexity of the analysis 11
- Recommendations for concrete assessments 11
- Overview of the analysed measures 12

1 Indledning 16

- 1.1 Vandrammedirektivet 16
- 1.2 Rapportens indhold 16

2 Metoder og resultater 18

- 2.1 Virkemidler og vidensgrundlag 18
- 2.2 Paradigma for analyse 18
- 2.3 Forudsætninger for de økonomiske analyser 20
- 2.4 Emissioner, retention og belastning 23
- 2.5 Resultater fra VMP III-analyser af generelle virkemidler 25
- 2.6 Samlede resultater vedr. virkemidler 26
- 2.7 Vurdering af omkostningseffektivitet i relation til VRD 33
- 2.8 Referencer 36

3 Analyse af de enkelte virkemidler 37

- 3.1 Omlægning af malkekvægsbrug med under 1,4 DE ha⁻¹ til økologisk produktion 37
- 3.2 Ammoniak i stedet for nitratgødning 40
- 3.3 Efterafgrøder - nuværende praksis 42
- 3.4 Optimeret effekt af efterafgrøder 45
- 3.5 a. Krav om at al gødning indarbejdes eller nedfældes i jorden i forbindelse med gødningsudbringning i perioden mellem høst og 1. april 46
- 3.5 b. Forbud mod gødskning og jordbearbejdning i perioden fra høst til 1. april 48
- 3.7 Reduceret N-norm 50
- 3.8 Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs 53
- 3.9 Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker 54
- 3.10 Brug af efterafgrøder de første to år efter ompløjning af græsmarker 57
- 3.11 Tidlig såning af vintersæd 58
- 3.12 Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer 60
- 3.13 Målrettet undergødskning med P (negativ P balance) 62
- 3.14 Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning 65
- 3.15 Dyrkning af flerårige energiafgrøder på omdriftsjord 67
- 3.16 Etablere vedvarende græs på erosionstruede arealer 71
- 3.17 Udlægning af udyrkede randzoner ved omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer 73
- 3.18 Udtagning af landbrugsjord på højbund 75
- 3.19 Skovrejsning på landbrugsjord 77

- 3.20 Periodevis oversvømmelse og ekstensivering af landbrugsdrift i ådale 80
- 3.21 Separation og afbrænding af husdyrgødning (og bioforgasning) 85
- 3.22 Ophør af vandløbsvedligeholdelse 89
- 3.23 Vandløbsrestaurering 92

Appendiks 1. Bruttoliste over virkemidler 94

Appendiks 2. Vurdering af virkemidlernes praktisk/administrative implementering 96

Appendiks 3. Uddybende noter 109

- Note vedr. virkemidler målrettet mod kvælstoftab 109
- Note vedr. tiltag specielt rette mod nitratudvaskning fra kvægbrug 111
- Note vedr. virkemidler målrettet mod fosfortab 114
- Note vedr. omkostninger ved arealudtagning 115
- Note vedr. økonomisk vurdering af Skovrejsning 118

Danmarks Miljøundersøgelser 129

Faglige rapporter fra DMU 130

Forord

Nærværende rapport vedrører arbejdet med landbrugsvirkemidler, som er en del af udredningen for udvalget *Langsigtet indsats for bedre vandmiljø* igangsat af Finansministeriet og Miljøministeriet. Udvalget har til formål at belyse mulighederne og konsekvenserne af en omkostningseffektiv implementering af EUs vandrammedirektiv i Danmark.

Rapporten vedrører alene virkemidler af relevans for ændring af belastningen fra landbrugsarealerne. Arbejdet er udført af Uffe Jørgensen og Gitte H. Rubæk (Danmarks Jordbrugsforskning), Brian Jacobsen (Fødevareøkonomisk Institut), samt Brian Kronvang, Katja Birr-Pedersen, Per L. Jensen og Jesper S. Schou (Danmarks Miljøundersøgelser). Jesper S. Schou har koordineret arbejdet.

Foruden projektgruppen har Plantedirektoratet bidraget med et appendiks indeholdende en vurdering af de udvalgte virkemidler ud fra Plantedirektoratets erfaringer med eksisterende miljøordninger.

Udredningsopgaven har været tilknyttet en følgegruppe bestående af Niels Gotfredsen og Nanna Meilbak (Finansministeriet), Jette Petersen og Lars Hansen (Fødevareministeriet), Mads Leth-Petersen (Miljøministeriet), Karsten Skov og Mogens B. Kaarsgaard (Miljøstyrelsen), Sune Impgaard Schou (Skov- og Naturstyrelsen), Hans Larsen (Skatteministeriet) og Alf Therkildsen (Økonomi- og Erhvervsministeriet).

Sammendrag

Omkostningseffektivitet i relation til VRD

Analysen af virkemidler skal bidrage som input til vurdering af, hvorledes målene i VRD kan implementeres omkostningseffektivt. Med omkostningseffektivt forstås, *at de på forhånd specificerede målsætninger realiseres til de lavest mulige omkostninger*. Det er væsentligt at bemærke, at vurderingen af omkostningseffektivitet således er knyttet til specificeringen af målsætningen. Hvor der eksempelvis er tale om en generel national målsætning, som det kendes fra vandmiljø- og pesticidhandlingsplanerne, vil resultatet af omkostningseffektivitetsanalysen være forholdsvis generel. Omvendt vil en konkret målsætning knyttet til en recipient eller et vanddistrikt føre til en analyse (og et resultat) som er specifik herfor. Da sidstnævnte er tilfældet for VRD, er det ikke umiddelbart meningsfuldt at vurdere virkemidlernes generelle omkostningseffektivitet, idet den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler vil afhænge af, hvilken lokalitet analysen vedrører.

Kompleksiteten i analysen

Kompleksiteten ved vurdering af den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler relaterer sig til flere forhold. Således gælder det både for omkostningerne og emissionseffekten af et tiltag, at disse vil variere mellem lokaliteter. Derudover vil den andel af emissionseffekten, som reelt slår igennem i recipienten afhænge af den retention, som sker under transport særligt for N. Helt generelt vil retentionen stige med afstanden til recipienten, dog meget afhængigt af de hydrologiske forhold.

I relation til omkostningseffektivitetsanalysen er det også væsentligt, at der kan være flere målsætninger opstillet for samme distrikt/opland. Et eksempel kan være et opland, hvor en sø er sammenhængende med et vandløb, som løber ud i en fjord. Der vil være målsætninger for alle tre recipienter (sø, vandløb og fjord) og spørgsmålet er derfor, hvorledes målsætningerne for alle tre realiseres samtidigt med at omkostningerne minimeres. For at håndtere denne problemstilling kvantitativt, er det således også nødvendigt, at modellere, hvorledes miljøtilstanden er indbyrdes sammenhængende for de forskellige recipienter.

Anbefalinger til konkrete vurderinger

Når det konkret skal vurderes, hvilke virkemidler, som mest hensigtsmæssigt vælges i forbindelse med en indsatsplan for et opland anbefales det derfor, at foretage følgende vurderinger, idet udgangspunktet forudsættes at være en samlet reduktion af N og P belastningen til de betragte recipienter:

- Hvad er potentialet af de enkelte virkemidler i oplandet (hvor udbredt kan det bruges)?

- Vil omkostninger eller effekter variere væsentligt inden for dette potentiale - dvs. kan man tillade sig at arbejde med konstante enhedstal for belastninger og omkostninger?
- Hvordan ligger de enkelte virkemidlers omkostninger og emissions-effekter i forhold til maks. og min. angivelserne?
- Hvordan varierer retentionen af N inden for oplandet og hvor stort er arealet af potentielle P-risikoarealer?
- Krydseffekter mellem virkemidlerne - fx hvilke udelukker hinanden?

På grundlag af disse overvejelser kan der opstilles en tabel, hvor de relevante virkemidler i oplandet beskrives. Herudfra opstilles den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler for oplandet.

Oversigt over analyserede virkemidler

I tabel 0 er resultaterne af analyserne for de virkemidler, som er medtaget i nærværende rapport opsummeret. Ved konkret brug af resultaterne anbefales det, at inddrage de konkrete beskrivelser for hvert virkemiddel, således at forudsætningerne for deres anvendelse kan afspejles i analysen.

Table 0 Effekter og omkostninger opgjort ved kilden pr år.

	Pri- mær effekt	N-emission	P-emission	Budget- økonomisk	Velfærds- økonomisk	Velfærdsøko- nomiske om- kostninger pr. primær effekt	Klima- gasser	Ammo- niak	Pestici- der	Biodiversitet og landskab
1. Omlægning af kvægbrug med under 1,4 de/ha til økologisk produktion	N	6-41 kg/ha	-	0	0	0	+	+	+	+
2. Ammoniak i stedet for nitratgødning.	N	6-8 kg/ha	-	0	0	0	+	-		
3. Efterafgrøder – nuværende praksis.	N	12-55 kg/ha	0,06-0,25	330-660 kr/ha	386-772 kr/ha	7-64 kr/kg N	+		(-)	
4. Optimeret effekt af efterafgrøder.	N	20-95 kg/ha	-	315-700 kr/ha	368-820 kr/ha	4-41 kr/kg N	+		(-)	
5. a. Krav om nedfældning i perioden fra høst til d 1. april; b. forbud mod jordbearbejdning i perioden fra høst til d 1. april	P	a. -6-0 kg N/ha b. 10-25 kg N/ha	a. 0,01-0,125 kg/ha b. 0,025-0,250 kg/ha	a. 50-150 kr/ha b. 250-750 kr/ha	a. 60-175 kr/ha b. 300-880 kr/ha	a. 480-17.500 kr/ kg P b. 1.200-35.200 kr/ kg P	a. - b.	b. + b. +	b. +	b. +
6. Reduceret N-norm	N	3,4-5,0 kg/ha	-	87-151 kr/ha	101-176 kr/ha	20-52 kr/kg N	+	+		
7. Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs (kvægbrug)	N	26-109 kg/ha (rent slæt)	-	0	0	0	+	-		-
		13-54 kg/ha (2 x slæt)		0	0	0				
8. Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker (kvægbrug)	N	18-77 kg N/ha (kløvergræs)	-	295-1.375 kr/ha	345-1.610 kr/ha	4-76 kr/kg N	+	+		
		20-85 kg N/ha (rent græs)								
9. Brug af efterafgrøder de første to år efter opløjning af græsmarker (kvægbrug)	N	55 – 110 kg/ha		415 kr/ha	485 kr/ha	2-4 kr/kg N	+			
10. Tidlig såning af vintersæd	N	5-7 kg/ha	-	0	0	0	+		-	
11. Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer	P	12-55 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	250-750 kr/ha	300-880 kr/ha	1.200-14.600 kr/kg P				
12. Undergødsning med P	P	-	0,003-0,10 kg P/ha	25-50 kr/ha	30-60 kr/ha	300-20.000 kr/kg P				
13. Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning	N	24-28 kg N/ha	0,01-0,1 kg P/ha	200-250 kr/ha	235-290 kr/ha	8-12 kr/kg N		-		-

Tabel 0... fortsat.	Primær effekt	N-emission	P-emission	Budget-økonomisk	Velfærds-økonomisk	Velfærdsøkonomiske omkostninger pr. primær effekt	Afledte miljøeffekter			
							Klimagasser	Ammoniak	Pesticider	Biodiversitet og landskab
Ændret arealanvendelse										
14. Dyrkning af flerårige energiafgrøder på omdriftsjord.	N	30-55 kg/ha	0,003-0,100 kg/ha	0	0	0	+	+	+	+/-
15. Etablere vedvarende græs på erosionstruede arealer	P	26-66 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	1.200-2.600 kr/ha	3.600-6.800 kr/ha	14.400-113.000 kr/kg P	+	+	+	+
16. Udlægning af udyrkede randzoner på omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer	P	26-66 kg/ha	1-3 kg/ha	1.900-2.600 kr/ha	3.600-6.800 kr/ha	120-6.800 kr/kg P	+	+	+	+
17. Udtagning af landbrugsjord på højbund	N	26-66 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	1.200-2600 kr/ha	3.600-6.800 kr/ha	54-262 kr/kg N	+	+	+	+
18. Skovrejsning på landbrugsjord.	N	30-70 kg/ha	?	2.140-3.880 kr/ha	2.560-6.040 kr/ha	36-129 kr/kg N	+	+	+	+/-
19. Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale	N/P	100-150 kg/ha	10-30 kg/ha*	500-1.100 kr/ha	900-1.700 kr/ha	6-17 kr/kg N; 60-340 kr/kg P**	(+)	+	+	+
Miljøtekniske tiltag										
20. Afbrænding af husdyrgødning (samt bioforgasning).	P	0,7-6,5 kg N/ha	Afhænger af kontekst for implementering	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt	+	(-)		+/-
21. Ophør af vandløbsvedligeholdelse	Ændre fysiske forhold	10-45 kg N/ha	10-30 kg/ha*	500-1.100 kr/ha	900-1.700 kr/ha	Ekskl. sparede omk. til vandløbsvedligeholdelse		(+)	(+)	+
22. Vandløbsrestaurering	Ændre fysiske forhold	10-45 kg N/ha	10-30 kg/ha*	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt		(+)	(+)	+

NB. Medfører virkemidlet en reduktion af en afledt miljøeffekt markeres det med et "+"; er der tale om en øgning af en afledt miljøeffekt angives dette med et "-". En angivelse i () indikerer, at effekten forekommer i visse tilfælde. Generelt gælder det, at for at opnå de angivne P effekter kræves det, at virkemidlet sættes ind i særligt definerede risikområder.

*Effekten på P er opgjort pr. hektar oversvømmet areal. Effekten beregnet ud fra sedimentation af partikulært P alene. Eventuel frigivelse af opløst P kan ikke indregnes ud fra eksisterende datagrundlag (se under virkemiddel 19)

**Reduktionsomkostningen for P er opgjort under forudsætning af, at 50 % af det ekstensiverede areal vil være periodevis oversvømmet.

De foretagne beskrivelser og resultater er karakteriseret ved at være teknisk/faglige. Dvs. at der i analyserne ikke er taget stilling til hvordan virkemidlerne skal implementeres i praksis, bl.a. hvorledes selve processen for udarbejdelse af indsatsplanerne skal forløbe. Desuden ses der negative omkostninger for enkelte af virkemidlerne. Nøgternt set svarer dette til, at der forventes knyttet en nettogevinst knyttet til disse. Men det er ikke ensbetydende med, at virkemidlet kan forventes at vinde større udbredelse. Dette skyldes, at der er usikkerhed knyttet til vurderingen, fx i forhold til efterspørgsel og politiske forhold, eller der kan være udeståender vedr. den praktiske gennemførelse eller tilgængeligheden af den nødvendige teknologi. Dette taler for, at potentialet for de "gratis" virkemidler opgøres med forsigtighed i forbindelse med konkrete analyser og udarbejdelse af indsatsplaner.

Summary

Cost-effectiveness in relation to the Water Framework Directive (WFD)

The analysis of measures will contribute as an input to how the goals in the WFD can be cost-effectively implemented in terms of river basin management plans. Cost-effectiveness means that *the beforehand specified goals are realized at the lowest possible costs*. It is essential to note that the assessment of cost-effectiveness thus is related to the specified goal. In cases with a general national goal, as known from, for example, the water environment and pesticide action plans, the result of the cost-effectiveness analysis will be in relatively general terms. On the other hand a specific goal associated with a recipient or a water district will lead to an analysis (and a result) which is specific for that goal. As the latter is the case for the WFD it is not meaningful to assess the general cost-effectiveness of the measures. This is due to the fact the cost-effective combination of measures will depend on the locality in question.

Complexity of the analysis

The complexity of assessing the most cost-effective combination of measures is related to a number of conditions. Hence the costs and emission effects of an action will vary between localities. In addition the proportion of the emission effect, which in actual fact feed through in the recipient, will depend on the retention that happens during transport. This goes for especially nitrogen. In general the retention will increase with the distance to the recipient although this depends on the hydrological conditions.

In relation to cost-effectiveness analysis it is also important that there can be several goals outlined for the same water district. An example could be a catchment where a lake is connected to a stream which runs out into a fiord. There will be environmental quality goals for all three recipients (lake, stream and fiord) and the question is therefore how can the goals for all three recipients be realized and the costs at the same time minimized? In order to manage this issue quantitatively it is therefore necessary to model how the environmental quality is interconnected between the different recipients.

Recommendations for concrete assessments

When evaluating which measures are the most appropriate to choose in the river basin management plans it is therefore recommended that the following assessment is carried out. It is here assumed that the starting point is a combined reduction of the N and P load to the considered recipients:

- What is the potential of the specific measure in the catchment (how widely can it be used)?
- Is it assessed that the costs or effects will vary considerably within this potential?
- How are the costs and emission effects of the specific measures distributed in relation to the maximum and minimum indications?
- Does retention of N and P vary within the catchment?
- Consider cross-effects between measures – e.g. can some measures exclude each other?

On the basis of the above considerations a table can be prepared where the relevant measures in the catchments are described qualitatively and quantitatively. On this background the cost-effective combination of measures in the river basin management plans can be drafted.

Overview of the analysed measures

Table 0 summarizes the results of the analysis of the measures that are included in the present report. When using the results in concrete analyses it is recommended that the specific description for each measure is included thus reflecting the provision for their use in the analysis.

Table 0 Effects and costs per year measured at the source

	Primary effect	N-emission	P-emission	Financial economic cost	Welfare economic cost	Welfare economic cost per unit of primary effect	Climate gasses	Ammonia	Pesticides	Biodiversity and landscape
Changed farming methods										
1. Conversion of extensive cattle production to organic production methods	N	6-41 kg/ha	-	0	0	0	+	+	+	+
2. Ammonia fertilisers in stead of NO ₃	N	6-8 kg/ha	-	0	0	0	+	-		
3. Catch crops – current practice	N	12-55 kg/ha	-	330-660 DKK/ha	386-772 DKK/ha	7-64 DKK/kg N	+		(-)	
4. Optimised use of catch crops	N	20-95 kg/ha	-	315-700 DKK/ha	368-820 DKK/ha	4-41 DKK/kg N	+		(-)	
5. a. Demand for “injection of manure” from harvest to April 1. b. No tilt or plowing from harvest to April 1	P	a. -6-0 kg N/ha b. 10-25 kg N/ha	a. 0,01-0,125 kg/ha b. 0,025-0,250 kg/ha	a. 50-150 DKK/ha b. 250-750 DKK/ha	a. 60-175 DKK/ha b. 300-880 DKK/ha	a. 480-17.500 DKK/ kg P b. 1.200-35.200 DKK/ kg P	a. – b.	b. + b. +	b. + b. +	b. + b. +
6. Reduced N-application by 80%	N	3,4-5,0 kg/ha	-	87-151 DKK /ha	101-176 DKK /ha	20-52 DKK/kg N	+	+		
7. Harvest of hey in stead of permanent cattle grassing	N	26-109 kg/ha (pure mowing)	-	0	0	0	+	-		
		13-54 kg/ha (2 x mowing)		0	0	0				
8. Reduced N-application to pastures	N	18-77 kg N/ha (clover grass)	-	295-1.375 DKK/ha	345-1.610 DKK/ha	4-76 DKK/kg N	+	+		
		20-85 kg N/ha (pure grass)								
9. Catch crops in two years after plowing of permanent pastures	N	55 – 110 kg/ha		415 DKK/ha	485 DKK/ha	2-4 DKK/kg N	+			
10. Early sowing of winter crops	N	5-7 kg/ha	-	0	0	0	+		-	
11. Only winter crops and under sowing of catch crops on fields with high risk of soil erosion	P	12-55 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	250-750 DKK/ha	300-880 DKK/ha	1.200-14.600 DKK/kg P				
12. Reduced P-application	P	-	0,003-0,10 kg P/ha	25-50 DKK/ha	30-60 DKK/ha	300-20.000 DKK/kg P				
13. Fertilisers in stead of manure	N	24-28 kg N/ha	0,01-0,1 kg P/ha	200-250 DKK/ha	235-290 DKK/ha	8-12 DKK/kg N		-		-

Table 0... continued	Primary effect	N-emission	P-emission	Financial economic cost	Welfare economic cost	Welfare economic cost per unit of primary effect	Climate gasses	Derived environmental effects		
								Ammonia	Pesticides	Biodiversity and landscape
Change in land use										
14. Permanent energy crops on land in rotation	N/P	30-55 kg/ha	0,003-0,100 kg/ha	0	0	0	+	+	+	+/-
15. Permanent grassland on with high risk of soil erosion	P	26-66 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	1.200-2.600 DKK/ha	3.600-6.800 DKK/ha	14.400-113.000 DKK/kg P	+	+	+	+
16. Buffer zones with permanent grassland adjacent to lakes and streams	P	26-66 kg/ha	1-3 kg/ha	1.900-2.600 DKK/ha	3.600-6.800 DKK/ha	120-6.800 DKK/kg P	+	+	+	+
17. Permanent grassland on high lying fields	N	26-66 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	1.200-2600 DKK/ha	3.600-6.800 DKK/ha	54-262 DKK/kg N	+	+	+	+
18. Afforestation of agricultural land	N	30-70 kg/ha	?	2.140-3.880 DKK/ha	2.560-6.040 DKK/ha	36-129 DKK/kg N	+	+	+	+/-
19. Permanent pastures or grassland in river valleys	N/P	100-150 kg/ha	10-30 kg/ha*	500-1.100 DKK/ha	900-1.700 DKK/ha	6-17 DKK/kg N; 60-340 DKK/kg P**	(+)	+	+	+
Technical measures										
20. Incineration of livestock manure	P	0,7-6,5 kg N/ha	Case dependent	Case dependent	Case dependent	Case dependent	+	(-)		+/-
21. Stop dredging of streams	Changes physical conditions	10-45 kg N/ha	10-30 kg/ha*	500-1.100 DKK/ha	900-1.700 DKK/ha	Excl. saved costs dredging		(+)	(+)	+
22. Restoration of streams	Changes physical conditions	10-45 kg N/ha	10-30 kg/ha*	?	?			(+)	(+)	+

NB. Derived environmental effects are indicated with an "+" (positive effect) and "-" (negative effect).

*The effect on P relates to the number of hectares occasionally flooded.

**The per unit abatement costs for P are calculated assuming that 50 percent of the extensivated area are occasionally flooded.

The figures are all results from technical/economic analysis of measures designated for changing loads from agricultural areas. Issues related to the practical implementation, e.g. the process leading to preparation of the river basin management plans, are not reflected. For some measures negative cost are identified. This should not be seen as an expectation for the measures being widely implemented. This is because of uncertainties related to the demand for the products produced, political uncertainties and uncertainties about the practical application of the measure. Therefore, the potential of the “free lunch” measures should be estimated conservatively in practical analysis.

1 Indledning

1.1 Vandrammedirektivet

EUs vandrammedirektiv (VRD) fastsætter bindende mål for miljøkvaliteten af søer, vandløb, kystområder og grundvand. Målene relaterer sig principielt til hver enkelt recipient, fx en konkret sø, og derved adskiller VRD sig fra den tidligere danske nationale vandmiljøpolitik for landbrugsområdet, som opererer med generelle nationale målsætninger for reduktion af emissioner (N-udvaskning og P-tab), og med ikke bindende "virke for" mål i amternes regionplaner. Administrativt lægger VRD op til, at indsatsen, som skal føre til realisering af VRD-målene, formuleres af de såkaldte vanddistriktsmyndigheder, vanddistriktsvist. Dette arbejde omfatter:

1. beskrivelse af den nuværende tilstand for recipienterne omfattet af VRD (basisanalyse);
2. beskrivelse af målet for hver recipient;
3. risikovurdering for om målet kan realiseres for recipienterne;
4. kvantificering af den ændring af påvirkningen, som realiserer målsætningen for recipienterne (afstanden til målet);
5. stillingtagen til om undtagelsesbestemmelsen skal anvendes;
6. udarbejdelse af en indsatsplan, som sikrer den nødvendige ændring af påvirkningen.

Det er et direktivkrav jf. artikel 11 og bilag 3, b, og endvidere intentionen både udmeldt fra EU kommissionen og fra danske myndigheder, at udarbejdelsen af indsatsplanen skal ske, så målsætningerne realiseres omkostningseffektivt, dvs. til de lavest mulige omkostninger.

Arbejdet med identifikation og analyse af virkemidler relaterer sig til ovennævnte punkt 6, idet virkemidlerne så at sige er de byggesten, som indgår i indsatsplanerne. Da ønsket er, at virkemidlerne skal indgå i omkostningseffektivitets-analyser, analyseres både deres miljømæssige og økonomiske effekter.

1.2 Rapportens indhold

Indholdet i denne rapport er opdelt i tre kapitler samt tre appendiks. Kapitel 2 (Metoder og resultater) udgør rapportens hovedtekst, således, at der først gives en beskrivelse af den metode og de overvejelser, der ligger bag analyserne af virkemidlerne. Derefter gives en oversigt over resultaterne af virkemiddelanalyserne, som følges af overvejelser og anbefalinger for, hvorledes virkemiddelbeskrivelserne skal indgå i konkrete analyser, som har til formål at understøtte valg af omkostningseffektive indsatsplaner i VRD. Der gives endvidere en diskussion af perspektiverne for anvendelse af en generel ensartet regulering in forhold til opnåelse af målene i VRD. Hovedteksten for rapporten afsluttes med en referenceliste hertil.

Herefter følger analysen af virkemidlerne, omfattende den detaljerede gennemgang og analyse af virkemidlerne følger inklusive referencerne angivet under de enkelte virkemidler. Afslutningsvis følger tre appendiks, et med bruttoliste over virkemidler, et med vurdering af virkemidlernes praktisk/administrative implementering, og endelig et med uddybende noter for de af virkemidlerne, hvor beskrivelsen har fordret ekstra ny analyser eller opdatering af data i forhold til tidligere arbejder.

2 Metoder og resultater

2.1 Virkemidler og vidensgrundlag

Formålet med arbejdet er at identificere, beskrive og kvantificere effekter for virkemidler af relevans for realisering af målene i EUs vandrammedirektiv. Der skal identificeres virkemidler af betydning for ændring af kvaliteten i søer, vandløb og kystvande. Derfor skal virkemidlerne kunne bidrage til ændring af de økologiske forhold forårsaget af fysiske forhold (primært for vandløb), fosforbelastning, og kvælstofbelastning. Virkemidlerne søges beskrevet så præcist, at de meningsfuldt kan relateres til ændret belastning af konkrete lokaliteter.

Der er i forbindelse med dette arbejde udarbejdet en bruttoliste af virkemidler, som er gengivet i appendiks. Visse af disse er velkendte og med veldokumenterede effekter, medens der for andre kun er beskedent – eller stort set intet - grundlag for at kvantificere deres virkninger. De virkemidler, hvor der foreligger veldokumenterede beskrivelser, samt hvor det inden for tidsrammerne og med den foreliggende viden, har været muligt at opstille beskrivelser af de miljømæssige og økonomiske effekter, er beskrevet i dette arbejde. Virkemidlerne er til dette formål opdelt efter dyrknings- og driftsmæssige tiltag, ændret arealanvendelse samt miljøtekniske tiltag. Den første kategori af tiltag er en blanding af velkendte tiltag fra den eksisterende vandmiljøindsats (fx øget brug af efterafgrøder), medens andre er nye. Særligt for de nye tiltag er vidensgrundlaget forholdsvis usikkert, og endvidere gør det sig generelt gældende, at tiltagens gennemførelse kan være svær at kontrollere administrativt, idet de omfatter ændring af gældende driftspraksis (fx gødningstype og såtidspunkt). Dette kompliceres yderligere af, at opnåelsen af den ønskede effekt ofte vil være betinget af, at driftsændringerne sker på bestemte arealer.

2.2 Paradigma for analyse

Med henblik på at få en ensartet beskrivelse og analyse af de udvalgte virkemidler, anvendes et paradigma herfor. I paradigmet beskrives virkemidlerne med hensyn til følgende forhold:

1. Titel
2. Indhold og funktion
3. Anvendelse (fx type af lokalitet)
4. Effekt på N og P emission
5. Potentielt omfang
6. Tidshorisont
7. Afledte miljøeffekter
8. Relevans, målretning og administration
9. Økonomisk vurdering
 - Budgetøkonomisk effekt
 - Velfærdsøkonomisk effekt

Der anvendes følgende terminologi for beskrivelse af virkemidlernes effekter:

- Recipient: den lokalitet (vandløb, sø eller kystområde), hvor miljøkvaliteten ønskes ændret
- Implementering: tidspunkt og varighed for tiltagets gennemførelse.
- Emissioner: eksempelvis tab af P fra rodzonen eller markoverfladen.
- Belastning: mængden af N og P som ender i recipienten; beregnes som $\Delta e_j^i(1-r_j)$, hvor Δe_j^i er ændringen i emissionen af hhv. N og P som følge af tiltag i på lokalitet j , og r_j er retentionen for hhv. N og P på lokalitet j . Typisk vil retention alene forekomme for transport af N.
- Miljøeffekt: ændringen i miljøet som følge af ændret belastning (fx ændret algeproduktion, fiskebestand, osv.)
- Økonomisk vurdering omfatter den budgetøkonomiske omkostning, som er et estimat for omkostningerne for de berørte parter, samt den velfærdsøkonomiske omkostning, som er en approksimation for ændring i forbrugsmulighederne for det danske samfund, dog uden en monetær inddragelse af de afledte miljøeffekter.

For en del af tiltagene er der udarbejdet supplerende noter, som er præsenteret sidst i notatet.

Alle værdier angives så vidt muligt ved et gennemsnit og maks. og min. interval, med ledsagende forklaring af, hvilke forhold, som er bestemmende for størrelsen af effekten og variationer omkring gennemsnittet. Alle effekter opgøres i årlige værdier; for økonomiske resultater anvendes annuierede værdier baseret på 2005-priser. Da der er tale om enhedstal for virkemidlerne, dvs. pr. ha eller DE, er alle økonomisk opgørelser baseret på en forudsætning om af husdyrproduktionen samlet set er uændret. Såfremt dette ikke vurderes realistisk skal de præsenterede omkostningsestimater suppleres med det mistede jordrentebidrag fra den ændrede husdyrproduktion (se fx Schou et al., (2004) for beregningseksempler). Tilsvarende skal N- og P-effekterne justeres tilsvarende i relevant omfang.

De angivne intervaller har til formål at angive den kendte variation i estimerne, eksempelvis variationen i omkostninger og N og P emissioner ved udtagning af landbrugsjord afhængigt af jordtypen. Derudover vil der naturligvis være en usikkerhed knyttet til estimerne, som er betinget af både datausikkerhed samt manglende viden. Med henblik på at signalere denne type usikkerhed anvendes et "stjernesystem" (se tabel 2.1).

Tabel 2.1 Angivelse af estimaternes usikkerhed

***	Estimaterne anses for rimeligt sikre og er baseret på et velafprøvet datagrundlag
**	Estimaterne anses for noget usikre og er baseret på eksperter med et foreløbigt datagrundlag
*	Estimaterne anses for usikre og er baseret på eksperter uden væsentligt datagrundlag

2.3 Forudsætninger for de økonomiske analyser

2.3.1 Projektvurderinger

De økonomiske estimater udarbejdes som projektvurderinger, dvs. under forudsætning af, at ændringerne er marginale og de relative priser ikke ændres. Dette er en gængs forudsætning i økonomisk analyse, og den er rimelig så længe de analyserede ændringer ikke har større effekter på sektor- eller samfundsniveau. Særligt to forhold kan være indikatorer på, om dette kan være gældende: *a.* hvorvidt ændringerne forventes at føre til en frigørelse af arbejdskraft, som vil ændre lønniveauet generelt; *b.* hvorvidt ændringerne forventes at føre til ændrede jordpriser generelt. Denne vurdering kan først foretages, når det samlede omfang af VRDs konsekvenser er kendt, hvorfor den ikke kan foretages i sammenhæng med virkemiddelanalyserne. Såfremt det vurderes, at der reelt kan forekomme ændringer i relative priser som følge af VRDs implementering, må konsekvenserne heraf analyseres ved anvendelse af en model med endogene priser, dvs. en generel ligevægtsmodel. Desuden skal det også her understreges, at de økonomisk (og miljøtekniske) opgørelser er baseret på en forudsætning om at husdyrproduktionen samlet set er uændret.

2.3.2 Opgørelse af jordrenten

Omkostningerne præsenteres for alle tiltag som ændringen i jordrenten. Ved opgørelse af ændret jordrente, er det målet at belyse effekten, som relaterer sig til den *landbrugsmæssige* anvendelse af jorden. Analysen foretages med udgangspunkt i budgetkalkuler og regnskabsdata, idet ændringen fremkommer som forskellen i restindkomsten til jord, når "før" og "efter" mellem situationen. Dette muliggør også en adskillelse af jordrentebidraget til afgrødeproduktion og husdyrproduktion i analyserne. For de rent landbrugstekniske tiltag er denne fremgangsmåde rimeligt entydig, men for de arealrelaterede tiltag, eksempelvis udtagning af højbundsjord eller udlægning af udyrkede randzoner, kunne det i stedet overvejes, at basere jordrenteopgørelsen på observerede jordpriser, idet der principielt bør være konsistens mellem den budgetøkonomisk jordrente og jordprisen.

Der er dog især tre årsager til at dette ikke umiddelbart giver det ønskede input i forhold til nærværende analyser. For det første vil anvendelse af jordprisen kun være retvisende, såfremt der reelt er tale om afståelse af brugsretten til jorden. Dette skyldes, at ejerskab til jorden også medfører andre brugsmuligheder ud over landbrugsdrift, fx jagtretten. Såfremt tiltaget eksempelvis alene omfatter ophør med landbrugsdrift, vil en jordrenteopgørelse baseret på jordpriser derfor føre til en overestimering af jordrentetabet. For det andet er det nødvendigt, at kende landmandens interne kalkulationsrente og planlægningshorisont, såfremt der skal foretages en omregning fra jordpriser (nutidsværdi) til jordrente (annuiseret værdi); se også boks 2.1 herunder vedr. kalkulationsrente. Sidst giver jordrenteopgørelser baseret på jordpriser ikke direkte information om produktionens sammensætning, inputforbrug og kapitalapparat. Derfor giver det ikke mulighed for at opgøre den velfærdsøkonomiske jordrente ud fra jordprisen, idet dette kræver rimelig høj detaljeringsgrad med hensyn til indtægter og omkostninger.

Disse forhold taler for, at jordrenten beregnes ud fra historiske regnskabsdata og budgetkalkuler også for de arealrelaterede tiltag. Hvis der i konkrete analyser arbejdes med implementeringsstrategier, som implicerer afståelse af landbrugsjord eller ekspropriation, kan jordpriserne derimod udmærket anvendes som estimater for de budgetøkonomiske engangsomkostninger. For en uddybning af disse betragtninger kan der henvises til Schou & Abildtrup (2005).

Boks 2.1. Kalkulationsrente, jordpris og jordrente

Ved valg af kalkulationsrente tages der udgangspunkt i anbefalinger om brug af kalkulationsrente, der er anvendt i tidligere analyser for Miljøministeriet. Det renteniveau der anbefales at anvende på 6 % p.a., som er udtryk for det alternative krav til kapitalafkast. I praksis vil denne adskille sig fra den realrente efter skat, der reelt indgår i landmandens budgetøkonomiske analyser forud for investeringer i fx jord. Med en rente på 6 % p.a. og en inflation på ca. 2 % p.a. og en skattesats på ca. 40 %, vil realrenten efter skat for private ofte være meget lav; I eksemplet bliver realrenten efter skat: $((6 \cdot (1 - 0,4) - 2) = 1,6$ % p.a. Dette betyder, at hvis det angivne tab ved eksempelvis udtagning omregnes til en engangsbetaling (jordpris eller engangskompensation) ved hjælp af en rente på 6 % p.a., vil (og bør) resultatet afvige fra de observerede jordpriser. Som et eksempel kan der tages udgangspunkt i en budgetøkonomisk jordrente på 2.000 kr. pr. ha. Ved en kalkulationsrente på 6 % p.a. og uendelig tidshorisont svarer dette til en nutidsværdi på 33.300 kr. pr. ha. Anvendes i stedet niveauet for den reale rente efter skat på 1,6 % p.a., som typisk vil være udgangspunkt for landmændenes investeringsovervejelser, fås en nutidsværdi på 125.000 kr. pr. ha. I tabellen er vist eksempler på beregnet jordpris (nutidsværdi) ved uendelig tidshorisont og forskellige forudsætninger for årlig jordrente og kalkulationsrente.

Kalkulationsrente/Jordrente p.a.	1.000 kr/ha	2.000 kr/ha
1 procent	100.000 kr/ha	200.000 kr/ha
2 procent	50.000 kr/ha	100.000 kr/ha
4 procent	25.000 kr/ha	50.000 kr/ha
6 procent	16.600 kr/ha	33.300 kr/ha

2.3.3 Budget- og velfærdsøkonomiske effekter

Omkostningsestimaterne angives både i budget- og velfærdsøkonomiske priser. De budgetøkonomiske estimater approksimerer omkostningerne på sektorniveau – dvs. for landbruget – medens de velfærdsøkonomiske estimater approksimerer ændringen af samfundets samlede forbrugsmuligheder. I en sammenligning af virkemidler med sigte på at understøtte omkostningseffektivitets-vurderinger, bør virkemidlernes afledte effekter på andre miljøforhold end de, der er det primære mål (effekter af N og P belastning), principielt prissættes og indgå i nettoomkostningerne. Det har dog ikke været muligt at gå i tilstrækkelig dybde med denne problemstilling inden for rammerne af udredningen. Derfor gives i stedet en kvalitativ diskussion af de enkelte virkemidlers afledte miljøeffekter, som i samletabellerne er indikeret ved hhv. et "-" (tiltaget øger den omtalte miljøpåvirkning) eller "+" (tiltaget reducerer den omtalte miljøpåvirkning).

Dette sigter især på at belyse interaktionen til andre landbrugs-relevante miljøpolitikker (klima, ammoniak og pesticider). I denne sammenhæng er også sammenhængen til Habitatdirektivet interessant, men da behovet for reduktion af konkret miljøpåvirkninger i forhold til Habitatdirekti-

vets mål er stedsspecifikke – dvs. givet af lokaliseringen af Natura 2000 områder i forhold til lokaliseringen af VRD-oplandene – vurderes dette ikke at være muligt at gøre baseret på virkemiddelbeskrivelserne alene.

Sidst skal det igen omtales, at alle opgørelser er foretaget under forudsætning af, at husdyrproduktionens omfang ikke påvirkes af tiltagene. Såfremt dette ikke vurderes at være tilfældet, skal vurderingerne for såvel omkostninger som miljøkonsekvenserne justeres, således at effekterne afspejler dette.

2.3.4 Administrative omkostninger

Administrative omkostninger ved implementering af de enkelte virkemidler er ikke medtaget i analyserne, idet dette kræver detaljeret information om præcis, hvordan og i hvilken administrativ sammenhæng det pågældende virkemiddel søges implementeret. Dette betyder også, at omkostninger til forundersøgelser og projektplanlægning ikke er omfattet af de præsenterede omkostningsestimater. Resultaterne i denne rapport skal suppleres hermed i forbindelse med den konkrete udarbejdelse af indsatsplaner.

I analyser forud for VMPIII blev de administrative omkostninger for en række forskellige ordninger undersøgt nærmere på nationalt niveau (Jacobsen et al., 2004). Analysen omfattede både de administrative omkostninger ved gødningsregnskaber og ordninger som MVJ-ordninger og skovrejsning. Analysen peger på at de administrative omkostninger for landmanden ved MVJ-aftaler og skovrejsning ligger omkring 800-1.000 kr. pr. sag. De administrative omkostninger for den offentlige forvaltning i relation til MVJ-ordninger, vådområder og skovrejsning er opgjort til ca. otte % af tilsagnsbeløbet varierende mellem fire og 11 %. Hovedparten af dette beløb er knyttet til ansøgning og etablering af ordningen, medens en mindre del anvendes til den årlige kontrol. Omregnet betyder dette, at de offentlige omkostninger til udtagning af fx vådområder udgør ca. 5.000 kr. pr. ha der udtages.

Der er en del usikkerhed om de administrative omkostninger ved fremtidige ordninger, idet dette er meget afhængig af hvilke administrative procedurer der etableres. Således må det forventes, at de administrative omkostninger ved etablering af vådområder under MVJ-ordningen er lavere end den tidligere ordning, idet der nu bruges færre ressourcer på en egentlig forundersøgelse. Omvendt kan det kræve flere ressourcer at målrette indsatsen. Generelt vil en større vægt på lokale og mere målrettede virkemidler formentligt øge de administrative omkostninger i forhold til generelle virkemidler. Det må forventes, at der skal bruges en del ressourcer til processen omkring, hvilke virkemidler, der bedst kan indplaceres på den enkelte bedrift og indsatsområde. Erfaringer fra pilotprojekter omkring lokal implementering af Vandrammedirektivet i Ringkøbing Fjord og Århus Amt tyder på, at dialogen er meget vigtig for at få en forståelse og engagement omkring de mulige virkemidler, der kan implementeres på egen bedrift (se fx www.agwaplan.dk). Dette gælder naturligvis især for virkemidler, som implementeres på frivillig basis.

2.4 Emissioner, retention og belastning

Vedrørende koblingen mellem emissioner, retention og belastning vil retentionen og dermed også den resulterende belastning af recipienten ofte være meget afhængig af lokalitet – særligt recipientens placering i forhold til arealerne, hvor ændringen i emissionerne sker. For N vil der generelt finde retention sted som følge af omsætningen af nitrat ved transport i jord og i vand. Fosfor (P) omsættes ikke på samme måde, hvorfor retentionen alene sker ved, at P opfanges i jorden før det tabes til overflade- eller drænvand. En sådan tilbageholdelse sker til gengæld i udpræget grad på mange arealer, således at retentionen her er betydelig, og effekten af virkemidler mod P emission til vandløbssystemet bliver tilsvarende forsvindende lille. De risiko-områder, som virkemidler mod P emission bør rettes mod, er derfor netop de områder, hvor retentionen af forskellige årsager er begrænset. Årsagerne til den mindre retention i risikoområderne er meget forskelligartede. I forberedelsen til VMPIII blev dette illustreret med nationale estimater af de forskellige delbidrag som stammer fra forskellige typer arealer og tabsprocesser (kildeopsplitning) til det samlede belastning med fosfor fra diffuse kilder, jf. tabel 2.2 herunder (Kronvang og Rubæk, 2005). Tabellen angiver derfor også, hvor stor en del af den samlede fosforbelastning i Danmark, der vil kunne påvirkes ved fx erosionsbekæmpelse og hvor store arealer der anses for risikoarealer for de forskellige typer af fosfortab. Ifølge tabellen udgør brinkerosion op til halvdelen af det samlede diffuse fosfortab. Brinkerosionen kan i ukendt omfang påvirkes med virkemidler i det vandløbsnære område, dvs. randzoner, vandløbsvedligeholdelse og ekstensive ring i ådalene, men ikke via virkemidler af dyrkningsmæssig karakter.

Tabel 2.2. Kvantitative skøn over forskellige tabsposters betydning for det diffuse fosfortab/dyrkningsbidraget på nationalt plan. Kvaliteten af det faglige grundlag for at give disse skøn er angivet med plusser efter hvert tal : (+++++) højt; (++++) godt; (+++) middel; (++) dårligt; (+) dur ikke. Kilde: Kronvang og Rubæk, 2005.

Forudsætninger og skøn anvendt ved beregning		Tons fosfor pr år
Vanderosion, partikulært fosfor	<ul style="list-style-type: none"> Der mobiliseres jord svarende til 0,37 kg P/ha erosionstruet areal <5% af det dyrkede areal (2.675.000 ha) er erosionstruet. 10-50% af det mobiliserede fosfor når frem til vandløb eller sø. Der er set bort fra fladeerosion 	2-20 (++)
Overfladisk afstrømning, opløst fosfor	<ul style="list-style-type: none"> Koncentration af opløst fosfor i afstrømmende vand, 0,18 mg P/l 10-30 mm af afstrømning løber af som overfladisk afstrømning på truet areal. Truet areal sættes til at være dobbelt så stort som det erosionstruede areal (<10% af det dyrkede areal). 	5-15 (++)
Vinderosion	<ul style="list-style-type: none"> Typisk erosionshændelse sat til afslibning af 1-2 mm jord. Jordens fosforindhold sættes til 566 mg P/kg jord. 1 mm jord svarer til 15 tons jord pr. ha.. 5% af afslebet fosfor ender direkte i vandløb eller sø. Klimatiske betingelser for vinderosion forekommer hvert 10. år. Ca. 10% af det potentielt truede areal på 1-1,5 mill ha er aktuelt truet Bidrag via den atmosfæriske deposition er ikke indregnet 	5-15 (++)
Brinkerosion	<ul style="list-style-type: none"> Tabrate på 6,7-15,8 g fosfor pr. meter vandløb i dyrkede oplande. 65.700 km vandløb i DK. Heraf ca. 2,675/4,3 på dyrkede arealer. Tabet er formentlig overvurderet. 	275-645 (++)
Tab via kunstige dræn på minerogene risikojorde	<ul style="list-style-type: none"> Tabet af total-fosfor sættes til 100-500 g P/ha. Arealet af drænede risikojorde sættes til 10 –15 % af de drænede minerogene jorde (som udgør:0,49 x (2.675.000 –75.000) =1.274.000 ha). 	15-90 (+)
Tab via kunstige dræn på lavrisikojorde	<ul style="list-style-type: none"> Tabet af total-fosfor sættes til 20-80 g P/ha Arealet af drænede lavrisikojorde sættes til 85-90% af de drænede minerogene jorde i Danmark (1.274.000 ha). 	20-90 (+++)
Tab via kunstig dræning på organogene lavbunds-jorde med lav fosforbindingskapacitet	<ul style="list-style-type: none"> Tabet af total-fosfor sættes til 400-3.000 g P/ha. Arealet af organogene lavbunds-jorde (75.000 ha) der er drænet sættes til 100%. 	30-225 (+)
Øvre grundvand, drænet dyrket areal	<ul style="list-style-type: none"> Der afstrømmer 90 mm med en koncentration på op til 0,017 mg P/l via dræn fra det drænede areal (1.274.000 ha). 	<20 (++)
Øvre grundvand, ikke drænet dyrket areal	<ul style="list-style-type: none"> Fra udrænede dyrkede arealer (51% af dyrket areal) afstrømmer 260 mm vand. Fosforkoncentrationens sat til < 0,017 mgP/l Risikoområder eksisterer formentlig, men kan ikke identificeres med nuværende viden 	<60 (++)
Dyrkningsbidrag	<ul style="list-style-type: none"> Anslået ud fra ovenstående skøn 	440-1180 (++)

Ved beskrivelsen af virkemidlerne er det derfor valgt, at diskutere retention for P i teksten, hvorimod retentionens betydning for N-belastningen belyses ved at præsentere virkemidlernes reduktionsomkostninger ved tre forskellige retentionsniveauer for N (10, 50 og 90 %) i de sammenfattende tabeller.

Helt generelt er det tilfældet, at et tiltag - alt andet lige - bør implementeres, hvor retentionen er mindst, og gennemslaget i forhold til miljøbelastningen dermed er størst. De mere præcise vurderinger må foretages i forbindelse med det videre arbejde omkring scenarier - og i sidste ende udarbejdelse af indsatsplaner - idet disse i højere grad kan knyttes til konkrete recipienter, hvorved det er muligt at beskrive og kvantificere de forhold, som er bestemmende for retentionen.

Der har i tidligere case-analyser været foretaget en sammenvejning af N og P baseret på de to næringsstoffers betydning for miljøtilstanden. Forudsætningen for at dette kan gøres er, at den relative effekt af hhv. N og P bidraget er kendt. Dette vil være specifikt for den enkelte recipient,

hvorfor det vurderes, at en sammenvejning ikke kan gøres meningsfuldt i nærværende generelle analyse.

2.5 Resultater fra VMPIII-analyser af generelle virkemidler

2.5.1 Lokal vs. national regulering

De analyserede virkemidler er alle beskrevet inden for en ramme for lokal implementering. Dette betyder dog ikke, at nogle af dem ikke kan indgå i en generel regulering – hvorved forstås en ensartet national regulering. Hvorvidt det reelt kan være samfundsøkonomisk fordelagtigt (og dermed omkostningseffektivt) at implementere VRD i regi af en generel eller lokal regulering er ikke behandlet i denne analyse.

Generelle virkemidler implementeret på nationalt niveau har til formål at reducere næringsstofoverskuddet i hele eller store dele af landet, mens lokale virkemidler kan målrettes behovet på udvalgte lokaliteter. Generelle virkemidler kan både være administrative virkemidler (normreduktion) eller afgifter. Helt overordnet er anbefalingen, at med mindre der er væsentlige administrative omkostningsbesparelser ved generelle virkemidler frem for lokale, vil lokale virkemidler være mest velegnede til realisering af lokale målsætninger, medens generelle virkemidler er mest velegnede til realisering af nationale målsætninger.

Dette kan illustreres ved to eksempler: I det første eksempel er der stor forskel i afstanden til målet mellem lokaliteterne, hvorfor et generelt løft af "bundniveauet" gennem generel regulering risikerer at blive meget upræcist; her synes lokale virkemidler at give bedst mulighed for en omkostningseffektiv indsats for hver lokalitet. I det andet eksempel er afstanden til målet forholdsvis ensartet mellem lokaliteterne; her kunne en generel regulering være omkostningseffektiv, forudsat, at oplandene til lokaliteterne dækker en stor del af landarealet og/eller der er væsentlige besparelser i de administrative omkostninger ved en generel regulering.

2.5.2 Resultater fra VMPIII-forarbejdet om nationale virkemidler

Analyser fra VMPIII forarbejde pegede på en afgift på N-overskud, som den mest effektive afgiftsmodel i forhold til en generel reduktion af kvælstofudvaskningen (Jacobsen et al., 2004). Ved denne model afgiftsbelastes kvælstoftilførsel til erhvervet, mens der ydes refusion for alt kvælstof der fraføres bedriften. Afgiften på kvælstof, der fikseres af bælgeplanter (ærter og kløver), vil formentlig skulle fastsættes ud fra en standardsats. Det var forudsat, at den betalte afgift tilbageføres til erhvervet.

I analyserne af kvælstofbalanceafgiftens virkninger forudsættes det, at de dele af den eksisterende kvælstofregulering, som kunne interagere med en afgift - og som ikke kræves i forhold til overholdelse af EU-direktiver m.v. - bortfalder. Specifikt forudsættes det, at de gældende krav til udnyttelsen af kvælstof i husdyrgødning samt 10 pct. reduktion af gødningsnormer ophæves. Den nuværende normreduktion svarer i praksis til en implicit afgift på 3-4 kr. pr. kg N.

Generelt viste beregningerne lidt lavere omkostninger målt i kr. pr. kg N ved afgifter end ved normændringer. Dette skyldes, at reduktionen kan ske hvor omkostningerne er lavest, hvorfor ikke alle bedrifter reducerer N-tilførslen lige meget. Når forskellen til normer ikke er større skyldes det bl.a., at normreduktioner på bedriftsniveau giver mulighed for fleksibilitet m.h.t. til hvilke afgrøder der skal bære reduktionen i N-tabet. Omvendt kan afgifter understøtte en yderligere implementering af ny teknologi, som dog er svær at opføre og som derfor ikke indgik i analysen.

En omlægning til afgifter vil betyde, at bedrifter med husdyr betaler mere end bedrifter med planteavl grundet et større N-overskud pr. ha. Analysen viste også, at der ved højere afgiftsniveauer (12 kr. pr. kg N) og reduktioner i N-udvaskningen på over 25 %, vil være stor usikkerhed på den opnåede effekt af en afgift.

En afgift på mineralsk P i foder på 4 kr. pr. kg P er indeholdt i VMPIII aftalen. Formålet var at fremme den udvikling hen imod øget brug af fytase i foder, der allerede var i gang før VMPIII. Øget brug af fytase vil øge fordøjeligheden af P, hvorfor indholdet af P i foder kan reduceres. Det blev vurderet, at en lille afgift ville have en stor effekt, da prisforskellen mellem foder med og uden fytase allerede var meget lille.

2.5.3 CAP-reformen

Ved vedtagelsen af Vandmiljøplan III blev det forventet, at den seneste landbrugsreform og omlægning til enkeltbetalingsstøtten ville betyde at flere arealer ville blive ekstensiveret, fordi det ikke længere ville være økonomisk rentabelt at dyrke disse arealer. Den hidtidige udvikling synes ikke at pege i denne retning (Hansen, 2006). Forklaringerne er flere, men de vigtigste er, at der i husdyrintensive områder er en binding på jorden der gør, at der er behov for jorden som udbringningsareal, hvorfor jorden bevares i omdriften. Analyser af indkomsten viser fortsat at der på en række arealer ikke er et positivt dækningsbidrag II (jordrente) før støtte, men så længe dækningsbidrag I er positivt vil jorden blive drevet i hvert fald på kort sigt grundet *sunk costs*. De stigende priser på korn og raps trækker også i retning af, at arealer ikke trækkes ud af omdrift. Der forventes således ikke at store arealer alene som følge af omlægning af landbrugsstøtten tages ud af produktion. Tværtimod kunne noget tyde på, at der er kommet lidt flere arealer til fordi landmænd har ønsket at sikre, at alle arealer hvor der fx tidligere blev dyrket juletræer og frugttræer kom ind under enkeltbetalingsordningen.

2.6 Samlede resultater vedr. virkemidler

2.6.1 Kvalitativ vurdering

I tabel 2.3 er givet en oversigt over de virkemidler, som arbejdsgruppen vurderer relevante for realisering af VRD-målene lokalt. Listen repræsenterer de tiltag, som kan forventes at have en rimelig generel anvendelse, og hvor det har været muligt at give et skøn over virkninger og omkostninger. Visse af tiltagene – eller rettere projekterne – vil være meget forskelligartede mellem lokaliteter, hvilket kan vanskeliggøre opstilling af generelle nøgletal. Udover tiltagene medtaget på listen, som er genstand

for analyse i dette arbejde, er der en lang række tiltag, hvor det ikke har været muligt at gennemføre analyserne grundet manglende viden, eller fordi det ikke er muligt at tilvejebringe den relevante viden om effekter inden for tidsrammerne af dette arbejde. Disse er oplistet i appendiks 1, som følger efter virkemiddelbeskrivelserne.

For hvert af tiltagene er der endvidere foretaget en sammenfattende vurdering af deres relevans, samt mulighed for målretning og kontrol. Som supplement til denne vurdering har Plantedirektoratet foretaget en vurdering af de udvalgte virkemidler på grundlag af deres erfaringer med eksisterende miljøordninger over fro landbruget. Denne vurdering er vist i appendiks 2.

Table 2.3 Liste over udvalgte virkemidler

Tiltag	Relevans, målretning og administration
Dyrknings- og driftstekniske tiltag	
1. Omlægning af kvægbrug med under 1,4 de/ha til økologisk produktion	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Afhænger af driftsform; Vanskelig at målrette; Enkelt at kontrollere
2. Ammoniak/ammonium i stedet for nitratgødning.	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Vanskelig at målrette og kontrollere
3. Efterafgrøder - nuværende praksis.	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
4. Optimeret effekt af efterafgrøder.	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau; Vanskelig at adskille fra alm. Efterafgrøder
5. a. Krav om at al P gødning indarbejdes eller nedfældes i jorden i forbindelse med gødningsudbringning i perioden mellem høst og 1. april; b. Forbud mod alle former for P gødsning og jordbearbejdning i perioden fra høst til d 1. april	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
6. Reduceret N-norm	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
7. Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs (kvægbrug)	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes (lokalisering af vedvarende græsmarker) og kontrolleres visuelt
8. Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker (kvægbrug)	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
9. Brug af efterafgrøder de første to år efter ompløjning af græsmarker (kvægbrug)	Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
10. Tidlig såning af vintersæd	Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
11. Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
12. Undergødsning med P	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
13. Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning	Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol af gødningsregnskaber
Ændret arealanvendelse	
14. Dyrkning af flerårige energiafgrøder på omdrifts jord	Kan målrettes og kontrolleres enkelt
15. Etablere vedvarende græs på erosions-truede arealer	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau
16. Udlægning af udyrkede randzoner på omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer	Kan målrettes og kontrolleres visuelt; Lille potentiale grundet VMPIII-aftale
17. Udtagning af landbrugsjord på højbund	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes og kontrolleres visuelt
18. Skovrejsning på landbrugsjord	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes og kontrolleres visuelt
19. Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale	Kan målrettes og kontrolleres visuelt; Kun relevant i ådale
Miljøtekniske tiltag	
20. Afbrænding af husdyrgødning (samt bioforgasning).	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol af gødningsregnskaber
21. Ændret vandløbsvedligeholdelse	Målrettet vandløb; Kan kontrolleres visuelt
22. Vandløbsrestaurering	Projekt-orienteret; Kan målrettes og kontrolleres

NB: Generelt for P-tiltagene gælder, at muligheden for målretning styrkes med den igangværende forskningsindsats med udpegning af arealer med risiko for P-tab.

2.6.2 Kvantitative vurderinger

I tabel 2.4 og 2.5 er vurderingerne af virkemidlerne sammenfattet med henblik på at give det indledende overblik til brug for omkostningseffektivitets-vurderinger. Af tabellerne ses det bl.a., at ekstensivering af ådale fortsat er et af de mest omkostningseffektive virkemidler i forhold til reduktion af N-belastning, selv når der tages udgangspunkt i en jordrente, som korresponderer med et jordprisniveau på over 100.000 kr. pr. ha. Dertil kommer, at dette virkemiddel medfører en række andre natur- og rekreative gevinster, som ikke er indregnet i de velfærdsøkonomiske analyser.

Det skal understreges, at resultaterne, som de præsenteres i tabellerne ikke kan stå alene i vurderingen af virkemidler. Dette afspejles bl.a. ved, at effekten af virkemidler primært rettet mod N er særdeles afhængige af lokaliseringer, og dermed retentionen under transport fra kilde til recipient. Tilsvarende gør sig gældende for P-virkemidlerne, hvor effekten af virkemidlerne forudsætter, at de sættes ind i et område, der har høj risiko for netop den type fosfortab, som virkemidlet er målrettet mod. Ved konkret brug af de kvantitative vurderinger anbefales det endvidere, at inddrage de konkrete beskrivelser for hvert virkemiddel, således at forudsætningerne for deres anvendelse kan afspejles i analysen.

Tabel 2.4 Effekter og omkostninger opgjort ved kilden pr år.

	Primær effekt	N-emission	P-emission	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk	Velfærdsøkonomiske omkostninger pr. primær effekt	Afledte miljøeffekter			
							Klima	Ammoniak	Pesticider	Biodiversitet og landskab
1. Omlægning af kvægbrug med under 1,4 de/ha til økologisk produktion	N	6-41 kg/ha	-	0	0	0	+	+	+	+
2. Ammoniak i stedet for nitratgødning.	N	6-8 kg/ha	-	0	0	0	+	-		
3. Efterafgrøder – nuværende praksis.	N	12-55 kg/ha	-	330-660 kr/ha	386-772 kr/ha	7-64 kr/kg N	+		(-)	
4. Optimeret effekt af efterafgrøder.	N	20-95 kg/ha	-	315-700 kr/ha	368-820 kr/ha	4-41 kr/kg N	+		(-)	
5. a. Krav om nedfældning i perioden fra høst til d 1. april; b. forbud mod jordbearbejdning i perioden fra høst til d 1. april	P	a. -6-0 kg N/ha b. 10-25 kg N/ha	a. 0,01-0,125 kg/ha b. 0,025-0,250 kg/ha	a. 50-150 kr/ha b. 250-750 kr/ha	a. 60-175 kr/ha b. 300-880 kr/ha	a. 480-17.500 kr/kg P b. 1.200-35.200 kr/kg P	a. - b.	b. + b. +	b. +	b. +
6. Reduceret N-norm	N	3,4-5,0 kg/ha	-	87-151 kr/ha	101-176 kr/ha	20-52 kr/kg N	+	+		
7. Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs (kvægbrug)	N	26-109 kg/ha (rent slæt)	-	0	0	0	+	-		-
8. Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker (kvægbrug)	N	13-54 kg/ha (2 x slæt) 18-77 kg N/ha (kløvergræs)	-	0 295-1.375 kr/ha	0 345-1.610 kr/ha	0 4-76 kr/kg N	+	+		
9. Brug af efterafgrøder de første to år efter omplojning af græsmarker (kvægbrug)	N	20-85 kg N/ha (rent græs) 55 – 110 kg/ha		415 kr/ha	485 kr/ha	2-4 kr/kg N	+			
10. Tidlig såning af vintersæd	N	5-7 kg/ha	-	0	0	0	+		-	
11. Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer	P	12-55 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	250-750 kr/ha	300-880 kr/ha	1.200-14.600 kr/kg P				
12. Undergødsning med P	P	-	0,003-0,10 kg P/ha	25-50 kr/ha	30-60 kr/ha	300-20.000 kr/kg P				
13. Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning	N	24-28 kg N/ha	0,01-0,1 kg P/ha	200-250 kr/ha	235-290 kr/ha	8-12 kr/kg N		-		-

	Primær effekt	N-emission	P-emission	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk	Velfærdsøkonomiske omkostninger pr. primær effekt	Klima	Afledte miljøeffekter		
								Ammoniak	Pesticider	Biodiversitet og landskab
Ændret arealanvendelse										
14. Dyrkning af flerårige energiafgrøder på omdriftsjord.	N	30-55 kg/ha	0,003-0,100 kg/ha	0	0	0	+	+	+	+/-
15. Etablere vedvarende græs på erosionstruede arealer	P	26-66 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	1.200-2.600 kr/ha	3.600-6.800 kr/ha	14.400-113.000 kr/kg P	+	+	+	+
16. Udlægning af udyrkede randzoner på omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer	P	26-66 kg/ha	1-3 kg/ha	1.900-2.600 kr/ha	3.600-6.800 kr/ha	120-6.800 kr/kg P	+	+	+	+
17. Udtagning af landbrugsjord på højbund	N	26-66 kg/ha	0,06-0,250 kg/ha	1.200-2600 kr/ha	3.600-6.800 kr/ha	54-262 kr/kg N	+	+	+	+
18. Skovrejsning på landbrugsjord.	N	30-70 kg/ha	?	2.140-3.880 kr/ha	2.560-6.040 kr/ha	36-129 kr/kg N	+	+	+	+/-
19. Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale	N/P	100-150 kg/ha	10-30 kg/ha*	500-1.100 kr/ha	900-1.700 kr/ha	6-17 kr/kg N; 60-340 kr/kg P**	(+)	+	+	+
Miljøtekniske tiltag										
20. Afbrænding af husdyrgødning (samt bioforgasning).	P	0,7-6,5 kg N/ha	Afhænger af kontekst for implementering	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt	+	(-)		+/-
21. Ophør af vandløbsvedligeholdelse	Ændre fysiske forhold	10-45 kg N/ha	10-30 kg/ha*	500-1.100 kr/ha	900-1.700 kr/ha	Ekskl. sparede omk. til vandløbsvedligeholdelse		(+)	(+)	+
22. Vandløbsrestaurering	Ændre fysiske forhold	10-45 kg N/ha	10-30 kg/ha*	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt	Projekt-afhængigt		(+)	(+)	+

NB. Medfører virkemidlet en reduktion af en afledt miljøeffekt markeres det med et "+"; er der tale om en øgning af en afledt miljøeffekt angives dette med et "-". En angivelse i () indikerer, at effekten forekommer i visse tilfælde. Generelt gælder det, at for at opnå de angivne P effekter kræves det, at virkemidlet sættes ind i særligt definerede risikområder.

*Effekten på P er opgjort pr. hektar oversvømmet areal. Effekten beregnet ud fra sedimentation af partikulært P alene. Eventuel frigivelse af opløst P kan ikke indregnes ud fra eksisterende datagrundlag (se under virkemiddel 19)

**Reduktionsomkostningen for P er opgjort under forudsætning af, at 50 % af det ekstensiverede areal vil være periodevis oversvømmet.

Table 2.5 Velfærdsøkonomisk reduktionsomkostning opgjort i forhold til belastning af recipienten ved tre forskellige retentionsniveauer for N

	Retention 10%	Retention 50%	Retention 90%
1. Omlægning af kvægbrug med under 1,4 de/ha til økologisk produktion	0	0	0
2. Ammoniak/ammonium i stedet for nitratgødning.	0	0	0
3. Efterafgrøder – nuværende praksis.	8-71 kr/kg N	14-128 kr/kg N	70-640 kr/kg N
4. Optimeret effekt af efterafgrøder.	4-45 kr/kg N	8-82 kr/kg N	40-410 kr/kg N
6. Reduceret N-norm	22-58 kr/kg N	40-104 kr/kg N	200-520 kr/kg N
7. Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs (kvægbrug)	0	0	0
8. Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker (kvægbrug)	4-88 kr/kg N	8-152 kr/kg N	40-760 kr/kg N
9. Brug af efterafgrøder de første to år efter ompløjning af græsmarker (kvægbrug)	2-4 kr/kg N	4-8 kr/kg N	20-40 kr/kg N
10. Tidlig såning af vintersæd	0	0	0
13. Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning	9-13 kr/kg N	16-24 kr/kg N	80-120 kr/kg N
14. Dyrkning af flerårige energifgrøder på omdriftsjord.	0	0	0
17. Udtagning af landbrugsjord på højbund	60-291 kr/kg N	108-524 kr/kg N	540-2.620 kr/kg N
18. Skovrejsning på landbrugsjord.	40-143 kr/kg N	72-258 kr/kg N	360-1.290 kr/kg N
19. Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale	7-19 kr/ha	-	-

2.6.3 Konkret implementering og potentiale for virkemidler

De foretagne beskrivelser og resultater er karakteriseret ved at være teknisk/faglige. Dvs. at der i analyserne ikke er taget stilling til hvordan virkemidlerne skal implementeres i praksis, bl.a. hvorledes selve processen for udarbejdelse af indsatsplanerne skal forløbe. Dette vil være afgørende for de konkrete muligheder for at bringe de forskellige virkemidler i anvendelse, ligesom det naturligvis vil have betydning for de samlede implementeringsomkostninger. Disse vil således, foruden de driftsrelaterede omkostninger, også omfatte indsatsen i forhold til udarbejdelse og kontrol af indsatsplaner, samt konsulentbistand til landmanden og øvrige aktører.

Nogle virkemidler har lave omkostninger og for nogle er der endda en økonomisk gevinst ved at implementere det pågældende virkemiddel (fx energiafgrøder og økologisk kvægjordbrug). Samtidig må det konstateres, at der i dag ikke sker en væsentlig øget udbredelse af de pågældende virkemidler. Årsagen er, at der i praksis er nogle barrierer bl.a. omkring afsætning, der gør at driftsformen (eller i denne sammenhæng virkemidlet) ikke vælges i dag. For energiafgrøder eksisterer der således ikke vel-etablerede afsætningskanaler, ligesom det at jordens dyrkning bindes for de næste 20 år fastlåses, og tabet af denne optionsværdi opvejes ikke af den nuværende merindtjening. For den økologiske produktion har det store overskud i økologisk mælk, betydet at der har været lukket for tilgangen af flere økologiske mælkeproducenter. Endvidere kan der være usikkerhed vedr. den praktiske gennemførelse eller tilgængeligheden af den nødvendige teknologi, som vanskeliggør implementering af virkemidlet. Den manglende mulighed for at inddrage disse elementer kan udgøre en mangel ved analysen, om end disse forhold kan være særdeles vanskelige at inddrage kvantitativt.

Anvendelse af denne type virkemidler vil typisk fordrer en frivillig implementering, eller alternativt kræve en udvidet rådgivningsindsats eller en incitamentspræmie, som i givet fald vil medføre øgede implementeringsomkostninger udover de, som er inddraget i analysen. Alle disse forhold taler for, at potentialet for disse virkemidler opgøres med forsigtighed i forbindelse med konkrete analyser og udarbejdelse af indsatsplaner.

I det følgende afsnit gives anbefalinger til, hvilke principper udarbejdelsen af indsatsplanerne – og dermed valg af omkostningseffektivt miks af virkemidler – kan foretages.

2.7 Vurdering af omkostningseffektivitet i relation til VRD

2.7.1 Lokaliserede analyser

Analysen af virkemidler skal bidrage som input til det kommende arbejde i vanddistrikterne med at sammensætte en indsatsplan, som sikrer at målene i VRD implementeres omkostningseffektivt. Med omkostningseffektivt forstås, *at de på forhånd specificerede målsætninger realiseres til de lavest mulige omkostninger*. Det er således væsentligt at bemærke, at vurderingen af omkostningseffektivitet er knyttet til specificeringen af målsætningen. Hvor der eksempelvis er tale om en generel national målsæt-

ning, som det kendes fra vandmiljø- og pesticidhandlingsplanerne, vil resultatet af omkostningseffektivitetsanalysen være forholdsvis generel. Omvendt vil en konkret målsætning knyttet til en recipient eller et vanddistrikt føre til en analyse (og et resultat) som er specifik herfor. Da sidstnævnte er tilfældet for VRD, er det ikke umiddelbart meningsfuldt alene at vurdere virkemidlernes generelle omkostningseffektivitet, idet den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler vil afhænge af, hvilken lokalitet analysen vedrører.¹

Kompleksiteten ved vurdering af den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler relaterer sig til flere forhold. Således gælder det både for omkostningerne og emissionseffekten af et tiltag, at disse vil variere mellem lokaliteter; som et forsimplet eksempel vil omkostningerne ved udtagning af omdriftsjord være højere på lerjord end på sandjord, men omvendt vil reduktionen i N-udvaskning være højere på sandjord end på lerjord. Derfor spiller lokalitetens jordbundsforhold i dette tilfælde ind på omkostningseffektiviteten. Derudover vil den andel af emissionseffekten, som reelt slår igennem i recipienten afhænge af den retention, som sker under transport af N og P. Helt generelt vil retentionen stige med afstanden til recipienten, dog meget afhængigt af de hydrologiske forhold, og retentionen af N vil ofte være høj på sandjord og lavere på drænet lerjord.

En generel vurdering af virkemidlernes indbyrdes omkostningseffektivitet ud fra effekterne på omkostninger og emissioner giver således et meget foreløbigt input til vurdering af en generel omkostningseffektiv implementering af VRD. Derfor skal resultaterne fra dette arbejde primært betragtes som et input til videre analyser af scenarier (del 3 i dette udredningsarbejde) samt til udarbejdelse af indsatsplaner i vanddistrikterne.

Når det konkret skal vurderes, hvilke virkemidler, som mest hensigtsmæssigt vælges i forbindelse med en indsatsplan for et opland anbefales det, at foretage følgende vurderinger, idet det forudsættes at udgangspunktet er en samlet reduktion af N- og P-belastningen til de betragtede recipienter:

1. Hvad er potentialet af de enkelte virkemidler i oplandet (hvor udbredt kan det bruges)?
2. Vil omkostninger eller effekter variere væsentligt inden for dette potentiale - dvs. kan man tillade sig at arbejde med konstante enhedstal for belastninger og omkostninger?
3. Hvordan ligger de enkelte virkemidlers omkostninger og emissions-effekter i forhold til maks. og min.-angivelserne?
4. Hvordan varierer retentionen af N inden for oplandet og hvor stort er arealet af potentielle P-risikoarealer?
5. Krydseffekter mellem virkemidlerne - fx hvilke udelukker hinanden?

På grundlag af disse overvejelser kan der opstilles en tabel, hvor de relevante virkemidler i oplandet beskrives. Herudfra opstilles den omkostningseffektive sammensætning af virkemidler for oplandet.

¹ Dette blev også fremsat som forbehold for de første grove vurderinger af omkostningerne ved implementering af VRD i Danmark (Schou, 2004).

I tabel 2.6 herunder er der givet et forslag til rammen for ovennævnte vurdering, ligesom der er indsat to eksempler. Bemærk, at eksemplerne alene vedrører effekt på N, og at der tilsvarende skal opstilles en tabel med vurdering af virkemidlerne i forhold til P-effekter.

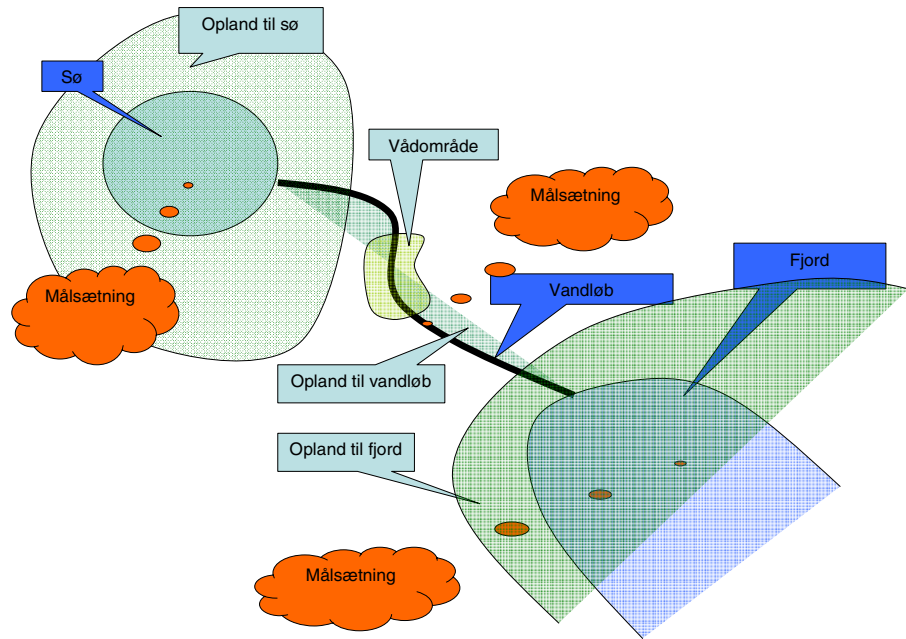
Tabel 2.6 Ramme for beskrivelse af virkemidler lokalt med eksempler

Tiltag	Potentiale	Omkostningsniveau	Emissionseffekt og retention	N effekt i recipient pr. ha og totalt	Kr/kg N-effekt i recipient
Udtagning på højbund	50-100 ha	4.000 kr/ha	60 kg/ha 50-90%	6-30 kg/ha 300-3.000 kg	133-666 kr/kg
Ekstensive-ring i ådale	20-30 ha	1.000 kr/ha	50 kg/ha 0-20%	40-50 kg/ha 800-1.500 kg	20-25 kr/kg
Tiltag...					
Tiltag...					

2.7.2 Samtidig opfyldelse af målsætninger

I relation til omkostningseffektivitetsanalysen er det også væsentligt, at der kan være flere målsætninger opstillet for samme indsatsområde. Et eksempel kan være et indsatsområde, hvor en sø er sammenhængende med et vandløb, som løber ud i en fjord, som skitseret i figur 2.1. Der vil være målsætninger for alle tre recipienter (sø, vandløb og fjord), ligesom hver recipient har et opland. Samtidigt vil det være således, at et tiltag iværksat i oplandet til søen vil have effekt i alle tre recipienter – om end med meget beskeden virkning nedstrøms vådområdet. Et tiltag iværksat nedstrøms vådområdet har effekt både i vandløbet og fjorden, medens et tiltag iværksat i oplandet til fjorden, kun har effekt for fjorden.

Da omkostningerne tillige vil variere afhængigt af, hvor tiltagene implementeres, er det således en ganske kompleks opgave, at fastlægge en indsatsplan, hvor målsætningerne for alle tre realiseres samtidigt med at omkostningerne minimeres. For at håndtere denne problemstilling kvantitativt, er det således også nødvendigt at modellere, hvorledes miljøtilstanden er indbyrdes sammenhængende for de forskellige recipienter i indsatsområdet.



Figur 2.1 Skitse over mulige sammenhænge i et indsatsområde; i praksis vil oplandet til søerne ofte være sammenfaldende med oplandet til fjorde og indre farvande

2.8 Referencer

Agwaplan: www.agwaplan.dk/agwaplan.htm

Hansen, J. 2006: Landbrugets produktion og arealanvendelse set på baggrund af reformen af EU's landbrugsreform. Notat til Fødevareministeriet. Fødevareøkonomiske Institut, KVL.

Jacobsen, B.H.; Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T.; Hasler, B., Hussain, Z.B.; Huusom, H.; Jensen, J.D.; Schou, J.S. og Ørum, J.E. 2004: Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet – Forarbejde til vandmiljøplan III. Rapport nr. 167. Fødevareøkonomisk Institut.

Jacobsen, B.H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z.B., Huusom, H., Jensen, J.D., Schou, J.S. & Ørum, J.E. 2004: Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet - Forarbejde til Vandmiljøplan III. Rapport nr. 167 fra Fødevareøkonomisk Institut, København 2004.

Kronvang, B. & Rubæk, G.H. 2005: Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport - Husdyrbrug 68, 132-145. Schou, J.S. & J. Abildtrup. 2005. Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Faglig rapport nr. 542 fra DMU.

Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.B. 2004: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Faglig rapport fra DMU, nr. 502.

3 Analyse af de enkelte virkemidler

3.1 Omlægning af malkekvægsbrug med under 1,4 DE ha⁻¹ til økologisk produktion

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

På økologiske brug anvendes ikke handelsgødning, hvilket er en af årsagerne til, at der kan beregnes et mindre bedriftsoverskud af kvælstof. Der er ikke gennemført beregninger over P-balancen.

Anvendelse

Malkekvægsbrug med under 1,4 DE ha⁻¹

Effekt på N og P emission

I forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III blev der udarbejdet en analyse af forventede konsekvenser af omlægning til økologisk mælkeproduktion, primært baseret på repræsentative regnskabsdata for år 1999 (Kristensen et al., 2004). Siden er repræsentative regnskaber for år 2002 og gødningsregnskab for 2003 blevet bearbejdet, og det er muligt at lave en opdateret beregning (Kristensen et al., 2006).

Forskellen i bedrifts N-overskud mellem konventionel mælkeproduktion på brug med under 1,4 DE ha⁻¹ og økologisk mælkeproduktion er blevet indsnævret fra 49 kg N/ha ved opgørelsen baseret på 1999-data til 19-34 kg N ha⁻¹ ved brug af data fra 2002-03. Den mindre forskel forklares primært med lavere forbrug af handelsgødning hos konventionelle mælkeproducenter og højere andel af sædskiftet med fikserende afgrøder hos økologiske mælkeproducenter. Fratrækkes beregnede luftformige tab og ændringer i jord-N fra bedrifts N-overskuddet estimeres der en reduktion i N-udvaskningen på mellem 32 og 41 kg N ha⁻¹ ved ændring af konventionel mælkeproduktion på brug med under 1,4 DE ha⁻¹ til økologisk mælkeproduktion.

Ved beregning af N-udvaskningen fra konventionel og økologisk mælkeproduktion ved under 1,4 DE ha⁻¹ med modellen N-LES beregnes kun en forskel i N-udvaskningen på 6 kg N ha⁻¹. Det er dog sandsynligt, at N-LES ikke godt nok kan beskrive den betydelige reduktion i N-udvaskningen, der opnås ved at reducere N-gødskningen af afgræsningsmarker (Wachendorf et al., 2004).

Reduktionen i N-udvaskningen ved omlægning af malkekvægsbrug med under 1,4 DE ha⁻¹ til økologisk produktion vil derfor med stor sandsynlighed ligge mellem 6 og 41 kg N ha⁻¹.

Ved omlægning til økologisk brug elimineres eventuelle fosfortilførsler fra handelsgødning, og såfremt dette handelsgødning ikke erstattes af andre P kilder (såsom gylle importeret fra andre ejendomme), vil fosfortilførslen til jorden reduceres. I nogle tilfælde vil der kunne opstå en negativ P balance på ejendommen og dens tilhørende areal. Dette vil pri-

mært finde sted, hvis ejendommen også eksporterer P via salgsafgrøder. Såfremt virkemidlet resulterer i et P underskud i et område, der er egnet til virkemidlet *Målrettet undergødsning med P*, vil der være en P effekt som beskrevet for dette virkemiddel.

Potentielt omfang

Det vurderes, at der kan regnes med at der findes ca. 200.000 ha på konventionelle kvægbedrifter med mellem 1,0 – 1,5 DE pr. ha. Omlægning heraf vil svare til mere end en fordobling af det økologiske areal (Jacobsen et al., 2005). Intensiteten på den gennemsnitlige økologiske mælkebedrift er 1,3 DE pr. ha.

Det økologiske areal på mælkebedrifter har været svagt faldende de seneste to år bl.a. som følge af faldende priser, forårsaget af en betragtelig overproduktion af økologisk mælk. I en årrække er kun cirka halvdelen af den økologiske mælk blev solgt som økologisk. Det øgede salg af økologisk mælk i Tyskland i 2006 kombineret med en mindre stigning i det danske forbrug betyder at ca. 70% af det økologiske mælk i dag sælges som økologisk.

Der kan være behov for et yderligere incitament til producenterne for at omlægge produktionen til økologisk drift, idet det miljøbetingedede tilskud ikke i sig selv synes at give en stigning i omlægning til økologisk landbrug. For at afspejle dette er det valgt at reducere potentialet fra 200.000 ha til 40.000 ha, baseret på prognosen for 2007 der angiver en stigning i det økologiske areal på malkekvægsbedrifter med ca. 3.500 ha.

Tidshorisont

Omlægning til økologi kan relativt hurtigt besluttes, men afhænger af markedet for økologisk mælk.

Omlægning forårsager en ændring i handelsgødningstilførslen samt formodentlig en øget binding af organisk N i jordpuljen. Begge effekter kan forventes at give udslag på udvaskningen indenfor en forholdsvis kort tidshorisont efter at omlægningen har fundet sted.

Tabel 3.1 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning medfører reduceret lattergasemission. Desuden beregnes en øget kulstoflagring i jorden ved omlægning til økologisk produktion
Effekter på ammoniakemissioner	Reduceret tildeling af N gødning medfører reduceret ammoniakemission
Effekter på pesticidanvendelse	Pesticidanvendelsen bortfalder
Effekter på biodiversitet direkte	Øget andel permanente græsningsmarker og mindre intensivt dyrkede omdriftsarealer kan påvirke biodiversitet positivt
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Afhænger af driftsform; Vanskelig at målrette; Enkelt at kontrollere.

Økonomisk vurdering

En sammenligning af indtjeningen i konventionel og økologisk malkeproduktion viser, at jordrenten for økologiske mælkeproducenter i 2004 var lidt højere end sammenlignelige konventionelle producenter. Årsagen er primært det højere mælkesalg hvor den højere mælkepris (+ 40 øre) mere end opvejer det lavere mælkeudbytte der omfatter 1.000 EK mælk pr. årsko. Det samlede alm. tilskud er det samme på de to bedriftstyper, dog således at den økologiske producent får mere tilskud til planteproduktionen, mens den konventionelle får højere tilskud til husdyrproduktionen. Dertil kommer tilskud til økologisk produktion der udgør 77.000 kr. eller 660 kr. pr. ha. i 2004. Halvdelen af tilskuddet finansieres af EU, og det indgår derfor kun med 50 % i den velfærdsøkonomiske kalkule.

For nye producenter regnes med et miljøbetinget tilskud på 870 kr. pr. ha, men dette vil dog nok blive reduceret til 750 kr. pr. ha i 2007 og 2008. Der er i perioden frem til 2007 ikke givet støtte til malkekvægsbedrifter i omlægningsperioden, men det vil der være mulighed for i 2007-2009. Tilskuddet udgør 2.400 kr. pr. ha og det vil blive udbetalt over 5 år. Dette tilskud skal altså indregnes når de offentlige udgifter ved ordningen opgøres.

N-grænsen udgør 140 kg N pr. ha og der må ikke tilføres pesticider. Merprisen synes med den nuværende efterspørgsel at ligge stort set fast.

Samlet viser analysen af indtjeningen for økologisk mælkeproduktion følgende:

Tabel 3.2 Jordrente (økologisk og konventionel) kr. pr. ha for 2004

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk
Konventionel	-844	2.241
Økologi	1.127	4.112
Forskel	1.971	1.871

Kilde: FOI (2004) og egne beregninger

Der er i dag således både en budget- og en velfærdsøkonomisk gevinst ved at skifte fra konventionel til økologisk drift såfremt de tidligere mælkepriser fastholdes. Sammenligningen er foretaget med sammenlignelige konventionelle bedrifter. Det vurderes, at den nye EU-reform har gjort den økologiske produktion mere rentabel, da der i dag udbetales enkeltbetalingsstøtte til græsarealer, som er fremherskende på økologisk brug.

Når de angivne omkostninger her er lavere end tidligere analyser (Jacobsen et al., 2004) skyldes det, at der i VMPIII blev regnet på de budgetøkonomiske omkostninger i form af udbetalt støtte, og at der derudover blev indregnet et incitamentstillæg.

Den velfærdsøkonomiske jordrente er så meget højere end den budgetøkonomiske bl.a. på grund af nettoafgiftsfaktoren, idet der overvejes multipliceres med 1,25 for indtægter, men kun 1,17 for udgifter. Et andet element er den høje budgetøkonomiske realrente på 6%, der ligger langt

over den faktiske realrente, hvorfor den budgetøkonomiske jordrente er negativ.

Såfremt pristillægget for økologisk mælk bortfalder, vil det reducere den velfærdsøkonomiske jordrente med ca. 3.000 kr.

Referencer

FOI, 2005: Regnskabsstatistik for økologisk jordbrug 2004. Serie Ø. Fødevareøkonomisk Institut.

Kristensen, I.S., Kristensen, T., & Nielsen, A.H. 2004: Omlægning til økologisk mælkeproduktion - konsekvenser for kvælstofomsætning, -udnyttelse og -tab. I: Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og effekt på kvælstoftab. Forberedelse af Vandmiljøplan III. Danmarks JordbrugsForskning. DJF Rapport Markbrug 103, 154-174.

Kristensen, I.S., Kristensen, T. & Kristensen, I.T. 2006: Omlægning til økologisk mælkeproduktion - konsekvenser for kvælstoftab. Internt notat DJF.

Jacobsen, B.H.; Madsen, N. & Ørum, J.E. 2005: Organic farming at the farm level - scenarios for the future development. Rapport nr. 178. Fødevareøkonomisk Institut.

Wachendorf, M., Büchter, M., Trott, H. & Taube, F. 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. II. Impact of defoliation system and nitrogen input on nitrate leaching losses. Grass and Forage Science, 59, 56-68.

3.2 Ammoniak i stedet for nitratgødning

Sikkerhed: ***

Indhold og funktion

Tiltaget består i at vælge en handelsgødning, der reducerer risikoen for kvælstofudvaskning i foråret, idet der i perioden fra gødningsudbringning til afgrøden er etableret og optager kvælstof kan ske udvaskning i forbindelse med store nedbørshændelser. Stor forårsudvaskning forekommer ca. hvert 8. år, men effekterne er beregnet som årligt gennemsnit. Udbyttet forventes øget med ca. 1,6 hkg/ha (Petersen, 2004).

Anvendelse

Tiltaget vurderes at kunne implementeres på højst 120.000 ha vårbyg og kartofler på sandjord, hvor der ikke anvendes husdyrgødning.

Effekt på N og P emission

Anvendes flydende ammoniak i stedet for kalkammon-salpeter vurderes det, at afgrødernes N-udnyttelse i gennemsnit kan øges med 3-4 kg N/ha, mens reduktionen i N-udvaskningen skønnes at variere fra 6 kg N/ha i vårbyg til 8 kg N/ha i kartofler.

Der forventes ingen effekt af betydning på P emission.

Potentielt omfang

Højest 100.000 ha vårbyg og 20.000 ha kartofler på sandjord, hvor der ikke anvendes husdyrgødning. Det er nødvendigt at kunne samle et tilstrækkeligt stort areal i et lokalområde for at kunne få en fornuftig forrentning og afskrivning af specialudstyret til håndtering af ammoniak. Ved faldende lokalt arealgrundlag vil omkostningerne stige kraftigt.

Tidshorisont

Kan implementeres med forholdsvis kort varsel, idet der dog kræves særligt udstyr og tilladelser til håndtering af ammoniak. Emissionsreduktionen vil opnås så snart der opstår stor forårsnedbør.

Tabel 3.3 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen
Effekter på ammoniakemissioner	Både ammoniak og urea skal nedfældes omhyggeligt for at undgå øget ammoniakfordampning
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

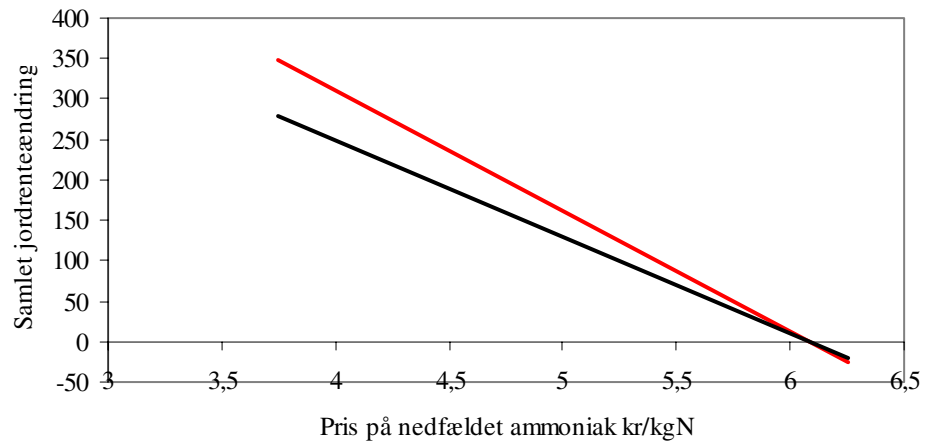
Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Afhænger af driftsform; Vanskelig at målrette; Enkelt at kontrollere

Økonomisk vurdering

For virkemidlet flydende ammoniak i stedet for kalkkammonsalpeter i vårbyg er beregnet en budgetøkonomisk og velfærdsøkonomisk jordrenteændring under antagelse af, at priserne på de to gødningsarter er ens. Prisen på gødning antages at være 5 kr/kg N, mens merudbyttet forventes at have en budgetøkonomisk værdi af 80 kr/hkg. Dette medfører en budgetøkonomisk jordrenteændring på 128 kr/ha og velfærdsøkonomisk jordrenteændring på 160 kr/ha. Det skal bemærkes, at der er tale om konservative skøn, når prisen på flydende ammoniak såvel som kalkkammonsalpeter sættes til 5 kr/kg N. Ifølge Dansk Landbrugsrådgivning (2005) var priserne i 2004 på kalkkammonsalpeter og flydende ammoniak inklusiv nedfældning henholdsvis 5,25 kr/kg N og 4,82 kr/kg N. Nedfældningen af ammoniak udgør en meromkostning på 1 kr pr kg N og prisen for ammoniak leveret ved gården er således 3,82 kr/kg N. Prisen på nedfældning vil dog ved lavt arealgrundlag være større.

Der er endvidere foretaget en følsomhedsberegning for ændringer i prisen af nedfældet ammoniak. I følsomhedsberegningerne blev det antaget, at behovet for kvælstoftilførsel er 120 kg N/ha. Figuren illustrerer de beregnede jordrenteændringers følsomhed overfor ændringer i prisen på N i flydende ammoniak. "Break-even" ligger ved en pris på cirka 6,10 kr/Kg N.



Figur 3.1 Jordrenteændringens følsomhed over for prisen på nedfældet ammoniak. Budgetøkonomisk jordrenteændring (sort linje) og velfærdsøkonomisk jordrenteændring (rød linje).

Referencer

Petersen, J. 2004. Ammoniak/Ammonium i stedet for nitratgødning. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 41-45.

3.3 Efterafgrøder - nuværende praksis

Sikkerhed: ***

Indhold og funktion

Efterafgrøder dyrkes i tidsrummet mellem to hovedafgrøder. Oftest er tale om udlæg af rajgræs i vårsæd (Hansen, 2004).

Anvendelse

Kan foreløbigt kun anvendes før vårafgrøder. Størst effekt på husdyrbrug på sandjord i nedbørsrige egne (Berntsen et al., 2005).

Effekt på N og P emission

Veletablerede ikke kvælstof-fikserende efterafgrøder dyrket efter almindelige landbrugsafgrøder vurderes at kunne reducere udvaskningen med ca. 25 kg N/ha (12 kg N/ha på nedbørsfattig lerjord – 37 kg N/ha på nedbørsrig sandjord). På arealer med store mængder plantetilgængeligt N i jorden om efteråret kan den udvaskningsreducerende effekt blive større. I VMPIII regnes med en effekt på 37 kg N/ha (18-55 kg N/ha) på brug der udbringer over 0,8 DE/ha husdyrgødning.

Efterafgrøder flytter N fra udvaskning over i jordpuljen, hvorfra det løbende mineraliseres. Derfor er en langsigtet opretholdelse af emissionsreduktionen betinget af, at der (i lighed med de nuværende lovpligtige efterafgrøder) indregnes en stigende eftervirkning i gødningsregnskabet (Berntsen et al., 2005).

Der findes ikke data for virkemidlets effekt på P-emission. På arealer med risiko for erosion kan der forventes en positiv effekt på P (0.06-0.25

kg P/ha) såfremt efterafgrøde erstatter en vintersædsafgrøde. Når efterafgrøden erstatter en stubmark forventes ingen betydende P effekt i et område med risiko for erosion. Ligeledes forventes der ingen betydende effekt i områder der ikke er i risiko for erosion.

Potentielt omfang

Blicher-Mathiesen & Grant (2003) beregnede et potentielt ledigt efterårsareal til efterafgrøder på 763.000 ha. Heraf forventes ca. 242.000 ha at blive udnyttet til de lovpligtige VMP III efterafgrøder, når disse er fuldt implementeret fra år 2010 (Grant & Blicher-Mathiesen, 2004). Der er således ca. 500.000 ha yderligere areal, hvorpå efterafgrøder potentielt kan indføres. Det vurderes at ca. halvdelen, 250.000 ha, reelt kan udnyttes til efterafgrøder under hensyntagen til sædskifter, vejrlig etc.

Yderligere anvendelse af efterafgrøder, udover ovennævnte omfang, vil kræve omlægning fra vintersæd til vårsæd, eller at der udvikles et system for etablering af efterafgrøder i vintersæd, således som det undersøges i igangværende projekter.

Tidshorisont

Tiltaget kan implementeres med kort varsel og emissionsreduktionen opnås med det samme

Tabel 3.4 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen. Efterafgrøder bidrager til lagring af kulstof i jorden og kan således modvirke faldet i kulstof på planteavlsjorder, hvor halmen udnyttes til energi, eller på husdyrbrug, hvor fiberfraktionen afbrændes.
Effekter på ammoniakemissioner	Ingen
Effekter på pesticidanvendelse	I nogle tilfælde nedsprøjtes efterafgrøder på lerjord
Effekter på biodiversitet direkte	Muligvis
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau

Økonomisk vurdering

Det vurderes, at efterafgrøder etableret som udlæg (sildig rajgræs, 10 kg pr. ha) typisk ikke medfører et udbyttefald i hovedafgrøden (Jacobsen et al., 2004). Såningen sker ved brug af en (gødningsspreder) (125 kr. pr. ha). I praksis foretages såningen nogle gange sammen med hovedafgrøden ved anvendelse af separat såkasse for at reducere omkostningerne, men dette er ikke indregnet her. Udover dette indregnes omkostninger til udsæd, der udgør 190 kr. pr. ha. (10 x 19 kg/ha)

På lerjord vil der kunne være en begrænset negativ udbytteeffekt, også det efterfølgende år, mens der på sandjord kan være et merudbytte på 1-2 hkg pr. ha som følge af, at der er mere kvælstof til rådighed året efter. Denne effekt må dog forventes modvirket af indregning af en eftervirkning af efterafgrøderne i N-normerne. Der er derfor ikke indregnet nogen udbytteeffekt her. Samlet betyder dette, at de budgetøkonomiske nettoomkostninger udgør 315 kr. pr. ha. for begge jordtyper, hvor der ikke aktivt skal etableres efterafgrøder. For efterafgrøder, der etableres

efter hovedafgrøden, antages det, at der sker en egentlig såning, hvorved omkostningerne øges med 100 kr. pr. ha til 415 kr. pr. ha. Hvis efterafgrøder som udlæg og efterafgrøde efter hovedafgrøde etableres i arealforholdet 6:1, bliver de gennemsnitlige omkostninger 330 kr. pr. ha. Dette er højere end antaget under VMPIII hvor omkostningerne var anslået til 250 kr. pr. ha (Jacobsen et al., 2004).

Indtægtstab ved eventuel omlægning fra vintersæd til vårsæd er ikke inkluderet. Det vurderes at der vil være stigende omkostninger ved øget omfang af efterafgrøder (jf. Abildtrup et al., 2004). I disse analyser betyder et skift i omfanget af efterafgrøder fra 10% til 50% cirka en fordobling i omkostningerne pr. ha svarende til samlede omkostninger på ca. 660 kr. pr. ha.

Samlet fås således et interval for de budgetøkonomiske omkostninger på 330 til 660 kr/ha.

Det kan anføres, at forskellen mellem indtjeningen i vinterhvede og maltbyg på lerjord er minimal. Ifølge budgetkalkulerne er forskellen mellem alm. vårbyg (foder) og hvede (efter korn) på lerjord ca. 700 kr. pr. ha i 2005, mens forskellen er mindre på sandjord. Ifølge kalkulerne er dækningsbidrag II negativt for en række afgrøder på sandjord. Der kan opnås en positiv udbytteeffekt af efterafgrøder, der dog kun opnås ved korrekt timing af udsåning, nedmuldning m.m. Der kan i andre tilfælde være en negativ effekt på hovedafgrøden, men det vurderes at det ikke er tilfældet med de sildige sorter af rajgræs.

Nettoafgiftsfaktoren er sat til 1,17 for både udgifter til såsæd og maskinstationsydelse så er de velfærdsøkonomiske omkostninger 386-772 kr. pr. ha.

Referencer

Abildtrup, J., Ørum, J.E., Jensen, J.D. & Jacobsen, B.H. 2004: Økonomiske analyser af virkemidler til reduktion af næringsstofbelastningen til Ringkøbing Fjord. Working Paper nr. 04/2004, Fødevarerøkonomisk Institut.

Berntsen, J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Jørgensen, U., Østergård, H.S. & Grant, R. 2005: Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til N-normudvalget.

Blicher-Mathiesen, G. & Grant, R. 2003: Faglig vurdering af VMP III scenarier. Notat fra DMU, Afd. for Ferskvandsøkologi.

Grant, R. & Blicher-Mathiesen, G., 2004: VMP III aftalen. Vurdering af virkemidlers effekt på kvælstofoverskuddet i dansk landbrug, nitratudvaskningen og vandløbenes kvælstoftransport. DMU, Afd. for Ferskvandsøkologi.

Hansen, E.M. 2004: Efterafgrøder under nuværende praksis. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 93-102.

Jacobsen, B.H., Abildtrup, J., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z.B., Huusom, H., Jensen, J.D., Schou, J.S. & Ørum, J.E. 2004:

Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet – Forarbejde til vandmiljøplan III. Rapport nr. 167. Fødevareøkonomisk Institut.

3.4 Optimeret effekt af efterafgrøder

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Forsøg med efterafgrøder viser, at det er muligt at opnå en øget effekt ved at: 1. Ændre og udvide artsvalget af efterafgrøder, især for at øge udbredelsen af efterafgrøder med dyb rodvækst. 2. Ændre på regler om nedmuldningstid, især senere nedmuldning på sandjord. 3. Sikre mere optimal placering af efterafgrøder i sædskiftet og på bedriftstyper (Thorup-Kristensen, 2004).

Anvendelse

Kan i princippet erstatte alle nuværende efterafgrøder. Størst effekt ved høj husdyrbelægning. Afgrøder med dybe rødder er mest relevant på ler, mens sen nedmuldning er relevant på sandjord.

Effekt på N og P emission

Vurderingen af den samlede kvantitative virkning af disse ændringer er usikker. Den *yderligere* udvaskningsreduktion i forhold til nuværende efterafgrødepraksis vurderes for efterafgrøder med dyb rodvækst til 10-40 kg N/ha, virkningen af senere nedmuldningstid til yderligere 10 kg N/ha (0-20 kg N/ha), og virkningen af at placere dyrkningen af efterafgrøder mere optimalt i sædskiftet og på bedriftstyper vurderes til yderligere 20 kg N/ha (10-100 kg N/ha) (sidstnævnte mulighed er dels udnyttet i forbindelse med VMPIII's øgede krav til efterafgrøder, dels beskrevet som tiltag 9 med efterafgrøder 2 år efter græsmarker). Det vil i en del tilfælde være muligt at implementere en af forbedringerne og kun i sjældne tilfælde alle 3. Skønsmæssigt anslås det samlede interval for tiltaget til 20-95 kg N/ha, men da nogle af effekterne er udnyttet eller er beskrevet i andre tiltag, regnes videre med en effekt på 20 kg N/ha.

Efterafgrøder flytter N fra udvaskning over i jordpuljen, hvorfra det løbende mineraliseres. Derfor er en langsigtet opretholdelse af emissionsreduktionen betinget af, at der (i lighed med de nuværende lovpligtige efterafgrøder) indregnes en stigende eftervirkning i gødningsregnskabet.

Da der alene er tale om justeringer i artsvalg, placering i sædskifte og nedmuldningstid, forventes ikke nævneværdig effekt på P-emissionen i forhold til almindelig praksis med efterafgrøder.

Potentielt omfang

Op imod 250.000 ha, idet det vil være relevant at implementere efterafgrøder med dyb rodvækst på lerjorder, senere nedmuldning på sandjorder og optimeret placering på en ukendt fraktion af arealet. Den optimerede placering på bedriftstyper og i sædskifter kan ydermere kræve omlægning af afgrødevalg (vintersæd – vårsæd), og er således vanskelig at kvantificere.

Tidshorisont

Det vil tage nogle år at indarbejde viden og erfaring om nye efterafgrødetyper og sædskifter. Emissionsreduktionen vil opnås umiddelbart efter iværksættelse

Tabel 3.5 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen. Efterafgrøder bidrager til lagring af kulstof i jorden og kan således modvirke faldet i kulstof på planteavlsjorder, hvor halmen udnyttes til energi, eller på husdyrbrug, hvor fiberfraktionen afbrændes.
Effekter på ammoniakemissioner	Ingen
Effekter på pesticidanvendelse	I nogle tilfælde nedsprøjtes efterafgrøder på lerjord
Effekter på biodiversitet direkte	Ukendt
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau; Vanskelig at adskille fra almindelige efterafgrøder.

Økonomisk vurdering

Der er ikke knyttet direkte øgede omkostninger til tiltaget, men det vil kræve lidt øget planlægning og indlæring. Ændringer og bindinger på sædskiftet kan dog give en vis omkostning.

Virkemidlet kan introduceres i miljøplaner på den enkelte bedrift, men er svært at kontrollere.

Referencer

Thorup-Kristensen, K. 2004. Forslag til øget kvælstofeffekt af efterafgrøder ved optimeret artsvalg, management og placering. I: Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103., 103-113.

3.5 a. Krav om at al gødning indarbejdes eller nedfældes i jorden i forbindelse med gødningsudbringning i perioden mellem høst og 1. april

Sikkerhed: *

Indhold og funktion

Fosfortab via afstrømning i makroporer til dræn sker ved stor nedbørsintensitet på fugtig jord, der har en struktur, som befordrer makroporeflow. Overfladeudbragt gødning kan når nedbørsforholdene er til det udvaskes fra jordoverfladen via makroporer til dræn inden det opnår kontakt med og bliver bundet til jorden. Ved at indarbejde gødningen i jorden sikres tæt kontakt mellem jord og gødning og gødnings P vil hurtigere og lettere blive tilbageholdt i jorden. Vejrlig, der betinger vandafstrømning via makroporer til dræn finder overvejende sted i vinterhalvåret. Såfremt drænrør er ført helt ud til vandløbssystemet (hvilket almindeligvis er tilfældet) er der ingen retention.

Anvendelse

I risikoområder for P nedvaskning via makroporer til dræn. Anvendelse af virkemidlet i praksis forudsætter at risikoområderne kan udpeges.

Effekt på N og P emission

Effekten skønnes at være ret sikker, men størrelsen af effekten er stort set ukendt. Et forsigtigt skøn vil være at P-tabet via nedvaskning fra et risikoareal vil kunne reduceres med 10-25%, såfremt adfærden på marken i "før" situationen var risikobetonet. I VMPIII rapporten (Kronvang og Rubæk, 2005) blev det tabt fra arealer med høj risiko for P tab via dræn anslået til at have en størrelsesorden på 100-500 g/ha. Effekten af virkemidlet anslås til 0,01-0.125 kg P/ha.

Nedfældning af husdyrgødning udbragt om efteråret og tidligt forår vil oftest reducere ammoniakfordampningen og dermed øge N-gødskningen, og N-udvaskningen kan øges med 0-6 Kg N/ha (Birkmose, 2004).

Potentielt omfang

I VMPIII rapporten blev arealet af drænede risikojord anslået til at være 10-15 % af de dyrkede drænede minerogene jorde og drænede dyrkede minerogene jorde udgjorde 1.274.000 ha, dvs. 127.000 til 191.000 ha.

Tidshorisont

Kort (1-2 år)

Tabel 3.6 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Nedfældning af gylle giver en svag stigning i lattergasemissionen
Effekter på ammoniakemissioner	Der kan forventes reduktion af ammoniak emissionen på 0-20 %.
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Dette virkemiddel vil betyde, at afgrøder som tidligere tildeltes overfladeudbragt gødning i perioden mellem høst og 1. april enten (1) ikke kan gødes i denne periode eller (2) gødningen skal nedfældes direkte. I praksis vil det betyde at gødning til afgrøder som græs, frøgræs og raps skal nedfældes. For andre typer gødning antages at tildelingen kan ske som hidtil om foråret.

Det potentielle areal er 10-15 % af det minerogene areal svarende til 120-190.000 ha fortrinsvis beliggende på lerjord og dermed bedrifter uden store arealer med græs. Det vurderes at der i dag sjældent tildes husdyrgødning til raps og frøgræs i efteråret grundet den lavere udnyttelsesgrad. For græs antages det, at ca. 5% eller ca. 20.000 ha beliggende i de minerogene områder tildes husdyrgødning. Samlet vil tiltaget således påvirke driften på 20.000 ha, hvor der i dag tildes husdyrgødning om efteråret. Da udnyttelsen af husdyrgødningen om foråret er 5-15% højere

vil gevinsten kunne være 2-3 kr. pr. tons gylle, mens meromkostningen ved nedfældning udgør ca. 4-6 kr. pr. tons gylle. Der er således en merudgift på 2-3 kr. pr. tons gylle svarende til et driftsøkonomiske tab på ca. 50-150 kr. pr. ha ved en tildeling på 25 tons gylle pr. ha. Opgjort i velfærdsøkonomiske priser svarer det til 60-175 kr/ha.

Det antages at såning og gødningstildeling på de resterende arealer kan foregå som i dag. Såfremt dette ikke er tilfældet vil omkostningerne stige.

Referencer

Birkmose, T. 2004. Nedfældning af gylle. I: Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 55-60.

Kronvang, B. & Rubæk, G.H., 2005. Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport - Husdyrbrug 68, 132-145. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfh68.pdf>

3.6 b. Forbud mod gødskning og jordbearbejdning i perioden fra høst til 1. april

Sikkerhed: *

Indhold og funktion

Fosfortab via afstrømning i makroporer til dræn sker på fugtig jord, der har en struktur, som beforder makroporeflow, når nedbørsintensiteten er stor. P tab af denne type sker derfor primært om efteråret, vinteren og det tidlige forår. Gødning udbragt forud for og i denne periode udgør derfor en forøget risiko. Mekanisk påvirkning af jorden såsom jordbearbejdning kan "mobilisere" partikelbundet fosfor og øge tabet af kolloidbundet/partikulært fosfor via makroporer til dræne. Også det fosfor som er bundet i en afgrøde eller efterafgrøde kan mobiliseres, når denne ompløjes eller nedsprøjtes. Jordbearbejdning og nedsprøjtning af en afgrøde i efteråret vinteren eller det tidlige forår medfører derfor også en forøget risiko. Marken forudsættes således at ligge som ugødet græsmark eller stubmark eller med en undersøet efterafgrøde vinteren over. Såfremt drænrørene er ført helt ud til vandløbssystemet, hvilket oftest er tilfældet, er der ingen nævneværdig retention af P.

Anvendelse

I risikoområder for P nedvaskning via makroporer til dræn. Anvendelse af virkemidlet i praksis forudsætter at risikoområderne kan udpeges.

Effekt på N og P emission

Effekten skønnes at være ret sikker, men størrelsen af effekten er dårlig belyst. Et forsigtigt skøn vil være at P-tabet via nedvaskning fra et risikoområde vil kunne reduceres med op til 25-50%, såfremt adfærden på marken i "før" situationen var risikobetonet. I VMPIII rapporten (Kronvang og Rubæk, 2005) blev det tabet fra arealer med høj risiko for P tab via

dræn anslået til at have en størrelsesorden på 100-500 g/ha. Effekten af virkemidlet anslås til 0,025-0.25 kg P/ha.

Udbringning af husdyrgødning i begrænsede mængder på raps og græs i efteråret skønnes ikke at øge N-udvaskningen væsentligt i forhold til udbringning om foråret. Derimod vil udsættelse af jordbearbejdning fra efterår til forår vil mindske nitratudvaskningen med 10-25 kg N/ha under forudsætning af, at spildkorn og ukrudt ikke bortsprøjtes (Hansen, 2004).

Potentielt omfang

I VMPIII rapporten (Kronvang og Rubæk, 2005) blev arealet af dræned risikojorde anslået til at være 10-15 % af de dyrkede dræned minerogene jorde og dræned dyrkede minerogene jorde udgjorde 1.274.000 ha. dvs. 127.000 til 191.000 ha. Der findes ikke statistik over jordbearbejdningstidspunktet.

Tidshorisont

Kort (1-2 år)

Tabel 3.7 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Nogen
Effekter på ammoniakemissioner	Nogen
Effekter på pesticidanvendelse	Reduceret anvendelse i vårsæd ift. Vintersæd
Effekter på biodiversitet direkte	Kan forbedre fødemuligheder for visse dele af faunaen gennem vinterperioden.
Effekter på rekreative muligheder	
Andet	

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Efterårspløjning erstattes af sen forårspløjning på de udpegede risikoarealer. Det forventes at såtidspunkt for vårsædsafgrøder kan overholdes. Såfremt det ikke er muligt så øges omkostningerne.

For planteavlere på lerjord vil ændringen svare til det der følger af et øget omfang af efterafgrøder, nemlig skift til flere vårafgrøder inkl. vårpløjning. Det vurderes at hovedparten af de angivne arealer findes på lerjord.

For kvægbedrifter på sandjord vil det betyde at den hidtidige udbringning af husdyrgødning i efteråret ophører og at det skal enten lagres eller udbringes andre steder. Den del af risikoarealet der dyrkes med hvede vil blive erstattet af vårbyg.

Omkostningerne ved skift fra vinterafgrøder til vårafgrøder udgør typisk 250-750 kr. pr. ha alt efter lokalitet og sædskifte. En nærmere angivelse af arealer og bedriftstyper vil være nødvendig, for en mere sikker bestemmelse af omkostningsniveauet.

De velfærdsøkonomiske omkostninger vil være ovenstående beløb gange nettoafgiftsfaktoren svarende til 300-880 kr. pr. ha.

Referencer

Hansen, E.M. 2004: Pløjetidspunkt. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 132-135.

Kronvang, B. & Rubæk, G.H. 2005: Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport - Husdyrbrug 68, 132-145. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfh68.pdf>



Foto: Nypløjet mark primo december; bemærk den udyrkede bræmme langs med vandløbet (Bundså)

3.7 Reduceret N-norm

Sikkerhed: ***

Indhold og funktion

Svarende til tiltaget gennemført i VMPII, hvor N-normerne til landbrugsafgrøder reduceredes til 90% af økonomisk optimalt kan foretages en yderligere reduktion. Her regnes på yderligere 10%-points reduktion til 80% af økonomisk optimalt.

Anvendelse

Tiltaget kan påføres hele den del af landbrugsarealet, hvor der er en gødningsnorm, dvs. ikke bælgæd og brakarealer. Tildelingen til det økologiske areal påvirkes heller ikke, da tildelingen kun er på ca. 50% af normen. Endelig vil arealet med brødhvede ikke blive påvirket. Arealet udgør derfor ca. 2,2 mio. ha.

Effekt på N og P emission

Det forventes, at tiltaget vil slå igennem alene på handelsgødningsforbruget. Tiltaget kan naturligvis også kombineres med afbrænding af husdyrgødning, og i det tilfælde vil effekterne af de to tiltag kunne adderes.

Ved reduceret N-tilførsel i handelsgødning er i forsøg i kornrige sædskifter fundet et fald i udvaskningen på mellem 25% på lerjord og 35% på sandjord af den reducerede mængde (Petersen & Djurhuus, 2004). Dette gælder omkring optimalt gødningsniveau, idet effekten falder svagt ved stigende reduktion. Det kan således være relevant at benytte en gennemsnitlig udvaskningsreduktion på 30% af tilførselsreduktionen for de første 10% reduktion og 27% udvaskningsreduktion for en yderligere reduktion til 80% af økonomisk optimal tilførsel (Petersen & Sørensen, 2004).

Idet den gennemsnitlige økonomisk optimale N-norm for landet er ca. 155 kg N/ha (beregnet for arealer med N-norm), vil en yderligere 10%-point reduktion i normer svare til en reduktion i gødskningen på 15,5 kg/ha og forårsage en reduktion i N-udvaskningen på ca. 4,2 kg N/ha (3,4-5,0 kg N/ha på ler og sand). I konkrete oplande kan den gennemsnitlige optimale N-norm afvige fra landsgennemsnittet.

I praksis er N-normerne pt. reduceret med 14-15% som følge af den metode som anvendes til den årlige normberegning, men i takt med et forventet fald i landbrugsarealet forventes reduktionen at falde til de oprindeligt besluttede 10%. Det skønnes, at tiltaget ikke vil påvirke P-tabet i et omfang af betydning, såfremt reduktionen i N tilførsel sker gennem justering af handelsgødningsforbruget.

Tidshorisont

Tiltaget kan iværksættes med kort varsel. Kvælstofudvaskningen reduceres hurtigt ved ændret forbrug af handelsgødskning.

Tabel 3.8 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen.
Effekter på ammoniakemissioner	Ved reduceret gødskning reduceres også ammoniakemissionen. Normalt antages ca. 2% af handelsgødningen at tabes som ammoniak.
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Ved vurdering af en yderligere normreduktion på 10% er der således behov for en vurdering af det kort og langsigtede udbyttetab, samt kvalitetsændring. DJF angiver at der i kornafgrøder forventes et kortsigtet udbyttefald på 1,5 hkg/ha (vårbyg) – 2,3 hkg/ha (vinterhvede) ved en yderligere 10% N-normreduktion. DJF forventer ikke noget langsigtet udbyttetab.

Prisen på byg og hvede er sat til 80 kr. pr. hkg. Et tab på 120-184 kr. pr. ha kan omregnes til et samlet tab i indtjeningen på 340 mio. kr., hvorfra trækkes sparede gødningsomkostninger på 78 kr. pr. ha eller i alt 170 mio. kr. I dette indgår ikke et eventuelt nettotab som følge af variation i undergødskningens omfang, men omvendt vil en optimering af sædskiftet på den enkelte bedrift kunne reducere det økonomiske tab i forhold til det angivne. I de vedlagte beregninger indgår ikke omkostninger forbundet med afgrødernes eventuelle stigende krav til N over tid, idet dette i givet fald vil blive indregnet i det økonomisk optimale N-niveau.

Samlet er dette tab lidt lavere end tabet i VMPIII-rapporten (ex. kvalitet) på 192 mio. kr. (Jacobsen et al., 2004).

En lavere N-norm giver et fald i proteinprocenten på 0,18-0,25 %-point. Det antages som nævnt, at den yderligere tildeling til brødhvede oprettholdes, hvorfor der ikke her er noget tab. Omkostninger som følge af kvalitetstab omfattende en normreduktion på 10% er beskrevet i notatet fra FØI, DJF og Landscenteret (Jacobsen et al., 2004) blev af FOI opgjort til 55-75 mio. kr. En yderligere normreduktion på 10% vil øge den mængde af eksportvede og maltbyg der ikke længere kan opfylde kvalitetskravene. Det vurderes at tabet kan udgøre henholdsvis 10 mio. kr. for eksport hvede (1 kr. pr. hkg) og ca. 45 mio. kr. for maltbyg, idet en del må sælges som foderbyg. Tab i kvalitet til foderproduktionen er skønnet til 30 mio. kr.

Grundet usikkerhed på omkostningen ved den reducerede kvalitet sættes tabet til 100 mio. kr. årligt.

Det samlede tab i udbytte og kvalitet er herefter 270 mio. kr. eller ca. 120 kr. pr. ha, for de arealer der påvirkes.

Proteintabet er lidt lavere end angivet i tidligere notat over normreduktion, hvor tabet var ca. 0,3% (Jacobsen et al., 2004). Et proteintab på 0,3% vil øge de årlige omkostninger med 15-20 mio. kr.

Tabel 3.9 Udbyttetab ved en yderligere reduktion af normerne med 10% (hkg/ha)

	Udbytte/protein	Tab pr. ha (kr. pr. ha)
Kortsigtet tab (byg)	1,5 hkg / ha	120
Kortsigtet tab (hvede)	2,3 hkg/ha	184
Kortsigtet tab (Andre afgrøder)	2,0 hkg/ha	160
Langsigtet tab (alt)	0 hkg/ha	0
Kvalitetstab	0,18-0,25%	45
Mindre køb af gødning (15,5 kg N/ha)		- 78
Sum		120 (87-151) kr/ha

Kilde: Jacobsen et al. (2004)

I velfærdsøkonomiske priser er omkostningen 140 (101-176) kr/ha.

Referencer

Jacobsen, B.H.; Jørgensen, V. & Knudsen, L. 2004: Udbytteændringer og omkostninger ved en reduktion af kvælstofnormerne med 10 pct. ud fra forskellige analyser gennemført af Dansk Landbrugsrådgivning (Landscentret | Planteavl), Danmarks JordbrugsForskning (DJF) og Fødevarerøkonomisk Institut (FØI). Fælles notat af 14. september fra Fødevarerøkonomisk Institut, Danmarks JordbrugsForskning og Landscenteret.

Petersen, J. & Djurhuus, J. 2004: Sammenhæng mellem tilførsel, udvaskning og optagelse af kvælstof i handelsgødede, kornrige sædskifter. DJF-rapport Markbrug nr. 102, 61 pp.

Petersen, J. & Sørensen, P. 2004: Gødningsnormer, krav til udnyttelse af N i husdyrgødning og harmonikrav. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 203-216.

3.8 Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Der er ofte et betydeligt N-overskud i afgræsningsmarker, som fremkommer ved, at der modsat i slætmarken tilbageføres N via dyrenes gødningsafsætning under afgræsning. Desuden er udnyttelsen af N i gødning afsat under afgræsning ringe. Hvor meget marken bruges til slæt eller afgræsning vil således påvirke N-udvaskningen. Der er kun viden om effekten på N-udvaskning for kløvergræs og ikke for rent græs.

Anvendelse

Kvægbedrifter, der har afgræsning. Andelen heraf er faldende. Ophør med afgræsning er dog dyrevelfærdsmæssigt diskutabelt og er ikke tilladt på økologiske brug. Tiltaget vil være mest relevant på græsmarker i omdrift, som har højest N-norm, og dermed vanskeligere end vedvarende græsarealer kan omsætte husdyrgødning afsat ved græsning.

Effekt på N og P emission

Afgræsningsstrategiens relative effekt på N-udvaskning og udbytte ved forskellige gødningsniveauer er angivet herunder (Trott et al., 2004). Afgræsning er sat til 100 ved hvert gødningsniveau. Absolut udvaskningsniveau er baseret på målte resultater i praksis (Kristensen et al., 2003).

Tabel 3.10 Afgræsningsstrategiens relative effekt på N-udvaskning og udbytte ved forskellige gødningsniveauer

Gødningsniveau	Strategi	Relative udvaskning	Relativ Udbytte	Absolut udvaskning kg N/ha	
				Ler	Sand
N-norm	Afgræsning	100	100	37	155
	1 slæt og afgræsning	90	105		
	2 slæt og afgræsning	65	115		
	Slætgræs	30	115		

For rent slæt anslås effekten til 26-109 kg N/ha, og for 2 slæt til 13-54 kg N/ha.

Effekt på P er dårligt belyst, men det vurderes, at der kan være en lille reduktion i P emissionen i visse områder, som følge af den mere jævne gødningsfordeling ved slæt end ved afgræsning.

Potentielt omfang

Der findes ikke statistik over omfanget af græsning, men landskonsulenter i grovfoder vurderer, at ca. 20% af landets græsmarker afgræsses.

Tidshorisont

Tiltaget kan iværksættes med kort varsel. Reduktionen i nitratudvaskning opnås i løbet af få år.

Tabel 3.11 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergas-emissionen.
Effekter på ammoniakemissioner	Øget ammoniak-emission, da emissionen i afgræsningsmarken er lille i forhold til tabene i stald, lager og under udbringning.
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	??
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Konflikt med dyrevelfærd

Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes (lokalisering af græsmarker) og kontrolleres visuelt.

Økonomisk vurdering

Omkostningerne vil knytte sig til forskellen i foderproduktion og driftsomkostningerne ved slæt i forhold til omkostningerne ved at have dyr på græs. Ifølge budgetkalkuler vurderes slætproduktion, at give en merværdi på ca. 2.000 kr/ha i budgetøkonomiske priser og 2.340 kr/ha i velfærdsøkonomiske priser sammenlignet med afgræsning.

Referencer

Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. 2003: Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. DMU og DJF. 12 sider.

Trott, H., Wachendorf, M., Ingwersen, B. & Taube, F. 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of Grassland. Grass and Forage Science 59, 41-55.

3.9 Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

N-tilførslen begrænses til græs og kløvergræsmarker, der anvendes til afgræsning. Effekten på udvaskningen hænger hovedsageligt hænger

sammen med, at en større græsproduktion giver anledning til større dyretæthed i marken og dermed større gødningsafsætning.

Anvendelse

Kvægbedrifter, hvor der er afgræsning. Da vedvarende græsmarker har en lavere N-norm end sædskiftegræs og dermed også vil have en lavere produktion og belægningsgrad ved afgræsning, er det mest relevant med en nedsættelse af N-tilførslen på afgræsningsmarker i omdrift.

Effekt på N og P emission

Tabellerne viser den relative effekt på udvaskning og udbytte af en reduktion af N-tilførslen til græsmarker (Wachendorf et al., 2004; Trott et al., 2004; Ledgard, 2001). Udvasning og udbytte ved gødskning til N-norm er sat til 100, og der regnes med en afsætning fra græssende dyr på 75 kg N/ha udover de angivne mængder. Absolut udvaskningsniveau er baseret på målte resultater (Kristensen et al., 2003).

Tabel 3.12 den relative effekt på udvaskning og udbytte af en reduktion af N-tilførslen til græsmarker

Græstype	Parameter	Gødning til græs kg N/ha		
		0	100	175
Kløvergræs	Udvasning	50	80	100
	Udbytte	80	90	100

Græstype	Parameter	Gødning til græs kg N/ha		
		0	150	265
Ren græs	Udvasning	25	60	100
	Udbytte	30	70	100

Absolut udvaskning kg N/ha	Ler	Sand
Kløvergræs	37	155
Ren græs	Ingen obs.	113

For kløvergræs anslås effekten til 18-77 kg N/ha, og for ren græs til 20-85 kg N/ha.

Såfremt virkemidlet resulterer i, at der tilføres mindre P til marken end der bortføres, vil der ske beskedne reduktioner i P-emissionen, specielt hvis arealet ligger i et af de områder, hvor målrettet undergødskning kan være et virkemiddel (virkemiddel 12).

Potentielt omfang

Der findes ikke statistik over omfanget af græsning, men landskonsulenter i grovfoder vurderer, at ca. 20% af landets græsmarker afgræsses. Tiltaget antages alene implementeret på omdriftsgræsarealer.

Tidshorisont

Tiltaget kan iværksættes med kort varsel. Reduktionen i nitratudvaskning opnås i løbet af få år.

Tabel 3.13 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen.
Effekter på ammoniakemissioner	Reduceret ammoniakemission. Normalt antages ca. 2% af handelsgødningen at tabes som ammoniak.
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Omkostningerne ved dette tiltag kan opgøres som forskellen mellem den reducerede foderværdi og den sparede omkostning til N-gødsning. Ifølge effektbeskrivelsen reduceres udbyttet af en kløvergræsmark med 20 % ved ophør med gødsning (fra 175 kg N/ha), medens udbyttereduktionen er 30 % for en ren græsmark, som i udgangspunktet modtager 265 kg N/ha og hvor tildelingen reduceres til 150 kg N/ha.

Ifølge Budgetkalkuler er foderproduktionen på en kløvergræsmark 6500 FR á 0,9 kr/FE. Ved en kvælstofpris på 5 kr/kg N fås omkostningen for kløvergræsmarker til:

$$175 \text{ kg N/ha} \times 5 \text{ kr/kg N} - 0,2 \times 6500 \text{ FE} \times 0,9 \text{ kr/FE} = (-)295 \text{ kr/ha}$$

Tilsvarende for rene græsmarker, hvor foderproduktionen vurderes til 10.000 FR/ha fås:

$$265 \text{ kg N/ha} \times 5 \text{ kr/kg N} - 0,3 \times 10.000 \text{ FE} \times 0,9 \text{ kr/FE} = (-)1.375 \text{ kr/ha}$$

Dermed fås et omkostningsinterval for dette tiltag på:

295 til 1.375 kr/ha i budgetøkonomiske priser og 345 til 1.610 kr/ha i velfærdsøkonomiske priser (ved anvendelse af NAF på 1,17).

Referencer

Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R. 2003: Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til Vandmiljøplan II – slutevaluering. DMU og DJF. 12 sider.

Ledgard, S.F. 2001: Nitrogen cycling in low input legume-based agriculture, with emphasis on legume/grass pastures. *Plant and Soil* 228, 43-59.

Trott, H., Wachendorf, M., Ingwersen, B. & Taube, F. 2004: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. I. Impact of defoliation system and nitrogen input on performance and N balance of Grassland. *Grass and Forage Science* 59, 41-55.

Wachendorf, M., Büchter, M., Volkers, K.C., Bobe, J., Rave, G., Loges, R. & Taube, F. 2006: Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. V. Impact of grass understorey, slurry application and mineral N fertilizer on nitrate leaching under maize for silage. *Grass and Forage Science* 61, 243-252.

3.10 Brug af efterafgrøder de første to år efter ompløjning af græsmarker

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Ved at have en efterafgrøde de to første år efter ompløjning af græsmarken vil N-udvaskningen reduceres væsentligt.

Anvendelse (type af lokalitet og landbrugsbedrift)

Primært kvægbedrifter

Effekt på N og P emission

Tabellen viser relativ effekt på udvaskningen (Hansen et al., 2004; Eriksen et al., 2004). Bar jord eller vintersæd er sat til 100. Der regnes ikke med nogen udbytteeffekt udover den, som det ændrede afgrødevalg betinger. Forudsætning: Forårsompløjning af græsmarken. Effekten af tiltaget efter rent græs til slet kendes ikke, men er formodentlig mindre. På grov sandjord kan den samlede udvaskning i de to år med bar jord eller vintersæd efter ompløjning af kløvergræs typisk være 200-400 kg N/ha, og dette kan således reduceres til 80-160 kg N/ha. På lerjord haves ikke konkrete værdier for det absolutte udvaskningsniveau.

Tabel 3.14 relativ effekt på udvaskning

Afgrøder	Relativ udvaskning
Bar jord/vintersæd	100
Græs udlagt i korn	40

Intervalleret for reduktion af N tab er således 120-240 kg N/ha over de to år og 60-120 kg N/ha per år på sandjord. Det vurderes, at effekten på lerjord er ca. halv så stor, og da græs i omdrift på lerjord udgjorde ca. 16% af det samlede græsareal i 2005, kan beregnes en gennemsnitlig årlig effekt på 55-110 kg N/ha.

Der findes ikke data om virkemidlets effekt på P-emission. På arealer med risiko for erosion vil der kunne forventes en positiv effekt på P (0.06-0.25 kg P/ha), såfremt efterafgrøden erstatter en vintersædsafgrøde og forårsompløjningen erstatter en efterårsompløjning. Når efterafgrøden erstatter en stubmark forventes ingen betydende P effekt i et område med risiko for erosion. Ligeledes forventes der ingen betydende effekt i områder, der ikke er i risiko for erosion.

I områder med risiko for P tab via makroporeafstrømning til dræn vil der kunne opnås en effekt der svarer til effekten virkemiddel 5b (0,025-0.25 kg P/ha), såfremt betingelserne for dette virkemiddel overholdes. Derudover skønnes dette virkemiddel ikke at være væsentlig effekt på P-emissionen.

Potentielt omfang

Vil være relevant efter alle kløvergræsmarker og efter afgræsset rent græs. Dog vil der allerede efter nogle af dem være lovpligtige efterafgrøder. Fra 2010 må der forventes at være lovpligtige efterafgrøder på op imod 14% af arealerne efter græsmarker.

Arealet med sædskiftegræs har i de seneste år ifølge Danmarks Statistik ligget omkring eller lidt over 200.000 ha. Det vurderes, at græs i gennemsnit opløjes ca. hvert 3. år på konventionelle ejendomme og ca. hvert 4. år på økologiske bedrifter og på deltidsbrug. Der regnes derfor med en gennemsnitlig opløjning med 3,5 års mellemrum.

Det samlede årlige opløjede areal, hvor der ikke er lovpligtige efterafgrøder kan således beregnes til: $(200.000 \text{ ha} / 3,5) * 0,86 \sim 49.000 \text{ ha}$. Da der skal være efterafgrøder i 2 år efter opløjning vil der årligt være et potentielt areal til efterafgrøder efter græs på $2 * 49.000 \text{ ha} = 98.000 \text{ ha}$. Dette areal modsvarer den gennemsnitlige årlig effekt på 55-110 kg N/ha.

Tidshorisont

Tiltaget kan igangsættes med kort varsel og reduktionen i nitratudvaskning vil opnås umiddelbart herefter.

Tabel 3.15 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen.
Effekter på ammoniakemissioner	Ingen
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Der anvendes en budgetøkonomisk omkostning på 415 kr. pr. ha da det antages at der sker en egentlig såning af efterafgrøden. I velfærdsøkonomiske priser er omkostningen 485 kr/ha.

Referencer

Eriksen, J., Askegaard, M., & Kristensen, K. 2004: Nitrate leaching from an organic dairy crop rotation: the effects of manure type, nitrogen input and improved crop rotation. *Soil Use and Management* 20, 48-54.

Hansen, E.M., Eriksen J. & Vinther F.P. 2004: Øget udnyttelse af kvælstof efter opløjning af afgræsset kløvergræs. *Grøn Viden, Markbrug* nr. 300.

3.11 Tidlig såning af vintersæd

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Ved at så vintersæd tidligt opnås der en bedre N-udnyttelse i efteråret, men der kan opstå dyrkningsmæssige problemer (Jørgensen, 2004). I forhold til nuværende såtidspunkter for vinterhvede vurderes det muligt i gennemsnit at rykke såtidspunktet 3-7 dage frem. Evt. længere fremrykning kan opnås ved tidligere høst og crimpning eller lagring i gastætte siloer. Såning før 1. september kan generelt ikke anbefales, da det indebærer for stor risiko for udbyttetab pga. lejesæd, fodsyge og havrerødsot.

Anvendelse

Alle vintersædsarealer

Effekt på N og P emission

En fremrykning af såtiden med 1 uge forventes at betyde en reduktion af N-min indholdet i jorden på 5-7 kg pr. ha i efteråret. Det forventes, at udvaskningen vil reduceres i samme størrelsesorden som reduktionen i N-min.

Potentielt omfang

Potentielt det samlede areal med vintersæd, dvs. 7-800.000 ha (vinterhvede, -byg, og -rug). Muligheden begrænses af kapaciteten for høst- og såarbejde i efteråret samt af vejrtilingelser.

Tidshorisont

Kan iværksættes med kort varsel. Udvasningsreduktionen vil opnås umiddelbart efter iværksættelse. Kontrol af tiltaget vil være meget vanskelig.

Tabel 3.16 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergas-emissionen.
Effekter på ammoniakemissioner	Ingen
Effekter på pesticidanvendelse	Vintersæden vil ved tidlig såning være udsat for smitte af svampesygdomme som meldug, gulrust, septoria, knækkefodssyge og goldfodssyge. En tidlig såning af vintersæd øger også ukrudtstryket, og kan specielt give græsukrudsproblemer. Dermed øges pesticidbehovet.
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Tiltaget vurderes stort set at være økonomisk neutralt, idet let øgede omkostninger kan opvejes af en svag udbyttetigning.

Der kan være meromkostninger, hvis det kræver større høste- og/eller pløjekapacitet for at fremrykke sådatoen.

Referencer

Jørgensen, J.R. 2004: Tidlig såning af vintersæd. I: DJF-rapport markbrug nr. 103: Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab, s. 81-86.

3.12 Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer

Sikkerhed: *

Indhold og funktion

Vintersæd øger risikoen for erosion på erosionstruede arealer. Ved at udelukke brugen af vintersæd kan risikoen for især rilleerosion nedsættes og i nogle tilfælde helt elimineres. Virkemidlet kan give problemer i forhold til kravet om "grønne marker", med mindre disse opfyldes af efterafgrøder.

Anvendelse

På skrånende arealer (se for eksempel kortlægning af erosionstruede arealer på SNS's hjemmeside). Det, som erstatter vintersæden skal være erosionshæmmende (fx stubmark, vårsæd med efterafgrøde som først nedpløjes om foråret, vedvarende græs og måske også direkte såning af vintersæd). Det er den dårligt dækkende vintersæd i kombination med den såbedsbehandlede "pulveriserede" jord der gør, at vintersæd er uheldig på skrånende arealer. Kan være gavnligt for jordkvaliteten/frugtbarheden.

Effekt på N og P emission

Formålet er at mindske tab af fosfor via erosion og overfladeafstrømning. Betydende erosionshændelser forekommer ikke nødvendigvis hvert år, og vil have meget forskellig styrke fra år til år. Effekten vil kun være tydelig de år hvor vejrliget betinger erosion. Effekten af virkemidlet blev i VMPIII rapporten skønnet til at være 0,06-0,25 kg P/ha.

Omlægning fra vintersæd til vårsæd med udlæg vil give en reduktion i N-udvaskningen på ca. 25 kg N/ha (12 kg N/ha på nedbørsfattig lerjord – 37 kg N/ha på nedbørsrig sandjord) (Berntsen et al., 2005). På arealer med store mængder plantetilgængeligt N i jorden om efteråret kan den udvaskningsreducerende effekt blive større. I VMPIII regnes med en effekt på 37 kg N/ha (18-55 kg N/ha) på brug der udbringer over 1 DE/ha husdyrgødning. I stubmarker kan opnås en lidt mindre effekt, hvis spildkorn og ukrudt bevares.

Der anvendes således et interval på 12-55 kg N/ha.

Såfremt der findes bufferzoner/randzoner vil disse tilbageholde specielt partikulært fosfor i et vist omfang (omfanget afhænger af zonens dimensioner mv.; Se Kronvang og Rubæk (2005) og beskrivelse af randzoner i dette dokument. Mht. opløst fosfor i det afstrømmende vand er tilbageholdelse i randzoner dårligt beskrevet.

Potentielt omfang

I fosforrapporten anslås det samlede dyrkede areal som kan være truet af erosionsbetingede fosfortab til at være mindre end 10 % af det dyrkede areal, dvs. ca. til 267.500 ha). Andelen heraf der er dyrket med vintersæd kendes ikke præcist, men total set blev 972.000 ha dyrket med vintersæd i 2003 (Inge T. Christensen, personlig meddelelse)

Tidshorisont

Kort (1-2 år)

Afledte miljøeffekter

Pt. ikke beskrevet.

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient;
Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Omlægningen fra vinter- til vårsæd forventes implementeret ved at der på konkrete arealer stilles krav om dyrkning af vårafgrøder helt eller delvist. Omkostningerne vil derfor afhænge af landmandens muligheder for at tilpasse sædskiftet fleksibelt. Der foreligger ikke regnskabs- eller budgetdata, som direkte kan anvendes til at bestemme omkostningerne ved at reducere fleksibiliteten i afgrødevalget. Omkostningerne vil skyldes begrænsninger i sædskiftet og mulige reducerede udbytter i efterfølgende afgrøder. Case analyser viser, at omkostningerne stiger med begrænsningerne i sædskiftet.

Et overslag for den maksimale omkostning er her beregnet ved at sammenligne jordrenten fra vinterhvede og vårbyg. Ifølge FØIs landbrugsregnskabsstatistik er den gennemsnitlige budgetøkonomiske jordrente for vinterhvede i størrelsesorden 700 kr. større pr. ha end i vårbyg baseret på produktionen de sidste 10 år. Derimod viser budgetkalkulerne fra Landscenteret kun en meget beskedent forskel for de seneste år - endda med en smule højere jordrente for vårbyg i visse år. I tidligere VMPIII analyser er anvendt en gaffel på 500 og 1.000 kr/ha (Schou, 2004).

I nærværende analyse anvendes en gaffel for det typiske tab på 250-750 kr. /ha. I velfærdsøkonomiske priser er den gennemsnitlige forskel opgjort på grundlag af FØI landbrugsregnskabsstatistik på 850 kr/ha og gafflen vurderes at dække intervallet 300-880 kr/ha.

Referencer

Berntsen, J., Petersen, B.M., Hansen, E.M., Jørgensen, U., Østergård, H.S. & Grant, R., 2005: Eftervirkning af efterafgrøder. Notat til N-normudvalget.

Kronvang, B. & Rubæk, G.H., 2005: Tilbageholdelse/forsinkelse af fosfor fra mark til hav. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport - Husdyrbrug 68, 123-131. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfu-68.pdf>

Schou, J.S. 2004: Overslag for de nationale omkostninger ved implementering af Vandrammedirektivets målsætninger i vandløb, søer og marine områder – analyse for landbruget. Notat, Danmarks Miljøundersøgelser, 16. september 2004, p. 7.

3.13 Målrettet undergødskning med P (negativ P balance)

Sikkerhed: *

Indhold og funktion

Målrettet undergødskning med P med henblik på at nedbringe den store mængde fosfor der er ophobet i jorden kan være et brugbart virkemiddel dels på jorde der har beskeden ledig fosforbindingskapacitet i jordlag over grundvandet eller drændybden, dels på arealer der er har stor risiko for P tab via erosion eller ved udvaskning via makroporer og drænrør. Udpiningen kan foregå med forskellig styrke, størst når gødskning med fosfor helt kan udelades samtidig med at der dyrkes en afgrøde der bortfører meget fosfor.

- **På arealer med lav bindingskapacitet i jordlaget over grundvand eller drændybde:** Når der gennem lang tid er tilført fosfor i overskud til arealer som pga. af jordtypen og beliggenheden har en relativ lav kapacitet til at binde P i jordlag over drændybden eller grundvandsspejlet kan fosformætningsgraden blive så høj at jordens evne til at tilbageholde fosfor svækkes hvilket fører til øget udvaskning af opløst fosfor med det nedsivende vand. Alternative eller supplerende tiltag på arealer præget af denne type P emission kunne være tekniske tiltag i drænsystemet, som her ofte er indbefattet grøfter og kanaler. De tekniske tiltag kunne være "constructed wetlands", der skydes ind før drænvandet når vandmiljøet, eliminering af dræning, kontrolleret dræning eller tilførsel af bindingskapacitet via gødningen. Disse muligheder er dog p.t. meget dårligt belyst under danske forhold.
- **På arealer hvor der er risiko for erosion eller tab via makroporer og dræn.** På disse risikoarealer afhænger det faktiske tab af fosfor ved erosion eller drænastrømning af pløjelagets samlede indhold af fosfor og af hvor meget fosfor der gødes med.

På andre arealer vil effekten af virkemidlet på belastningen af vandmiljøet være ubetydelig grundet betydelig retention.

Anvendelse

Arealer med ringe til moderat bindingskapacitet og høj fosformætningsgrad i de jordlag, der ligger over drændybde eller grundvandsspejl og på arealer med risiko for erosion eller for vandafstrømning via makroporer og dræn.

Effekt på N og P emission

- P på arealer med lav bindingskapacitet: 0- 0.01 kg P/ha - se tabel og forklaringer under noter
- På arealer med risiko for erosion eller for vandafstrømning via makroporer og dræn: Tabets størrelse på disse arealer afhænger blandt andet af pløjelagets indhold af totalfosfor. Dansk landbrugsjord indeholder ifølge kvadratnetsundersøgelsen i gennemsnit 525 mgP/kg jord. Hvis pløjelagets dybde sættes til 25 cm og jordens densitet til 1,4 g/cm³ svare dette til ca 1840 kgP/ha. Udpining af jorden med 100 kg P (svarende til -5 kg P/ha i 20 år eller -20 kg P/ha i 5 år) sva-

rer til en reduktion af jordens totalfosforindhold på ca. 5 %. En udpining af jorden med en styrke svarende til 400 kg P/ha (-20 kg P/ha i 20 år) vil reducere jordens totalfosforindhold med 22%. Groft skønnet kan fosfortabet fra begge disse typer af risikoarealer forventes reduceret med tilsvarende procenter. Dvs. hvis arealet er i risiko for P tab ved erosion, vil udpining af jorden med hhv. 100 eller 400 kg P/ha kunne reducere tabet med hhv. 5 og 22 % af det estimat på 0,06-0,25 kgP/ha der blev givet i Kronvang og Rubæk (2005). Hvis arealet er i risiko for P tab pga. vandafstrømning via makroporer og dræn vil reduktionen være 5 og 22 % af tabsestimatet på 0,1-0,5 kgP/ha (Kronvang og Rubæk, 2005).

Retention kan forekomme men vil afhænge af, hvor hurtigt grundvandet, det eroderede materiale eller drænvandet når frem til vandmiljøet.

For de videre beregninger anvendes intervallet for reduktion af P-tabet anslået til 0,01-0,1 kg P/ha

Potentielt omfang

Jorde med lav bindingskapacitet i jordlag over drændybde eller grundvand.

Disse findes blandt lavbundsjordene. Dyrkede lavbundslande anslås at udgøre ca. 450.000 ha i DK (Olesen, 2004). Lavbundslande kan have en meget varierende evne til at binde P (Kjærgaard et al., 2007). Visse jorde (fx visse typer organogene lavbundslande) vil have en forsvindende lille bindingskapacitet, og det fosforoverskud som tilføres vil være i stor risiko for at tabes. På sådanne jorde vil undergødskning med P alene ikke være meningsfuld, da afgrødens vækst vil begrænses af P og der vil derfor opnås en dårlig udnyttelse det tilførte kvælstof. De bedste virkemidler på disse arealer vil derfor enten tekniske løsninger såsom "constructed wetlands" eller ophør med at dræning og omdrift. Denne type lavbundslande findes primært i forbindelse med højmoser. Det samlede areal med højmoser i Danmark anslås til være op mod det dobbelte af arealet af de to store højmoser dvs. i alt 10-20.000 ha.

Andre lavbundslande kan have et stort indhold af jern. Disse vil så længe de holdes iltede (dvs. drænede) have en meget stor kapacitet til at tilbageholde P, og disse vil i sagens natur ikke være risikojorde så længe de holdes drænede og dyrkede, men de kan blive det hvis dræning stoppes idet det fosfor som er bundet i jorden kan frigives igen under vandmættede reducerende forhold (Kjærgaard et al., 2007) (anslået areal på basis af Olesen 2004: 100.000-150.000 ha). Imellem disse to yderpunkter, findes der formentlig adskillige mellemformer som har en vis bindingskapacitet, som i høj grad er udnyttet (høj mætningsgrad), og dette virkemiddel vil primært egne sig til disse mellemformer (det samlede lavbundsareal minus de to arealestimater med hhv. meget lav og høj bindingskapacitet i alt 340.000-380.000 ha). Den eksisterende viden om udbredelsen af forskellige typer lavbundsland og lavbundslandenes klassificering og fosforbindingskapacitet er endnu meget mangelfuld og der vil være store variationer. Valg af virkemidler på lavbundsarealer bør derfor understøttes af en jordbundsundersøgelse.

Arealer med risiko for erosion eller vandafstrømning via makroporer til dræn: Arealerne er hhv. 277.000 ha og 1.270.000 til 191.000 ha som det også fremgår af virkemiddel 5 og 11.

Tidshorisont

Tidshorisonten vil være mellemlang til lang (10 til 30 år) afhængig af jordtypen, og hvilken styrke tiltaget indsættes med.

Afledte miljøeffekter

Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

Virkemidlet er rettet mod arealer hvor der i dag og tidligere har været en intensiv husdyrproduktion.

En case-beregning kunne være: Svinebedrift på lerjord der igennem lang tid har modtaget et underskud af P. På denne bedrift reduceres P-tilførselen fra et P-overskud på 10 kg P/ha til et P-underskud på 5 kg P/ha. Bedriften har 110 ha og 140 DE. Der regnes med at husdyrgødningen indeholder 25 kg P pr. DE og at der fraføres ca. 22 kg P pr. ha.. For at sprede P-tilførselen skal denne nu fordeles på 205 ha, der hver tildeles 17 kg P pr. ha. Som det fremgår, vil dette næsten betyde en fordobling af det areal, hvor gødningen skal spredes på.

Dette vil betyde øgede omkostninger til transport og udbringning, men omvendt vil anvendelse af P i kunstgødning blive reduceret på tilstødende bedrifter. Analyser fra Odense Fjord opland indikerer, at de samlede omkostninger vil udgøre ca. 1 kr. pr. tons gylle for bedrifterne under et svarende til 25-50 kr. pr. ha, men det vil variere meget fra område til område. I velfærdsøkonomiske priser er omkostningen 30-60 kr/ha.

Omkostningen for ejeren af husdyrbedriften kan godt være højere svarende til 6-7 kr. pr. kg P alt afhængig af hvor langt gyllen skal transporteres. Separation af gylle vil her være en mulighed for at reducere transportomkostningerne.

Det areal der er omfattet af dette tiltag kan på nuværende tidspunkt ikke opgøres nærmere som angivet i diskussionen ovenfor, hvorfor de samlede omkostninger heller ikke er angivet. Det skal også vurderes om P fra mineralsk gødning også kan udgøre et problem.

Referencer

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Greve, M.H. & Olesen, S.E. 2007: Fosforbinding og fosfortabsrisiko fra danske lavbundslande. I: Udpegning af risikoområder for fosfortab til overfladevand. DFFE projekt under Vandmiljøplan III, 2004-2006. Projektleder: Hans Estrup Andersen, Danmarks Miljøundersøgelser.

Kronvang, B. & Rubæk, G.H. 2005: Kvantificering af dyrkningsbidraget af fosfor til vandløb og søer. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rap-

port - Husdyrbrug 68, 132-145. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfh68.pdf>

Olesen, S.E. 2004: Lavbundsjordtyper – Opdeling af landbrugsarealet efter jordklassificering, okkerklass, georegion samt opdeling af organogene jorde efter kvartærgeologi. Notat udarbejdet i november 2004 i forbindelse med VMPIII projektet Udpegning af risikoarealer for fosfortab. 10 sider.

3.14 Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Dybstrøelsens indhold af organisk N bidrager til udvaskningspotentialet fra jordens organiske N pulje. I et nitratfølsomt område fjernes dette bidrag og erstattes med kvælstof i handelsgødning. Dybstrøelsen skal transporteres til et mindre sårbart område eller evt. afbrændes.

Anvendelse

Husdyrbrug med dybstrøelsesstalde. Dybstrøelse udgør 11-12% af den samlede mængde produceret husdyrgødning, og dybstrøelse fra kvæg udgør alene 9%. Det antages, at langt den største mængde dybstrøelse hidrører fra malkekvæg.

Effekt på N og P emission

Petersen (2006) har beregnet, at erstatning af dybstrøelse med handelsgødning vil reducere N udvaskningen med 24-28 kg/ha for hver 100 kg N i dybstrøelse, der fjernes fra kildeområdet. Den beregnede effekt er et gennemsnit for kornrige sædskifter, som vil påvirkes af jordtype og klimaregion. Såfremt afgrødevalget i kildeområdet er præget af græsmarker og brug af efterafgrøder, der effektivt lukker udvaskningsvinduet, må effekten af erstatning af dybstrøelse med handelsgødning forventes at være mindre, men der haves imidlertid ikke datagrundlag for en kvantificering af effekten under denne forudsætning. Endvidere er effekten en akkumuleret effekt over flere år af betydningen af at fjerne dybstrøelsen fra kildeområdet i én dyrkningssæson. En vedvarende reduktion i udvaskningen i kildeområdet vil kræve en permanent undladelse af tilførsel af dybstrøelse i kildeområdet.

En gødningsmæssig anvendelse af dybstrøelsen udenfor kildeområdet vil give en tilsvarende N-udvaskning, dog reduceret med N tabt ved ammoniakemission som følge af omladning og transport.

Dybstrøelse indeholder med en betydelig mængde P og arealer der gødes hermed vil ofte modtage mere P end der fjernes med afgrøderne. Når dybstrøelse erstattes med handelsgødning kan denne overskudstilførsel let ændres til en situation, hvor der undergødskes med P. Effekten af at undlade eller undergødske med P er beskrevet i virkemiddel nr. 12. Såfremt de arealer der modtager dybstrøelsen er sammenfaldende med arealer, som er egnede for virkemiddel nr. 12 og såfremt der gødskes med mindre P i handelsgødning end afgrøderne bortfører. Såfremt disse forudsætninger er opfyldt kan der regnes med en tabsreduktion på 0.01 til 0.1 kg P/ha.

Når husdyrgødning P fjernes i et husdyrintensivt område erstattes med andre gødningskilder, vil det øge mængden af P der skal fordeles i andre områder, medmindre virkemidlet kombineres med tiltag der helt bord-skaffer husdyrgødningen såsom afbrænding.

Potentielt omfang

Udvaskningsreduktionen ovenfor er beregnet for fjernelse af 100 kg N/ha i dybstrøelse. I 2003 og 2004 udbragtes ca. 25.000 tons N i dybstrøelse i dansk landbrug. Ved 100 kg N/ha svarer det til 250.000 ha.

Tidshorisont

Virkemidlet vil kunne implementeres fra den ene dyrkningssæson til den anden. Der vil gå en årrække inden virkningen slår fuldt igennem i miljøet.

Tabel 3.17 Afledte miljøeffekter Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Ukendt
Effekter på ammoniakemissioner	Omladning i forbindelse med transport vil øge ammoniakemissionen
Effekter på pesticidanvendelse	Ingen
Effekter på biodiversitet direkte	Ingen
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	Øget lugt ved omladning og transport, samt omkostninger (løn og energi) til transport.

Relevans, målretning og administration

Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol af gødningsregnskaber.

Økonomisk vurdering

Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning antages her, at medføre at dybstrøelsen transporteres ud af det givne opland. Alternativt kunne det være transport til områder med høj N-retention eller til afbrænding, men disse muligheder behandles ikke nærmere for dette virkemiddel.

I FOI rapport nr. 139 er omkostningerne ved transport af husdyrgødning nærmere analyseret. I rapporten er det imidlertid antaget at dybstrøelsen tildeles på en mark i nærhed af bedriften. Langdistance transport må derimod foregå på lastbil og ikke med udbringningsvognen. Processen vil være, at dybstrøelsen læsses fra stalden på lastbil der kører til udbringningsstedet, hvor der enten sker en udbringning eller det lægges i markstak nær den pågældende mark, da kun en del kan udbringes med det samme. Det vurderes at ca. 70% af dybstrøelsen lægges i markstak.

Hvad angår indhold af næringsstoffer vil indholdet af P i dybstrøelse fra svin være så højt, at der kun kan tildeles 5-8 tons pr. ha for at tildelingen svarer til den mængde planter forbruger det pågældende år. I dybstrøelse fra kvæg er P-indholdet lavere, hvorfor der kan tildeles 15-20 tons pr. ha.

Når gylle transporteres over lange afstande (fx 25 km) koster det i gennemsnit 20 kr. pr. m³, når 1 m³ svarer til et tons. Da dybstrøelse er lettere (massefylde er 0,65), kan omkostningen ved samme transport afstand være højere, men omvendt kan der måske transporteres mere pr. vognlæs (volumen), hvorfor omkostningerne anslås til ca. 25 kr. pr. tons dybstrøelse. For dybstrøelse fra svinebedrifter er indholdet 12 kg N pr.

tons dybstrøelse, hvilket betyder at det koster 2,5 kr. pr. kg N (ab lager) at transportere dybstrøelsen 25 km.

Ved en tildeling på 10 tons pr. ha udgør meromkostningerne til transport ca. 200-250 kr. pr. ha opgjort i budgetøkonomiske priser og 235-290 kr. pr. ha i velfærdsøkonomiske priser.

Det kan nævnes at værdien af dybstrøelse fra svin kan beregnes til ca. 100 kr. pr. tons dybstrøelse, hvis N udnyttes 45%. Reelt vil mange, der sælger dybstrøelse, dog skulle betale meromkostningen for både transporten og udbringning af dybstrøelse, samt køb af handelsgødning, selvom modtager sparer omkostninger til køb af handelsgødning. Dette virkemiddel vil således øge omkostningerne for bedrifter med dybstrøelse betydeligt.

Referencer

Petersen, J. 2006: Notat om ændring af udvaskning ved erstatning af dybstrøelse med handelsgødning. Danmarks JordbrugsForskning, Afd. Jordbrugsproduktion og Miljø, 4p.

3.15 Dyrkning af flerårige energiafgrøder på omdriftsjord

Sikkerhed: ***

Indhold og funktion

Flerårige energiafgrøder (pil, poppel, elefantgræs, røgræs m.fl.) har et permanent dybt rodnet, der sikrer en lav N-udvaskning. De græsagtige afgrøder høstes årligt, mens de træagtige høstes med et interval på 2-10 år. Afgrødernes omdriftstid er på 10-30 år. P.t. eksisterer der ca. 1.600 ha med flerårige energiafgrøder.

Anvendelse

Kan erstatte alm. landbrugsafgrøder på alle bedriftstyper. Størst reduktion i N-udvaskning vil opnås på sandjord, som tildeles husdyrgødning. Hvis permanent brak omlægges til flerårige energiafgrøder opnås ikke en reduktion i N-udvaskningen.

Effekt på N og P emission

I plantningsåret og evt. i år 2 opstår normalt stor udvaskning som følge af mineralisering, der er større end optaget i afgrøderne. Dette kan modvirkes med brug af dækafrøder mellem rækkerne (Jørgensen & Østergaard, 2005). Derefter ligger nitratudvaskningen ved gødskning til gældende norm meget lavt, på niveau med naturarealer og skov. Set over en omdriftsperiode reduceres N-udvaskningen ved omlægning af omdriftsjord som et gennemsnit af jordtyper med 30-45 kg N/ha; på sandjord er effekten ca. 10 kg N/ha højere (Jørgensen, 2004). Der anvendes derfor et interval på 30-55 kg N/ha.

Såfremt der gødskes med mindre P end der bortføres med afgrøden, vil der være en positiv effekt på P emissionerne, svarende til hvad der er skitseret i virkemiddel 12 omkring målrettet undergødskning med P. Såfremt flerårige afgrøder anlægges på erosionstruede arealer i omdrift vil P emissionen reduceres.

Potentielt omfang

Afhænger af behov for foderproduktion samt af markedet for bioenergi. Det vurderes, at teknisk set kan maksimalt 10% af landbrugsarealet om-lægges til flerårige energiafgrøder. Realistisk vurderes potentialet på kortere sigt til 40.000 ha.

Tidshorisont

Det kræver en vis planlægning og uddannelse at introducere nye dyrkningssystemer, samtidigt med at etablering af energiafgrøder skal følge markedet for biomasse. Emissionsreduktionen opnås 1-2 år efter etablering.

Tabel 3.18 Afledte miljøeffekter Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen. Flerårige energiafgrøder forventes pga. fraværet af jordbearbejdning at bidrage til kulstofophobning i jorden. Ved dyrkning af en given energimængde i flerårige energiafgrøder er derfor beregnet en større (ca. 60 %) drivhusgasforøgning end ved dyrkning af samme energimængde i energikorn (Olesen et al., 2001)
Effekter på ammoniakemissioner	Energiafgrøderne har en lavere N-norm end de fleste alm. landbrugsafgrøder og vil derfor give anledning til en mindre ammoniakemission. Der er dog ansøgt om en øget N-norm til pil.
Effekter på pesticidanvendelse	Behovet for pesticider er lavt og behandlingsindekset varierer mellem 0 og 1.
Effekter på biodiversitet direkte	Det er andre arter, der trives i flerårige systemer end i enårige systemer, og energiafgrøderne vil dermed på landskabsniveau øge diversiteten (Reddersen 2000)
Effekter på rekreative muligheder	Flere af afgrøderne er høje og de træagtige står i flere år mellem høst. Der kan derfor være en betydelig landskabspåvirkning.
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Kan målrettes og kontrolleres enkelt.

Økonomisk vurdering

Når der kun dyrkes ca. 1.600 ha i Danmark skyldes det, at fx en pilekultur skal ligge i 20 år for at opnå et godt afkast. Endvidere skal landmænd lære at dyrke denne afgrøde. Dertil kommer, at der kræves store maskiner for at høste arealet. Dyrkningen sker uden vanding, og rationel dyrkning forudsætter de fornødne maskiner og afsætning af produktet til store varme- eller kraftvarmeanlæg.

I det følgende beskrives først de gennemførte beregninger fra 2001, hvorefter beskrivelsen afsluttes med de nyeste analyser fra 2006 baseret på nye kloner af pil, der giver et højere udbytte.

Tabel 3.19 Afledte miljøeffekter Udbytte og omkostninger pr. tons tørstof

Afgrøde	Udbytte (t ts/ha)	Energiprod. GJ pr. ha	Skønnet omk. (kr./t ts*)
Halm Storballer	3,3 – 4,2		- 47
Triticale helsæd – storballer	7,1 – 9,9	124-173	651 – 753
Elefantgræs storballer	5,3 – 8,0		715 – 824
Elefantgræs – finsnittet	6,6 – 9,9	115 – 173	673 – 725
Pileflis – direkte lev.	6,5 – 9,0	110 – 153	400 – 406
Sukkerroer	10 – 13		966 - 1.100
Majs ensilage	9,3 – 11,7		688 - 757

* Leveret på værk/fabrik.

Bem: Der er anvendt 17,5 GJ pr. t ts

Kilde : Olesen et al. (2006), Gravensen og Gylling (2002) og Gylling (2001)

Driftsøkonomiske analyser i energiafgrødeprogrammet viste at :

- Omkostningerne for energiafgrøder var højere end for halm der lå på ca. 28 kr. pr. GJ,
- Pil og finsnittet triticale havde de laveste omkostninger uden lagring på 30-33 kr/GJ på lerjord, mens de var 36-39 kr/GJ på sandjord. Det antages, at der typisk kan opnås en salgspris på 32 kr. pr. GJ.

Tabel 3.20 Afledte miljøeffekter Dækningsbidrag inkl. støtte (pr. ha)

	Lerjord	Sandjord
Vårbyg	2.286	1.385
Triticale finsnittet	1.874	1.372
MVJ - Triticale	2.302	1.832
Pil	2.190	1.843

Kilde: Gylling (2004).

Der er i beregningen anvendt en enkeltbetalingsstøtte på 2.424 kr. pr. ha.

MVJ støtten (triticale) udgør 850 kr. pr. ha på lerjord og 625 kr. pr. ha på sandjord.

MVJ-triticale skal dyrkes på reformarealer for at få MVJ-støtte (altså ikke på udtagne arealer).

Nye beregninger foretaget i 2006 baseret på nye kloner af pil viser et udbytt niveau, der svarer til de højeste udbytter angivet i tabellen ovenfor. Genberegninger viser, at dækningsbidraget for de nye kloner varierer fra 3.100 - 3.800 kr. pr. ha alt efter etableringsmetode og antal planter pr. ha. (Gravensen, 2006). Da der er tale om beregning for udtagne arealer indgår energitilskuddet ikke.

Pil og elefantgræs kan bevare basisstøtterettigheder, hvis der er indgået kontrakt under ordningen for støtte til energiafgrøder. Der kan opnås Energitilskud på ca. 325 kr. pr. ha (45€) til energiafgrøder, når de dyrkes på omdriftsarealer.

Det vurderes på den baggrund, at det er muligt at opnå et dækningsbidrag på 3.400 kr. pr. ha inkl. enkeltbetalingsstøtte og energitilskud ved dyrkning af pil som gennemsnit for sand- og lerjord. Til sammenligning er dækningsbidraget for vårbyg i 2006 ca. 2.600 kr. pr. ha. På den baggrund fastsættes den budgetøkonomiske gevinst til 800 kr. pr. ha. Det vurderes, at gevinsten er størst på sandjord.

Dyrkning af energiafgrøder vil altså give en driftsøkonomisk gevinst ved dyrkning på omdriftsarealer, men det vurderes, at landmænd vil være mere tilbageholdende med dyrkning på omdriftsarealer, da omdriftstiden for pil er 20 år. Endvidere er det nødvendigt med større arealer i et lokalområde for at kunne forrente høstmaskiner og opnå en effektiv logistik ved levering til energiværk.

Den velfærdsøkonomiske analyse viser at dækningsbidraget ved pil udgør 4.100 kr. pr. ha, idet pilen antages at være et produkt der ikke handles på et internationalt marked. Dækningsbidraget for vårbyg er opgjort til 3.400 kr. pr. ha (inkl. enkeltbetalingsstøtte), hvorfor der er en gevinst på ca. 900 kr. pr. ha.

Referencer

Friis, K., Reddersen, J. & Petersen, I.K. 1999: Tilplantning af dyrkede marker med energipil : Effekter på regnormefaunaen = Planting SRC-Willow on Arable Fields : Effects on Earthworm Fauna. - Flora og Fauna 105(3+4): 71-78

Jørgensen, U. 2004: Dyrkning af flerårige non-food afgrøder. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstofstab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 197-202.

Jørgensen, U. & Østergaard, H.S. 2005: Nitratudvaskning fra elefantgræs og fra sædskiftemark på Samsø 2001-2004. DJF rapport - Markbrug 117, 31 pp.

Gylling, M. 2001: Energiafgrødeprogrammet. Rapport nr. 131. Fødevarerøkonomisk Institut.

Graversen, J. & Gylling, M. 2002: Energiafgrøder til fastbrændselsformål – produktionsomkostninger, håndteringsomkostninger og leveringsplaner. FØI Working Paper, No. 7/2002

Graversen, J. 2006: Beregning af dækningsbidrag for Pil ved brug af nye kloner. Fødevarerøkonomisk Institut.

Olesen, J.E., Andersen, J.M., Jacobsen, B.H., Hvelplund, T., Jørgensen, U., Schou, J.S., Graversen, J., Dalgaard, T. & Fenhann, J. 2001: Kvantificering af tre tiltag til reduktion af landbrugets udledning af drivhusgasser. DJF rapport, Markbrug nr. 48, 81 pp.

Olesen, J.E.; Gylling, M. & Pedersen, V.B. 2006: Afgrøder til ethanol-fremstilling. Notat af 17. maj.

Reddersen, J. 2000: Er energipil for dyr? - Dansk BioEnergi 53: 18-19.



Foto: Mark med pileproduktion ved Frederikssund

3.16 Etablere vedvarende græs på erosionstruede arealer

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Vedvarende plantedække fx i form af vedvarende græs et af de mest effektive midler mod erosion.

Anvendelse

På skrånende arealer (se for eksempel kortlægning af erosionstruede arealer på SNS's hjemmeside). Vil med fordel kunne sættes ind der hvor erosionstruslen er størst (kraftigt skrånende arealer), hvor andre erosionsbekæmpende dyrkningsforanstaltninger ikke er tilstrækkelige og hvor P tabet primært sker via tab af partikler. Virkningen mod tab af opløst P i afstrømmende vand vil derimod være beskedent, da både overfladeudbragt gødning og opløst P fra dødt græsmateriale om vinteren kan udgøre P kilder for tab af opløst P via afstrømmende vand.

Effekt på N og P emission

Udtaget jord kan anvendes til at opfylde brakforpligtelsen og kan således erstatte rotationsbrak. Udtagning af rotationsbrak vurderes at reducere udvaskningen med 15-45 kg N/ha. Udtagning kan også erstatte jord i omdrift. Udtagning af en gennemsnitlig omdriftsjord vurderes at reducere udvaskningen med 41-51 kg N/ha (Jørgensen, 2004). Der vil være forskel på effekten på sand og lerjord, og udtagning af gennemsnitlig omdriftsjord på sand vurderes at reducere udvaskningen med 56-66 kg N/ha, mens effekten på lerjord vil være 26-36 kg N/ha.

Mindsker tab af fosfor via erosion.

Effekten af virkemidlet blev i Hansen et al. (2005) skønnet til at være 0,06-0,25 kg P/ha.

Potentielt omfang

I VMPIII-arbejdet vedr. fosfortab fra landbruget anslås det samlede dyrkede areal i DK som kan være truet af erosionsbetingede fosfortab til at være mindre end 10% af det dyrkede areal. Halvdelen heraf ansås for at være truet af såkaldt rilleerosion med særlig risiko for tab af jord og partikulært P.

Retention

Såfremt det eroderede materiale når frem til vandmiljøet er der ingen retention. Bufferzoner vil såfremt de findes tilbageholde specielt partikulært fosfor i et vist omfang (kommer an på zonens dimensioner mv.; Se fosforrapporten og evt. beskrivelse af randzoner som virkemiddel). Mht. opløst fosfor i det afstrømmende vand er tilbageholdelse i bufferzoner dårligt beskrevet.

Tidshorisont

Kort (1-2 år)

Tablet 3.21 Afledte miljøeffekter Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Arealerne vil formodentlig også bidrage til kulstoflagring i jorden.
Effekter på ammoniakemissioner	Bortfald af gødningstildelingen reducerer ammoniakemissionen.
Effekter på pesticidanvendelse	Pesticidanvendelse
Effekter på biodiversitet direkte	Ved ekstensivering af landbrugsjord kan opnås en øget biologisk mangfoldighed og arealerne kan fungere som spredningskorridorer i landbrugslandskabet.
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau.

Økonomisk vurdering

De økonomiske konsekvenser ved ekstensivering af landbrugsjord i på højbund vil afhænge af to forhold. Dels offer- eller alternativomkostningen, dvs. jordrenten på arealet før ekstensiveringen gennemføres, og dels jordrenten af driften efter ekstensiveringen er gennemført. I analysen antages sidstnævnte at være nul. Derfor gives omkostningen alene af alternativomkostningen.

Jordrentetabet vil afhænge af, om arealet indgår i driften som brakjord. For dette formål antages arealet permanent udtaget af landbrugsdrift, hvorfor omkostningerne sættes svarende til ved udtagning af højbundsjord; se analysen af dette tiltag.

Tabel 3.22 Jordrente ved etablering af vedvarende græs med maks. og min. intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	1.900 kr/ha	5.000 kr/ha
Maks. (gns. x (1+0,35))	2.600 kr/ha	6.800 kr/ha
Min (gns. x (1-0,35))	1.200 kr/ha	3.600 kr/ha

*Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Referencer

Hansen, J.F., Rubæk, G.H. & Kronvang, B. 2005: Virkemidler og deres effekt. I: Poulsen, H.D. & Rubæk, G.H. (red.). Fosfor i dansk landbrug. Omsætning, tab og virkemidler mod tab. DJF rapport - Husdyrbrug 68, 163-182. <http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/djfh68.pdf>

Jørgensen, U. 2004: Udtagning af landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 175-179.

3.17 Udlægning af udyrkede randzoner ved omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Etablering af udyrkede randzoner ved foden af omdriftsarealer der støder op til vandløb og søer vil reducere fosfortabet til overfladevand ved sedimentation af jordbundet fosfor der mobiliseres fra de bagvedliggende marker via erosion og overfladeafstrømning. I det omfang bræmmen besidder ledig fosforbindingskapacitet, vil den også kunne tilbageholde opløst fosfor, der siver gennem bræmmen. Udyrkede randzoner vil over tid også medvirke til at reducere mobiliseringen af fosfor ved brinkerrosion.

Anvendelse

Udyrkede randzoner kan etableres langs alle vandløb og omkring alle søer. Randzoner etableres på dyrkede arealer i omdrift.

Effekt på N og P emission

Effekten på reduktion af fosforudledning til overfladevand er som årligt gennemsnit anslået til ca. 2,0 kg P pr. ha udlagt randzone, men med en betydelig variation og usikkerhed knyttet til tallet (0-50 kg P/ha)². Målrkning af etablering af randzoner langs skrånede marker vil derfor medføre større reduktioner end ved randzoner langs marker uden hældning. Randzoner vil også reducere N-udvaskningen når omdriftsarealer tages ud af produktion og omlægges til udyrkede randzoner. Randzoner på en gennemsnitlig omdriftsjord vurderes at reducere udvaskningen med 41-51 kg N/ha. Der vil være forskel på effekten på sand og lerjord, og udtagning af gennemsnitlig omdriftsjord på sand vurderes at reducere udvaskningen med 56-66 kg N/ha, mens effekten på lerjord vil være 26-36 kg N/ha (Jørgensen, 2004). Der anvendes derfor et interval på 26-66 kg N/ha. Hvis brak anvendes som randzoner opnås ikke en

² I sammenfatningen af analyserne anvendes dog et interval på 1-3 kg P/ha.

reduktion i N-udvaskningen, men effekten i recipienten kan øges hvis der flyttes fra høj til lav retention.

Potentielt omfang

I VMPIII aftalen indgår der er en etablering af 50.000 ha 10 meter brede randzoner langs alle vandløb og søer større end 100 m² inden 2015. Forudsættes disse etableret i 2015, kan der herudover opnås en miljømæssig- og naturmæssig gevinst ved at etablere randzoner langs smådamme (< 100 m²) og langs grøfter der ligger for foden af skrånende marker. Omfanget heraf er ukendt.

Tidshorisont

Randzoner kan udlægges umiddelbart. En del af miljøeffekten opnås umiddelbart (1-2 år efter etablering), mens en større andel først opnås efter en længere årrække (10 år).

Tabel 3.23 Afledte miljøeffekter Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	
Effekter på ammoniakemissioner	
Effekter på pesticidanvendelse	Ophør med pesticidanvendelse
Effekter på biodiversitet direkte	Udyrkede randzoner vil med den rigtige vegetation og pleje kunne øge naturindholdet i både vandløb og randzone, herunder fungere som spredningskorridor i landskabet for dyr og planter.
Effekter på rekreative muligheder	Ingen
Andet	

Relevans, målretning og administration

Kan målrettes og kontrolleres visuelt; Lille potentiale grundet VMPIII-aftale.

Økonomisk vurdering

De økonomiske konsekvenser ved udlægning af udyrkede randzoner af 10 m brede langs søer og vandløb vil afhænge af to forhold. Dels offer- eller alternativomkostningen, dvs. jordrenten på arealet før ekstensivering gennemføres, og dels jordrenten af driften efter ekstensivering er gennemført. I analysen antages sidstnævnte at være en årlig slåning.

Alternativomkostningen ved udlægning af udyrkede randzoner af 10 m brede langs søer og vandløb kan fastsættes svarende til omkostningen ved ekstensivering af højbundsjord. Der gør sig dog det forhold gældende, at der typisk vil være tale om små arealer (i ha) og spørgsmålet er, om dette bør reflekteres i en reduktion af jordrenteestimerterne. Derfor er der foretaget analyser baseret på databasen vedr. jordfordelingssager med henblik på at afdække evt. relationer mellem jordpriser og arealstørrelsen (Jensen og Schou, 2006). Analysen viser en svag sammenhæng, men denne synes primært forårsaget af en sammenhæng mellem hektarpris og arealstørrelse for de arealer, med lav hektarpris. Omvendt er der ingen væsentlig effekt på arealer med høj jordpris (typisk omdriftsarealerne). Derfor kunne det tænkes, at det er andre forhold end arealstørrelsen som forårsager effekten, fx det forhold, at de små lavværdiarealer typisk er dårligt aronderede eller moselodder og lignende arealer uden for omdrift, som ikke har reel landbrugsmæssig betydning. Da dette forekommer sandsynligt, væges det at anvende samme jordrenteværdier for dette tiltag som for udtagning af højbundsjord; se tekst senere.

Tabel 3.24 Jordrente pr. ha landbrugsjord, som udgår af omdrift ved udlægning af udyrkede bræmmer langs vandløb

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet (gns.)	1.900 kr/ha	5.000 kr/ha
Maks.	2.600 kr/ha	6.800 kr/ha
Min	1.200 kr/ha	3.600 kr/ha

*Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Omkostningerne ved en årlig slåning sættes til 180 kr/ha svarende til maskinstationstaksten for afpudsning af brakmark jf. Håndbog for driftsplanlægning. Idet der er tale om en tjenesteydelse – dvs. nationalt handlet gode – fås ved anvendelse af NAF på 1,17 en velfærdsøkonomisk omkostning på 210 kr/ha.

Referencer

Jensen, P.L. & Schou, J.S. 2006: Omkostninger ved udtagning af landbrugsjord – et empirisk studie. Faglig rapport fra DMU. Under publicering.

Jørgensen, U. 2004: Udtagning af landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 175-179.

3.18 Udtagning af landbrugsjord på højbund

Sikkerhed: ***

Indhold og funktion

Landbrugsjord på højbund udtages permanent af omdriften og tænkes bevokset med græs og urter. En let afgræsning kan være relevant for at holde buske og træer i ave og for at fjerne næringsstoffer. Alternativt kan overvejes at høste arealet til hø eller biogasanlæg.

Anvendelse

Kan anvendes på alle bedriftstyper, men da tiltaget er dyrt må det målrettes områder, hvor det kan få stor effekt.

Effekt på N og P emission

Udtaget jord kan anvendes til at opfylde brakforpligtelsen og kan således erstatte rotationsbrak. Udtagning af rotationsbrak vurderes at reducere udvaskningen med 15-45 kg N/ha. Udtagning kan også erstatte jord i omdrift. Udtagning af en gennemsnitlig omdriftsjord vurderes at reducere udvaskningen med 41-51 kg N/ha (Jørgensen, 2004). Der vil være forskel på effekten på sand og lerjord, og udtagning af gennemsnitlig omdriftsjord på sand vurderes at reducere udvaskningen med 56-66 kg N/ha, mens effekten på lerjord vil være 26-36 kg N/ha. Der anvendes derfor et interval på 26-66 kg N/ha.

Hvis virkemidlet sættes ind på erosionstruede arealer vil P emissionen kunne reduceres med 0.06-0,25 kg P/ha. P-gødsning og -fraførsel med afgrøder elimineres eller mindskes på arealet. Såfremt arealet tidligere blev gødet med husdyrgødnings-P, vil dette skulle udnyttes på anden

måde. På arealer med risiko for erosion vil denne risiko begrænses. Uvist hvordan det ophobede landbrugsfosfor på sigt vil opføre sig m.h.t. udvaskning.

Potentielt omfang

Omdriftsarealer på højbund svarer i dag til ca. 2.000.000 ha.

Tidshorisont

Kvælstofudvaskningen reduceres normalt hurtigt efter udtagning af landbrugsjord. Det er usikkert, om der på længere sigt sker en (svag) stigning igen.

Tablet 3.25 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen. Arealerne vil formodentlig også bidrage til kulstoflagring i jorden.
Effekter på ammoniakemissioner	Bortfald af gødningstildelingen reducerer ammoniakemissionen kraftigt fra det givne areal, men man må dog antage at husdyrgødning alternativt udbringes et andet sted, som således får en øget emission af ammoniak.
Effekter på pesticidanvendelse	Pesticidforbruget ophører
Effekter på biodiversitet direkte	Ved udtagning af landbrugsjord kan opnås en øget biologisk mangfoldighed og arealerne kan fungere som spredningskorridorer i landbrugslandskabet
Effekter på rekreative muligheder	Udtagne arealer kan udnyttes til rekreative
Andet	Ingen

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes og kontrolleres visuelt.

Økonomisk vurdering

De økonomiske konsekvenser ved ekstensivering af landbrugsjord på højbund vil afhænge af to forhold. Dels offer- eller alternativomkostningen, dvs. jordrenten på arealet før ekstensiveringen gennemføres, og dels jordrenten af driften efter ekstensiveringen er gennemført. I analysen antages sidstnævnte at være nul. Derfor gives omkostningen alene af alternativomkostningen. Opgørelsen baseres på resultaterne fra Jordrente-projektet (Schou & Abildtrup, 2005), hvor der er estimeret gennemsnitlig jordrenter for Dansk landbrug på grundlag af Fødevarerøkonomisk Instituts Landbrugsregnskabsdatabase. De præsenterede omkostninger vedrører en analyse, som alene inkluderer planteavlsbedrifter. Dette estimat repræsenterer omkostningen ved udtagning af landbrugsjord uden konsekvenser for husdyrproduktionen.

Derfor søges variationen i jordrenter belyst ved inddragelse af data fra jordfordelingssager gennemført i forbindelse med naturgenopretning. Data er samlet i en database omfattende 8 naturgenopretningsprojekter med i alt 432 jordhandler (Jensen og Schou, 2006). Her er der i første omgang foretaget en simpel analyse, hvor gennemsnittet for alle sager er sammenlignet med gennemsnitte for de 25 % med højeste hhv. laveste jordpriser. Denne analyse viser, at niveauet for de 25 % laveste ligger 44 % lavere end gennemsnittet, medens niveauet for de 25 % højeste ligger 35 % højere end gennemsnittet. Da der er en række observationer, som omfatter landbrugsjord uden for omdrift, samt arealer, hvorpå der på-

lægges dyrkningsrestriktioner i forbindelse med naturgenopretningen, lægges forskellen mellem de maksimale 25 % og gennemsnittet til grund for etablering af et interval for jordrenten ved udtagning af højbundsjord.

Dermed fås et gennemsnit samt interval svarende til tabellen herunder.

Tablet 3.26 Jordrente ved udtagning på højbund med maks. og min. intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	1.900 kr/ha	5.000 kr/ha
Maks. (gns. x (1+0,35))	2.600 kr/ha	6.800 kr/ha
Min (gns. x (1-0,35))	1.200 kr/ha	3.600 kr/ha

*Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Referencer

Jensen, P.L. & Schou, J.S. 2006: Omkostninger ved udtagning af landbrugsjord – et empirisk studie. Faglig rapport fra DMU. Under publicering.

Jørgensen, U. 2004: Udtagning af landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstofab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 175-179.

Schou, J.S. & Abildtrup, J. 2005: Jordrentetab ved arealekstensivering i landbruget. Principper og resultater. Faglig rapport nr. 542 fra DMU.

3.19 Skovrejsning på landbrugsjord

Sikkerhed: ***

Indhold og funktion

Landbrugsjord tilplantes med skov

Anvendelse (type af lokalitet og landbrugsbedrift)

Skovrejsning indgår som instrument i arbejdet med grundvandsbeskyttelse, og der er et politisk ønske om at øge skovarealet fra 12% til 20-25% i dette århundrede. Vandværker i flere større byer deltager nu også i projekter om skovrejsning til beskyttelse af grundvandsressourcen. Et yderligere aspekt der er væsentligt for vandværkerne er den retslige beskyttelse af arealanvendelse til skov (fredskovpligten), der bliver pålagt disse arealer og som dermed på langt sigt er sikret mod genopdyrkning.

Effekt på N og P emission

N-udvaskningen fra skovbevoksede arealer er lav, men med en vis dynamik over omdriften. Der forventes en reduktion i nitratudvaskningen på 50 kg N/ha (mellem 30 og 70 kg N/ha) ved skovrejsning på et gennemsnitligt landbrugsareal (Gundersen et al., 2004).

P-gødsning og -fraførsel med afgrøder elimineres på arealet. Såfremt arealet tidligere blev gødet med husdyrgødnings-P, vil dette skulle udnyttes på anden måde. På arealer med risiko for erosion vil denne risiko

begrænses. Det er uvist hvordan det ophobede landbrugsfosfor på sigt vil opføre sig m.h.t. udvaskning

Potentielt omfang

Danmark har et mål om at fordoble skovarealet over en periode på 80 - 100 år, hvilket nås med en årlig tilplantning af ca. 4.500 ha landbrugsjord, dvs. ca. 40.000 ha frem til 2015.

Tidshorisont

Der er meget tilgængeligt kvælstof i landbrugsjord, og de første år kan skoven ikke omsætte mineraliseringen. Derfor er udvaskningen fra nyplantede skov stor i de første 1-4 år (10-100 kg/ha). Herefter er udvaskningen meget lav (under 5 kg N/ha) indtil 20-30 år efter plantningen, hvor et lidt højere udvaskningsniveau opstår (10-15 kg N/ha).

Tabel 3.27 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen. Skovrejsning vil formodentlig også bidrage til kulstoflagring i jorden (Christensen, 2002).
Effekter på ammoniakemissioner	Bortfald af gødningstildelingen reducerer ammoniakemissionen kraftigt fra det givne areal, men man må dog antage at husdyrgødning alternativt udbringes et andet sted, som således får en øget emission af ammoniak.
Effekter på pesticidanvendelse	Pesticidforbruget ophører
Effekter på biodiversitet direkte	Agerlandsnatur konverteres til skovnatur
Effekter på rekreative muligheder	Skove har en vigtig funktion til rekreative formål
Andet	Der er en risiko for øget udvaskning af cadmium i takt med forsuringen af skovbunden.

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes og kontrolleres visuelt.

Økonomisk vurdering

De økonomiske konsekvenser ved skovrejsning skal beregnes som forskel mellem indtægter fra skovdrift, værdien af forøgelsen af ikke-markedsværdier og alternativomkostninger forbundet med ophør af landbrugsdriften på de berørte arealer. Sidstnævnte omkostninger er identisk med dem beregnet for udtagning af landbrugsjord på højbund, jf. tabellen herunder.

Tabel 3.28 Jordrente ved udtagning på højbund med maks. og min. intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	1.900 kr/ha	5.000 kr/ha
Maks. (gns. x (1+0,35))	2.600 kr/ha	6.800 kr/ha
Min. (gns. x (1-0,35))	1.200 kr/ha	3.600 kr/ha

*Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Indtægter fra skovrejsning er primært jordrenten forbundet med skovdriften samt statsligt tilskud til etablering af skov. Som sekundære gevinster kan der opnås indtægter fra udlejning af jagtarealerne. Skovrejsningen medfører i lighed med en stor del af de øvrige virkemidler også en ændring i ikke-markedsværdier. Disse inddrages ikke i de økonomi-

ske vurderinger af omkostningerne, men dette er demonstreret i den tilhørende note vedr. skovrejsning.

De forskellige værdier vedrørende skovdrift og tilskud til skovrejsning er sammenfattet i nedenstående tabeller.

Tabel 3.29 Sammenfatning af budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiskjordrete fra skovdrift

Kr./ha/år	Budgetøkonomisk			Velfærdsøkonomisk		
	Gns.	Min.	Maks	Gns.	Min.	Maks.
Skovdrift**	-1.600	NA	NA	500	NA	NA

NB. Driftskalkuler for skovbruget, beregnet med 7% kalkulationsrente

** Angivne værdier er gennemsnitsværdier over alle driftsklasser. Der er større afvigelser i værdier mellem de enkelte driftsklasser.

Tabel 3.30 Eksempelberegninger for budgetøkonomiske tilskudsværdier (for landmanden)

	Skovrejsningsområde (kr./ha)		Ikke skovrejsningsområde (kr./ha)	
	Før skat	Efter skat (B-indkomst)	Før skat	Efter skat (B-indkomst)
Eksempelberegninger (kr./ha/år)*	Før skat	Efter skat (B-indkomst)	Før skat	Efter skat (B-indkomst)
Plantning af løvskov med B./C.	2.966	1.186	1.641	657
Plantning af løvskov uden B./C.	2.506	1.002	1.181	472
Nåleskov/Ekstensiv/Såning med B./C.	2.479	992	1.257	503
Nåleskov/Ekstensiv/Såning uden B./C.	2.019	807	796	319

* B: Pesticidfri anlæg og pleje; C: Skånsom jordbearbejdning (se note)

Tabel 3.31 Eksempelberegninger for velfærdsøkonomiske tilskudsværdier

Eksempelberegninger (kr./ha/år)*	Skovrejsningsområde (kr./ha)	Ikke skovrejsningsområde (kr./ha)
	Velfærdsøkonomisk værdi af EU refusion	Velfærdsøkonomisk værdi af EU refusion)
Plantning af løvskov med B./C.	889	542
Plantning af løvskov uden B./C.	734	386
Nåleskov/Ekstensiv/Såning med B./C.	730	416
Nåleskov/Ekstensiv/Såning uden B./C.	575	261

* B: Pesticidfri anlæg og pleje; C: Skånsom jordbearbejdning (se note)

Tabel 3.32 Nettoomkostninger ved skovrejsning, før skat

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Alternativomk. Jordbrug	1.200 – 2.600 kr/ha	3.600 – 6.800 kr/ha
Jordrente, skov	-1600 kr/ha	500 kr/ha
Tilskud**, annuieret	660 – 320 kr/ha	540 – 260 kr/ha
Nettoomkostning	2.140 – 3.880 kr/ha	2.560 – 6.040 kr/ha

*Uden inddragelse af sekundære benefits

**Tilskud for ikke-skovrejsningsområde, afrundet

Referencer

Christensen, B.T. (red.) 2002: Biomasseudtag til energiformål – konsekvenser for jordens kulstofbalance i land- og skovbrug. DJF-rapport - Markbrug 72, 75 pp.

Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S. & Pedersen, L.B. 2004: Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 188-196.



Foto: Tre år gammelt skovrejsningsområde ved Jyllinge

3.20 Periodevis oversvømmelse og ekstensivering af landbrugsdrift i ådale

Sikkerhed: *

Indhold og funktion

Når ekstensivering af landbrugsdriften i ådale fører til en forringet afvandingstilstand og midlertidige oversvømmelser af engarealerne vil en del af det partikelbundne fosfor i vandløbsvandet som oversvømmer engene blive deponeret og tilbageholdt. Herved reduceres fosfortransporten i vandløb til nedstrømsåbne vandområder (søer og fjorde). I situationer, hvor engjorden har et stort fosforindhold fra den tidligere dyrkning kan der dog ske en frigivelse af en stor del af dette fosfor og afhængig af de hydrologiske forhold vil der være en risiko for at det udvaskes til vandløbet og det vil kunne tage adskillige årtier at udtømme denne fosforpulje. Omvendt er der visse typer af dyrkede organogene lav-

bundsjerne med lav bindingsevne for fosfor, hvor ekstensivering af landbrugsdriften vil medføre en reduktion i fosforudvaskning.

Anvendelse

Kan anvendes i alle ådale med en bredde der samlet på begge sider af vandløbet er større end ca. 25 m. Ekstensivering af ådale kan ske på alle landbrugsarealer, men forudsætter at afvandingstilstanden forringes og at midlertidige oversvømmelser accepteres.

På grund af de store usikkerheder der er knyttet til, hvornår ekstensiveringen vil reducere henholdsvis øge fosforbelastningen til vandløbet, er det vigtigt at iværksættelse af virkemidler (19, 21 og 22) bygger på en forundersøgelse/screening af arealet. Dette skal muliggøre iværksættelse af særlige foranstaltninger (fx et konstrueret vådområde til fosforopsamling) på de dele af arealet, hvorfra det vurderes at fosfortabet vil blive kritisk for en nedstrøms liggende recipient. Endvidere bør iværksættelsen af sådanne virkemidler følges op med en monitoring, således at der kan foretages en korrekt kildeopsplitning af det fosfor, der tilføres en nedstrøms recipient.

Effekt på N og P emission

Ekstensiverede ådale vil reducere N-udvaskningen, når omdriftsarealer tages ud af produktion. Desuden vil der ske en reduktion i N-transporten i vandløb ved denitrifikation af nitrat i vandløbsvandet, når engene oversvømmes, ligesom der sker en deponering af organisk kvælstof. Udvasningsreduktionen kan i gennemsnit anslås til årligt 50 kg N/ha. Den ekstra denitrifikation og deponering af organisk N kan anslås til i størrelsesorden 50-100 kg N/ha pr. år pr. ha oversvømmet ådal. Der anvendes derfor et interval på 100-150 kg N/ha. Hvis ådalene ikke er i omdrift ved forringelsen af afvandingen, opnås der ikke en reduktion i N-udvaskningen.

Effekten på reduktion af fosfortransporten i vandløb er som gennemsnit anslået til 10-30 kg P pr. ha for den del af arealet, hvor der årligt sker kortvarige oversvømmelser (5-20 dage). Hvor stor en andel af den ekstensiverede ådal, der vil blive kortvarigt oversvømmet afhænger af lokale topografiske forhold og de foranstaltninger, som iværksættes for at fremtvinge oversvømmelserne (ændret vandløbsvedligeholdelse eller vandløbsrestaurering). På sigt vil ekstensivering også påvirke tabet af fosfor via brinkerrosion, men der er ikke viden om omfanget og variationen af denne påvirkning. Nedenstående tabel viser, hvor stor en andel af det ekstensiverede areal, der blev oversvømmet i fire realiserede projekter.

Tabel 3.33 Andel af det ekstensiverede areal, der blev oversvømmet i fire realiserede projekter

Projekter	Projekttype	Ådalsareal omfattet af projektet	Oversvømmet ådal efter restaurering af åen	Andel oversvømmet ådal af hele ådalsområdet
Skjern å – nedstrøms del	Restaurering ved genslyngning og reduktion af vandføringsevne	ca. 2200 ha	ca. 650 ha	30 %
Odense Å- Brobyværk til Borrebybroen (skitseprojekt 1)	Restaurering ved genslyngning og reduktion af vandføringsevne	ca. 310 ha	ca. 173 ha	56 %
Odense Å – Tørringe bæk	Restaurering ved genslyngning og reduktion af vandføringsevne	ca. 77,8 ha	22,6 ha	29 %
Brede Å – opstrøms Brede bro	Restaurering ved genslyngning og reduktion af vandføringsevne	ca. 63,4 ha	47,0 ha	74 %

På baggrund af nye undersøgelser af *in situ* fosforfrigivelsen fra repræsentative organogene lavbundsjarde er det fundet, at fosforfrigivelseshastigheden under vandmættede forhold kan estimeres på basis af jordens FeBD:PBD-molforhold (Kjærgaard et al. 2007). På baggrund af disse resultater anslås det at den potentielle fosforfrigivelse fra vandmættede organogene lavbundsjarde vil være i størrelsesordenen 2-40 kg/ha/år afhængigt af stedspecifikke jordbundsforhold. Undersøgelserne er ikke verificerede under feltforhold, og den aktuelle udvaskningsrisiko vil afhænge af lokale hydrologiske forhold. Der findes pt. ikke tilsvarende undersøgelser for minerogene lavbundsjarde. Det er væsentligt at påpege at *in situ* fosforfrigivelsen ved ekstensivering af landbrugsdrift og vådområderestaurering, omfatter en begrænset tabspulje. Fosforfrigivelsen vil derfor aftage over tid i takt med at jordens pulje af mobilt P udtømmes. Den eksakte periode for fosforfrigivelse vil afhænge af projektområdets indhold af mobilt P og raten for fosforfrigivelse. Scenarieberegninger fra konkrete lokaliteter viser at frigivelsesperioden kan foregå i årtier, men med reduceret årlig rate.

Potentielt omfang

Det er anslået, at der kan etableres i størrelsesordenen ca. 100.000 ha ådale langs fortrinsvis de større vandløb. Det skal dog bemærkes, at etablering af vådområder i forbindelse med VMPII har været vanskelig at få gennemført i stort omfang.

Retention

Der kan ske en frigivelse af tidligere landbrugsfosfor fra engene ved forringelse af afvandingen og de midlertidige oversvømmelser. Frigivelsen af opløst fosfor der kan udvaskes og/eller tilføres vandet på engen vil afhænge af de lokale hydrologiske og jordbundsmæssige forhold, herunder type af lavbundsjord. En del af det fosfor og kvælstof der deponeres på engene under oversvømmelser kan muligvis senere blive mobiliseret og genudvasket til overfladevand. Om disse emner findes der pt. ingen viden.

Tidshorisont

Ådale kan umiddelbart ekstensiveres og ved ophør af vedligeholdelse i vandløb, ved vandløbsrestaurering og afskæring af dræn og grøfter kan afvandingen hurtigt ændres (1-5 år). En stor del af miljøeffekten opnås umiddelbart (1-5 år efter etablering alt afhængig af hvor hurtigt afvandringsforholdene forringes og om der iværksættes restaureringstiltag).

Tabel 3.34 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Ændring af dyrkningspraksis fra omdrift til vedvarende græs og samtidig ophør af afdræning vil på de organiske jorde reducere nedbrydningen af organisk materiale og dermed udslippet af CO ₂ og lattergas. Bortfald af handelsgødningsforbruget på arealerne vil reducere lattergasemissionerne. Hvis der sker en opbygning af jordens organiske stof på arealerne vil der ske en lagring af CO ₂ . Hvis jorderne omlægges, så de bliver vandlidende, kan der i mindre omfang dannes metangas.
Effekter på ammoniakemissioner	Bortfald af gødningstildelingen reducerer ammoniakemissionen kraftigt fra det givne areal, men man må dog antage at husdyrgødning alternativt udbringes et andet sted, som således får en øget emission af ammoniak.
Effekter på pesticidanvendelse	Pesticidforbruget ophører
Effekter på biodiversitet direkte	Ekstensiverede ådale med forringet afvandingstilstand og midlertidige oversvømmelser vil på sigt og med nødvendig pleje kunne øge naturindholdet og biodiversiteten i både vandløb og ådal og kunne fungere som spredningskorridor i landskabet for dyr og planter.
Effekter på rekreative muligheder	Afhænger af adgangsforhold
Andet	

Relevans, målretning og administration

Kan målrettes og kontrolleres visuelt; Kun relevant i ådale.

Økonomisk vurdering

De økonomiske konsekvenser ved ekstensivering af landbrugsjord i ådale vil afhænge af to forhold. Dels offer- eller alternativomkostningen, dvs. jordrenten på arealet før ekstensiveringen gennemføres, og dels jordrenten af driften efter ekstensiveringen er gennemført. Sidstnævnte afhænger især af behovet for græsning, slået eller slåning på arealerne. Der antages i disse analyser gennemført en årlig afpudsning af arealerne med henblik på at undgå tilgroning med skov og krat. Hvor der er grundlag herfor i form af en eksisterende husdyrproduktion eller mulighed for udvidelse af en sådan, kunne afpudsningen erstattes heraf og omkostningen til afpudsning ville bortfalde. Derfor angives et omkostningsestimat med og uden omkostning hertil; se også Hasler og Schou (2004) for en videre analyse heraf.

Fastsættelse af alternativomkostningen for omdriftsjord i ådale kan ske på samme vis som for ekstensivering af højbundslande. Dog må der tages hensyn til, at lavbundslande typisk har en lavere dyrkningsværdi end højbundslande som følge af, at jorderne sætter sig og derfor nødvendiggør ny-dræning. Derfor foretages en korrektion af niveauerne ved at reducere tidshorisonten for den dyrkningsmæssige anvendelse af arealerne til 10 år. Korrektionsfaktoren beregnes som forholdet mellem nutidsværdien af jordrenterne ved en tidshorisont på hhv. uendelig og 10 år. I over-

ensstemmelse med Miljøministeriets vejledning anvendes en kalkulationsrente på 6 % p.a. for de budgetøkonomiske analyser, medens der anvendes kalkulationsrente på 3 % p.a. for de velfærdsøkonomiske. Herved fås en korrektionsfaktor på 0,44 for de budgetøkonomiske estimater og 0,25 for de velfærdsøkonomiske. De annuiserede jordrenter er vist i tabellen.

Tabel 3.35 Jordrente ved udtagning i ådale med maks. og min. intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	800 kr/ha	1.300 kr/ha
Maks.	1.100 kr/ha	1.700 kr/ha
Min	500 kr/ha	900 kr/ha

*Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Omkostningerne ved en årlig slåning sættes til 180 kr/ha svarende til maskinstationstaksten for afpudsning af brakmark jf. Håndbog for driftsplanlægning. Idet der er tale om en tjenesteydelse – dvs. nationalt handlet gode – får ved anvendelse af NAF på 1,17 en velfærdsøkonomisk omkostning på 210 kr/ha.

Referencer

Hasler, B. & Schou, J.S. 2004: Samfundsøkonomisk analyse af sikringen af naturvenlig drift på §3- og naturskowsarealer. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Arbejdsrapport nr. 197 fra DMU.

Kjærgaard, C., Hoffmann, C.C., Greve, M.H. & Olesen, S.E. 2007. Fosforbinding og fosfortabsrisiko fra danske lavbundslande. I: Udpegning af risikoområder for fosfortab til overfladevand. DFFE projekt under Vandmiljøplan III, 2004-2006.



Foto: Nydannet vådområde; jævnligt oversvømmet brakmark langs vandløb

3.21 Separation og afbrænding af husdyrgødning (og bioforgasning)

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Afbrænding af husdyrgødning giver muligheder for at reducere fosforoverskuddet i husdyrintensive områder, overholde harmonikravene, samt at implementere tiltag, hvor harmoniarealet reduceres (fx udtagning af højbundsjord og skovrejsning). Det er alene fast husdyrgødning, herunder den faste fraktion efter separering af gylle, der kan komme på tale til afbrænding. Den nye lovgivning på området favoriserer afbrænding af fiberfraktionen efter bioforgasning, idet der skal betales affaldsavgift ved afbrænding af ikke-forgassede fibre. Bioforgasning giver i sig selv en effekt på N-emissionen, og effekterne er kvantificeret særskilt.

Anvendelse

Kan i princippet anvendes overalt i husdyrtætte områder, hvor der er problemer med at skaffe det nødvendige areal til overholdelse af harmonikravene, eller hvor fosforophobningen i jorden og den nugældende gødsning med fosfor i husdyrgødning vurderes at bidrage væsentlig til en forringet miljøtilstand i oplandet. Mulig på svine- og kvægbrug, mink- og fjerkræbesætninger. Vil kunne medvirke til at sænke det nationale P overskud i dansk landbrug i de situationer, hvor askens P indhold enten fjernes helt fra landbruget, eller hvor asken anvendes som P gødning på arealer, hvor den fortrænger handelsgødningens P.

Effekt på N og P emission

Den øgede N-udvaskning ved at udbringe husdyrgødning i forhold til handelsgødning kan reduceres betydeligt. DJF har gennemført modelanalyser baseret på FASSET-modellen af effekter af bioforgasning og afbrænding af fiberfraktionen. Det er meget afgørende, at definere hvilken tidshorisont udvaskningsreduktionen skal beregnes for, idet merudvaskningen fra husdyrgødningsfibre strækker sig over flere hundrede år. Modelleringen er gennemført over 50 år. Ved en analyse over flere hundrede år beregnes en større (groft sagt dobbelt så stor) effekt af afbrænding af fibre. Efter 20 år vil 50-60% af 50 års-effekten være opnået (Petersen et al., 2006).

Der er gennemført beregninger for fire kombinationer af klima og jordbund (Petersen, 2006), og nedenstående værdier er gennemsnit heraf. Størst effekt beregnes på sandet jord med stort nedbørsoverskud, mens effekten på leret jord med lille nedbørsoverskud var begrænset. Det er vigtigt at bemærke, at resultatet afhænger af sammensætningen af separationsprodukter (i dette tilfælde er benyttet de sammensætninger, der er benyttet af "Arbejdsgruppen om afbrænding af fraktioner af husdyrgødning"), samt af, hvilken udnyttelsesprocent der tilknyttes den separerede væskefraktion. Endvidere er det i modelleringen antaget at de forskellige organiske fraktioner, der udbringes med forskellige produkter, på langt sigt opfører sig ens. Det er ikke nødvendigvis rigtigt, men der er en stor mangel på empirisk viden på dette område.

Modelleringen er gennemført for svinegylle, og der kan forventes knap 50% større effekt ved afbrænding af fibre fra kvæggylle.

Ved bioforgasning øges andelen af ammonium-N i gyllen, og udbringning af samme mængde total-N vil øge udvaskningen over 50 år. Hvis gødskningen (udnyttelsesprocenten) tilpasses det øgede ammoniumindhold, idet gødskningen med handelsgødning reduceres med ca. 9 kg N/DE, er beregnet en udvaskningsreduktion på 2,1 kg N/DE (1,1-3,6). Hvis fibrene også afbrændes (i dette tilfælde skal handelsgødskningen øges med 1 kg N/DE) beregnes en udvaskningsreduktion på 4,1 kg N/DE (2,4-6,5). Afbrændingsprocessen alene bidrager således med 1,9 kg N/DE (1,4-2,9).

Ved afbrænding af fiberfraktionen uden forudgående bioforgasning, beregnes en effekt på omkring 2,0 (0,7-2,9) kg N/DE. Den mindre effekt, sammenlignet med effekten af at afbrænde fiberfraktionen efter bioforgasning, skyldes at separation af ubehandlet svinegylle medfører en tynd fraktion med et højere indhold af organisk stof, som således tilknyttes en lavere udnyttelsesgrad end den tynde fraktion fra bioforgasset gylle. Der anvendes derfor et interval på 0,7-6,5 kg N/ha.

P følger overvejende den faste fraktion ved gylleseparering og P forbliver i aske/slagge ved afbrænding. P kan derfor lettere transporteres til andre lokaliteter for udnyttelse som gødning eller det kan eksporteres fra landbruget. Herved kan P-overskuddet reduceres, elimineres eller der vil kunne etableres et decideret P underskud på større eller mindre dele af det dyrkede areal, såfremt det fjernede P ikke erstattes med P fra andre kilder. Et eksempel på risikoarealer, hvor der etableres fosforunderskud, kunne være dræned lavbundslande eller jorde hvor der er risiko for erosion eller afstrømning via makroporer og dræn. For vurderinger af effekten af negativ fosforbalance på disse typer af arealer, se dette virkemiddel (nr. 12).

Afbrænding af husdyrgødning kan være et nødvendigt element for at bringe andre virkemidler i spil, som enten begrænser mængden af husdyrgødning, der udbringes på et areal eller som begrænser arealet der kan modtage husdyrgødning, uden at det bliver på bekostning af husdyrproduktionen. Det er ikke muligt at beskrive den tabsbegrænsende effekt af virkemidlet i sig selv.

Potentielt omfang

Afbrænding kan have relevans for den samlede husdyrgødningsmængde, idet gylle kan separeres og fiberfraktionen afbrændes. Størst reduktion af nitratudvaskning kan opnås på sandet jord med stort nedbørsoverskud, mens effekten på leret jord med lille nedbørsoverskud er begrænset.

Tidsprofil

N: På arealer med stor belastning med husdyrgødning og hurtig transport af vand fra rodzonen til recipienten vil der kunne måles en vis effekt allerede efter 1-2 år. Der vil være en lang "effekt-hale" på flere hundrede år.

P: Tidsprofilen afhænger af den specifikke situation. I de fleste tilfælde vil der være tale om en mere langsigtet effekt (formentlig i størrelsesordenen 10-20 år). Der kan dog være situationer, hvor der vil være en hurtig effekt: Jorder, hvor der er ophobning af fosfor, evt. som følge af høj belastning med husdyrgødning, og hvor jordstrukturen giver mulighed

for transport ved vandafstrømning gennem makroporer og dræn, samt på jorder, hvor der er erosionsrisiko.

Tabel 3.36 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagas-ser	Reduceret N-udvaskning reducerer lattergasemissionen. Ved afbrænding ved korrekt temperatur omdannes størstedelen af N-fraktionen til frit kvælstof (N ₂). Der vil dog forekomme en lille øgning i udledningen af NO _x ved afbrænding, størrelsen vil afhænge af forbrændingsteknologien. Ved energiproduktion baseret på fiberfraktionen fortrænges fossil energi og CO ₂ -emissionen reduceres, hvilket dog skal holdes op mod en reduktion i jordens kulstofindhold.
Effekter på ammoniakemissioner	Afbrænding kan reducere ammoniakemissionen, men det afhænger dog af hvorledes transport, oplagring og opbevaring af fiberfraktionen sker. Ved bioforgasning øges pH i gyllen, og der er risiko for øget ammoniakfordampning ved udbringning; dette kan modvirkes ved nedfældning. I de modelberegnedte eksempler er der antaget uændret ammoniakfordampning efter behandlingerne.
Effekter på pesticidanvendelse	Intet
Effekter på biodiversitet direkte	Intet
Effekter på rekreative muligheder	Intet
Andet	Der kan ske en reduktion af lugtgenerne ved lagring og ved udbringning af husdyrgødning. Der kan dog fortsat forekomme lugtproblemer i forbindelse med udbringning af den flydende fraktion samt ved lagring og transport af den faste fraktion. Såfremt asken anvendes som P gødsning andetsteds skal man være opmærksom på askeprodukternes indhold af tungmetaller, som kan være høje, og der skal tages hånd om problemer mht. formulering af produktet, således at det ikke støver. Der vil være effekter på SO ₂ og NO _x emissioner. Gælder også afsnittet "ammoniakemissioner".

Relevans, målretning og administration

Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol af gødningsregnskaber.

Økonomisk vurdering

Den økonomiske konsekvens ved afbrænding af husdyrgødning er meget kontekst afhængig. Såfremt det er muligt at levere gødningen til et centralt afbrændingsanlæg, vil det kunne gøres uden væsentlige omkostninger. Såfremt afbrændingen fordrer etablering af et gårdanlæg, vil det medføre betydelige omkostninger, med mindre der er store lokale af-tagere af den producerede energi.

Nærværende analyse tager udgangspunkt i den førstnævnte situation, Her vil de største omkostninger ved afbrænding være knyttet til transport og separering af husdyrgødning samt investering i forbrændingsanlæg.

FOI har gennemført analyser af omkostningerne ved afbrænding af fiberfraktioner fra separation med og uden bioforgasning. I referencescenariet afsættes fiberfraktionen udenfor lokalområdet. I scenario 1 forud-

sættes separationen at foregå ved leje af maskinstation og separationen omfatter ikke bedriftens samlede gylleproduktion. Transporten til afbrændingsstedet er 50 km. I scenario 2, med biogasanlæg, forarbejdes hele gyllemængden og transportafstanden er 25 km. I begge scenarier er analysen baseret på et opland med 9.950 DE og afbrænding i et større forbrændingsanlæg (62.000 tons fiber/år), hvilket koster ca. 184 kr., pr. ton fiber (Hjorth-Gregersen og Christensen, 2005). Det antages, at den producerede energi kan afsættes 100%. Forudsætningerne svarer nogenlunde til de forudsætninger der er brugt omkring det planlagte Måbjerg anlæg ved Holstebro.

Analysen viser, at afbrænding af fiberfraktionen både uden og med bioforgasning er driftsøkonomisk rentable. Overskuddet er størst efter behandling i biogasanlæg (scenario 2), hvor afbrænding giver en gevinst i forhold til transport på ca. 1 mill. kr. svarende til 105 kr. pr. DE, idet der tages udgangspunkt i alle DE i oplandet.

Der er ikke indregnet en affalds- og affaldsvarmeafgift i grundscenariet, men en følsomhedsanalyse viser, at med begge afgifter, vil afbrænding ikke længere være driftsøkonomisk lønsom.

Tabel 3.37 Årlige driftsøkonomisk fordel ved afbrænding (kr./DE)

	Scenario 1	Scenario 2
Uden afgifter	7	105
Med affaldsvarmeafgift alene	-10	46
Med affaldsafgift alene	-120	-342
Med affalds- og affaldsvarme afgift	-136	-402

Hjorth-Gregersen og Christensen (2005).

Det er antaget, at leverandør betaler for omkostninger til transport, lagring og udbringning. For at afbrændingen kan blive rentabel, kan det være nødvendigt at opkræve betaling fra de landmænd, der afleverer fiberfraktionen til afbrænding.

I den velfærdsøkonomiske analyse er indtægter og udgifter korrigeret med nettoafgiftsfaktoren. Endvidere er der anvendt den anbefalede pris for varmeenergi på 45 kr. pr. GJ (Vejledning fra Energistyrelsen), hvor der i de driftsøkonomiske beregninger blev anvendt en handelspris på 55 kr. pr. GJ.

Jævnfør tabellen herunder er der stadig en samfundsøkonomisk gevinst ved scenario 2, mens dette ikke gælder for scenario 1 når afledte effekter ikke indregnes.

Ved indregning af afledte effekter indgår værdien af reduceret CO₂ med 120 kr. pr. kt, mens ammoniakemission indgår med 8 kr./kg. Ved indregning af yderligere effekter indgår NO_x (60 kr./kg), SO₂ (40 kr./kg) også i opgørelsen. I den oprindelige analyse indgik også reduceret N-udvaskning, men dette indgår ikke i ovennævnte analyse da det i denne sammenhæng er en primær miljøeffekt. Skatteforvridningstab er ikke indregnet.

Tabel 3.38 Årlig samfundsøkonomisk gevinst ved afbrænding (kr./DE)

	Scenario 1	Scenario 2
Reference uden afledte effekter	-13	32
Reference med CO ₂ og NH ₃ effekt	11	130
Referenceanlæg med alle afledte effekter (også øget NO _x og SO ₂)	8	120

Analysen viser, at der er en samfundsøkonomisk gevinst i begge scenarier når de afledte effekter indregnes.

Endelig viser analyser af afbrænding af fjerkræ- og minkgødning, at behandling og afbrænding på gårdanlæg vil forringe rentabiliteten betydeligt (Hjorth-Gregersen og Christensen, 2006).

Referencer

Hjorth-Gregersen, K. & Christensen, J. 2005: Afbrænding af fiberfraktion fra separeret gylle – drifts og samfundsøkonomiske analyser. Notat. Fødevareøkonomisk Institut.

Hjorth-Gregersen, K. & Christensen, J. 2006: Afbrænding af tørstofrig husdyrgødning med sigte på energiudnyttelse – Drifts- og samfundsøkonomiske analyser. Notat. Fødevareøkonomisk Institut.

Petersen, J., Petersen, B.M., Blicher-Mathiesen, G., Erntsen, V. & Waagepetersen, J. 2006: Beregning af nitratudvaskning – forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrbrugsudvidelser. DJF Rapport Markbrug (under trykning).

3.22 Ophør af vandløbsvedligeholdelse

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Et ophør af vandløbsvedligeholdelse i form af stop for regelmæssig grødeskæring og oprensninger af vandløbet vil være den mest lempelige måde at fremtvinge en ændring af afvandingsevnen af de vandløbsnære arealer. På sigt vil vandløbet falde tilbage til sin naturlige dynamik med jævnlige oversvømmelser af de ånære arealer og genskabe et snoet forløb med stor fysisk variation.

Anvendelse

Ophør af vandløbsvedligeholdelse kan potentielt gennemføres i de fleste danske vandløb ved at ophøre med grødeskæring og oprensninger af vandløb.

Effekt på N og P emission

Ophør af vandløbsvedligeholdelse vil medvirke til en øget kvælstofomsætning i vandløb og vandløbsnære arealer, samt medvirke til at reducere fosfortransporten i vandløb ved aflejring af fosforholdigt slam på enge under oversvømmelse (se tiltag: ekstensivering af landbrugsdrift i ådale for effekter). Det skal bemærkes, at ophør af vandløbsvedligeholdelse kan medvirke til at øge retentioner i vandløb ved øget denitrifikation af nitrat og øget tilbageholdelse af partikelbundet fosfor. Effekten vil bl.a. afhænge af forøgelsen af vandløbsarealet.

Effekten for P anslås på samme måde som for virkemiddel 19 og med de samme forbehold, som er gjort gældende for virkemiddel 19 angående frigivelse af fosfor i forbindelse med fugtiggørelse og behov for forundersøgelser og monitoring(10-30 kg P pr. ha på det areal, der oversvømmes midlertidigt. Den andel af den således ekstensiverede ådal der oversvømmes vil variere). Det forventes herudover, at ophør af vandløbsvedligeholdelse på sigt vil reducere brinkerosionen og hermed også det forholdsvis store bidrag til fosfortransporten i vandløbet, som skyldes brinkerosion. Denne effekt vil formentlig variere betydeligt fra lokalitet til lokalitet og omfanget af effekten er ukendt.

Ved ophør af vandløbsvedligeholdelse vil der på sigt skabes mere sumpede arealer i de vandløbsnære arealer og ådale og i kortere eller længere perioder af året med megen nedbør vil arealerne være oversvømmet af åvand. Omfanget af oversvømmelser kan antages at ligge mellem 10-30 dage pr. år, men med store lokale afvigelser afhængig af sætningerne af jorden i ådalen. Ved oversvømmelser vil der erfaringsmæssigt kunne omsættes nitrat-N i et omfang der svarer til mellem 1-1½ kg N pr. ha oversvømmet areal pr. døgn. Hertil kommer en øget omsætning af nitrat-N i de mere fugtige enge hvor en højere grundvandsstand vil øge mulighederne for fjernelse (retention) af nitraten der fra marker i det tilstødende opland strømmer gennem engene til vandløb. Det forøgede N-retention vil afhænge af de lokale forhold, herunder især omfanget af grøftning og dræning af området efter ophør af vandløbsvedligeholdelse. Arealerne der berøres af virkemidlet, hvad angår oversvømmelser, vil primært ligge i de mellemste og nedre dele af vandsystemerne.

Effekten for N anslås således til 10-45 kg N/ha. Dertil kommer øget tilbageholdelse af N fra tilstødende arealer.

Potentielt omfang

Vandløbsvedligeholdelse gennemføres i dag i varierende omfang i hovedparten af de omkring 60,000 km danske vandløb.

Tidshorisont

Ophør af vandløbsvedligeholdelse som virkemiddel kan umiddelbart gennemføres og vil over en årrække reducere afvandingstilstanden i de ånære arealer hvorfor en ekstensivering af dyrkningen må påregnes. Hastigheden hvormed afvandingen forringes afhænger af flere forhold herunder især hvor i vandløbssystemet ændringen gennemføres, den potentielle sedimenttilførsel til lokaliteten, mv.

Tabel 3.39 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Ukendt
Effekter på ammoniakemissioner	Ukendt
Effekter på pesticidanvendelse	Intet
Effekter på biodiversitet direkte	Nye og forbedrede biotoper for den vandløbsnære flora og fauna ved udvikling mod mere naturlige vandløb og bedre fysiske forhold, samt hydrologisk interaktionen med de omgivende enge.
Effekter på rekreative muligheder	Intet
Andet	

Relevans, målretning og administration

Målrettet vandløb; Kan kontrolleres visuelt.

Økonomisk vurdering

Ved ophør af vandløbsvedligeholdelse vil omkostningerne alt overvejende bestå af den mistede jordrente ved at arealerne langs vandløbet på sigt ikke kan indgå i omdriften, idet de vil være vandlidende og oversvømmede i visse perioder. Omkostningerne ved denne model vil således svare til antal ha, hvorpå driften må opgives, multipliceret med jordrentetabet pr. ha. Sidstnævnte sættes svarende til omkostningen ved udtagning i ådale; se tekst for dette tiltag. I det følgende anvendes dette som estimat for omkostningerne ved vandløbsrestaurering.

Tabel 3.40 Jordrentetab ved ekstensivering af omdriftsarealer i forbindelse med vandløbsrestaurering med maks. og min.-intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	800 kr/ha	1.300 kr/ha
Maks.	1.100 kr/ha	1.700 kr/ha
Min	500 kr/ha	900 kr/ha

*Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Omkostningerne ved en årlig slåning sættes til 180 kr/ha svarende til maskinstationstaksten for afpudsning af brakmark jf. Håndbog for driftsplanlægning. Idet der er tale om en tjenesteydelse – dvs. nationalt handlet gode – får ved anvendelse af NAF på 1,17 en velfærdsøkonomisk omkostning på 210 kr/ha.

Udover disse omkostninger, vil ophør med grødeskæring og opgravning medføre reduktion i de årlige driftsomkostninger. Disse er i eksemplet for Brede å, jf. Møller et al. (2000) vurderet til 50.000 kr. årligt, for er åforløb på 13,6 km. Dette svarer til godt 3.500 kr/km i budgetøkonomiske priser og 4.100 kr/km i velfærdsøkonomiske priser. Denne omkostning vil dog variere betydeligt mellem vandløb; tal fra amterne indikerer udgifter til vandløbsvedligeholdelse i størrelsesorden 7.500 kr/km, hvorfor dette anvendes som maks. interval.



Foto: Jævnligt oprenset vandløb (Bundså) med slåede brinker

3.23 Vandløbsrestaurering

Sikkerhed: **

Indhold og funktion

Dette tiltag kan realiseres på flere måder.

A. Den ene er retablering af fri passage i vandløbssystemerne ved fjernelse af spærringer for fisk og smådyrs frie bevægelser. Dette vil medvirke til at sikre en bedre økologisk tilstand især for fisk, da visse fiskearter helt kan mangle i vandløbssystemer, som følge af spærringer i vandløbet.

B. Den anden er forbedring af de fysiske forhold i vandløbet, fx ved udlægning af store sten, udlægning af grus, beplantning af brinker med træer, åbning af rørlagte vandløb, mv.

C. Den tredje er egentlige gensnoninger af vandløb, dvs. en direkte fysisk tilbageføring af vandløbet til dets oprindelige leje, som eksempelvis Skjern å med forringelse af afvandingen af de tilstødende arealer.

Anvendelse

På regulerede og udrettede strækninger af vandløb med en dårlig fysisk vandløbskvalitet.

Effekt på N og P emission

Kun egentlige gensnoninger af vandløb og forringet afvanding af de tilstødende arealer vil medvirke til en øget kvælstofomsætning i vandløb og vandløbsnære arealer, samt medvirke til at reducere fosfortransporten i vandløb ved aflejring af fosforholdigt slam på engene under oversvømmelse (se tiltag: ekstensivering af landbrugsdrift i ådale for effekter).

Effekten for P anslås på samme måde som for virkemiddel 19 og med de samme forbehold, som er gjort gældende for virkemiddel 19 angående frigivelse af fosfor i forbindelse med fugtiggørelse og behov for forundersøgelser og monitorering (10-30 kg P pr. ha på det areal, der oversvømmes midlertidigt).

Det forventes herudover, at vandløbsrestaurering på sigt vil reducere brinkerrosionen og hermed også det forholdsvist store bidrag til fosfortransporten i vandløbet, som skyldes brinkerrosion. Denne effekt vil formentlig variere betydeligt fra lokalitet til lokalitet og omfanget af effekten er ukendt.

Ved ophør af vandløbsvedligeholdelse vil der på sigt skabes mere sumpede arealer i de vandløbsnære arealer og ådale og i kortere eller længere perioder af året med megen nedbør vil arealerne være oversvømmet af åvand. Omfanget af oversvømmelser kan antages at ligge mellem 10-30 dage pr. år, men med store lokale afvigelser. Ved oversvømmelser vil der erfaringsmæssigt kunne omsættes nitrat-N i et omfang der svarer til mellem 1-1½ kg N pr. ha oversvømmet areal pr. døgn. Hertil kommer en øget omsætning af nitrat-N i de mere fugtige enge hvor en højere grundvandsstand vil øge mulighederne for fjernelse (retention) af nitraten der fra marker i det tilstødende opland strømmer gennem engene til vand-

løb. Det forøgede N-retention vil afhænge af de lokale forhold, herunder især omfanget af grøftning og dræning af området efter ophør af vandløbsvedligeholdelse. Arealerne der berøres af virkemidlet, hvad angår oversvømmelser, vil primært ligge i de mellemste og nedre dele af vand-systemerne.

Effekten for N anslås således til 10-45 kg N/ha. Dertil kommer øget tilbageholdelse af N fra tilstødende arealer.

Potentielt omfang

Foranstaltninger i medfør af (A) kan foretages ved de tilbageværende spærringer i danske vandløb, antal er pt. ukendt.

Foranstaltninger i medfør af (B) kan gennemføres ved op mod 90% af de ca. 60.000 km vandløb i Danmark.

Foranstaltninger i medfør af (C) kan med fordel gennemføres langs strækninger af større vandløb med omgivende engarealer.

Tidshorisont

Alle tre tiltag (A,B,C) virker umiddelbart hvad angår N og P effekter, mens der vil gå nogle år før effekten slå fuldt igennem på de økologiske forhold (3-10 år).

Tabel 3.41 Afledte miljøeffekter

Effekter på emission af klimagasser	Ukendt
Effekter på ammoniakemissioner	Reduceres, hvor der sker arealekstensivering (C)
Effekter på pesticidanvendelse	Reduceres, hvor der sker arealekstensivering (C)
Effekter på biodiversitet direkte	Foranstaltningerne A, B og C vil forbedre de økologiske forhold i vandløb og i tilfældet (C) også på de vandløbsnære arealer.
Effekter på rekreative muligheder	Intet
Andet	

Relevans, målretning og administration

Projekt-orienteret; Kan målrettes og kontrolleres.

Økonomisk vurdering

Da omkostningerne ved vandløbsrestaurering er meget projektafhængig, er det vanskeligt at opstille egentlige nøgletal herfor (se Møller et al., 2000, s. 277 for eksempel på en projektanalyse). For tiltag (C), vil omkostningerne alt overvejende bestå i den mistede jordrente ved at arealerne langs vandløbet hvor afvandingen forringes og de derfor ikke kan indgå i omdriften, idet de vil være oversvømmede i visse perioder. Omkostningerne ved denne model vil således svare til antal ha, hvorpå driften må opgives, multipliceret med jordrentetabet pr. ha; se estimat for omkostningerne ved vandløbsrestaurering.

Referencer

Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Huusum, H., Madsen, T., Nielsen J. & Strandmark, L. 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. Miljø- og Energiministeriet.

Appendiks 1. Bruttoliste over virkemidler

Bruttolisten over virkemidler er ikke nødvendigvis fuldt udtømmende. Den opsummerer de virkemidler, som er foreslået i regi af de seneste års udredningsarbejder og den offentlige debat vedr. reduktion af næringsstofbelastningen – og effekterne heraf. Listen er dog ikke nødvendigvis udtømmende.

Tabel A1.1 Bruttoliste – Virkemiddel
Virkemidler til begrænsning af N-emissioner

Placeret handelsgødning
Kantspredning
Ammonium i stedet for nitratgødning
Optimeret behovsfastsættelse
Positionsbestemt plantedyrkning
Nedfældning af gylle
Biogasbehandling af gylle
Separering af gylle
Forsuring af gylle
Ændret sortsvalg i korn
Tidlig såning af vintersæd
Optimeret plantebeskyttelse
Øget anvendelse af efterafgrøder
Efterafgrøder med dyb rodvækst
Senere nedmuldning af efterafgrøder
Optimal placering af efterafgrøder i sædskifte/bedriftstype
Efterafgrøde i majs
Efterafgrøde året efter nedpløjning af kløvergræs
Bedre afgræsning på kvægbrug
Forårspløjning af græsmarker
Reduceret jordbearbejdning
Forårspløjning forud for vårafgrøder
Plantebioteknologiske muligheder
Forbedret vandingsstyring
Punktgødsning af pyntegrønt
Kontrolleret dræning
Optimeret ukrudtsbekæmpelse i pyntegrønt
Organisk gødning i pyntegrønt
Økologisk mælkeproduktion
Udtagning af landbrugsjord på højbund
Udtagning af lavbundsjord
Skovrejsning
Flerårige non-food afgrøder på omdriftsjord
Stramning af N-norm
Øget udnyttelseskrav til husdyrgødning
Strammere harmonikrav
Reduktion i husdyrproduktion

Tabel A1.1 Fortsat

Virkemidler til begrænsning af P-emissioner
Behovsbetinget fosfortilførsel
Normtal for fosfortilførsel til afgrøder
Reduceret fosforindhold i husdyrgødningen
Gødskningsteknologi
Gylleseparation
Øgede harmonikrav
Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning
Afbrænding af husdyrgødning
Reduceret jordbearbejdning
Jordbearbejdning på tværs af skrånninger
Undlade kørespor i afgrøder, der sås på langs ad skrånninger
Direkte såning af vintersæd
Udelukke vintersæd på erosionstruede arealer
Etablere vedvarende græs på erosionstruede arealer
Tilpasse udbringningsmetode og tidspunkt mhp at minimere P via overfladeafstrømning
Tilpasse udbringningsmetode og tidspunkt mhp at minimere P nedvaskning via makroporer til dræn
Timing af jordbearbejdning mhp at mindske mobilisering af P
Dyrkning af flerårige non-food afgrøder
Dyrkning af afgrøder med stort fosforbehov
Tilførsel af fosforbindere til jord (Fe- og Al-oxider)

Miljøtekniske virkemidler
Ændret vandløbsvedligeholdelse
Vandløbsrestaurering
Forbedret spildevandsrensning
Krav til rensning af spildevand i spred bebyggelse
Udbygning af regnvandsbassiner
Nye dambrugssystemer
Etablering af vådområder
Etablering af søer
Etablering af fangdamme efter drænsystemer
Etablering af biofiltre efter dræn
Kemiske fældningsanlæg
Overrisling af enge med drænvand
Muslingeproduktion
Tangproduktion
Genopretning af stenrev

Appendiks 2. Vurdering af virkemidlernes praktisk/administrative implementering

Udarbejdet af Plantedirektoratet

Plantedirektoratet er blevet forelagt en oversigt over de virkemidler, der er arbejdet med i udvalget vedr. omkostningseffektiv implementering af EU's Vandrammedirektiv, med anmodning om at afgive bemærkninger vedrørende de i oversigten anførte virkemidlers administration, mulighed for målretning, og relevans. Plantedirektoratets umiddelbare bemærkninger er indarbejdet i oversigten nedenfor. Det har på grund af den korte tidsfrist ikke været muligt at beregne de administrative omkostninger for erhverv og det offentlige. I stedet vurderes disse på et generelt niveau for de enkelte virkemidler.

Der er flere virkemidler, som allerede i dag indgår i gødskningsreglerne, som i virkemiddelpapiret foreslås skærpet eller optimeret. Plantedirektoratet finder, at den mest omkostningseffektive administration og kontrol vil kunne opnås ved at integrere administrationen og kontrollen af disse skærpede/optimerede virkemidler i den eksisterende administration og kontrol af gødskningsreglerne.

Eksempelvis indgår virkemidler som reducerede normer og efterafgrøder i gødskningsreglerne. Normreduktionen gælder her generelt for alle landbrugsbedrifter under gødningsregnskabsordningen. Kravene til bedriftenes etablering af efterafgrøder gælder ligeledes generelt, men der er tale om regler, som tilpasser kravet til areal med efterafgrøder individuelt for bedrifterne afhængig af afgrødevalg og mængden af udbragt husdyrgødning i det enkelte år.

Fødevarerministeriet har via blokregisteret for den enkelte mark oplysninger om dyrkede afgrøder, j.b. nr, vanding, kvælstofkvote, fosforbehov samt tildeling af kvælstof, fosfor og kalium. Ved en geografisk kobling via blokregistret (GIS) af disse oplysninger med nye skærpede/optimerede virkemidler vil der kunne skabes en helhedsorienteret administration og miljøkontrol, der også tager højde for individuelle krav i særlige geografiske områder. Der forudsættes derfor flere steder nogen systemudvikling.

Bemærkningerne er baseret på Plantedirektoratets erfaringer dels med implementering af nye regler til beskyttelse af vandmiljøet, og dels med administration af miljøregler, regeludvikling og ikke mindst kontrol af miljøregler i jordbruget. Plantedirektoratet har administreret og kontrolleret gødskningsreglerne siden implementeringen i 1993. Erfaringerne med kontrol er baseret på Edb-systemer udviklet til sagsstyring og administrativ kontrol af miljøindberetninger, og på erfaring med kontrolbesøg. Plantedirektoratet udfører kontrolbesøg på landbrugsbedrifterne i 6 distrikter jævnt fordelt over landet. Der benyttes kontrollører, som arbejder fuld tid med kontrol af gødskningsregler eller arealrelaterede regler. Gødskningsreglerne har gennem de senere år udgjort de mest effektive virkemidler i Vandmiljøplanerne og bidrag til opfyldelsen af Nitratdirektivet.

I oversigtsskemaet er der indsat specifikke bemærkninger til hvert enkelt af de foreslåede virkemidler. Der er fokuseret på administrative muligheder for at anvende opstillede virkemidler, herunder hvorvidt de foreslåede virkemidler er kontrollerbare, samt i en hvis udstrækning de hermed forbundne ressourcekrav. For en stor del af virkemidlerne gælder det, at der kræves nogen udvikling eller øget integrering af eksisterende Edb-systemer for at kunne imødekomme en øget målretning af virkemidlerne.

I vurderinger af administrative byrder er det forudsat, under iagttagelse af regeringens projekt om lettelse af de administrative byrder for erhvervslivet (AMVAB), at nye virkemidler integreres i den eksisterende administration, og ikke at der sker en opbygning af et parallelt system, hvor der decentralt sker en administration og kontrol af løsevne virkemidler, der ligeledes indgår i gødskningsreglerne.

Tabel A2.1 Liste over udvalgte virkemidler

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel/gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
Dyrknings- og driftstekniske tiltag				
23. Omlægning af kvægbrug med under 1,4 de/ha til økologisk produktion	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Afhænger af driftsform; Vanskeligt at målrette; Enkelt at kontrollere	DELVIS <i>Kan målrettes mod udpegede VRD-zoner. Styrken af virkemidlet afhænger af hvor store arealer fra de pågældende kvægbrug, der ligger i sårbare VRD-zoner Da det er en blivende forandring er det ikke nødvendigvis svært at målrette.</i>	LET 1) <i>Fakta: DE/ha opgøres hvert år på gødningsregnskabet et evt. krav kan stilles på denne baggrund.</i> 2) <i>Gældende administration: Omlagte bedrifter kontrolleres på lige fod med andre økologiske bedrifter. Sektor for Økologi i Plantedirektoratet kontrollerer økologiske bedrifter.</i> 3) <i>Kontrollerbarhed: Kan indgå i gældende kontrol. Der gennemføres årligt kontrolbesøg på alle økologiske bedrifter.</i> 4) <i>Administrative byrder for erhverv: Administrationskravene og kontrollen af økologiske husdyrbrug er mere omfattende end konventionelle husdyrbrug.</i> 5) <i>Omkostninger/ressource behov: Omkostninger til støtte til omlægning ydes i dag ifølge regler administreret af DFFE. Hertil kommer kontrolomkostninger.</i>	RELATIVT HØJ <i>Kræver en opdeling i VRD-zoner med forskellig karakteristika/sårbarhed Bør gennemføres for hele bedriften (CVR - nr.). Ved gennemførelse på ejendomsniveau på bedrifter med flere ejendomme bliver de offentlige administrative omkostninger betydeligt højere, da der er mange begrænsninger for at sikre en klar adskillelse. Jordbruger vil opleve en øget kontrol.</i>
24. Ammoniak/ammonium i stedet for nitratgødning.	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Vanskelig at målrette og kontrollere	DELVIS <i>Hvis hele bedrifter kan lokaliseres i en VRD- zone hvor kravet gælder, vil det være muligt at lade kravet gælde for en hel bedrift, herved kan indhold af indkøbt handelsgødning på bedriften kontrolleres med udgangspunkt i de nuværende Gødskningsregler. Hvis det kun er dele af bedriften det gælder for, er det svært at kontrollere at nitratgødning indkøbt til at gødske andre</i>	MEDIUM 1) <i>Fakta: Stort set al indenrigsindkøb og videregående salg af alle typer handelsgødning registreres i dag på virksomheden (CVR-nr.) i Register for Gødningsregnskab i Plantedirektoratet.</i> 2) <i>Gældende administration: I Register for Gødningsregnskab registreres indhold af kg N samt type via indberetninger fra Gødningsleverandører.</i> 3) <i>Kontrollerbarhed: I den nuværende kontrol bruges kun mængde N, der indgår i Gødningsregnskabet, men type står også påtegnet og vil kunne kontrolleres. Kontrol af faktisk tildeling på enkelte marker vil være vanskelig</i>	RELATIVT HØJ <i>Vil kræve en kodning af typer og længere sagsbehandlingstid. Bør implementeres så hele bedriften som har hele eller dele af arealtilliggendet i sårbare VRD-zoner omfattes.</i>

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel//gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
		<i>marker ikke bruges på de udvalgte arealer.</i>	<p>og meget omkostningskrævende.</p> <p>4) <i>Administrative byrder for erhverv: Ingen. Oplysningerne findes allerede i leverandøroplysninger. Der vil dog være en øget kompleksitet i reglerne.</i></p> <p>5) <i>Omkostninger/ressource behov: Vil kræve en kodning af typer og længere sagsbehandlingstid i Plantedirektoratet, samt Edb-systemudvikling til at håndtere oplysningerne.</i></p>	
25. Efterafgrøder - nuværende praksis.	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau	<p>DELVIS</p> <p><i>Eksisterer allerede som nationalt virkemiddel. Virkemidlet som i givet fald vil kunne strammes hvis der er potentielle jorder til etableringen.</i></p> <p><i>Kan målrettes ved at stilles krav om øget andel af efterafgrøder i sårbare VRD-zoner. Jo mindre VRD-zonerne bliver jo mindre bliver det potentielle areal for etablering af ekstra efterafgrøder.</i></p> <p><i>Det eksisterende automatiske kvoteberegningssystem der i dag er en integreret del af det elektroniske indberetningssystem i DFFE opgør allerede i dag andelen af efterafgrøder i landmandens markplan. Systemet kunne udbygges således, at bedrifter i udpegede VRD-zoner med skærpede krav til efterafgrøder, registreres i dette system.</i></p>	<p>LET</p> <p>1) <i>Fakta: Nuværende praksis er at der stilles krav om efterafgrøder på 6 – 10 % (snart 10 – 14 %) af bedriftens efterafgrødegrundareal, her inkluderes marker med Korn, Raps, Rybs, Majs, Soja, Sennep, Ærter, Hestebønne, Solsikke Oliehør, 1-årigt udtagne arealer og andre enårige afgrøder. Reglerne gælder for bedrifter med 10 ha og derover og som har en årlig momsregistreret omsætning på over 20.000 kr.</i></p> <p>2) <i>Gældende administration: Kontrollen gennemføres i dag i Plantedirektoratets Sektor for Miljø på bedriftsniveau.</i></p> <p>3) <i>Kontrollerbarhed: Kontrol af bedrifter med krav til etablering af ekstra efterafgrøder kan indgå i den generelle kontrol af efterafgrøder. Det forudsættes at bedrifterne udpeges og evt. at udpegningen fremgår af den elektroniske indberetning jf. Enkeltbetalingsordningen</i></p> <p>4) <i>Administrative byrder for erhverv: Der vil blive tale om ubetydelige ekstra adm. byrder for bedrifter omfattet af gældende efterafgrøde ordning. Hvis kravet rettes mod nye får disse administrative byrder svarende til brutto byrden for de øvrige.</i></p> <p>5) <i>Omkostninger/ressource behov: Kan kræve flere kontroller af efterafgrøder, og forudsætter tilpasning af</i></p>	<p>HØJ</p> <p>allerede implementeret som generelt værktøj</p> <p><i>Der findes i dag geografiske oplysninger om placeringen af marker med efterafgrøder på bedrifter, der søger støtte efter enkeltbetalingsordningen. En lille del af bedrifterne er omfattet af det generelle krav om efterafgrøder og søger ikke støtten.</i></p>

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel//gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
			<i>Edb-systemer.</i>	
26. Optimeret effekt af efterafgrøder.	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau	<p>DELVIS</p> <p><i>Eksisterer i dag som nationalt virkemiddel (Se virkemiddel 3).</i></p> <p><i>Kan målrettes ved udpegnings af VRD-zoner og identifikation af bedrifter med arealer i zonerne.</i></p> <p><i>Det eksisterende automatiske kvoteberegningssystem der i dag er en integreret del af det elektroniske indberetningssystem i DFFE opgør allerede i dag andelen af efterafgrøder i landmandens markplan. Systemet kunne udbygges således, at bedrifter i udpegede VRD-zoner med skærpede krav til efterafgrøder registreres i dette system og kontrollen af efterafgrøder sker på baggrund af det skærpede/optimerede krav til efterafgrøder.</i></p>	<p>LET/MEDIUM</p> <ol style="list-style-type: none"> <i>Fakta: Eksisterende regler stiller krav om typen af efterafgrøde og om tidligste nedmulding (Se også virkemiddel 3). Nuværende krav afhænger ikke af jordtype.</i> <i>Gældende administration: Kontrollen gennemføres i dag i Plantedirektoratets Sektor for Miljø på bedriftsniveau.</i> <i>Kontrollerbarhed: Kontrol kan ske på linie med kontrollen af nuværende nationale regler. Kræver udpegnings af VRD-zoner og identifikation af bedrifter/arealer. Kan være tungt at kontrollere.</i> <i>Administrative byrder for erhverv: Der vil blive tale om ubetydelige ekstra adm. byrder for bedrifter omfattet af gældende efterafgrøde ordning. Hvis kravet rettes mod nye jordbrugere får disse adm. byrder svarende til brutto byrden for de øvrige. Det vil endvidere øge kompleksiteten af reglerne, særligt når det kun gælder for bestemte områder</i> <i>Omkostninger/ressource behov: Det kræver eventuelt flere kontroller af efterafgrøder. Forudsætter tilpasning af Edb-systemer.</i> 	<p>RELATIVT HØJ</p> <p>Allerede implementeret som generelt værktøj</p> <p><i>Der findes i dag geografiske oplysninger om placeringen af marker med efterafgrøder på bedrifter, der søger støtte efter enkeltbetalingsordningen. En lille del af bedrifterne er omfattet af det generelle krav om efterafgrøder og søger ikke støtten.</i></p>
27. a. Krav om at al P gødning indarbejdes eller nedfældes i jorden i forbindelse med gødningsudbringning i perioden mellem høst og 1. april; b. Forbud mod alle former for P gødsning og jordbearbejdning i perioden fra høst til d 1. april	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau	<p>DELVIS</p> <p><i>Kravet kan målrettes ved at identificere bedrifter i VRD-zoner</i></p>	<p>SVÆR</p> <ol style="list-style-type: none"> <i>Fakta: P indhold i gødning og afgrødens P-behov oplyses i forbindelse med gødningsplanlægning, men forbrug af P reguleres ikke p.t.</i> <i>Gældende administration: Kommunerne står for kontrol med udbringningstider og indarbejdning i jorden.</i> <i>Kontrollerbarhed: Nedfældning kræver kontrol ved besigtigelse umiddelbart efter den er foretaget. Kontrol</i> 	<p>5a: MINDRE 5b: RELATIV HØJ</p>

		PD bemærkninger		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel//gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
			<p>af om tidspunkt for nedfældning/jordbearbejdning overholdes kræver meget nær overvågning. Samlet forbrug på bedriften kan kontrolleres i Gødningsregnskabsordningen, men kontrol af forbrugstidspunkt kræver gødskningsjournaler og dokumentation af disse, hvilket er vanskeligt.</p> <p>4) Administrative byrder for erhverv: Der vil eventuelt være byrder i forbindelse med kontroller og dokumentationskrav. Særordninger vil desuden øge kompleksiteten af reglerne.</p> <p>5) Omkostninger/ressource behov. Store omkostninger særlig for forslag 5a.</p>	
28. Reduceret N-norm	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes på bedriftsniveau	<p>JA</p> <p>Det eksisterende automatiske kvoteberegningssystem, der i dag er en integreret del af det elektroniske indberetningssystem i DFFE kan udbygges til at beregne individuelle skærpede kvoter på baggrund af reducerede normer helt ned på bedrifts- og markniveau i relevante VRD-zoner.</p>	<p>LET</p> <p>1) Gældende administration: N-norm kontrolleres i dag i Plantedirektoratet på bedriftsniveau summeret fra normerne for de enkelte afgrøder, etc. Der tildeles herefter en kvote på bedriftsniveau.</p> <p>2) Kontrollerbarhed: Kan kontrolleres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabsordning. Ved reduceret N-norm kan krav om procentvis reduktion af standardnorm lægges ind i GIS og indregnes i bedriftens samlede kvote. Overholdelse kan herefter kontrolleres i den fysiske og administrative kontrol i Plantedirektoratet. Kontrol af den faktiske gødningstilførsel på den enkelte mark er vanskelig, særligt for bedrifter hvor reducerede normer kun gælder for delarealer. Kontrollen kan styrkes ved samtidig at begrænse jordbrugers valgfrihed for dyrkning af afgrøder evt. til mere ekstensive afgrøder/græstyper.</p> <p>3) Administrative byrder for erhverv. Hvis krav om reducerede normer integreres i den elektroniske indberetning vil jordbruger automatisk få de rigtige normer og dermed kvote. Det vil give en øge kompleksitet af reglerne.</p>	<p>HØJ</p> <p>Allerede implementeret som generelt værktøj</p> <p>Forudsætter at krav om reducerede normer integreres i eksisterende gødningsregnskabsordning.</p> <p>Der findes i dag geografiske oplysninger om placeringen af marker på bedrifter, der søger støtte efter enkeltbetalingsordningen (EB). Implementering kræver at disse oplysninger integreres i Gødningsregnskabskontrollen.</p> <p>En lille del af bedrifter er omfattet regler om gødningsregnskaber men søger ikke støtten.</p>

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel/gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
29. Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs (kvægbrug)	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes (lokalisering af vedvarende græsmarker) og kontrolleres visuelt	JA <i>Virkemiddel kan målrettes gennem udpejning af VRD-zoner og kobling til den elektroniske indberetning til DFFE</i>	4) <i>Omkostninger/ressource behov: Dette vil øge sagsbehandlingstiden i PD. Forudsætter udvikling og tilpasning af Edb-systemer.</i> LET 1) <i>Fakta: Ikke mulig for økologiske brug (krav om afgræsning 150 dage/år).</i> 2) <i>Gældende administration: Kontrolleres i dag ved fysisk kontrol samt evt. ved salgsbilag (for så vidt angår slæt).</i> 3) <i>Kontrollerbarhed: Effektiv kontrol kræver jævnlig kontrol i afgræsnings sæsonen.</i> 4) <i>Administrative byrder for erhverv: Ved større dokumentationskrav vil dette øge den administrative byrde for jordbruger.</i> 5) <i>Omkostninger/ressource behov: Kontrol kræver mange besøg over græsningsperioden.</i>	MINDRE
30. Nedsættelse af N-tilførslen til afgræsningsmarker (kvægbrug)	Relevant for arealer med lav retention i marine oplande; Kan målrettes Vanskelig (umulig?) at kontrollere på markniveau	DELVIS <i>Det eksisterende automatiske kvoteberegningssystem, der i dag er en integreret del af det elektroniske indberetningssystem i DFFE kan udbygges således at afgrødevalget for identificerede bedrifter/arealer begrænses til mere ekstensive græsafgrøder med lave N-normer. Landmanden præsenteres for en forkortet afgrødeliste over græsser med lave normer når kvoten beregnes elektronisk.</i> <i>Styrken af virkemidlet afhæn-</i>	MEDIUM 1) <i>Gældende administration: Normer og N-kvoter for bedrifter administreres efter Gødskningsreglerne.</i> 2) <i>Kontrollerbarhed: Kontrollen kan integreres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabskontrol ved at indregne krav om procentvis reduktion af standardnorm/dyrkning af afgrødekoder med lav norm (lægges ind i GIS). I dag bruges JB nr. til at differentiere jordtyper og afgrødekoder til at differentiere, hvilken afgrøde der dyrkes, dette ville evt. kunne udvides til at inkludere "brugen", altså en "afgræsningsmark". Dette vil dog skabe yderligere græsafgrødekoder. Kontrol af den faktiske gødningstilførsel på den enkelte mark er vanskelig, særligt for bedrifter hvor reglen kun gælder for delarealer.</i>	RELATIV HØJ <i>Forudsat at krav om reducerede normer integreres i eksisterende gødningsregnskabsordning.</i> <i>Der findes i dag geografiske oplysninger om placeringen af marker på bedrifter, der søger støtte efter enkeltbetalingsordningen (EB). Implementering kræver at disse oplysninger integreres i Gødningsregnskabskontrollen.</i> <i>En lille del af bedrifter er omfattet regler om gødningsregnskaber men søger ikke støtten.</i>

		PD bemærkninger		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel/gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
		<i>ger af i hvor høj grad, der er kvægbrug/græsarealer i de udpegede VRD-zoner.</i>	3) <i>Administrative byrder for erhverv: Hvis krav om reducere normer integreres i den elektroniske indberetning vil jordbruger automatisk få de rigtige normer og dermed kvote. Det vil dog øge kompleksiteten af reglerne.</i> 4) <i>Omkostninger/ressource behov. Kræver udbygning af Edb-systemer</i>	
31. Brug af efterafgrøder de første to år efter ompløjning af græsmarker (kvægbrug)	Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau	DELVIS <i>Kan målrettes ved udpegning af VRD-zoner og identifikation af bedrifter med arealer i zonerne.</i>	MEDIUM 1) <i>Fakta: Nuværende praksis er at der stilles krav om efterafgrøder på 6 – 10 % (snart 10 – 14 %) af bedriftens efterafgrødegrundareal, her inkluderes marker med Korn, Raps, Rybs, Majs, Soja, Sennep, Ærter, Hestebønne, Solsikke Oliehør, 1-årigt udtagne arealer og andre enårige afgrøder.</i> 2) <i>Gældende administration: Efterafgrødekontrollen varetages i dag i Plantedirektoratet efter gødningsreglerne</i> 3) <i>Kontrollerbarhed: Kontrollen kan integreres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabskontrol ved at lade skærpede efterafgrødekrav gælde på de tidligere græsmarker. Den fysiske kontrol kan indgå som en del af den generelle efterafgrødekontrol.</i> 4) <i>Administrative byrder for erhverv: Mere komplekse regler.</i> 5) <i>Omkostninger/ressource behov: Længere sagsbehandlingstid da flere kriterier indgår, samt Edb-systemudvikling til at integrere nye kriterier i Gødningsregnskabet.</i>	MEDIUM
32. Tidlig såning af vintersæd	Vanskelig (umulig) at målrette og kontrollere på markniveau	JA <i>Kan målrettes ved udpegning</i>	MEDIUM	MINDRE

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel/gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
		<i>af VRD-zoner og identifikation af bedrifter med arealer i zonerne.</i>	1) <i>Kontrollerbarhed: Vil kræve at "tidlig såning" defineres evt. ved at der fastsættes en dato som såningen skal være foretaget inden. Hvorvidt landmanden overholder "tidlig såning" afhænger imidlertid af vejret, hvilket gør vanskeligt at sikre overholdelsen af virkemidlet.</i> 2) <i>Administrative byrder for erhverv: Fast såningstidspunkt påvirker forfrugtens høsttidspunkt. Det optimale såningstidspunkt vil normalt variere betydeligt regionalt.</i> 3) <i>Omkostninger/ressource behov: Det kræver eventuelt flere fysiske kontroller, og forudsætter tilpasning af Edb-systemer.</i>	
33. Udelukke vintersæd og etablering af efterafgrøder på erosionstruede arealer	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau	JA <i>Landmanden præsenteres for en forkortet afgrødeliste ved ansøgning om Enkeltbetalings-støtte i DFFE/kvote beregning i ved elektronisk ansøgning/kvoteberegning</i>	LET 1) <i>Kontrollerbarhed: Kontrol integreres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabskontrol ved at der på pågældende marker ikke kan dyrkes afgrødekoder x-y.</i> 2) <i>Administrative byrder for erhverv: Øget kompleksitet af regler</i> 3) <i>Omkostninger/ressource behov: Det kræver eventuelt flere kontroller af efterafgrøder, og forudsætter tilpasning af Edb-systemer.</i>	RELATIV HØJ
34. Undergødsning med P	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes men næppe kontrolleres på markniveau	JA <i>P-behov er opgjort i fællesindberetningen. Igen kræves en form for kodning af disse.</i>	MEDIUM 1) <i>Fakta: Afgrødenorm tabellerne under gødskningsreglerne indeholder også P-behov for de enkelte afgrøder.</i> 2) <i>Gældende administration: Gødsning med P kontrolleres i dag ikke. I husdyrindberetningen beregnes P-indhold og P-indholdet i handelsgødning fremgår af leverandørindberetninger til PD.</i> 3) <i>Kontrollerbarhed: kan medregnes i Gødningsregnskabet ved at medtage de P-behov værdier der er anført</i>	RELATIV HØJ <i>Forudsat at kravet lægges for alle bedriftens arealer.</i>

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel//gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
			<p>for afgrøden. Dette behov kan sænkes ved en procentvis nedsættelse af P-behovet i normerne for bestemte marker. Det kræver altså indførelse af en kontrol af tilførsel af P/P-regnskab. Kontrol af den faktiske gødningstilførsel på den enkelte mark er vanskelig, særligt for bedrifter hvor reglen kun gælder for delarealer.</p> <p>4) Administrative byrder for erhverv: Skal indberette det samme som i dag, da P-behovet automatisk tilknyttes de indberettede afgrøder. Kræver dog evt. yderligere planlægning af P-forbrug for at holde en evt. kvote.</p> <p>5) Omkostninger/ressourcebehov: Kræver øget tid til sagsbehandling i plantedirektoratet og kontrol og udvikling af Edb-systemer.</p>	
35. Erstatning af dybstrøelse med handelsgødning	Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol af gødningsregnskaber	<p>JA</p> <p>Forbrug indberettes i dag på bedriftsniveau, kan målrettes marker i bestemte zoner via markkort.</p>	<p>MEDIUM</p> <p>1) Fakta: Typer gødning forbrugt angives i dag i Gødningsregnskabet.</p> <p>2) Gældende administration: Gødningsforbruget kontrolleres i dag for N-forbrug i forhold til bedriftens N-kvote.</p> <p>3) Kontrollerbarhed: Kan kontrolleres på bedriftsniveau via Gødningsregnskaberne. Kontrol af den faktiske gødningstilførsel på den enkelte mark er vanskelig, særligt for bedrifter hvor reglen kun gælder for delarealer.</p> <p>4) Omkostninger/ressource behov: Kræver en udbygning af elektroniske indberetning</p>	<p>RELATIV HØJ</p> <p>Forudsat at kravet lægges for alle bedriftens arealer</p>
Ændret arealanvendelse				
36. Dyrkning af flerårige energifrugter på omdrifts jord	Kan målrettes og kontrolleres enkelt	<p>JA</p> <p>Jordbrugers valg kan indskrænkes automatisk ved at listen over valg af afgrøder indskrænkes til flerårige energifrugter i relevante VRD-zoner ved ansøgning om</p>	<p>LET</p> <p>1) Kontrollerbarhed: Kontrol integreres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabskontrol ved at der på pågældende marker ikke kan dyrkes afgrødekoder x-y.</p> <p>2) Omkostninger/ressource behov: Datasystemudvikling så indskrænkning sker automatisk og eventuelt</p>	<p>HØJ</p>

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel/gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
		<i>Enkeltbetalingsstøtte og kvoteberegning. Kan herved målrettes til Mark/blok/bedrift/lokalt/generelt</i>	<i>kan linkes til GIS kort. : Flere kontroller/kontrolområder</i>	
37. Etablere vedvarende græs på erosions-truede arealer	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes forudsat gennemførelse af kontrol på markniveau	JA <i>Afgrødevalg kan indskrænkes automatisk ved at listen over afgrøder indskrænkes til perm. græs i relevante VRD-zoner ved ansøgning om Enkeltbetalingsstøtte og kvoteberegning. Kan herved målrettes til Mark/blok/bedrift/lokalt/generelt</i>	LET 1) <i>Kontrollerbarhed: Kontrol integreres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabskontrol ved at der på pågældende marker ikke kan dyrkes afgrødekoder x-y.</i> 2) <i>Omkostninger/ressource behov: Datasystemudvikling så indskrænkning sker automatisk og eventuelt kan linkes til GIS kort. : Flere kontroller/kontrolområder</i>	HØJ
38. Udlægning af udyrkede randzoner på omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer	Kan målrettes og kontrolleres visuelt; Lille potentiale grundet VMPIII-aftale.	JA <i>Jordbrugers valg kan indskrænkes automatisk ved at reducere listen over valg af afgrøder i relevante VRD-zoner ved ansøgning om Enkeltbetalingsstøtte og kvoteberegning. Kan herved målrettes til Mark/blok/bedrift/lokalt/generelt</i>	LET 1) <i>Kontrollerbarhed: Kontrol integreres i Plantedirektoratets Gødningsregnskabskontrol ved at der på pågældende marker ikke kan dyrkes afgrødekoder x-y.</i> 2) <i>Omkostninger/ressource behov: Datasystemudvikling så indskrænkning sker automatisk og eventuelt kan linkes til GIS kort. : Flere kontroller/kontrolområder</i>	HØJ
39. Udtagning af landbrugsjord på højbund	Relevant for marine oplande med lav retention samt for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes og kontrolleres visuelt	JA <i>Jordbrugers valg kan indskrænkes automatisk ved at listen over valg af afgrøder indskrænkes i relevante VRD-zoner ved ansøgning om Enkeltbetalingsstøtte og kvoteberegning. Kan herved målrettes til Mark/blok/bedrift/lokalt/generelt</i>	LET	HØJ

<i>PD bemærkninger</i>				
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel//gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
40. Skovrejsning på landbrugsjord	Relevant for marine oplande med lav retention samt for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient; Kan målrettes og kontrolleres visuelt	JA <i>Jordbrugers valg kan indskrænkes automatisk ved at listen over valg af afgrøder indskrænkes til flerårige energiafgrøder i relevante VRD-zoner ved ansøgning om Enkeltbetalingsstøtte og kvoteberegning. Kan herved målrettes til Mark/blok/bedrift/lokalt/generelt</i>	LET	HØJ
41. Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale	Kan målrettes og kontrolleres visuelt; Kun relevant i ådale			
Miljøtekniske tiltag				
42. Afbrænding af husdyrgødning (samt bioforgasning).	Relevant for P-risikoarealer i oplande der afvander til P-følsom recipient samt marine oplande med lav retention; Kan målrettes på bedriftsniveau forudsat gennemførelse af kontrol af gødningsregnskaber	DELVIS <i>Kan målrettes til bedriftsniveau</i>	MEDIUM 1) <i>Fakta: afbrændt husdyrgødning kan fra planperioden 2006/2007 fratrækkes Gødningsregnskabet. Reguleres i henhold til bekendtgørelse om erhvervsmæssigt dyrehold og bekendtgørelse om gødning og plantedække.</i> 2) <i>Gældende administration: Administreres af Plantedirektoratet og kontrolleres i Gødningsregnskabet. Miljøministeriet regulerer krav til anlæg.</i> 3) <i>Kontrollerbarhed: Gældende dokumentationskrav i forbindelse med afbrænding vil først kunne give erfaringer og vurderingsgrundlag fra planperioden 2006/07, men vil umiddelbart kunne bruges på bedriftsniveau.</i> 4) <i>Administrative byrder for erhverv: Umiddelbart ingen udover eksisterende krav om dokumentation for anlæg og afbrænding</i>	RELATIVT HØJ <i>Er relevant for alle områder, ved at det er en måde at tage den gødning der produceres i husdyrproduktionen ud af omløb, så det ikke kommer på markerne.</i> <i>Kan fungere som ventil for alle reduktioner, så producenter kan komme af med gødningen.</i>

		<i>PD bemærkninger</i>		
Tiltag	Relevans, målretning og administration	Målretning af virkemiddel//gennemførelse på VRD problemstillingsniveau JA/NEJ/DELVIS	Administration, kontrollerbarhed LET/MEDIUM/SVÆR	Relevans/potentiale (Implementerbarhed) HØJ/RELATIVT HØJ/MINDRE
43. Ændret vandløbsvedligeholdelse	Målrettet vandløb; Kan kontrolleres visuelt			
44. Vandløbsrestaurering	Projekt-orienteret; Kan målrettes og kontrolleres			

Note: *Områder eller zoner berørt af Vandrammedirektivet og relevante i forhold til de gennemgåede virkemidler benævnes i det følgende generelt "VRD-zoner", da det ikke er klart præcist hvordan en eventuel zone- eller områdeinddeling vil blive foretaget

NB: Generelt for P-tiltagene gælder, at muligheden for målretning styrkes med den igangværende forskningsindsats med udpegning af arealer med risiko for P-tab.

Appendiks 3. Uddybende noter

Note vedr. virkemidler målrettet mod kvælstofab

Generelt

Den gennemsnitlige udvaskning fra dansk landbrug var i 2003, efter opfyldelsen af VMP II, 61 kg N/ha. Af denne udvaskning skyldes en fraktion husdyrholdet og denne fraktion kan adresseres med husdyrgødningsrelaterede virkemidler herunder de radikale med afbrænding af gødning eller ophør med husdyrhold. Resten af den landbrugsrelaterede udvaskning er relateret til afgrødedyrkningen og kan adresseres med sædskifterelaterede tiltag lige fra såtidspunkt til udtagning af dyrkningsjorden.

Beregning af, hvor stor den husdyrrelaterede udvaskning er, kompliceres af, at kvælstof kan tabes i forskellige tilstandsformer (ammoniak, frit kvælstof, lattergas, nitrat m.m.) i forløbet fra stald til mark, og at en stor del af kvælstoffet fra husdyrgødningen lagres i organisk stof i dyrkningsjorden i op til flere hundrede år. Den husdyrrelaterede nitratudvasknings størrelse hænger således sammen med staldd typer, opbevaringsmetoder for gødning, udbringningsmetoder og ikke mindst af, hvilken tidshorisont man vurderer ændringer over. Sidstnævnte er således et væsentligt diskussionspunkt i forbindelse med VVM-vurdering, og betydningen heraf er illustreret i Petersen et al. (2005). I forbindelse med Vandrammedirektivet er tidsaspektet også væsentligt grundet direktivets deadlines.

I tabel A3.1 er angivet en beregnet merudvaskning pr dyreenhed udbragt husdyrgylle akkumuleret over 50 år, hvilket er en lang periode i relation til Vandrammedirektivets opfyldelse. I tidligere beregninger, er effekten af husdyrgødningsanvendelse ofte vurderet over et uendelighedsperspektiv, hvorved der beregnes betydeligt større merudvaskning (fx Amternes tekniske anvisninger ("Amtsregnearket"); Petersen & Jørgensen, 2004). Merudvaskningen over 20 år vurderes på grundlag af Petersen et al. (2006) at være 50-60% af værdierne i tabel A3.1.

Tabel A3.1 Beregnet merudvaskning (sammenlignet med handelsgødskning) fra husdyrgylle over 50 år under forskellige forudsætninger og med de nuværende udnyttelseskrav til husdyrgødning (fra Petersen et al., 2005 og Petersen et al., 2006)

Klima	Jordtype	Merudvaskning svinegylle (kg N/ha*de)	Merudvaskning kvæggylle (kg N/ha*de)
Nedbørsrigt	JB3	5,8	7,6
Do.	JB6	4,4	5,6
Nedbørsfattigt	JB3	4,8	7,5
Do.	JB6	2,2	4,7

Baseret på tabel A3.1, en gennemsnitlig dyretæthed i Danmark på 0,9 de/ha og at ca. 25% af husdyrgødningen afsættes på mark eller i dybstrøelse, vurderes den husdyrgyllerelaterede udvaskning således til ca. 4 kg N/ha. Udvasningen fra skov og vedvarende udtaget landbrugsjord vurderes at være ca. 12 kg N/ha (Gundersen et al., 2004 & Jør-

gensen, 2004), og ca. 45 kg N/ha kan således tilskrives selve planteavls-sædskiftet, afgræsning samt udbringning af dybstrøelse (tabel A3.2).

Tabel A3.2 Nitratudvaskningen fra dansk landbrug og dens opsplitning i gyllerelateret (set over 50 år), sædskifterelateret (inklusive afgræsning og dybstrøelse) samt naturgiven andel

Gennemsnitlig udvaskning 2003	61 kg N/ha
Gyllerelateret udvaskning	4 kg N/ha
Sædskifterelateret udvaskning	45 kg N/ha
Naturgiven udvaskning	12 kg N/ha

En meget stor del af den hidtidige indsats for vandmiljøet har fokuseret på en bedre udnyttelse af husdyrgødning, og dette er lykkedes i høj grad med opfyldelsen af VMPII. Der kan fortsat arbejdes med at nedbringe tabet fra husdyrgødning, men det må konstateres, at der nu er et større potentiale i at arbejde med sædskiftemæssige tiltag, herunder afgræsning. Der kan være tale om at indarbejde flere eller bedre efterafgrøder eller at ændre i det nuværende afgrødevalg. Men der er også muligheder i at optimere afgrødefølgen i sædskiftet, således at der er effektive afgrøder til at optage den mineraliserede kvælstof. Endelig kan tidlig høst af korn efterfulgt af gastæt lagring af kernerne give mulighed for tidlig såning af efterafgrøder eller en ny hovedafgrøde, hvilket kan reducere nitratudvaskningen meget. Disse muligheder er dels dårligt undersøgt og dermed vanskeligt kvantificerbare, dels kan de være vanskelige at kontrollere.

Kvægbrug har et stort N-overskud, og der er mange muligheder for at optimere N-udnyttelsen og dermed reducere tabet. Det har dog desværre kun været muligt at kvantificere nogle få konkrete tiltag på kvægbrug, men der er potentiale for at følge op med målrettet indsats for at nedbringe overskud og tab med flere tiltag ikke mindst omkring management (fx afgræsningsstyring).

Endelig er det muligt at adressere kvælstofudvaskningen efter at den har forladt rodzonen i end-of-pipe-tiltag såsom våde enge. I Ringkøbing amt undersøges endvidere muligheden for at overrisle pilebeplantninger med drænvand lige før det løber ud i åen (Svennevig & Tarp, 2006), men der findes ikke effektmålinger fra dette projekt.

Referencer

Gundersen, P., Hansen, K., Anthon, S. & Pedersen, L.B. 2004: Skovrejsning på tidligere landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 188-196.

Jørgensen, U. 2004: Udtagning af landbrugsjord. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 175-179.

Petersen, B.M., Berntsen, J. & Jørgensen, U. 2005: Vurdering af et værktøj til VVM-screening, set i relation til hvad der sker med kvælstof tilført jorden med husdyrgødning. VVM-screeningsrapport, 27 pp.

Petersen, J. & Jørgensen, U. 2004: Reduktion i husdyrproduktionen. I: Jørgensen, U. (red.). Muligheder for forbedret kvælstofudnyttelse i marken og for reduktion af kvælstoftab. Faglig udredning i forbindelse med forberedelsen af Vandmiljøplan III. DJF rapport - Markbrug 103, 226-230.

Petersen, J., Petersen, B.M., Blicher-Mathiesen, G., Erntsen, V. & Waagepetersen, J. 2006: Beregning af nitratudvaskning – forslag til metode, der sikrer ensartethed i sagsbehandlingen i forbindelse med fremtidig miljøgodkendelse af husdyrbrugsudvidelser. DJF Rapport Markbrug (under trykning).

Svennevig, I. & Tarp, T. 2006: Energiafgrøder i indsatsplanen for Ringkjøbing Fjord. Plantekongres 2006, 388-389.

Note vedr. tiltag specielt rette mod nitratudvaskning fra kvægbrug

N-overskuddet på kvægbedrifter er ofte betydeligt, hvilket giver anledning til forskellige virkemidler, hvorved N-udvaskningen reduceres. Vi har imidlertid kun kunnet pege på tre virkemidler, hvor vi kan dokumentere effekten på N-udvaskning, nemlig I) mindre afgræsning og mere slæt, II) reduceret N-gødsning i afgræsningsmarken og III) brug af efterafgrøder i de første to år efter ompløjning af græsmarker.

Beskrivelsen af disse tre tiltag er vedlagt og nedenstående er der givet mere generelle bemærkninger til N-balancer i kvægbrug samt omtalt virkemidler, hvor vi ikke kan dokumentere effekten på N-udvaskningen.

Et sædskifte på kvægbrug kan deles op i to hoveddele; årene med kløvergræs/græs og årene med øvrige afgrøder. I årene med græs opbygges N i jordens organiske indhold, og i årene efter nedbrydes den igen. Derfor er græs/kløvergræs så god en forfrugt. Når der fokuseres på N-udvaskning er problemerne i græs-årene koncentreret om afgræsning og i årene med øvrige afgrøder koncentreret om de to første år efter ompløjning af græsset, hvor der sker en stor frigivelse.

På kvægbrug er der altid et N-overskud. Størrelsen er især afhængig af antal dyreenheder (DE) pr. ha. Overskuddet er beregnet til 100-120 kg N/ha ved 1 DE/ha og til 200-250 kg N/ha ved 2,3 DE/ha. Der er imidlertid endnu ikke viden om, hvordan disse overskud på sigt vil påvirke N-udvaskningen. Der er således heller ikke viden om, hvordan forskellig management vil kunne begrænse en evt. forøget N-udvaskning efter en årrække med højt N-overskud. Betragtninger og vurdering af størrelser i dette notat bygger således på viden fra et eller få års forsøg.

Græs/kløvergræs

Antallet af besætninger som ikke kommer på græs om sommeren stiger, og for tiden er det gældende for ca. halvdelen af besætningerne. Hvor græs/kløvergræs kun bliver anvendt til slæt er N-udvaskningen lav og ændret management vil derfor ikke påvirke udvaskningen af betydning. Omvendt er der ofte et betydeligt N-overskud i afgræsningsmarker, som fremkommer ved, at der modsat slætmarken tilbageføres N via dyrenes gødningsafsætning under afgræsning. Desuden er udnyttelsen af N i

gødning afsat under afgræsning ringe. Hvor meget marken bruges til slæt eller afgræsning vil således påvirke N-udvaskningen (vedlagte virkemiddel I). Der er kun viden om effekten på N-udvaskning for kløvergræs og ikke for rent græs.

Gødskningsniveauet i afgræsningsmarken har ligeledes betydning for udvaskningen (virkemiddel II), hvilket hovedsageligt hænger sammen med, at en større græsproduktion giver anledning til større dyretæthed i marken og dermed større gødningsafsætning.

I de fleste græsmarker er der en varierende andel kløver. Kløverens andel og N-fiksering påvirkes af den tilgængelige mængde mineralsk-N, og kløveren er således selvregulerende i N-sammenhæng. N-udvaskningen forventes derfor ikke at være påvirket af, om der er kløver i marken.

Ved en effektiv afgræsning, hvor dyrenes optagelse maksimeres, vil N-overskuddet kunne begrænses. Afgræsningsforsøg har vist, at afgræsningen kan effektiviseres, men der findes ikke målinger på, hvordan dette vil påvirke N-udvaskningen.

I forbindelse med afgræsning vil en yderligere nedsættelse af PBV-niveauet i suppleringsfoderet end den, der allerede er foretaget, kunne nedsætte N-overskuddet. Nye forsøg har vist dette for kortere perioder, men effekten på N-udvaskningen er ukendt. Desuden vil det for N-udvaskningen for hele sædskiftet have større betydning, om kraftfoderet er indkøbt eller hjemmeproduceret.

Sædskiftet

Efter ompløjning af græsmarken er management gennem de senere år forbedret væsentligt. Det gælder for nedsættelse af gødningsmængden for den efterfølgende afgrøde samt tidspunktet for ompløjning af græsmarken. Plantedækket i de to første efterår har imidlertid meget stor betydning for N-udvaskningens størrelse (virkemiddel III).

Kvantificering af virkemidlerne

I nedenstående tabeller er virkningerne af de enkelte virkemidler på N-udvaskning og udbytte kvantificeret ved en relativ angivelse baseret på forsøg. Da forsøgene oftest kun har begrænset repræsentativitet er de absolutte værdier for virkemiddel I og II søgt angivet ved værdier for referencebehandlingen (100) baseret på målte værdier udtrukket fra databasen bag N-LES-modellen. For udvaskning fra rent græs på lerjord fandtes dog kun to målinger med meget stor forskel, og ingen værdi er angivet.

Virkemiddel: Flere slæt frem for kontinuert afgræsning af kløvergræs

Afgræsningsstrategiens relative effekt på udvaskning og udbytte ved forskellige gødningsniveauer. Afgræsning er sat til 100 ved hvert gødningsniveau. Absolut udvaskningsniveau er baseret på målte resultater.

Tabel A3.3 Effekt af gødskning og afgræsningsstrategi på N-udvaskning fra kløvergræs

Gødningsniveau	Strategi	Relative udvaskning	Relativ Udbytte	Absolut udvaskning kg N/ha	
				Ler	Sand
N-norm	Afgræsning	100	100	37	155
	1 slæt og afgræsning	90	105		
	2 slæt og afgræsning	65	115		
	Slætgræs	30	115		
½ N-norm	Afgræsning	100	100		
	1 slæt og afgræsning	95	100		
	2 slæt og afgræsning	75	110		
	Slætgræs	35	110		

Ved N-norm er der regnet med normudbytte, hvilket med en rimelig god afgræsning giver en gødningsafsætning på 125 kg N/ha (70% udnyttelse), hvor der kun er afgræsning. Ved ½ N-norm er der regnet med 80% af normudbytte.

Virkemiddel: Efterafgrøder i 1. og 2. efterår efter ompløjning af kløvergræsmarker

Relativ effekt på udvaskningen. Bar jord eller vintersæd er sat til 100. Der regnes ikke med nogen udbytteeffekt udover den, som det ændrede afgrødevalg betinger. Forudsætning: forårsompløjning af græsmarken. På grov sandjord kan den absolutte samlede udvaskning i de to år med bar jord eller vintersæd efter ompløjning typisk være 200-400 kg N/ha.

Tabel A3.4 Effekt på N-udvaskning af efterafgrøder efter ompløjning af kløvergræs

Afgrøder	Relativ udvaskning
Bar jord/vintersæd	100
Græs udlagt i korn	40

Virkemiddel: Gødning til afgræsningsmarker

Den relative effekt på udvaskning og udbytte på en reduktion af N-tilførslen til græsmarker. Udvasning og udbytte ved gødskning til N-norm er sat til 100, og der regnes med en afsætning fra græssende dyr på 75 kg N/ha udover de angivne mængder. Absolut udvaskningsniveau er baseret på målte resultater.

Tabel A3.5 Effekt på N-udvaskning af ændret gødskning af græsmarker

Græstype	Parameter	Gødning til græs kg N/ha		
		0	100	175
Kløvergræs	Udvaskning	50	80	100
	Udbytte	80	90	100

Græstype	Parameter	Gødning til græs kg N/ha		
		0	150	265
Ren græs	Udvaskning	25	60	100
	Udbytte	30	70	100

Absolut udvaskning	Ler	Sand
Kløvergræs	37	155
Ren græs	Ingen obs.	113

Note vedr. virkemidler målrettet mod fosfortab

En lang række virkemidler mod fosfortab fra landbruget til vandmiljøet blev foreslået i "fosferrapporten" (Poulsen og Rubæk, 2005) som blev udarbejdet i forbindelse med udredningsarbejdet der blev udført forud for VMPIII. I denne rapport var virkemidlerne mod P opdelt i såkaldte "generelle virkemidler", som kunne iværksættes for landbruget generelt, som primært retter sig mod at reducere fosforoverskuddet i landbruget og optimere fordelingen af gødningsfosforet og virkemidler som kan sættes ind direkte mod fosfortabet i områder, som kan have særlig stor risiko for at tabe P til vandmiljøet. Virkemidler rettet mod tab i risikoområder forudsætter selvfølgelig at disse kan udpeges og diagnosticeres (hvilket vi ikke helt kan endnu) og at virkemidlerne målrettes til den mod det, der i den konkrete situation gør det udpegede areal til et risikoområde. Tabellerne med virkemidler fra VMPIII udredningen er gengivet i tabel A3.6., med tilføjelser af enkelte virkemidler og med et par nye kolonner. For de fleste af de nævnte fosfor-virkemidler findes der uddybende tekst i fosferrapporten (Poulsen og Rubæk, 2005).

De generelle virkemidler virker primært ved at reducere eller omfordele fosforoverskuddet. Virkningen af den type virkemidler på fosfortabet til vandmiljøet må anslås at være af beskeden størrelse, den vil først slå igennem på det lange sigt og kun såfremt de sættes ind med en styrke der eliminerer fosforoverskuddet. Disse generelle virkemidler kan selvfølgelig også sættes ind med stor styrke i risikoområder, hvor de såkaldte kildefaktorer såsom den årlige fosforgødskning og jordens fosforindhold bidrager væsentligt til risikomomentet i området. Anvendes disse virkemidler på denne måde vil effekten øges, og virkningen vil formentlig kunne slå igennem om ikke hurtigt, så dog nok på det mellemlange sigt. Vi anser det ikke for muligt at kvantificere effekten af disse virkemidler yderligere på nuværende tidspunkt.

Kvantificering af tabstørrelser vedrørende P-tab på de øvrige virkemidler er også stadig meget rudimentær og der forudsættes ofte en udpegnings af risikoområdet. Denne udpegnings forventes at være mulig indenfor de næste få års tid. Ligeledes vil der i fremtidige VMPIII forskningsprojekter opnås bedre indsigt omkring mange af virkemidlerne, således at vi kan give mere præcise anvisninger på hvor og hvordan virkemidlerne skal sættes ind, således at der opnås den størst mulige effekt.

Tabel A3.6 vedr. undergødskning med P

	Kg P/ha til 75 cm dybde	P-underskud		Udvaskning "nu" kgP/ha			Udvaskningsreduktion ved virkemiddel, ved lille styrke (kg P/ha)§			Udvaskningsreduktion ved virkemiddel ved stor styrke (kg P/ha)		
		100 kg (5 kg i 20 år /20 kg i 5 år, lille styrke)	400 kg (fx 20 kg i 20 år, stor styrke)	Middel, sandjord (iflg. /NOVA som opgjort i P-udredning ^α)	Høj (anslået)	Meget høj (anslået)	Middel nu-udvaskning	Høj udvaskning	Meget høj udvaskning	Middel nu-udvaskning	Høj udvaskning	Meget høj udvaskning
Skovjord*	2700	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophobning iflg.*	1900	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ophobning iflg. statistic#	1400	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Landbrugsjords*	4600	2	9	0,063	0,1	1	0	0,001	0,005	0,005	0,009	0,087
Landbrugsjords 200% ophobning*	6500	2	6	0,063	0,1	1	0	0	0,004	0,004	0,006	0,062
Landbrugsjords 200 % ophobning#	6000	2	7	0,063	0,1	1	0	0	0,004	0,004	0,007	0,067
Landbrugsjords 75% ophobning	4125	2	10	0,063	0,1	1	0	0,001	0,006	0,006	0,10	0,097
Landbrugsjords* 75% ophobning#	4950	2	8	0,063	0,1	1	0	0,001	0,005	0,005	0,008	0,081

* Beregningsgrundlaget er fra KVADRATNET-undersøgelsen, som brugt i Poulsen og Rubæk, 2005

Beregningsgrundlaget er fra Danmarks statistik, som også beskrevet i Poulsen og Rubæk 2005 og Kyllingsbæk, 2005.

α Udvaskningsdata stammer fra NOVA, DMU, som de er opstillet i Poulsen og Rubæk. Disse data er opnået i LOOP ved at udtage jordvand med teflonsugeceller fra 12 sandjordsmarker i en dybde af 1m.

§ Sammenstillingen af generelle data fra kvadratnetsundersøgelsen vedr. totalfosforindhold og punktmålinger for udvaskning i NOVA er i bund og grund dybt uvidenskabelig, og kan kun tjene til at danne sig et forsigtigt skøn over størrelsesordener. Ved denne form for købmansprocentregning ligger der en antagelse om linearitet som vi ydermere ved ikke er rigtig. Denne antagelse gør, at effekten ved stor fosforophobning og stor mætningsgrad kan være undervurderet, medens den kan være overvurderet ved lavere fosformætningsgrader i jorden.

Note vedr. omkostninger ved arealudtagning

Denne note sammenfatter de overordnede betragtninger vedr. fastsættelse af niveauer og intervaller for tiltag, som medfører en alternativ- eller offeromkostning som følge af udtagning af landbrugsjord. Konkret er der tale om følgende tiltag i forbindelse med VRD:

- Udlægning af udyrkede randzoner ved omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer
- Skovrejsning på landbrugsjord
- Udtagning af landbrugsjord på højbund
- Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale

For alle tiltag er der tale om ekstensivering af arealer som i udgangspunktet er i omdrift, hvorfor fastsættelse af alternativomkostninger omfatter derfor kvantificering af den forventede gennemsnitlige jordrente – og intervaller herfor – ved dyrkning af de pågældende arealer. I fremstil-

lingen tages udgangspunkt i tiltaget "udtagning af landbrugsjord på højbund", som er belyst i Schou & Abildtrup (2005), og baseret på disse analyser samt supplerende data bl.a. fra jordfordeling i forbindelse med naturgenopretnings-projekter vurderes niveauet for de øvrige tiltag.

Udtagning af landbrugsjord på højbund

Opgørelsen af jordrenten ved landbrugsdrift på højbund baseres på resultaterne fra Jordrenteprojektet (Schou & Abildtrup, 2005). Her er estimeret gennemsnitlig jordrenter for dansk landbrug på grundlag af Fødevareøkonomisk Instituts Landbrugsregnskabsdatabase (tabel A3.7). De præsenterede omkostninger vedrører alene planteavlbedrifter. Estimerne repræsenterer omkostningen ved udtagning af landbrugsjord uden konsekvenser for husdyrproduktionen.

Det er ønsket også at angive intervaller for jordrenten til brug for VRD-analyserne. Tabellen angiver et interval omkring gennemsnittet baseret på jordtyper. Det vurderes dog, at dette interval næppe er dækkende for variationerne i jordrenter set over hele landbrugspopulationen. Dette skyldes dels, at der er en lang række forhold foruden jordtyperne, som er af betydning for jordrenterne, samt at inddelingen efter jordtyper i FØIs landbrugsstatistik er forholdsvis upræcis.

Tabel A3.7 Jordrenteestimer fra Jordrenterapporten

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	1.900 kr/ha	5.000 kr/ha
Lerjord	2.000 kr/ha	5.100 kr/ha
Sandjord	1.500 kr/ha	4.600 kr/ha

* Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Kilde: Schou & Abildtrup, 2005.

Derfor søges variationen i jordrenter belyst ved inddragelse af data fra jordfordelingssager gennemført i forbindelse med naturgenopretning. Data er samlet i en database omfattende otte naturgenopretningsprojekter med i alt 432 jordhandler. Her er der i første omgang foretaget en simpel analyse, hvor gennemsnittet for alle sager er sammenlignet med gennemsnitte for de 25 % med højeste hhv. laveste jordpriser. Denne analyse viser, at niveauet for de 25 % laveste ligger 44 % lavere end gennemsnittet, medens niveauet for de 25 % højeste ligger 35 % højere end gennemsnittet. Da der er en række observationer, som omfatter landbrugsjord uden for omdrift, samt arealer, hvorpå der pålægges dyrkningsrestriktioner i forbindelse med naturgenopretningen, lægges forskellen mellem de maksimale 25 % og gennemsnittet til grund for etablering af et interval for jordrenten ved udtagning af højbundsjord.

Dermed fås et gennemsnit samt interval svarende til tabel A3.8 herunder.

Tabel A3.8 Jordrente ved udtagning på højbund med maks. og min.-intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	1.900 kr/ha	5.000 kr/ha
Maks. (gns. x (1+0,35))	2.600 kr/ha	6.800 kr/ha
Min. (gns. x (1-0,35))	1.200 kr/ha	3.600 kr/ha

* Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Skovrejsning på landbrugsjord

Her anvendes samme estimater som angivet ved udtagning af højbundsjord; se særskilt note.

Ekstensivering af landbrugsdrift i ådale

Fastsættelse af alternativomkostningen for omdrifts jord i ådale kan ske på samme vis som for ekstensivering af højbunds jorde. Dog må der tages hensyn til, at lavbunds jorde typisk har en lavere dyrkningsværdi end højbunds jorde som følge af, at jordene sætter sig og derfor nødvendiggør ny-dræning. Derfor foretages en korrektion af niveauerne ved at reducere tidshorizonten for den dyrkningsmæssige anvendelse af arealerne til 10 år. Korrektionsfaktoren beregnes som forholdet mellem nutidsværdien af jordrenterne ved en tidshorizont på hhv. uendelig og 10 år. I overensstemmelse med Miljøministeriets vejledning anvendes en kalkulationsrente på 6 % p.a. for de budgetøkonomiske analyser, medens der anvendes kalkulationsrente på 3 % p.a. for de velfærdsøkonomiske. Herved fås en korrektionsfaktor på 0,44 for de budgetøkonomiske estimater og 0,25 for de velfærdsøkonomiske. De annuierede jordrenter er vist i tabel A3.9.

Tabel A3.9 Jordrente ved udtagning i ådale med maks. og min.-intervaller

	Budgetøkonomisk	Velfærdsøkonomisk*
Hele landet	800 kr/ha	1.300 kr/ha
Maks.	1.100 kr/ha	7.700 kr/ha
Min.	500 kr/ha	900 kr/ha

* Uden inddragelse af evt. sekundære benefits

Udlægning af udyrkede randzoner ved omdriftsarealer, der støder op til vandløb og søer

Alternativomkostningen ved udlægning af udyrkede randzoner af 10m bredde langs søer og vandløb kan fastsættes svarende til omkostningen ved ekstensivering af højbunds jord. Der gør sig dog det forhold gældende, at der typisk vil være tale om små arealer (i ha) og spørgsmålet er, om dette bør reflekteres i en reduktion af jordrenteestimerne. Derfor er der foretaget analyser baseret på databasen vedr. jordfordelingssager med henblik på at afdække evt. relationer mellem jordpriser og arealstørrelsen. Analysen viser en svag sammenhæng, men denne synes primært forårsaget af en sammenhæng mellem hektarpris og arealstørrelse for de arealer, med lav hektarpris. Omvendt er der ingen væsentlig effekt på arealer med høj jordpris (typisk omdriftsarealerne). Derfor kunne det tænkes, at det er andre forhold end arealstørrelsen som forårsager effekten, fx det forhold, at de små lavværdiarealer typisk er moselodder og

lignende arealer uden for omdrift, som ikke har reel landbrugsmæssig betydning. Da dette forekommer sandsynligt, væges det at anvende samme jordrenteværdier for dette tiltag som for udtagning af høj-bundsjord.

Note vedr. økonomisk vurdering af Skovrejsning

Denne note beskriver de indtægter og gevinster samt omkostninger forbundet med skovrejsning i Danmark. Indtægter fra skovrejsning er primært jordrenten forbundet med skovdriften samt statsligt tilskud til etablering af skov. Som sekundære gevinster kan der opnås indtægter fra udlejning af jagtarealerne. Skovrejsningen medfører også en stigning i ikke-markedsværdier, såsom herlighedsværdier for dem som bor i direkte nærhed til skoven og rekreative værdier for udefrakommende besøgende. Skov binder også CO₂ og notatet indeholder forslag til værdisætning af denne sekundære effekt. Som andre ikke-markedshandlede effekter kan der nævnes ændringen i den biologiske mangfoldighed samt optionsværdien for en potential beskyttelse af fortidsminder i jorden. Disse effekter omtales kort i notatet, der argumenteres dog for at undlade deres potentielle monetære værdier i analysen.

Implementering af Vandrammedirektivet er direkte målrettet en reduktion i N og P udledningen samt beskyttelse af drikkevandsressourcerne. Disse effekter er derfor ikke værdisat i denne note. Der skal dog bemærkes at det givetvis kan blive nødvendigt at inddrage monetære værdier for disse effekter når der sammenlignes omkostningseffektiviteten af tiltag som varierer i deres reduktionsbidrag til de enkelte effekter.

Indtægter fra skovdrift

Skovdrift

Beregning af jordrenten for skov tager udgangspunkt i jordværdien. Rent praktisk beregnes jordværdien ved at alle indtægter og udgifter i løbet af omdriften diskonteres og summeres til en NPV-værdi. Derefter ganges NPV med en uendelighedsfaktor, og der opnås et udtryk for jordværdien. Jordværdien beregnes dermed som bevoksningens nutidsværdi, umiddelbart før etablering, for en uendelig række af omdrifter. I beregningerne af jordværdien antages det dermed at arealet gentilplantes efter bevoksningen er afdrevet. Antagelsen synes rimelig da fredskovsloven foreskriver at et areal der er fredskovspligtigt skal gentilplantes efter afsluttet omdrift. For at opnå jordrenten ganges jordværdien med den respektive kalkulationsrente. Til beregning af en budgetøkonomisk og en velfærdsøkonomisk jordrente benyttes henholdsvis budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske priser og renter.

Der er en stor usikkerhed forbundet med de beregnede jordrenter, hvilket i særdeleshed skyldes skovdriftens lange tidsperspektiv (op mod 150-200 år for egeskov). Dels er skoven over en omdrift udsat for biotiske (billeangreb, svampeangreb mfl.) og abiotiske (stormfald og tørke) risikoen som kan medføre nedgang i træernes vækst, forringet vedkvalitet eller betyde at bevoksningen helt går til uden nogen former for indtægter. Dernæst er der også en del usikkerhed forbundet med de træpriser der benyttes i beregningerne.

Damgaard et al. (2001) har lavet detaljerede budget- og velfærdsøkonomiske beregninger af jordrenten fra skovbruget for forskellige typer bevoksninger. Disse jordrenter er vist i A3.10. Priserne per kubikmeter anvendt i disse beregninger er fra 1997. Dansk Skovforening (2004) viser at salgspriserne næsten er halveret i 2004 i forhold til 1997. Store stormfald i Nordeuropa i 1999 og senest i 2005 har betydet at store mængder stormfældet nåletræ har skullet oparbejdes hurtigst muligt. Dette har medført et stort udbud af nåletræ og heraf faldende priser. Priserne på nåletræ bevæger sig langsomt op i Danmark, og det er således muligt at priserne igen vil stige og nå op på niveau med priserne i 1997, når det stormfældede træ er fuldt oparbejdet.

Prisdannelsen på det danske marked for nåletræ er i øjeblikket nært koblet til det skandinaviske og tyske marked for nåletræ. Påvirkningen (flowet af importeret træ) fra det baltiske og russiske marked har været ubetydelig i første halvår af 2006. Det skyldes bl.a. en politisk beslutning fra Rusland om at eksportere store mængder nåletræ til Kina og et fald i den baltiske eksport som følge af stigende indenlandsk forbrug. Flowet af nåletræ ned gennem Skandinavien fra Finland er ligeledes nedsat på grund af ændrede beskatningsregler i det finske skovbrug. Således har politiske beslutninger i de omkringliggende lande betydelig indflydelse på prisdannelsen i det danske nåletræmarked.

Priserne i det danske løvtræmarked er især koblet til det europæiske og asiatiske marked. For løvtræet forholder det sig ligeledes sådan, at politiske beslutninger (fx importrestriktioner) kan påvirke afsætningsmulighederne, og afregningsprisen fra den ene hugstsæson til den anden (Holmstrup (2006)).

Således er der behov, for at der udføres en analyse af jordrentens følsomhed overfor prissvingninger på råtræsmarkedet. Denne følsomhedsanalyse kan relativt nemt gennemføres hvis det er muligt at få adgang til de oprindelige regneark anvendt i Damgaard et al. (2001).

Tabel A3.10 Budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske jordrenter i skovbruget ved forskellige driftsklasser og kalkulationsrenter Damgaard et al. (2001). Jordrenterne er eksklusiv tilskud og de velfærdøkonomiske jordrenter inkluderer ikke ikke-markedsomsatte goder

Driftsklasse/ Kalkulationsrente	Budgetøkonomisk (kr/ha)			Velfærdsøkonomisk (kr/ha)		
	5 %	7 %	9 %	1 %	3 %	5 %
Eg	-2411	-3371	-4261	363	-1494	-2838
Bøg	-2631	-3762	-4790	535	-1509	-3096
Ask	-1445	-2136	-2756	335	-761	-1704
Birk	-320	-691	-988	1129	249	-370
Rødgran	-593	-1147	-1595	1450	239	-665
Skovfyr	-942	-1352	-1740	273	-537	-1110
Thuja	-1818	-2501	-3164	-447	-1292	-2127
Nobilis	4394	2228	308	12311	9191	6202
Gennemsnit	-721	-1592	-2373	1994	511	-714

Kilde: Damgaard et al. (2001)

Statsligt tilskud til privat skovrejsning

For private ejere af landbrugsjord er det muligt at opnå statsligt tilskud til skovrejsning. Skov- og Naturstyrelsen har for nylig ændret deres tilskudsregler (se Skov- og Naturstyrelsen (2006)). Tilskud gives bl.a. til plantning eller såning af ny skov, de første 5 års pleje efter etablering, etablering af hegn, udarbejdelse af skovkort og lokalitetskortlægning samt en indkomstkompensation i de første 10 år. Områder for skovrejsningen er valgt ud fra en vægtning af regionale og national interesser mht. til landbrugsarealets kvalitet, drikkevandsbeskyttelse, anvendelse til grusgrav osv. som leder til en kategorisering af arealet i områder hvor skovrejsning er ønsket eller ikke ønsket.

Ved tildeling af tilskud skelnes der derfor mellem skovrejsningsområder og ikke skovrejsningsområder hvor sidstnævnte får mindre i tilskud. Forudsætning for at opnå enhver form for tilskud er at arealet er i privat eje og har en størrelse af mindst 5 ha, at området er egnet til bæredygtig skovdrift og ikke ligger i et område hvor skovrejsning er uønsket (med mindre amtet har givet dispensation). Arealet skal have været i regelmæssig erhvervsmæssig landbrugsdrift i den seneste dyrknings sæson og skal være uden skovbevoksning. Skov plantet med statsligt tilskud pålægges fredskovspligt.

Tabel A3.11 Tilskudssatser for privat skovrejsning

	Skovrejsningsområde (kr./ha)			Ikke skovrejsningsområde (kr./ha)		
	1. rate	2. rate	I alt	1. rate	2. rate	I alt
Plantning (såning)						
A. Anlæg og pleje:						
Plantning af løvskov/skovbryn	16.000	9.000	25.000	13.000	7.000	20.000
Plantning af nåleskov	10.000	6.000	16.000	8.000	5.000	13.000
Ekstensiv plantning (hjemmehørende arter)	10.000	6.000	16.000	8.000	5.000	13.000
Såning	10.000	6.000	16.000	8.000	5.000	13.000
B. Pesticidfri anlæg og pleje	3000 kr./ha (udbetales i to lige store rater)					
C. Skånsom jordbearbejdning	3000 kr./ha (udbetales sammen med 1. rate)					
B./C. Pesticidfri anlæg og pleje og Skånsom Jordbearbejdning	9000 kr./ha (udbetales i to lige store rater)					
D. Hegn	15 kr./m (udbetales sammen med 1. rate)					
E. Indkomstkompensation i 10 år (til arealer, der tilplantes/tilsås eller udlægges til naturlig tilgroning)	2.400 kr./ha/år (kun i skovrejsningsområder)					
F. Forberedende undersøgelser						
Lokalitetskortlægning	1000 kr. +200 kr./ha					
Kort/arealfastsættelse	500 kr. + 50 kr./ha					

Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (2006), s. 4.

Tabel A3.11 indeholder de nyeste tilskudssatser. Tilskud udbetales med undtagelsen af "up-front" udgifter som hegn og kortlægning i to rater. For at få 2. rate udbetalt skal der opfyldes specifikke plantetalskrav samt en række regler angående sammensætning af beplantning og pleje. Som det fremgår af tabellen ydes ekstra tilskud hvis der vælges pesticidfri anlæggelse og pleje samt skånsom jordbearbejdning. Staten får refunderet 50% af udgifterne for investeringer og indkomstkompensation fra EU midler (EU (1999) og Jørgensen (2006)). For statslig og kommunal skovrejsning refunderer EU dog kun investeringsudgifterne.

For at få tilskud udbetalt skal projektet være påbegyndt (1. rate) og gennemført (2. rate). Påbegyndt betyder at arealet er forberedt, dvs. der er foretaget jordbehandling og rensning og der er plantet eller sået. Søges tilskud til hegn skal dette være sat op. Tilskud til skånsom jordbearbejd-

ning, hegn og kortlægning udbetales sammen med 1. rate. Et projekt er gennemført når kravet angående antal planter per ha kan opfyldes og bestandstræerne har en gennemsnitlig højde på mindst 1,0 m. Anden indberetning skal ske senest otte år efter indberetning ved plantning (12 år ved såning). Både tilskud og indkomstkompensation er skattepligtig B-indkomst, dvs. den faktiske værdi for landmanden i en budgetøkonomisk beregning er kun en del af tilskudssummen. I beregningerne her er der antaget at skatteprocenten for B-indkomst er 60%, dvs. den faktiske værdi for landmanden er kun 40% af tilskudssummen.

I den velfærdsøkonomiske beregning medtages kun den del af tilskuddet som bliver refunderet af EU som valutaindtægt. Tabel A3.12 indeholder annuierede budgetøkonomiske værdier af tilskud for forskellige skovrejsningsscenarier, hvor det antages at 1. rate udbetaling sker i samme år som projektet bliver påbegyndt og at 2. rate bliver udbetalt efter seks år. For at opgøre den årlige værdi af tilskud per ha beregnes først nutidsværdien over en seks-årig periode for de tilskud som bliver udbetalt i to rater og derefter annuieres nutidsværdien under antagelsen af en uendelig tidshorizont for projektet. Kalkulationsrenten er 6 % for de budgetøkonomiske tal og 3 % for de velfærdsøkonomiske værdier.

Den budgetøkonomiske kalkulation for staten vil afhænge af andelen af EU refusion af udgifterne (normal 50% men kan være mindre for deltidslandmænd, se diskussion i næste afsnit) og skatteprocenten for B-indkomst for landmændene. I et scenario hvor landmanden betaler 60% B-indkomstskat og staten får 42% af udgifterne refunderet af EU "tjener" staten faktisk 2%. Når udgifterne til administration af ordningen trækkes fra kan man antage at tilskudsordningen er udgiftsneutral for staten.

Table A3.12 Budgetøkonomiske tilskudsværdier (kr./ha/år) for landmanden

	Skovrejsningsområde (kr./ha)		Ikke skovrejsningsområde (kr./ha)	
	Før skat	Efter skat (B-indkomst)	Før skat	Efter skat (B-indkomst)
A. Anlæg og pleje				
Plantning af løvskov/skovbryn	1341	536	1076	430
Plantning af nåleskov	854	342	691	277
Ekstensiv plantning	854	342	691	277
Såning	854	342	691	277
B. Pesticidfri anlæg og pleje	153	61	153	61
C. Skånsom jordbearbejdning	153	61	153	61
B./C. Pesticidfri anlæg og pleje og skånsom jordbearbejdning	460	184	460	184
D. Hegn (kr./m)	afhængig af areal størrelsen		afhængig af areal størrelsen	
E. Indkomstkompensation i 10 år (kr./ha/år)	1060	424		
F. Forberedende undersøgelser				
Lokalitetskortlægning				
Engangsbeløb	60	24	60	24
Beløb per ha	12	5	12	5
Kort/arealfastsættelse				
Engangsbeløb	30	12	30	12
Beløb per ha	3	1	3	1
SUM forberedende undersøgelser	105	42	105	42
Eksempelberegninger (kr./ha/år)				
Plantning af løvskov med B./C.	2966	1186	1641	657
Plantning af løvskov uden B./C.	2506	1002	1181	472
Nåleskov/Ekstensiv/Såning med B./C.	2479	992	1257	503
Nåleskov/Ekstensiv/Såning uden B./C.	2019	807	796	319

Som omtalt før refunderer EU i gennemsnit ca. 42% af tilskudsmidlerne. I den velfærdsøkonomiske analyse er det kun disse EU-midler som indgår som en gevinst i form af udenlandske valutaindtægter. Resten af tilskuddet repræsenterer pengestrømme mellem staten og landmænd. De årlige velfærdsøkonomiske gevinster fra tilskud er sammenfattet i tabel A3.13. Til beregningen er der benyttet en kalkulationsrente af 3% og en nettoafgiftsfaktor for udenlandske varer og valuta af 1,25. EU's loft for indkomstkompensation er €725 for heltidslandmænd og €185 for deltidslandmænd (Jørgensen (2006). Jørgensen (2006) oplyser at ca. 75% af tilskud til skovrejsning bliver udbetalt til deltidslandmænd, hvilket betyder at refusionen gennem EU midler i gennemsnit er på ca. 42%. I beregningerne anvendes derfor en gennemsnitlig fordeling af tilskud til fuldtids- og deltidslandmænd på 25/75. For fuldtidslandmænd refunderes 50% af indkomstkompensationen, mens der for deltidslandmænd kun refunderes 50% af maksimum beløbet, dvs. af €185 per år.

Tabel A3.13 Velfærdsøkonomiske værdier af tilskud (kr./ha/år)

	Skovrejsningsområde (kr./ha)		Ikke skovrejsningsområde (kr./ha)	
	Tilskud udbetalt (kr./år)	Værdien af EU refusion (50%/NAF 1.25)	Tilskud udbetalt (kr./år)	Værdien af EU refusion (50%/NAF 1.25)
A. Anlæg og pleje				
Plantning af løvskov/skovbryn	706	441	566	354
Plantning af nåleskov	451	282	366	229
Extensiv plantning	451	282	366	229
Såning	451	282	366	229
B. Pesticidfri anlæg og pleje				
	83	52	83	52
C. Skånsom jordbearbejdning				
	83	52	83	52
B./C. Pesticidfri anlæg og pleje og skånsom jordbearbejdning				
	248	155	248	155
D. Hegn (kr./m)				
	afhængig af areal størrelsen		afhængig af areal størrelsen	
E. Indkomstkompensation i 10 år (kr./ha/år)				
Fuldtidslandmænd (25%)	154	96		
Deltidslandmænd (75%)	461	164		
F. Forberedende undersøgelser				
Lokalitetskortlægning				
Engangsbeløb	30	19	30	19
Beløb per ha	6	4	6	4
Kort/arealfastsættelse				
Engangsbeløb	15	9	15	9
Beløb per ha	1.5	1	1.5	1
SUM forberedende undersøgelser	52.5	33	52.5	33
Eksempelberegninger (kr./ha/år)				
Plantning af løvskov med B./C.		889		542
Plantning af løvskov uden B./C.		734		386
Nåleskov/Extensiv/Såning med B./C.		730		416
Nåleskov/Ekstensiv/Såning uden B./C.		575		261

Tilskud til statslig og kommunalt skovrejsning

EU yder også tilskud til statslig og kommunalt skovrejsning dog kun for investeringsudgifter. Tilskudssatsen er også her 50 %. De årlige "per ha"-værdier fra Tabel A3.12 og Tabel A3.13 kan derfor også anvendes her, dog selvfølgelig uden indkomstkompensation.

Jagtlejeindtægter

Jagtlejeindtægter er generelt større fra skovbrugsarealer end fra landbrugsarealer, jf. Personlig kommunikation, Skov- og Naturstyrelsen, sådan at der kan forventes en stigning af jagtlejeindtægter fra skovrejsning af 185 – 466 kr./ha/år. Størrelsen i ændringen i jagtlejeindtægter vil være større for privat skov end for statslig skovrejsning pga. af restriktioner for jagt i sidstnævnte, men også den samlede størrelse af arealet vil have betydning. Da jagtleje er et markedsomt forbrugsgode benyttes oven-

nævnte interval i både de budgetøkonomiske og velfærdsøkonomiske beregninger.

Ikke-markedsomsætte værdier

Rekreative værdier/herlighedsværdier

Skovrejsning skaber rekreative værdier og herlighedsværdier som har vist sig i en række værdisætningsundersøgelser gennemført i Danmark i det seneste år for både nye og gamle skovområder (se fx Dubgaard (1998), Anthon et al. (2005), Hasler et al. (2002b), Termansen et al. (2004) og Birr-Pedersen (forthcoming)). Benefit transfer af de estimerede værdier fra disse studier vil generelt være forbundet med en del usikkerhed og kræver kendskab eller antagelser om det forventede besøgstal per ha eller antal huse og deres afstand til skovrejsningsområdet. For anvendelsen i omkostningseffektivitetsanalyser af mere generelt karakter er der lavet eksempelberegningerne for herlighedsværdier og rekreative værdier per ha/år for både landlig og bynær skovrejsning i Birr-Pedersen and Schou (unpublished) baseret på resultater fra Anthon et al. (2005) og Hasler et al. (2002a).

Beregningen af per ha værdier er klart afhængig af antagelserne angående størrelsen af den nyplantede skov og antal af huse i nærheden og deres gennemsnitspris og det forventede besøgstal og blev opgjort som 187.747- 800.010 kr./ha for herlighedsværdier fra bynær skovrejsning og 6.546 – 24.741 kr./ha for skovrejsning i landlige omgivelser for et basis-scenario. Ved anvendelsen af en kalkulationsrente af 3% resulterer det i 5.630 – 24.000 kr./ha/år for bynær skovrejsning og 196 – 742 kr./ha/år for skovrejsning på landet.

For opgørelsen af rekreative værdier antages en gennemsnitlig besøgstal per ha af 200, med et interval fra 20 besøg/ha/år i landlige omgivelser til 1000 besøg/ha/år i bynære skovområder baseret på opgørelser i Jensen (2003). Betalingsvilje per besøg i Birr-Pedersen and Schou (unpublished) er sæt til knap 4 kr./besøg baseret på estimater fra Dubgaard (1998). Afhængig af hvor skovrejsning finder sted (dvs. landlig eller bynær) kan den årlige betalingsvilje per ha beregnes til 96 – 4.800 kr./ha/år for rekreative værdier. Som et alternativt kan der anvendes et betalingsvilje estimat fra Termansen et al. (2004) som er beregnet til at være 25 kr./besøg baseret på en random utility model af rejseomkostninger (ved anvendelsen af bil). Omregnet til per ha-værdier og antagelsen af 200 besøg/ha/år betyder det en stigning i rekreative værdier af 5000 kr./ha/år, eller et interval af 500 – 25.000 kr./ha/år afhængig af om skoven plantes i landlige eller bynære omgivelser.

Som sagt vil disse værdier afhænger af den konkrete placering af skovrejsningsområdet, dvs. antal af huse indenfor en vis afstand fra skoven for herlighedsværdier samt størrelsen og afstanden af omkringliggende bebyggelser for rekreative værdier som vil være afgørende for de forventede årlige besøg af området. For at mindske usikkerheden forbundet med denne form for benefit transfer vil det være optimalt at gennemføre individuelle beregninger for hvert område når placeringsmulighederne er kendt.

CO₂ binding/lagring

Ifølge Damgaard et al. (2001) findes der både en dansk model til beregningen af CO₂ lagring ved skovrejsning og en beregningsmetode fra FN's internationale klima-ekspertpanel IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). Mængden af CO₂ som lagres i træerne afhænger af både skovtype (nåle- eller løvskov) og jordtypen og om midlertidig lagring i træprodukter medregnes eller ej. Damgaard et al. (2001) anvender CO₂-lagringsværdier af 562-776 tons CO₂/ha for deres analyser. Den årlige lagringsmængde er beregnet til 14,1 tons CO₂/ha/år for nåltræer og 8,4 tons CO₂/ha/år for løvtræer (uden produkter). I Olesen et al. (2004) anvendes en gennemsnitlig årlig reduktion af 3,8 tons CO₂ ækvivalenter per ha/år for skovrejsning.

I Jacobsen et al. (2004) anvendes en skyggepris per ton CO₂ af 120 kr. som repræsenterer den forventede marginale pris på et fremtidigt marked for CO₂ kvoter. Med opstart af den EU's børsmarked for CO₂ kvoter i forår 2005 kan den aktuelle CO₂ skyggepris nu tages direkte som årligt gennemsnit af CO₂ priser på dette marked. Spotprisen på EU ETS var fx knap 15 Euro den 14. august 2006, hvilket er ca. 25% under gennemsnittet for de sidste 6 måneder som var på 20 Euro per ton CO₂ (se <http://www.climatecorp.com/pool.htm> for en oversigt over historiske priser for de sidste måneder). Der anbefales derfor at anvende en gennemsnitspris af 150 kr./ton i beregningerne, med et usikkerhedsinterval af 100-200 kr./ton.

Ved en gennemsnitlig årlig reduktion af 3,8 tons CO₂ ækvivalenter per ha/år er CO₂-bindingsværdien i gennemsnit 570 kr./ha/år med et usikkerhedsinterval (hvor usikkerheden er kun relateret til CO₂-kvote prisen) af 380 – 760 kr./ha/år.

Biologisk mangfoldighed

En ændring fra landbrugsdrift til skovbrug medfører betydelige ændringer i den biologiske mangfoldighed af det berørte areal. Om denne ændring har en positiv eller negativ værdi er dog svært at vurdere. De få eksisterende danske studier som forsøger at værdisætte biodiversiteten har mest koncentreret sig om den totale værdi af enkelte landskabstyper og ikke en ændring fra en landskabstype til en anden. Undtagelsen her er Lundhede et al. (2005) som estimerer en værdi for en ændring fra blandet landbrugs- og naturareal til naturareal med vådområder og Jacobsen et al. (2006) som værdisætter forskellige ændringer i landskabsforhold ved oprettelsen af nationalparker i Danmark.

Skovrejsning vil erstatte hjemsteder for typiske landbrugsrelaterede arter såsom agerhøne, hare og sanglærke som p.t. er på tilbagegang med arter som for eksempel rådyr som har haft en stigende population de sidste år. Denne ændring i biologisk mangfoldighed er ikke sammenlignelig med ændringen i Åmose eller nationalpark projekterne, ligeledes som skovrejsningsscenerier er af mere generelt karakter i stedet for at være målrettet et specifikt område. Taget det og andre usikkerheder mht. benefit transfer af eksistensværdier i betragtning som fx en forventning af aftagende marginale betalingsvilje, anbefales der her en konservativ tilgang. Indtil der findes bedre viden om værdien af en ændret arealanvendelse af de to typer natur anbefales der at effekten fra biologisk mangfoldighed undlades fra analysen.

Bevarelse af fortids- og kultur minder (hvis der foretages skånsom jordbearbejdning)

Skovrejsning kan både have positiv og negativ indflydelse for bevarelsen af fortids- og kultur minder. En skånsom jordbearbejdning vil være med til at beskytte fortidsminder ved at forsegle jorden. Afhængig af lagringsdybden af fortidsminder kan der dog også opstå skader pga. af træernes rødder. I Lundhede et al. (2005) er der blevet estimeret en optionsværdi for bevarelsen af fortidsminder. Denne optionsværdi er dog rettet mod et specifikt område hvor man med sikkerhed ved at der findes fortidsminder. I tilfælde af skovrejsningstiltag er der måske en vis sandsynlighed for at fortidsminder kan bevares ved skånsom jordbearbejdning, i de fleste tilfælde vil man dog ikke kende størrelsen af sandsynligheden eller foretage undersøgelser som kunne angive sådanne fund med sikkerhed. Derfor anbefales der her ikke at medtage en monetær værdi for bevarelsen af fortidsminder.

Reduktion af næringsstof- og pesticidbelastning

En omlægning fra konventionel landbrugsdrift til skovrejsning fører som regel til en kraftig reduktion i næringsstofbelastning og brug af sprøjtemidler. I Damgaard et al. (2001) anvendes 51 kg N/ha/år som et skøn over den langsigtede difference i nitratudvaskning. Effekter på næringsstoffer fra skovrejsning monetariseres ikke i denne analyse da disse er de primære effekter tiltagene er rettet imod.

Forskellen i belastning med pesticider er angivet som 1,39 kg virksomt stof/ha/år i skovens etableringsfase i Damgaard et al. (2001) (1,69 kg/ha/år for landbrugsarealer minus 0,3 kg/ha/år for skovrejsning). På langt sigt vil pesticidbelastning i skovbrug dog indfinde sig på et niveau af 0,02 kg/ha/år.

Effekten på ammoniakemissionerne er angivet til 6,7 kg/ha for skovrejsning i Jacobsen et al. (2004) og værdisæt i samme rapport ved at anvende den gennemsnitlige enhedsomkostning for ammoniakhandlingsplanen som skyggepris, dvs. 8 kr. per kg ammoniakemission.

Omkostninger

Udtagning af landbrugsjord på højbund

De økonomiske konsekvenser ved ekstensivering af landbrugsjord i på højbund vil afhænge af to forhold. Dels offer- eller alternativomkostningen, dvs. jordrenten på arealet før ekstensiveringen gennemføres, og dels jordrenten af driften efter ekstensiveringen er gennemført. I analysen antages sidstnævnte at være nul. Derfor gives omkostningen alene af alternativomkostningen. Opgørelsen baseres på resultaterne fra Jordrenteprojektet (Schou & Abildtrup, 2005), hvor der er estimeret gennemsnitlige jordrenter for dansk landbrug på grundlag af Fødevarerøkonomisk Instituts Landbrugsregnskabsdatabase. De præsenterede omkostninger vedrører en analyse, som alene inkluderer planteavlbedrifter. Dette estimat repræsenterer omkostningen ved udtagning af landbrugsjord uden konsekvenser for husdyrproduktionen.

Tabel A3.14 Jordrente, budgetøkonomisk

Hele landet	1.900kr/ha
Lerjord	2.000kr/ha
Sandjord	1.500kr/ha

Tabel A3.15 Jordrente, velfærdsøkonomisk (uden inddragelse af evt. sekundære benefits)

Hele landet	5.000kr/ha
Lerjord	5.100 kr/ha
Sandjord	4.600 kr/ha

Referencer

Anthon, S., Jellesmark, B.T. & Helles, F. 2005: Urban-fringe afforestation projects and taxable hedonic values. *Urban Forestry & Urban Greening* **3**, 79-91.

Birr-Pedersen, K. 2007: (forthcoming) Testing the Transferability of Amenity Benefits from Afforestation Projects. A Spatial Economic Valuation Approach using GIS Technology Ph.d. thesis, Danmarks Miljøundersøgelser, Roskilde.

Birr-Pedersen, K. & Schou, J.S. (unpublished), 'The inclusion of secondary benefits in the cost-effectiveness analysis of nitrogen reduction measures in agriculture'. send to Environmental and Resource Economics.

Damgaard, C., Erichsen, E. & Huusum, H. 2001: Samfundsøkonomisk projektvurdering af skovrejsning ved Vollerup. Marts 2001, Skov- og Naturstyrelsen, København.

Dansk Skovforening 2004: Regnskabsoversigter for dansk privatskovbrug. Generel del. Beretning nr. 59, Dansk Skovforening,

Dubgaard, A. 1998: Economic Valuation of Recreation Benefits from Danish Forests, in S. Dabbert, A. Dubgaard, L. Slangen and M. Whitby, eds., *The Economics of Landscape and Wildlife Conservation*. Wallingford, UK: CAB International.

EU 1999: Rådets forordning (EF) nr. 1257/1999 af 17. maj 1999 om støtte til udvikling af landdistrikterne fra Den Europæiske Udviklings- og Garantifond for Landbruget (EUGFL) og om ændring og ophævelse af visse forordninger Bruessel.

Hasler, B., Damgaard, C. Erichsen, E. Jørgensen, J.J. & Kristoffersen, H.E. 2002a: De rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning - værdisætning af naturgoder med husprismetoden. AKF rapport, November 2002, AKF, Copenhagen.

Hasler, B., Erichsen, E. & Damgaard, C. 2002b: Værdisætning af udvalgte danske skove. *Nationaløkonomisk Tidsskrift* **140**, 152-166.

Holmstrup, M. 2006: Personlig kommunikation. Forstkandidat. Dansk Skovforening, Amalievej 20, 1875 Frederiksberg C. Tlf. 33 24 42 66.

Jacobsen, B.H., Abildtrup, M., Andersen, M., Christensen, T., Hasler, B., Hussain, Z.B., Huusom, H., Jensen, J.D., Schou J.S. & Ørum, J.E. 2004: Omkostninger ved reduktion af landbrugets næringsstoffab til vandmiljøet - Forarbejde til Vandmiljøplan III. Rapport nr. 167, Fødevareøkonomisk Institut, Copenhagen.

Jacobsen, J.B., Jellesmark, B.T., Boisen, J.H., Anthon, S. & Tranberg, J. 2006: Værdisætning af syv mulige nationalparker i Danmark. Arbejdsrapport Skov & Landskab Nr. 28, Center for Skov, Landskab og Planlægning, KVL, København.

Jensen, F.S. 2003: Friluftsliv i 592 skove og andre naturområder. Skovbrugsserien nr., 32-2003, Skov & Landskab, Hørsholm.

Jørgensen, K. 2006: Telefonisk samtale d. 11/8/2006 med Kaj Jørgensen, fuldmægtig i SNS. København: Skov og Naturstyrelsen.

Lundhede, T., Hasler, B. & Bille, T. 2005: Værdisætning af naturgenopretning og bevarelse af fortidsminder i Store Åmose i Vestsjælland. København.

Olesen, J.E., Gyldenkerne, S., Petersen, S.O., Mikkelsen, M.H., Jacobsen, B.H., Vesterdal, L., Jørgensen, A.M.K., Christensen, B.T., Abildtrup, J., Heidmann, T. & Rubæk, G. 2004: Jordbrug og klimaændringer - samspil til vandmiljøplaner. Danish Institute of Agricultural Science, Copenhagen. http://www.vmp3.dk/Files/Filer/Rap_fra_t_grupper/Jordbrug-og-Klimaraendringer-13-09-2004.pdf.

Skov- og Naturstyrelsen 2006: Privat skovrejsning - Tilskud. Vejledning marts 2006, Skov- og Naturstyrelsen, København.

Termansen, M., McClean, C.J. & Scarpa, R. 2004: Economic Valuation of Danish Forest Recreation Combining Mixed Logit Models and GIS. Paper presented at the Association of Environmental and Resource Economists Conference. Budapest, Hungary.

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet.	På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.
DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø.	Her kan du også finde en database over alle DMU's udgivelser fx videnskabelige artikler, rapporter, conferencebidrag og populærfaglige artikler.
Yderligere information:	www.dmu.dk
Danmarks Miljøundersøgelser Frederiksborgvej 399 Postboks 358 4000 Roskilde Tlf.: 4630 1200 Fax: 4630 1114	Direktion Personale- og Økonomisekretariat Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Systemanalyse Afdeling for Atmosfærisk Miljø Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi Afdeling for Arktisk Miljø
Danmarks Miljøundersøgelser Vejlsovej 25 Postboks 314 8600 Silkeborg Tlf.: 8920 1400 Fax: 8920 1414	Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat Afdeling for Marin Økologi Afdeling for Terrestrisk Økologi Afdeling for Ferskvandsøkologi
Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø 8410 Rønde Tlf.: 8920 1700 Fax: 8920 1514	Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2007

- 613 PAH i muslinger fra indre danske farvande, 1998-2005. Niveauer, udvikling over tid og vurdering af mulige kilder. Af Hansen, A.B. 70 s.
- 612 Recipientundersøgelse ved grønlandske lossepladser. Af Asmun, G. 110 s.
- 611 Projection of Greenhouse Gas Emissions – 2005-2030. By Illerup, J.B. et al. 187 pp.
- 610 Modelling af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Sørensen, P.B. et al. 41 s.
- 609 OML : Review of a model formulation. By Rørdam, H., Berkowicz, R. & Løfstrøm, P. 128 pp.
- 608 PFAS og organotinforbindelser i punktkilder og det akvatiske miljø. NOVANA screeningsundersøgelse. Af Strand, J. et al. 49 s.

Nr./No. 2006

- 607 Miljøtilstand og udvikling i Viborgsøerne 1985-2005. Af Johansson, L.S. et al. 55 s.
- 606 Landsdækkende optælling af vandfugle, januar og februar 2004. Af Petersen, I.K. et al. 75 s.
- 605 Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 2005. Af Johansen, P. et al. 101 s.
- 604 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2004. By Illerup, J.B. et al. 715 pp.
- 603 Analysing and synthesising European legislation in relation to water. A watersketch Report under WP1. By Frederiksen, P. & Maenpaaa, M. 96 pp.
- 602 Dioxin Air Emission Inventory 1990-2004. By Henriksen, T.C., Illerup, J.B. & Nielsen, O.-K. 88 pp.
- 601 Atmosfærisk kvælstofbelastning af udvalgte naturområder i Frederiksborg Amt. Af Geels, C. et al. 67 s.
- 600 Assessing Potential Causes for the Population Decline of European Brown Hare in the Agricultural Landscape of Europe – a review of the current knowledge. By Olesen, C.R. & Asferg, T. 30 pp.
- 599 Beregning af naturtilstand ved brug af simple indikatorer. Af Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. 93 s.
- 598 Klimabetingedede effekter på marine økosystemer. Af Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 50 s.
- 597 Vandmiljø og Natur 2005. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 50 s.
- 596 Terrestriske Naturtyper 2005. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 99 s.
- 595 Atmosfærisk deposition 2005. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 64 s.
- 594 Landovervågningsoplande 2005. NOVANA. Af Grant, R. et al. 114 s.
- 593 Smådyrfaunaens passage ved dambrugsspærringer. Af Skriver, J. & Friberg, N. 33 s.
- 592 Modelling Cost-Efficient Reduction of Nutrient Loads to the Baltic Sea. Model Specification Data, and Cost-Fynctions. By Schou, J.S. et al. 67 pp.
- 591 Økonomiske konsekvenser for landbruget ved ændring af miljøgodkendelsen af husdyrbrug. Rapport fra økonomiudredningsgruppen. Af Schou, J.S. & Martinsen, L. 55 s.
- 590 Fysisk kvalitet i vandløb. Test af to danske indices og udvikling af et nationalt indeks til brug ved overvågning i vandløb. Af Pedersen, M.L. et al. 44 s.
- 589 Denmark's National Inventory Report – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2004. Emission Inventories. By Illerup, J.B. et al. 554 pp.
- 588 Agerhøns i jagtsæsonen 2003/04 – en spørgebrevsundersøgelse vedrørende forekomst, udsætning, afskydning og biotoppleje. Af Asferg, T., Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 47 s.
- 587 Målinger af fordampning af pesticider fra jord og planter efter sprøjtning. Af Andersen, H.V. et al. 96 s.
- 586 Vurdering af de samfundsøkonomiske konsekvenser af Kommissionens temastrategi for luftforurening. Af Bach, H. et al. 88 s.
- 585 Miljøfremmede stoffer og tungmetaller i vandmiljøet. Tilstand og udvikling, 1998-2003. Af Boutrup, S. et al. 140 s.
- 584 The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2005. By Kemp, K. et al. 40 pp.

[Tom side]

Denne rapport dokumenterer analyser af virkemidler til opfyldelse af målene i EUs vandramme-direktiv (VRD). Formålet med arbejdet har været at identificere, beskrive og kvantificere effekter for landbrugs-virkemidler af relevans for realisering af målene i VRD til brug for generelle analyser af Vandrammedirektivets konsekvenser, samt ved udarbejdelse af de konkrete indsatsplaner.

Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

ISBN 978-87-7772-994-2
ISSN 1600-0048