

Dokumentationsnotat for regulering af landbrugets kvælstofudledninger

Ulrik Richardt Beck^{*}, Tommy Dalgaard[†], Jørgen Dejgård Jensen[‡] og Marianne Nygaard Källstrøm^{*}

Dette notat beskriver data, metode, antagelser og resultater bag en analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige reguleringstyper for landbrugets udledning af kvælstof til Danmarks kystvande. Det danner baggrund for kapitlet om regulering af landbrugets kvælstofudledning i Økonomi og Miljø 2017.

0	Sammenfatning.....	2
1	Indledning	3
2	Baggrund.....	4
3	De forskellige reguleringer	5
4	Data.....	9
5	Modellering af reguleringstyper	15
6	Basisanalysens resultater	17
7	Følsomhedsanalyser	27

Version af d. 11/5 2017

En tidligere version af dokumentationsnotatet har været tilgængelig på De Økonomiske Råds hjemmeside. Denne version inkluderer en ekstra følsomhedsanalyse omhandlende braklægningsstilbøjeligheden. Følsomhedsanalysen er beskrevet i sektion 7.5 samt i bilag 8. Resten af dokumentationsnotatet er uændret i forhold til den tidligere offentliggjorte version.

^{*} De Økonomiske Råds Sekretariat

[†] Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi (AGRO)

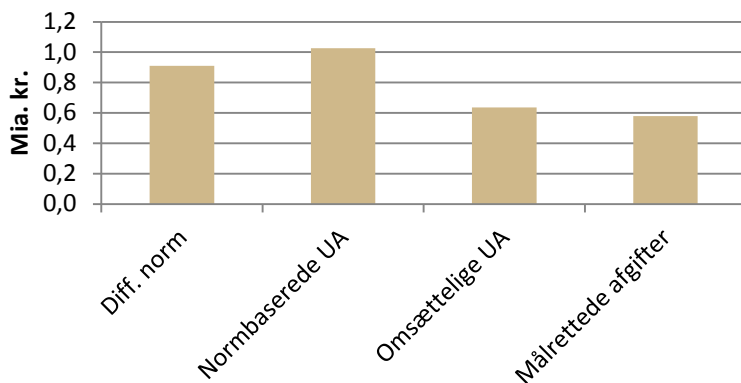
[‡] Københavns Universitet, Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi (IFRO)

0 Sammenfatning

Dette notat beskriver en analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved at leve op til de kvælstofreduktioner, der er fastlagt i vandområdeplanerne for den indeværende vandplanperiode, der løber frem til 2021. Der er i vandområdeplanerne specificeret indsatsbehov, der varierer mellem Danmarks 90 delvandoplande. Notatet beskriver analyser af forskellige reguleringsmodeller, der opnår disse indsatsbehov.

Figur 1 illustrerer hovedresultaterne af analysen. Søjlerne indikerer omkostningerne ved de forskellige reguleringsformer. Den billigste måde at opnå målene på er ved hjælp af såkaldte *målrettede afgifter*. Denne reguleringsform har en samfundsøkonomisk omkostning på 0,58 mia. kr. om året. De målrettede afgifter består af en delvandoplandsspecifik dyrkningsafgift, der afhænger af den beregnede udledning af kvælstof (N), givet landmandens produktionsvalg.¹

Figur 1. Samfundsøkonomiske omkostninger ved kvælstofregulering



Anm.: Søjlerne viser de årlige samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af regulering (differentierede normer, normbaserede udvaskningsadgange, omsættelige udvaskningsadgange samt målrettede afgifter) af landbrugets kvælstofudledninger.

Kilde: Egne beregninger.

En af årsagerne til, at målrettede afgifter er den billigste reguleringsform er, at den foretager regulering tættere på den egentlige eksternalitet end de andre reguleringsformer. De såkaldte *udvaskningsadgange* adskiller sig således fra de målrettede afgifter ved ikke at tage højde for retentionsforskelle indenfor de enkelte delvandoplande. Dertil kommer, at målrettede afgifter – i modsætning til visse af de andre reguleringer - giver bedrifterne mulighed for at anvende flere virkemidler til at opnå kvælstofreduktionen. De vigtigste er mulighederne for at vælge afgrøder, der skal tilføres mindre kvælstof, at vælge afgrøder der udleder en mindre del af det tilførte kvælstof, og at benytte braklægning som et virkemiddel.

Udvaskningsadgange er den type af regulering, som forventes at blive implementeret i Danmark. Principperne bag udvaskningsadgange er beskrevet i Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015.

¹ Ved målrettede afgifter tillades også en national afgift på kvælstoftilførsel. De foretagne beregninger viser dog, at denne afgift skal sættes til nul for at reducere kvælstofudledningen billigst muligt.

Omkostningerne ved udvaskningsadgange afhænger af den konkrete udformning af reguleringen. Dette notat analyserer omkostningerne ved to konkrete udformninger. Den ene model, normbaserede udvaskningsadgange, begrænser tilførslen af kvælstof med en procentsats under det driftsøkonomisk optimale. Den anden model, omsættelige udvaskningsadgange, pålægger begrænsninger på udvaskningen af kvælstof. Omsættelige udvaskningsadgange er den billigste af de to reguleringer, og medfører årlige samfundsøkonomiske omkostninger på 0,64 mia. kr. Dette skyldes, at omsættelige udvaskningsadgange ligesom målrettede afgifter giver bedrifterne mulighed for at anvende flere virkemidler til at opnå kvælstofreduktionen.

Der er også foretaget analyser af *differentierede normer*, der kan betragtes som en variant af normbaserede udvaskningsadgange, hvor der tages højde for lokale forskelle i retentionen. Denne type af regulering giver en samfundsøkonomisk omkostning på 0,91 mia. kr.

De privatøkonomiske omkostninger for Danmarks bedrifter er forskelligt fordelt, alt efter den anvendte regulering. Hvis afgiftsprovenuet for de målrettede afgifter føres tilbage til landbrugssektoren, er de målrettede afgifter dog den billigste reguleringsform for flest bedrifter.

Differentierede normer samt normbaserede udvaskningsadgange giver landmændene et incitament til at handle kvælstof ulovligt. Der er foretaget eksempelberegninger af de samfundsøkonomiske konsekvenser af, at en sådan handel finder sted. Beregningerne viser, at der er risiko for, at ulovlig handel mere end firdobler de samfundsøkonomiske omkostninger når differentierede normer og normbaserede udvaskningsadgange benyttes. Der er stor usikkerhed om, hvorvidt ulovlig handel vil opstå, og beregningerne illustrerer derfor potentielle meromkostninger. Risikoen for disse meromkostninger kan undgås ved at foretage reguleringen ved hjælp af omsættelige udvaskningsadgange eller målrettede afgifter, da disse reguleringstyper ikke giver anledning til ulovlig kvælstofhandel.

Landbrugets udvaskning af kvælstof til rodzonen påvirker ikke kun vandkvaliteten i kystvandene. En del af det udvaskede kvælstof ender i grundvandet, hvor den kan give anledning til forringet grundvandskvalitet. Der er foretaget eksempelberegninger på omkostninger ved regulering, der skal opnå både et indsatsbehov i forhold til kystvandet og i forhold til grundvandet. Analysen tager udgangspunkt i, at reguleringens kompleksitet for den enkelte landmand ikke må øges ved at regulere efter to indsatsbehov i forhold til et. Målrettede afgifter kan håndtere flere indsatsbehov hensigtsmæssigt uden øget kompleksitet, og beregningerne viser derfor at målrettede afgifter opnår begge indsatsbehov billigst af de undersøgte reguleringer.

1 Indledning

Formålet med analyserne i kapitlet i Økonomi og Miljø 2017 om regulering af landbrugets kvælstofudledning er, at vurdere omkostningseffektiviteten af forskellige reguleringstyper af landbrugets kvælstofudledninger. Dette notat beskriver data og metode bag beregningerne. Efterfølgende præsenteres resultaterne af analysen. Derefter præsenteres metode og resultater fra opfølgende analyser og følsomhedsanalyser.

Notatet er struktureret på følgende måde. Afsnit 2 motiverer analysen og indeholder nødvendig baggrundsinformation om problemstillingen. Afsnit 3 beskriver de betragtede reguleringsmodeller. Afsnit 4 beskriver de byggeklodser, som benyttes i analysen, herunder modelberegninger på landbrugsmodellen ESMERALDA samt geografisk information om fordelingen af Danmarks bedrifter. Afsnit 5 beskriver den anvendte metode. Afsnit 6 præsenterer hovedresultaterne af analysen. Afsnit 7 præsenterer resultater af de foretagne følsomhedsanalyser.

2 Baggrund

Landbruget benytter kvælstof (N) som et input i produktionen via kunstgødning og husdyrfoder. En del af kvælstoffet i foder til husdyr ender på markerne i form af husdyrgødning. En andel af det kvælstof, der tilføres afgrøder i form af husdyrgødning såvel som kunstgødning *udvaskes* til rodzonen. Størrelsen på den udvaskede mængde kvælstof afhænger bl.a. af mængden og typen af gødning samt af afgrødevalget. En del af det udvaskede kvælstof *udledes* til kystvandet. Den andel af det udvaskede kvælstof, der ikke udledes, kaldes *retentionen*.

I kystbandet giver høje koncentrationer af kvælstof gode vækstmuligheder for alger og planteplankton, som kan udkonkurrere andre planter og dyr i kystvandet. Dette kan føre til dårlig økologisk tilstand, uklart vand, iltsvind og, i værste fald, fiskedød.

Kvælstofudledningerne har derfor karakter af en eksternalitet, idet den enkelte landmand ikke afholder de omkostninger, som hans kvælstofudledning giver i vandmiljøet. Dette kan føre til en for høj udledning af kvælstof i forhold til, hvad der er samfundsøkonomisk optimalt. Dette berettiger en reguleringstype, der kan begrænse de samlede kvælstofudledninger.

Analyserne tager udgangspunkt i, at reguleringen skal opnå de fastsatte mål for reduktion af landbrugets kvælstofudledning, som er opstillet i vandområdeplanerne for perioden 2015-21, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016).² Reduktionsmålene varierer mellem 90 delvandoplande. Ideelt set skulle kvælstofreduktionen være af en størrelsesorden, så den marginale omkostning ved at reducere udledningen yderligere var lig den marginale gevinst ved et forbedret vandmiljø. I analyserne i dette kapitel ses der bort fra dette, idet der tages udgangspunkt i de fastsatte reduktionskrav frem til 2021.

For at kunne beregne effekter af forskellige typer regulering af kvælstofudledningen benyttes to forskellige datasæt, der kan betragtes som byggeklodser, der indgår i de videre beregninger. For det første benyttes beregninger fra den partielle ligevægtsmodel ESMERALDA. Modellen er udviklet på Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet, og er nærmere beskrevet i afsnit 4 af dette notat samt i Jensen (2017). Fra ESMERALDA fås udvaskningen af kvælstof samt de økonomiske konsekvenser for 15 forskellige bedriftstyper. De femten bedriftstyper inkluderer alle landbrugsbedrifter i Danmark undtagen gartnerier, planteskoler m.m.

² Målet om god økologisk tilstand forventes dog først at blive nået i en række delvandoplande i forbindelse med den planlagte reduktion i kvælstofudledningen i vandområdeplanperioden 2022-2027.

For det andet benyttes geografisk information om bedriftstypernes placering i Danmarks 90 delvandoplande, samt lokale retentionsforhold. Datasættet er udviklet på Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet og beskrevet i flere detaljer i afsnit 4 af dette notat.

Ved at kombinere disse to datasæt, er det muligt at beregne effekten på udledning af kvælstof og på omkostningerne for landbruget af forskellige typer af regulering. Det er muligt at pålægge forskelligartet regulering i hvert delvandopland. Det er også muligt at beregne effekten på udledning for hvert enkelt delvandopland.

Landbrugets anvendelse af kvælstof giver anledning til flere potentielle typer af eksternaliteter end påvirkningen af de danske kystvandes økologiske tilstand. Anvendelsen af kvælstof kan også give udledninger af f.eks. ammoniak til luften, nitrat i grundvandet, og lattergas samt andre relaterede drivhusgasser. Landbrugets produktion i det hele taget giver også anledning til blandt andet udledninger af fosfor til vandmiljøet og drivhusgasser såsom metan fra husdyrproduktion. En optimal regulering af landbruget bør derfor i princippet tage højde for andre miljøpåvirkninger end dem, der skyldes kvælstofudledninger til de danske kystvande. Analyserne i dette notat fokuserer på reguleringen af kvælstofudledningen til de danske kystvande. Imidlertid foretages en eksempelberegning, der illustrerer hvorvidt et hensyn til at mindske nitratforureningen af grundvandet påvirker omkostningseffektiviteten af forskellige typer af regulering.

Det er ikke udelukkende landbruget, der udleder kvælstof til vandmiljøet. En mindre del kommer også fra f.eks. spildevand og fra den naturlige udledning. Dog står landbruget for ca. 7/8 af den menneskeskabte kvælstofudledning på landsplan, jf. Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016).³ Vandområdeplanerne opstiller også mål for reduktioner i udledningerne fra dambrug og spildevand. Da dette kapitel fokuserer på reguleringen af landbruget, analyseres det ikke, hvordan disse reduktioner kan opnås. Da landbruget er langt den største udleder af kvælstof i Danmark, kan regulering af landbruget ikke undgås, hvis de samlede reduktionskrav skal opnås.

3 De forskellige reguleringer

De fem forskellige reguleringstyper som analyseres, beskrives i dette afsnit, og fordele og ulemper ved forskellige reguleringer diskuteres. Beskrivelsen af hvordan de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige reguleringer er analyseret, følger i afsnit 5.

I beskrivelsen af de forskellige reguleringstyper i dette afsnit er det reguleringstypernes interaktion med de virkemidler, der er eksplicit modelleret i ESMERALDA, der er beskrevet i detaljer. I ESMERALDA har bedrifterne mulighed for at reducere deres kvælstofudledninger ved at reducere kvælstoftilførslen for en given afgrøde, vælge andre afgrøder eller justere størrelsen af deres husdyrhold. I virkeligheden findes der en bredere palette af virkemidler, som kan reducere udledningen af kvælstof. Disse inkluderer efterafgrøder og randzoner, forbehandling af husdyrgødning, vådområder, minivådområder og skovrejsning. Såfremt disse virkemidler billigere kan benyttes til at opnå en del af reduktionskravet end de virkemidler, der eksplicit modelleres af

³ Af de samlede udledninger i Danmark står landbruget for 70 pct., andre menneskeskabte kilder står for 10 pct. og den såkaldte baggrundsbelastning står for de resterende 20 pct..

ESMERALDA, skal disse optimalt set benyttes. Brugen af et sæt af nogle af de vigtigste virkemidler inkluderes dog i beregningerne af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige reguleringsformer. Dette er beskrevet i flere detaljer i afsnit 5.

3.1 Ensartet norm

Dette var den hidtidige reguleringstype, der blev lempet i forbindelse med Fødevarer- og landbrugspakken (2015). Den ensartede norm betød, at alle bedrifter skulle reducere deres kvælstoftilførsel med en given procentsats under den driftsøkonomisk optimale tilførsel.⁴ Disse normer var ikke differentierede, og indebar derfor samme regulering af alle landmænd, uanset geografiske forskelle i reduktionsbehov og retention.

Normreduktioner reducerer udledningen af kvælstof til kysterne ved at reducere tilførslen af kvælstof til afgrøderne. Men normer giver ikke et incitament til at vælge afgrøder, der skal tilføres relativt mindre kvælstof i det driftsøkonomiske optimum, og giver ligeledes ikke et incitament til at vælge afgrøder, der udleder en relativt mindre del af den tilførte mængde af kvælstof. Dertil kommer, at afgrødevalget bestemmer den samlede mængde kvælstof, som bedriften har lov at anvende på sin bedrift som helhed. En norm kan altså betragtes som en model hvor der gives gratis forureningstilladelser proportionalt med det driftsøkonomisk optimale niveau. Dette medfører, at der er et uhensigtsmæssigt incitament til at vælge afgrøder med høje niveauer af driftsøkonomisk optimal tilførsel for på denne måde at udløse flere kvælstofstilladelser, der kan bruges på bedriften som helhed.

Ved normer beregnes hvor meget kunstgødning den enkelte bedrift må tilføre sine marker, fraregnet tilførslen af kvælstof fra husdyrgødning. Det er imidlertid en mindre del af det kvælstof, der tilføres gennem husdyrgødning, der udnyttes af afgrøderne på marken end ved brug af kunstgødning. For hvert kg tilført husdyrgødning udvaskes der således mere kvælstof end for hvert kg tilført kunstgødning. Sammenlignet med kunstgødning har husdyrgødning – alt efter husdyrtype og bearbejdning – en udnyttelsesgrad på op til 75 pct. af kvælstofindholdet i husdyrgødning (Blicher-Mathiesen & Rolighed 2015).

I de ensartede normer indgår husdyrgødning med en andel svarende til udnyttelsesgraden (Miljø- og Fødevarerministeriet 2016). En bedrift, der gøder udelukkende med husdyrgødning, har således ret til at tilføre flere kg kvælstof, således at den tilfører ligeså mange kg *udnyttet* kvælstof som en bedrift, der gøder med kunstgødning. Det betyder, at under en ensartet normregulering vil en bedrift, der udelukkende gøder med husdyrgødning, udvaske mere kvælstof end en bedrift, der udelukkende gøder med kunstgødning. Normerne er altså indrettet således, at de overfor landmanden neutraliserer merudvaskningen fra husdyrgødning: landmænd, der gøder med husdyrgødning og kunstgødning stilles ens i forhold til den udnyttede gødningsmængde – men ikke ens i forhold til den udvaskede mængde kvælstof.

Under en ensartet norm må alle bedrifter i alle delvandoplande tilføre kvælstof op til en bestemt procentsats under det driftsøkonomisk optimale. Hvis reduktionskravene i alle delvandoplande skal

⁴ I det følgende bruges "driftsøkonomisk optimalt" til at betegne bedrifternes opførsel i en verden uden målrettet kvælstofregulering.

nås med ensartede normer skal procentsatsen sættes så højt, så reduktionskravet i det delvandopland med det største reduktionskrav nås. Den ensartede norm overreducerer således kvælstoftilførslen i alle delvandoplande på nær ét. De ensartede normer er dermed ikke målrettet de lokale reduktionskrav.

Idet der på lavretentionsjorde udledes en større andel af det udvaskede kvælstof end på højretentionsjorde, kræver det en mindre reduktion i udvaskningen på jord med lav retention end på jord med høj retention, at opnå en given effekt på udledningen. Alt andet lige, er det derfor samfundsøkonomisk billigere at reducere udledningerne på lavretentionsjord. De ensartede normer tager imidlertid ikke højde for dette, og er dermed ikke målrettet retentionen indenfor hvert delvandopland.

3.2 Differentierede normer

Differentierede normer har tidligere været foreslået som en mere målrettet, og derfor mere omkostningseffektiv, regulering end de ensartede normer (Natur- og Landbrugskommissionen 2013; Miljøstyrelsen 2015).

Differentierede normer varierer med retention (r) på bedriften og reduktionskravet i delvandoplandet (v). Højere reduktionskrav og lavere retention medfører højere reduktionskrav i kvælstoftilførslen. Forslaget om de differentierede normer indeholdt også et reduktionsloft som var lavere end det her anvendte, samt et andet tiltag – en såkaldt basisnorm. Disse to tiltag havde som formål at brede omkostningerne ud mellem flere landmænd.⁵

Som det var tilfældet med ensartede normer, giver de differentierede normer også et u hensigtsmæssigt incitament til at vælge afgrøder med høje niveauer af driftsøkonomisk optimal gødning, der gives ikke incitament til at vælge afgrøder, der udnytter en større andel af det tilførte kvælstof, og der tages ikke højde for merudvaskningen fra husdyrgødning. Husdyrgødning indgår på samme måde som ved de ensartede normer. Differentierede normer vil desuden give anledning til meget forskellige marginale værdier af et kg kvælstof for landmænd i forskellige delvandoplande og på jord med forskellig retention. Dermed risikerer man, at landmænd handler kvælstof ulovligt, hvilket kan øge udledningerne af kvælstof over det ønskede niveau.⁶ I afsnit 7.2 foretages en analyse af denne problemstilling.

3.3 Udvasningsadgange

Fødevarer- og landbrugspakken (2015) beskriver i grove træk, hvordan den fremtidige regulering af bedriftenes udledninger forventes udformet ved hjælp af såkaldte udvasningsadgange. Udgangspunktet i Fødevarer- og landbrugspakken er, at på baggrund af reduktionskravene i de enkelte delvandoplande samt den gennemsnitlige retention i hvert delvandopland beregnes, hvor meget der må udvaskes pr. ha i det enkelte delvandopland.

⁵ Disse tiltag, basisnorm og reduktionsloft, er beskrevet i flere detaljer i bilag 4, afsnit 3.

⁶ Dette problem er også til stede under ensartede normer, idet forskellige bedriftstyper vil have den samme norm men forskellige marginale værdier af et kg kvælstof. Dog er dette potentielt et væsentligt større problem ved de differentierede normer, idet de procentuelle normreduktioner varierer voldsomt afhængigt af reduktionskrav og retention.

Den konkrete implementering af udvaskningsadgangene kendes endnu ikke. Ifølge Fødevarer- og landbrugspakken skulle aftaleparterne indkaldes til drøftelse af den fremtidige regulering inden udgangen af 2016.

For at regne på udvaskningsadgangene er det derfor nødvendigt at gøre visse antagelser for at konkretisere reguleringsformen tilstrækkeligt til, at det er muligt at regne på den. Derfor analyseres konsekvenserne af to mulige implementeringer af udvaskningsadgange. De to implementeringer benævnes i det følgende *normbaserede udvaskningsadgange* og *omsættelige udvaskningsadgange*.

Normbaserede udvaskningsadgange tager udgangspunkt i, at alle landmænd skal bidrage med lige meget i forhold til den nuværende situation. Dette implementeres i beregningerne som normreduktioner på kvælstoftilførslen målrettet på delvandoplandes indsatsbehov.

Normer differentieret på delvandoplande har de samme problemer vedr. u hensigtsmæssige incitamenter til afgrødevalg og husdyrgødning som ved andre typer af normer. Normbaserede udvaskningsadgange giver tillige incitamenter til ulovlig kvælstofhandel, som det også var tilfældet ved de andre norm-baserede reguleringsformer.

Omsættelige udvaskningsadgange tager udgangspunkt i, at alle landmænd i et givet vandopland får ret til at udvaske en bestemt mængde kvælstof pr. ha, uafhængigt af deres hidtidige udvaskninger. Rettigheden opgøres i forhold til den beregnede udvaskning, givet driftsøkonomisk optimal gødsning og information om afgrødevalg, brug af husdyrgødning, jordbundstype m.m. Disse rettigheder til beregnet udvaskning kan derefter handles på delvandoplandsspecifikke kvotemarkeder.

Omsættelige udvaskningsadgange er mere omkostningseffektive end normbaserede udvaskningsadgange, idet reguleringen er mere målrettet den egentlige eksternalitet, nemlig udledningerne af kvælstof. Derudover medfører kvotemarkedet, at udvaskningsreduktionerne finder sted der, hvor de er billigst at opnå. Dertil kommer, at de u hensigtsmæssige incitamenter i forhold til afgrødevalg og brug af husdyrgødning ikke er til stede ved omsættelige udvaskningsadgange, idet reguleringen ikke er baseret på normer.

Der antages ved omsættelige udvaskningsadgange, at hver bedrift får en rettighed til at udvaske en bestemt mængde kvælstof fra sin bedrift, svarende til et fastsat antal kg pr. ha. Denne mængde af kvælstof er den samme pr. ha for alle bedrifter i et delvandopland, og er udregnet af den centrale regulerende myndighed således, at reduktionskravet i det enkelte delvandopland opnås på baggrund af den gennemsnitlige retention i de enkelte delvandoplande. I beregningen af den enkelte bedrifts udvaskning tages der udgangspunkt i den beregnede udvaskning givet afgrødevalg, jordtype og andre observerbare faktorer, under antagelse af driftsøkonomisk optimal kvælstoftilførsel. Kvoterne antages som udgangspunkt at blive tildelt afkoblet produktionen. Det vil sige, at selvom et areal i fremtiden bliver taget ud af landbrugsdrift, vil dette areal stadig udløse kvoter. Dette gøres for at give de bedste incitamenter til strukturelle omlægninger, hvilket diskuteres i et senere afsnit.

Udgangspunktet for omsættelige udvaskningsadgange er en opgørelse af *beregnet* udvaskning på baggrund af afgrødevalg, husdyrhold etc., hvor der tages udgangspunkt i driftsøkonomisk optimal gødsning. Reduceret kvælstoftilførsel er således et virkemiddel, der kan benyttes til at overholde udvaskningsadgangene i denne version, idet kvælstoftilførsel er svært at kontrollere. Bedrifterne har efterfølgende mulighed for at handle disse rettigheder på et kvotemarked indenfor de enkelte delvandoplande. Der er en risiko for, at visse af de lokale kvotemarkeder er for små til at fungere optimalt, hvilket vil trække i retning af, at gøre denne regulering dyrere. Dog vil bedrifter aldrig være stillet dårligere pga. tilstedeværelsen af et kvotemarked, uanset hvor omsættelige disse kvoter er.

3.4 Målrettede afgifter

Formandsskabet for De Økonomiske Råd fremlagde i et kapitel om regulering af landbrugets kvælstofudledninger i Økonomi og Miljø 2015 et forslag til en målrettet reguleringstype. Princippet bag denne regulering er i denne analyse benyttet til at udforme en regulering, der består af afgifter på "beregnet udledning," der er differentieret på delvandoplande, samt en national afgift på kvælstof i handelsgødning og foder. Afgiften på beregnet udledning tager udgangspunkt i, at landmanden gøder driftsøkonomisk optimalt. På baggrund af denne forventede tilførsel af kvælstof, og på baggrund af viden om afgrødevalg, jordtype og lokal retention, udregnes den beregnede udledning (kg N pr. ha).⁷

Idéen bag målrettede afgifter kan forklares således: Den teoretisk optimale regulering af kvælstofudledning ville være at pålægge en afgift på den enkelte landmands udledning. Dette ville sørge for en perfekt udligning af de marginale reduktionsomkostninger på tværs af bedrifter, og reduktionerne ville blive foretaget der, hvor det koster mindst. Denne type regulering kan dog ikke implementeres i praksis, idet den enkelte bedrifts udledninger ikke kan måles. Afgiften på udledning erstattes derfor af en afgift på *beregnet udledning*, som beskrevet ovenfor. I denne beregnede udledning tages der udgangspunkt i, at landmanden gøder driftsøkonomisk optimalt, da det er kompliceret og dyrt at kontrollere gødningsanvendelsen. Størrelsen af afgiften tager således ikke højde for den faktiske gødningsanvendelse, og giver derfor ikke incitament til at reducere kvælstoftilførslen. For at kompensere for dette, kombineres afgiften på beregnet udledning med en afgift på tilførsel af kvælstof i gødning og foder. For at undgå incitament til ulovlig kvælstofhandel, er denne afgift den samme i alle delvandoplande.⁸

4 Data

For at analysere konsekvenserne af at benytte forskellige reguleringstyper til at opfylde målene for kvælstofreduktion i de 90 delvandoplande anvendes information fra to forskellige datakilder. Dette afsnit beskriver disse datakilder i flere detaljer. De to datakilder er henholdsvis beregninger på ESMERALDA af, hvordan forskellige typer af landbrug reagerer på forskellige former for regulering og information om den geografiske fordeling af disse bedriftstyper i de 90

⁷ Til beregning af udledningen kan også indgå andre geologiske og hydrologiske forhold, som påvirker udledningen. I de nærværende beregninger indgår imidlertid udelukkende afgrødevalg, jordtype og lokal retention.

⁸ Analysen viser, at det er optimalt at sætte tilførselsafgiften til nul ved det analyserede reduktionsmål. Se afsnit 6 for flere detaljer.

delvandoplande samt retentionsniveauerne for disse. Beregningerne på ESMERALDA er beskrevet i flere detaljer i Jensen (2017).

4.1 ESMERALDA

4.1.1 Beskrivelse af ESMERALDA-modellen

ESMERALDA er en komparativ-statisk partiel ligevægtsmodel for den danske landbrugssektor. Modellen har tidligere været anvendt til analyser vedrørende miljøregulering af dansk landbrug, bl.a. som led i Natur- og Landbrugskommissionens (2013) arbejde, hvor de økonomiske konsekvenser for landbrugssektoren af en række af kommissionens forskellige forslag er beregnet (Jensen, 2013), og til beregning af sektorøkonomiske konsekvenser af alternative pesticid-reguleringsmodeller i forbindelse med De Økonomiske Råds formandsskabs rapport om Økonomi og Miljø 2015 (Jensen, 2015). Modellen er partiel, idet input- og outputpriser er eksogent givne. Modellens baseline-scenarier er kalibreret ud fra en stikprøve af landbrugets regnskaber fra 2011. Dog er kalibreringen foretaget således, at den daværende norm-regulering er ophævet.

ESMERALDA har 15 bedriftstyper, der repræsenterer gennemsnitlige danske landbrugsbedrifter af forskellige typer. Tilsammen dækker de 15 bedriftstyper alle danske landbrugsbedrifter, eksklusiv gartneri. Se tabel 1 for en nærmere beskrivelse af disse bedriftstyper. Hver bedriftstype maksimerer sin jordrente, der er et udtryk for den fremtidige aflønning af jord, når alle andre indsatsfaktorer er aflønnet i henhold til deres værdi i bedst mulige alternative anvendelse (deres alternativomkostning). Jordrenten kan teoretisk forstås som et mål for aflønning af jord. Empirisk er den opgjort som bedriftens omsætning fratrukket både variable og faste omkostninger.

Hver bedriftstype har mulighed for at producere ca. 20 forskellige afgrødetyper samt forskellige typer af husdyr. Hver bedriftstype producerer ud fra en CES-produktionsfunktion, hvis parametre er estimeret på baggrund af landbrugets regnskabsdata eller dyrkningsforsøg, eller kalibreret på grundlag af økonometriske parameterestimer fra litteraturen. De forskellige bedriftstyper har forskellige omkostningsstrukturer ved produktion af forskellige afgrødetyper og husdyr, således at de hver især producerer optimalt – men forskelligt – i baseline.

ESMERALDA's bedriftstyper kan reagere på økonomiske stød ved at ændre sammensætningen af deres produktionsinputs og deres produktionsoutputs. Dette indbefatter reduktioner i tilførslen af kvælstof (et input i afgrødeproduktionen), ændringer i anvendelsen af andre inputs (pga. substitutionseffekter), ændringer i afgrødesammensætningen og braklægning samt justeringer af størrelsen af bedriftens husdyrhold. Dette er de virkemidler, som bedriftstyperne i ESMERALDA har til rådighed for at reducere deres kvælstofudledninger som reaktion på den regulering, der modelleres.

Det ses i tabel 1, at der er stor variation mellem bedriftstyperne i ESMERALDA's kalibrerede baseline. Der er store forskelle i mængden af kvælstof (inklusive kvælstof i indkøbt foder), der tilføres (fra 125 kg/ha til 390 kg/ha). Der er også store forskelle i mængden af kvælstof, der udvaskes. Bedrifterne har også meget forskellige økonomiske resultater pr. ha. Jordrenten pr. ha

varierer fra negativ (-3.791 kr. pr. ha for små planteproducenter af almindelige afgrøder på lerjord) til over 90.000 kr. pr. ha for fjerkræbedrifter.

Analysernes formål er at belyse, hvor store de respektive afgifter skal være for at nå en bestemt kvælstofudledning. Resultaterne fra ESMERALDA indikerer derimod, hvor stor kvælstofudledningen er for en given kombination af afgifter. Dette løses ved hjælp af interpolering.⁹

Tabel 1 Bedriftstyper i ESMERALDA

ID	Størrelse ^a	Type ^b	Jordtype	N-tilførsel kg/ha	Dækn.bidr II kr/ha ^c	Jordrente kr/ha	N-udvaskning kg/ha
111	Lille	Special	Lerjord	131	3.070	254	55
112	Stor	Special	Lerjord	132	3.540	1.095	53
121	Lille	Alm.	Lerjord	138	-198	-3.455	54
122	Stor	Alm.	Lerjord	151	2.589	446	57
211	Lille	Special	Sandjord	126	6.703	3.385	65
212	Stor	Special	Sandjord	132	3.165	987	60
221	Lille	Alm.	Sandjord	129	23	-3.791	59
222	Stor	Alm.	Sandjord	138	1.818	-321	60
311	Ekstensiv	Kvæg	Alle	139	10.717	5.378	69
312	Intensiv	Kvæg	Alle	149	16.402	8.335	89
411	Lille	Svin	Alle	376	15.859	8.587	112
412	Stor	Svin	Alle	390	14.184	9.073	93
511	Alle	Fjerkræ	Alle	374	42.602	37.383	88
611	Alle	Pelsdyr	Alle	125	100.600	92.003	82
711	Alle	Deltid	Alle	133	1.002	-2.601	53

a: Store bedrifter er >200 ha. Intensive bedrifter har $\geq 1,4$ dyreenheder/ha.

b: "Almindelige" afgrøder dækker over korn og raps. "Specialafgrøder" er alle andre typer afgrøder, dvs. kartofler, sukkerroer, frøgræs etc.

c: Dækningsbidrag II er en regnskabsteknisk betegnelse, der benyttes i landbrugets regnskabsstatistik. De udtrykker omsætningen fratrukket alle variable omkostninger, inkl. arbejdsomkostninger og maskinomkostninger.

Anm.: Alle bedriftstyper på nær deltidsbedriftstypen er heltidsbedrifter.

Kilde: Jensen (2017).

4.1.2 Kørsler i ESMERALDA

Der er foretaget beregninger i ESMERALDA, som fordeler sig på tre typer af regulering. Disse tre typer af regulering er efterfølgende benyttet til at modellere de fem reguleringstyper, der er beskrevet i afsnit 3. De tre typer af regulering er:

1. **Normer.** Hver bedriftstype pålægges en begrænsning på, hvor meget kunstgødning og husdyrgødning, der må tilføres. Begrænsningen afhænger af sammensætningen af gødningstyper samt afgrødevalg. Disse scenarier bruges til at modellere de to typer af normer samt normbaserede udvaskningsadgange.

⁹ Se bilag 3 for flere detaljer.

2. **Tilførselsafgift i forhold til** Afgift på tilførsel af kvælstof til bedriften. Der er to kilder til denne tilførsel: kvælstof i kunstgødning og kvælstof i husdyrfoder. Denne afgift bruges til at modellere den ensartede afgift på kvælstofinput, som indgår i reguleringen ved hjælp af målrettede afgifter.
3. **Udvaskningsafgift i forhold til** Afgift på beregnet udvaskning implementeret som afgrødeafgift. Denne afgift bruges til at modellere de målrettede afgifter samt omsættelige udvaskningsadgange. Udvaskningen beregnes på baggrund af de driftsøkonomisk optimale udvaskninger, og afhænger af afgrødevalg, jordtype og retention. Derudover tages der højde for merudvaskningen i anvendelsen af husdyrgødning frem for kunstgødning.

Normer

Normerne er beregnet i 9 niveauer, og er anvendt til modelleringen af de normbaserede reguleringstyper. Normerne er implementeret ved at lægge følgende restriktion på hver bedriftstype:

$$\sum \text{areal}_i \cdot N_{kunst}^i \leq (1-\alpha) \cdot \sum \text{areal}_i \cdot N_i^* - \sum \mu \cdot \text{husdyr}_h \cdot \bar{N}_h$$

Hvor N_{kunst}^i er forbruget af kvælstof (N) pr. ha for afgrøde i , μ er den normerede udnyttelsesgrad for N i husdyrgødning, \bar{N}_h er den normerede (standardiserede) årlige mængde N i husdyrgødning pr. dyr i husdyrsektor h , α er normreduktionen og N_i^* er det økonomisk optimale forbrug af N pr. ha i afgrøde i .

I de 9 niveauer ændres α , hvilket svarer til forskellige niveauer af norm-reduktioner. Bilag 2 dokumenterer de forskellige reguleringsniveauer.

Hvert niveau af α resulterer i en bedriftstype-specifik skyggepris på kvælstof, der er stigende med α . Dette afspejler, at en reduktion på X pct. medfører forskellige marginale værdier af et kg kvælstof, afhængigt af sammensætningen af afgrøder, gødningstyper etc., som varierer mellem bedriftstyper.

Tilførselsafgift og udvaskningsafgift

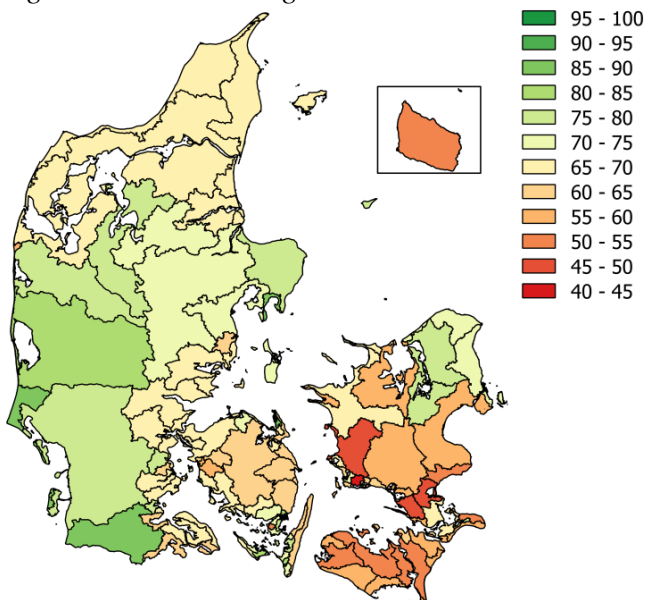
Tilførselsafgiften og udvaskningsafgiften er beregnet i 24 kombinationer, fordelt på fire niveauer af tilførselsafgiften og seks niveauer af udvaskningsafgiften. Bilag 2 dokumenterer de forskellige reguleringsniveauer.

4.2 Geografisk retentionsdata

Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi (AGRO) har leveret information om den geografiske fordeling af de 15 bedriftstyper inkluderet i ESMEALDA på Danmarks 90 delvandoplande (figur 2). Datasættet er opstillet for 2011 og er baseret på metoderne i Kristensen og Kristensen (2004) samt opdateringerne fra Jørgensen mfl. (2015), Odgaard mfl. (2017) og dNmark.org-forskningsalliancens basisdatasæt. Oplysningerne for de 90 delvandoplande er afledt ud fra information om fordelingen af bedriftstyper og tilhørende jordtyper på de i alt 3.123 danske oplande med forskellige retentioner (de såkaldte ID15-oplande, jf. Højberg mfl. (2015)). For hvert

delvandopland er således opgjort, hvor mange ha der drives som hver af de 15 bedriftstyper, og hvordan denne jord fordeler sig på 10 retentionsklasser (0-10 pct. ; 10-20 pct. ; ... ; 90-100 pct.). Figur 2 illustrerer den gennemsnitlige retention fordelt på delvandoplande.

Figur 2. Gennemsnitlig retention i Danmarks 90 delvandoplande



Anm.: Figuren viser den gennemsnitlige retention for landbrugsjorden i Danmarks 90 delvandoplande. Retentionen er angivet i procent.

Kilde: Egne beregninger samt udtræk fra MiljøGIS.

4.3 Kombination af datakilder

Beregningerne på ESMERALDA kombineres med viden om den geografiske fordeling af de 15 bedriftstyper samt deres underliggende retention. Dette gør det muligt at beregne de totale omkostninger og udledninger, og dermed omkostningseffektiviteten af regulering, der er differentieret i forhold til delvandoplandsspecifikke retentionskrav samt retentionsforskelle indenfor de enkelte delvandoplande.¹⁰

Analyserne i dette notat tager udgangspunkt i det indsatsbehov, der er beskrevet på delvandoplandsniveau i vandområdeplanerne for den indeværende planperiode, som løber frem til 2021. På nationalt plan er det samlede indsatsbehov i denne periode på 6.960 ton udledt kvælstof. Fra dette trækkes de reduktioner i udledningen, som ifølge vandområdeplanerne skal opnås af spildevandsindsatser og dambrug. Derudover fratrækkes de reduktioner i udledningen som skal opnås ved hjælp af en justering af de generelle regler for opfyldelse af efterafgrødekravet i forhold til udlægning af areal til miljøfokusområder. Udlægningen af areal til miljøfokusområder er et krav for at opnå den såkaldte grønne støtte, der er en del af EU's arealstøtteordning, og kan således ikke påvirkes væsentligt af indretningen af den danske kvælstofindsats. Det resterende reduktionsbehov

¹⁰ Ligeledes giver data på den geografiske fordeling af retentionen mulighed for at omregne ESMERALDA's afgift på beregnet udvaskning til en afgift på beregnet udledning. Se bilag 1 for flere detaljer.

er på ca. 6.000 tons, og skal ifølge vandområdeplanerne opnås ved målrettet kvælstofregulering samt kollektive virkemidler.

Ca. 3.500 ton skal opnås ved hjælp af målrettet regulering. I Fødevarer- og landbrugspakken (2015) er det nærmere beskrevet, hvordan denne reduktion skal opnås. I den målrettede regulering indgår udvaskningsadgangene, som er beskrevet i afsnit 3.3. Den enkelte landmand kan derudover bidrage til opnåelse af dette reduktionsmål ved at foretage andre, kompenserende tiltag end de muligheder, som er modelleret i ESMERALDA. Disse muligheder inkluderer udlægning af efterafgrøder, tidlig såning m.m.

Den del af indsatsbehovet på 6.000 ton, som ikke opnås gennem målrettet regulering skal ifølge Fødevarer- og landbrugspakken opnås ved hjælp af såkaldte "kollektive virkemidler", hvor landmændene kompenseres for at etablere minivådområder, vådområder, udtage lavbundsjord og rejse skov. Disse tiltag begrænser udledningen fra landmandens marker, samt eventuelt fra andre landmænds marker i samme delvandopland.

De udledninger som kan beregnes på baggrund af ESMERALDA samt den geografiske information, er ikke identiske til vandområdeplanernes baseline i 2021. Dette skyldes blandt andet at ESMERALDA er kalibreret på baggrund af landbrugets regnskaber i 2011, og den geografiske information om landbrugsjord m.m. stammer også fra 2011. Idet der bl.a. hvert år udtages jord til andre formål end landbrug, er udledningerne faldende over tid. Dertil kommer, at ESMERALDA samt den geografiske information opgør de samlede udledninger ved at summere beregnede udledninger fra enkelte bedrifter. Denne opgørelsesmetode er anderledes end den, der benyttes i vandplanerne, hvilket kan føre til afvigelser.

Disse afvigelser medfører, at der er behov for at "oversætte" reduktionskravene fra vandområdeplanerne til reduktionskrav i ESMERALDA. Dette gøres ved at overføre landbrugets procentuelle reduktionskrav fra vandområdeplanerne til reduktioner i ESMERALDA's udledninger. Landbrugets reduktionskrav i vandområdeplanerne udregnes som en procentandel af summen af landbrugets bidrag til de samlede udledninger i baseline i 2021 samt baggrundsudvaskningen fra landbrugsarealet.¹¹

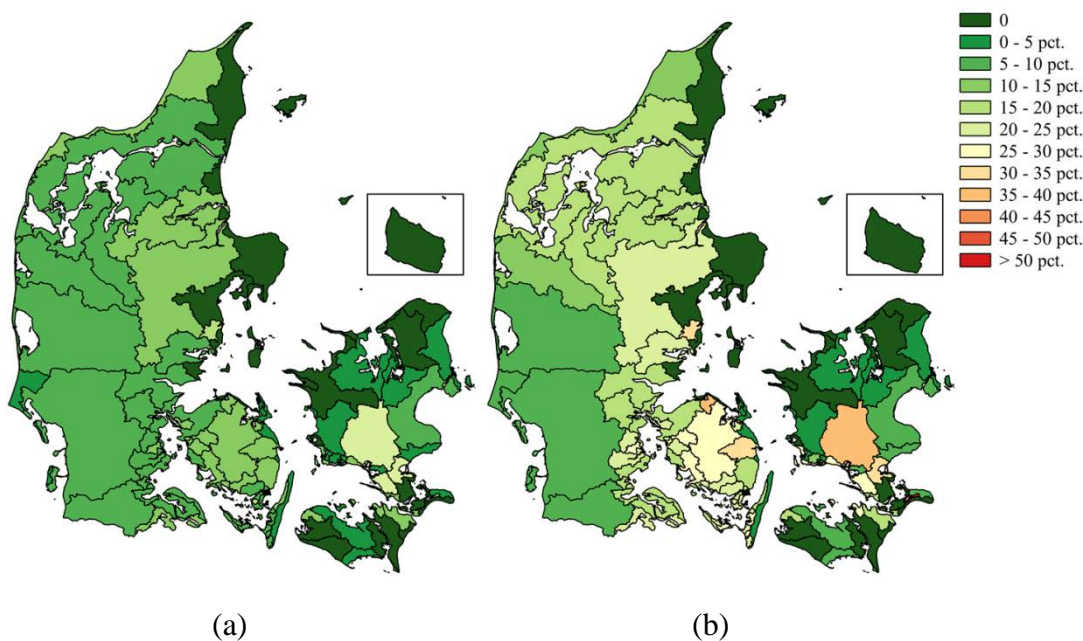
Det ville i princippet også have været muligt i stedet at justere de modellerede udledninger til vandområdeplanernes baseline. Grundet forskelle i afvigelsens størrelse mellem delvandoplande, ville dette imidlertid nødvendiggøre en forskel fra delvandopland til delvandopland på, hvor meget bedriftstyperne udvasker pr. ha. Det er valgt at undgå en sådan ad hoc justering af modelgrundlaget for analysen. En tredje mulighed ville være, at overføre de absolutte indsatsbehov fra vandplanerne direkte til de modellerede udledninger. Det vurderes, at den relative tilgang bedst afspejler landbrugets omkostninger ved den givne regulering. Under alle omstændigheder er afvigelse en kilde til usikkerhed om de præcise estimater af omkostningerne ved de forskellige reguleringer. Dog

¹¹ Baggrundsudvaskningen fra landbrugsarealet er bestemt som landbrugets andel af det samlede areal på landsplan (62 pct.), ganget med den samlede baggrundsudvaskningen. Den samlede baggrundsudvaskning er opgjort som en geografisk differentieret andel af den samlede belastning (varierende mellem 19 og 21 pct). Landbrugets bidrag til de samlede udledninger er geografisk differentieret mellem de fire vandområdedistrikter. Udregnet på denne måde er de samlede udledninger fra modellen ca. 19 pct. højere end de samlede udledninger fra vandområdeplanernes 2021-baseline.

påvirkes rangordningen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved reguleringerne ikke af denne afvigelse. Rangordningen påvirkes heller ikke af, hvilken metode der benyttes til at kombinere datakilderne. Dette skyldes at rangordningen drives af de underliggende principper bag reguleringerne, og ikke det konkrete indsatsbehov.

I basisanalysen, der er nærmere beskrevet i afsnit 6, foretages beregninger på både et indsatsbehov på 3.500 ton og et indsatsbehov på 6.000 ton. Figur 3 viser de krævede procentuelle reduktioner fordelt på delvandoplande ved de to forskellige indsatsbehov.

Figur 3 Reduktionskrav i Danmarks 90 delvandoplande



Anm.: Kortet illustrerer andelen af landbrugets udledninger i baseline, der skal reduceres for at opnå reduktionskravet ved et samlet indsatsbehov på 3.500 ton (a) og et samlet indsatsbehov på 6.000 ton (b).

Kilde: Egne beregninger samt udtræk fra MiljøGIS.

5 Modellering af reguleringstyper

I dette afsnit beskrives metoden bag, hvordan beregningerne på ESMERALDA samt den geografiske information benyttes til at foretage analyserne af de samfundsøkonomiske omkostninger af de forskellige reguleringstyper.¹²

Muligheden for at benytte visse virkemidler såsom efterafgrøder, tidlig såning m.m. er ikke modelleret i ESMERALDA. Efterafgrøder og tidlig såning er relativt billige virkemidler (Jacobsen 2016), og en udeladelse af disse virkemidler resulterer derfor i en overvurdering af de samlede omkostninger. Det er muligt at inkludere efterafgrøder og tidlig såning i beregningerne af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ud fra en beregning af det samlede potentiale på

¹² Bilag 3 og 4 beskriver flere detaljer om hhv. den generelle metode og hvordan de forskellige reguleringstyper hver især er implementeret.

delvandoplande (Jacobsen 2016), samt et skøn over hvordan efterafgrødepotentialet er fordelt på bedriftstyper indenfor det enkelte delvandoplande. Bilag 6 beskriver hvordan dette er gjort i flere detaljer.¹³

Muligheden for at benytte de såkaldte kollektive virkemidler er ligeledes ikke modelleret i ESMERALDA. Det er dog muligt at foretage et skøn over, i hvor høj grad de kollektive virkemidler optimalt set bør benyttes. Dette gøres ud fra beregninger af de marginale omkostninger i de forskellige delvandoplande ved de forskellige reguleringstyper samt information om omkostningerne pr. kg N ved de forskellige kollektive virkemidler samt deres potentiale for udledningsreduktioner fordelt på delvandoplandsniveau.¹⁴ Bilag 6 beskriver i flere detaljer, hvordan de kollektive virkemidler er inkluderet i beregningerne.

5.1 Ensartede normer

For at implementere en ensartet normreduktion findes den nationale normreduktion X , som er nødvendig for at leve op til indsatsbehovene i alle delvandoplande på samme tid.

5.2 Differentierede normer

De differentierede kvælstofnormer implementeres ved at finde den normreduktion $X_{v,r}$ som opfylder reduktionskravene i de enkelte delvandoplande (v). Normreduktionen for den enkelte bedrift afhænger af, i hvilket delvandopland den er placeret, og retentionen (r) på bedriftens jord. Det har desuden været nødvendigt at indlægge et reduktionsloft på 40 pct., dvs. $X_{v,r} \leq 40\% \forall v, r$. Se bilag 2 og 4 for flere detaljer vedrørende dette.

5.3 Udvaskningsadgange

5.3.1 Normbaserede udvaskningsadgange

Jf. de antagelser om den konkrete udfærdigelse af udvaskningsadgangene, der er beskrevet i afsnit 3.3, implementeres denne version af udvaskningsadgangene ved at finde den delvandoplandsspecifikke normreduktion X_v , der opfylder reduktionskravene i de enkelte delvandoplande.

5.3.2 Omsættelige udvaskningsadgange

Denne version af udvaskningsadgangene implementeres ved, i hvert delvandopland, at finde den afgift på beregnet udvaskning, der opnår reduktionskravet. Provenuet fra denne afgift tilbageføres derefter til de enkelte bedrifter. Dette modellerer et kvotemarked, idet et kvotemarked på beregnet

¹³ Andre virkemidler såsom mellemafgrøder og randzoner er relativt dyre virkemidler og er derfor ikke medtaget i analysen i dette notat. Det kan ikke udelukkes, at der er enkelte bedrifter der med fordel kan benytte disse virkemidler, hvorfor disse virkemidler bør indgå i paletten af virkemidler som den enkelte landmand kan vælge mellem. Dog forventes det ikke, at udeladelsen af disse virkemidler påvirker de samlede samfundsøkonomiske omkostninger i nævneværdig grad.

¹⁴ Dog udelades skovrejsning og lavbundsprojekter af analysen. Dette er gjort fordi disse virkemidler er relativt dyre, og forventes derfor ikke at blive brugt i nævneværdig grad. I Fødevarer- og landbrugspakken er der lagt op til, at skovrejsning og lavbundsprojekter skal stå for omtrent 5 pct. af den samlede reduktion i den indeværende vandområdeplanperiode, og udeladelsen af disse forventes derfor ikke at føre til en stor påvirkning af de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Dertil kommer, at netop skov- og lavbundsprojekter har andre positive gevinster, såsom klimagevinster og rekreative værdier. Af tidsmæssige årsager har det ikke været muligt at inkludere disse gevinster på en tilfredsstillende måde. Se bilag 6 for flere detaljer.

udvaskning netop vil give anledning til en enkelt skyggeafgift på beregnet udvaskning. Der er én afgift pr. delvandopland, idet kvotemarkedet antages at udligne priserne på tværs af bedriftstyper indenfor hvert delvandopland. Idet rettigheden tildeles gratis, betaler bedrifterne kun for den merudledning de foretager ud over deres tildelte rettighed. Tilsvarende modtager de bedrifter, der udleder mindre end deres tildelte rettighed et provenu for at sælge udvaskningsrettigheder.

5.4 Målrettede afgifter

De målrettede afgifter implementeres ved at fastlægge den kombination af delvandoplandsspecifikke udledningsafgifter og en ensartet N-input-afgift der 1) opfylder reduktionskrav i alle delvandoplande og 2) giver det bedste samfundsøkonomiske resultat. I de delvandoplande, hvor indsatsbehovet er lig nul, vil afgiften på beregnet udledning også være lig 0.

I praksis findes for hvert delvandopland et sæt af afgiftskombinationer, der alle opfylder reduktionskravet. Efterfølgende findes den N-inputafgift (med et dertilhørende sæt af 90 udledningsafgifter), der giver det bedste samfundsøkonomiske resultat.

Der regnes i ESMERALDA på afgifter på beregnet udvaskning. Disse omformes til en afgift på beregnet udledning ved hjælp af data om den geografiske fordeling af de 15 bedriftstyper, og deres fordeling på jorde med forskellig retention. Se bilag 1 for flere detaljer.

5.5 Sammenligning af reguleringsformer

For at vurdere de samfundsøkonomiske omkostninger benyttes summen af ændringen i landbrugets jordrente og eventuelle afgiftsindtægter. En del tidligere analyser benytter DBII som et udtryk for ændringer i produktionen (se f.eks. Eriksen mfl. 2014 og Hasler mfl. 2015). Jordrenten er dog et teoretisk velfunderet begreb, der knytter sig til aflønningen af jord som produktionsfaktor. Brug af ændringer i jordrenten til at opgøre de samfundsøkonomiske konsekvenser ved ændringer i landbrugets regulering er desuden i overensstemmelse med tidligere analyser af De Økonomiske Råds formandskab (se fx analysen af pesticider i landbruget i De Økonomiske Råds formandskab 2015).

Et eventuelt afgiftsprovenu medregnes, idet en omfordeling mellem landmænd og stat ikke i sig selv medfører en samfundsøkonomisk velfærdsændring. Som udgangspunkt er jordrenten opgjort i faktorpriser, dvs. uden moms og afgifter. For at opgøre omkostningen i forbrugerpriser, ganges ændringen i jordrente + afgiftsprovenu med en nettoafgiftsfaktor (NAF). En NAF på 1,325 benyttes. Dette er i overensstemmelse med tidligere studier (se bl.a. Eriksen mfl. 2014 og De Økonomiske Råds formandskab 2015) samt Finansministeriets anbefalinger.

6 Basisanalysens resultater

Dette afsnit præsenterer de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige reguleringstyper.

Kolonne 1 og 2 i tabel 2 viser årlige omkostninger ved et indsatsbehov på 3.500 ton, hvilket svarer til det indsatsbehov der forventes at skulle opnås af den fremtidige målrettede regulering, jf. Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015. Kolonne 1 tillader ikke brugen af efterafgrøder samt tidlig såning, der forventes at indgå i den fremtidige målrettede reguleringen. Brugen af disse er indregnet

i scenariet i kolonne 2. Kolonne 3 og 4 viser årlige omkostninger ved et indsatsbehov på 6000 ton, hvilket svarer til det samlede indsatsbehov for landbruget. Begge disse scenarier inkluderer efterafgrøder samt tidlig såning, men adskiller sig ved at kolonne 3 ikke tillader brugen af de såkaldte kollektive virkemidler – minivådområder og vådområder – hvorimod disse er inkluderet i kolonne 4. Se bilag 6 for flere detaljer om brugen af efterafgrøder m.m. samt de kollektive virkemidler. Idet rangordningen er ens på tværs af scenarier, tages der i det følgende udgangspunkt i scenariet i kolonne 4.¹⁵

De målrettede afgifter opnår reduktionskravene billigst. Den samfundsøkonomiske omkostning ved at opnå reduktionsmålsætningen på 6.000 tons på landsplan er årligt 0,58 mia. kr. eller 97 kr. pr. kg reduceret kvælstof, når både efterafgrøder og kollektive virkemidler benyttes som virkemidler.

Omsættelige udvaskningsadgange er den næstbilligste regulering. Den giver en samlet årlig samfundsøkonomisk omkostning på 0,64 mia. kr. Det er bemærkelsesværdigt, at denne model er bedre end differentierede normer, idet differentierede normer er målrettet retentionen i modsætning til omsættelige udvaskningsadgange. Dette skyldes, at omsættelige udvaskningsadgange ikke lider af uhensigtsmæssige incitamenter i forhold til valg af afgrøder og brug af husdyrgødning. Dertil kommer, at omsættelige udvaskningsadgange sikrer at reduktioner i udvaskning inden for hvert delvandopland finder sted der, hvor disse er billigst opnåelige gennem det delvandoplandsspecifikke kvotemarked. Dette er ikke tilfældet ved de differentierede normer. Dog forudsætter resultatet for omsættelige udvaskningsadgange, at kvotemarkedet fungerer optimalt, hvilket muligvis ikke vil være tilfældet i alle delvandoplande grundet meget få aktører på hvert marked. Det er derfor muligt, at omkostningerne ved omsættelige udvaskningsadgange-modellen vil være højere i praksis.

Tabel 2 Samfundsøkonomiske omkostninger ved opnåelse af reduktionskravene

Indsatsbehov, ton N	3.500	3.500	6.000*	6.000
Efterafgrøder m.m.	NEJ	JA	JA	JA
Kollektive virkemidler	NEJ	NEJ	NEJ	JA
	-----Omkostninger i alt, mia. kr. -----			
Ensartet norm	4,50	3,23	7,25	4,78
Differentierede normer	0,94	0,52	1,40	0,91
Normbaserede udvaskningsadgange	1,09	0,59	1,63	1,03
Omsættelige udvaskningsadgange	0,58	0,34	0,88	0,64
Målrettede afgifter	0,50	0,30	0,75	0,58
	-----Omkostninger pr. kg N, kr. -----			
Ensartet norm	1.281	920	1.219	802
Differentierede normer	268	149	235	153

¹⁵ Dog tager de opfølgende analyser udgangspunkt i den optimale brug af de kollektive virkemidler fra hovedscenariet. Den optimale brug af kollektive virkemidler genberegnes således ikke for de opfølgende analyser. Dette forventes ikke at påvirke resultaterne i nævneværdig grad, idet minivådområder og vådområder er relativt billige midler til at reducere kvælstofudledningen, og størstedelen af potentialet benyttes derfor ved alle typerne af regulering i grundscenariet, og vil derfor også blive benyttet ved de opfølgende analyser.

Normbaserede udvaskningsadgange	311	169	273	172
Omsættelige udvaskningsadgange	166	96	148	107
Målrettede afgifter	142	85	127	97

*: Reduktionskravene er nedjusteret med i alt 18 ton fordelt over tre delvandoplande for at undgå at skulle ekstrapolere i forhold til de anvendte ESMERALDA-beregninger. Dette reducerer de årlige samfundsøkonomiske omkostninger i denne kolonne. Dette forventes dog at være en lille ændring, idet opgørelsen af omkostningerne dækker 99,7 pct. af indsatsbehovet.

Anm.: Ved udregningen af omkostninger pr. kg udledt N, er der taget udgangspunkt i de reduktionskrav der er beskrevet i vandområdeplanerne.

Kilde: Egne beregninger.

Normbaserede udvaskningsadgange er – bortset fra den ensartede norm – den dyreste måde at opnå reduktionskravene på. Den samlede årlige samfundsøkonomiske omkostning er 1,03 mia. kr. Dette svarer til en gennemsnitlig omkostning på 172 kr. pr. kg reduceret kvælstof.

De samlede samfundsøkonomiske omkostninger afhænger af, hvor store reduktioner i kvælstofudledningen, der skal opnås og hvilke virkemidler der tillades anvendt. Rangordningen af de forskellige reguleringstypers omkostninger er dog uændret, uanset det benyttede indsatsbehov, og uanset om efterafgrøder m.m. samt kollektive virkemidler medtages i beregningen.

De målrettede afgifter består af differentieret afgift på beregnet udledning, der varierer pr. delvandopland samt en national afgift på tilførsel af kvælstof. I basisanalysen viser det sig imidlertid at være samfundsøkonomisk optimalt at sætte den nationale tilførselsafgift til nul kr. Reguleringen finder således sted udelukkende via de differentierede afgifter på beregnet udledning. Dette skyldes, at en national tilførselsafgift giver en omkostning i de delvandoplande, hvor der ikke er noget indsatsbehov. Denne omkostning undgås ved udelukkende at benytte delvandoplandsspecifikke udledningsafgifter i de delvandoplande, hvor der er et indsatsbehov. Det kan dog ikke udelukkes, at tilførselsafgiften bør være positiv hvis et andet indsatsbehov lægges til grund for analysen. Tilførselsafgiften kan derfor være relevant, såfremt det indsatsbehov der er udskudt til perioden 2021-27 også skal opnås.

Idet tilførselsafgiften er nul kr. ved de målrettede afgifter, kan forskellen i omkostninger ved omsættelige udvaskningsadgange (en udvaskningsafgift differentieret på delvandoplande) og målrettede afgifter (en udledningsafgift differentieret på delvandoplande) tilskrives, at de målrettede afgifter tager højde for retentionen. Ifølge tabel 2 er de samfundsøkonomiske omkostninger 10 pct. højere ved at benytte omsættelige udvaskningsadgange frem for de målrettede afgifter. For en model baseret på normreduktioner kan gevinsten ved at differentiere efter retentionen aflæses som forskellen mellem normbaserede udvaskningsadgange og de differentierede normer. Her fås, at omkostningerne er 13 pct. højere hvis man benytter normbaserede udvaskningsadgange frem for de differentierede normer. Betragtes i stedet forskellene i omkostninger i kolonne 1, hvor hele det betragtede indsatsbehov håndteres af målrettet regulering, fås at det er 16 pct. dyrere ikke at differentiere på retentionen (både ved brug af en udvasknings- eller udledningsafgift samt ved brug af en normreduktion).

Tidligere studier har også fundet gevinster ved at målrette reguleringen i forhold til retentionen (Se De Økonomiske Råds formandskab (2015) for et eksempel på et sådan studie såvel som en gennemgang af andre analyser på området). De konkrete estimater er dog ikke fuldt ud sammenlignelige, idet der er forskelle i de analyserede virkemidler, den geografiske dækning samt niveauet, som retentionen er opgjort på.

Omkostningseffektiviteten opgjort i kr. pr. kg reduceret N kan sammenholdes med Jacobsen (2016), der analyserer omkostningseffektiv fordeling af virkemidler til at opnå et reduktionskrav på 3.651 ton. Blandt de benyttede virkemidler er yderligere normreduktioner, efter- og mellemafgrøder, udtagning samt randzoner. Jacobsen finder en gennemsnitlig omkostning på 88 kr. pr. kg reduceret N, hvilket er sammenligneligt med omkostningseffektiviteten ved de målrettede afgifter.¹⁶

6.1 Fordelingseffekter

I de hidtil præsenterede beregninger har fokus været på de samlede samfundsøkonomiske omkostninger ved forskellige typer af regulering. Reguleringstyperne adskiller sig imidlertid også ved at påvirke de enkelte landmænd på forskellig vis. Dette afsnit præsenterer resultater af de fordelingsmæssige konsekvenser af de forskellige typer af regulering.¹⁷

De forskellige reguleringsformer er i forskellig grad målrettet de bedrifter, hvor omkostningerne ved kvælstofreduktioner er lave. Målretning mindsker på denne måde de samlede samfundsøkonomiske omkostninger, men kan øge omkostningerne for de bedrifter, der skal reducere mere ved målrettet regulering end ved ikke-målrettet regulering. Det er derfor interessant at sammenligne fordelingseffekterne ved de forskellige reguleringsformer.

For at betragte fordelingen af omkostninger mellem bedrifter, er der foretaget to beregninger. I den ene beregning er det antaget, at staten finansierer de kollektive virkemidler, og bedrifterne derved ikke har nogen omkostninger til den reduktion, der varetages af de kollektive virkemidler. Dette er den model, der er beskrevet i Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015. I den anden beregning er det antaget, at omkostningerne til de kollektive virkemidler afholdes af bedrifterne. Konkret antages det i disse beregninger, at hver bedrift afholder en andel af de samlede omkostninger til kollektive virkemidler i delvandomlandet. Denne andel er proportional med bedriftens areal.¹⁸

En problemstilling for de målrettede afgifter er, at den, som den eneste af de undersøgte reguleringer, indkræver et provenu. Provenuet er på i alt 0,42 mia. kr. Hvis provenuet bruges til at

¹⁶ Jacobsen (2016) angiver en gennemsnitlig omkostningseffektivitet udregnet som ændring i dækningsbidrag. Dækningsbidraget er naturligt opgjort i faktorpriser på 67 kr. pr. kg N. Ved brug af en NAF på 1,325 omregnes dette til en gennemsnitlig omkostningseffektivitet i forbrugerpriser på 88 kr. pr. kg N. Ændringer i dækningsbidrag ikke er perfekt sammenlignelige med ændringerne i jordrenten, som danner basis for resultaterne i tabel 2.

¹⁷ De samfundsøkonomiske omkostninger er opgjort i forbrugerpriser ved at gange omkostningerne for landmændene (der er opgjort i faktorpriser) med en nettoafgiftsfaktor. Omkostningerne for de enkelte landmænd i dette afsnit er imidlertid overvejende holdt i faktorpriser, da det er disse omkostninger der afholdes af den enkelte landmand.

¹⁸ Der er mange måder disse omkostninger kan fordeles på mellem de enkelte bedrifter. Disse beregninger illustrerer en enkelt mulighed. Valget af denne mulighed skyldes delvist manglende data vedrørende de konkrete placeringer af de enkelte kollektive virkemidler. Den analyserede mulighed kan anses som en model hvor alle landmænd i et delvandomland deles om både omkostninger og gevinster (i form af reducerede reduktionskrav) ved de kollektive virkemidler.

sænke skatter eller afgifter betalt af husholdninger, opnår de en gevinst svarende til provenuets størrelse. Som det fremgår af tabel 3, bringer dette de samlede omkostninger for *bedrifterne* op på 1 mia. kr. (målt i forbrugerpriser).¹⁹ Man kan også vælge at tilbageføre provenuet til bedrifterne. En tilbageførsel af provenuet reducerer omkostningerne for bedrifterne til 0,58 mia. kr.

Såfremt man vælger at tilbageføre provenuet, er det vigtigt at tilbageførslen er afkoblet fra produktionsbeslutningen efter afgiften er indført. Dette medfører, at produktionsbeslutningen for den enkelte bedrift ikke forvrides af muligheden for at producere således, at tilbageførslen øges. Afkoblede tilbageførselsordninger kendes bl.a. fra EU's hektarstøtteprogram, hvor udbetalingen af hektarstøtten i høj grad er uafhængig af produktionsbeslutningen.²⁰ Hvis tilbageførslen ikke afkobles produktionsbeslutningen, kan det medføre yderligere samfundsøkonomiske omkostninger på lang sigt. Dette diskuteres i flere detaljer i afsnit 7.4.

Tabel 3. Omkostninger ved forskellige typer af regulering

	Provenu	----- Omkostninger -----		
		Samfund	Husholdninger	Bedrifter
		----- Mia. kr, forbrugerpriser -----		
Ensartet norm	0,00	4,78	0,00	4,78
Differentierede normer	0,00	0,91	0,00	0,91
Normbaserede				
udvaskningsadgange	0,00	1,03	0,00	1,03
Omsættelige udvaskningsadgange	0,00	0,64	0,00	0,64
Målrettede afgifter	0,42	0,58	-0,42	1,00
Målrettede afgifter, tilbageførsel	0,00	0,58	0,00	0,58

Anm.: De årlige omkostninger er opgjort i forbrugerpriser ved brug af en nettoafgiftsfaktor på 1,325. Der er taget udgangspunkt i situationen hvor bedrifterne ikke betaler for de kollektive virkemidler

Kilde: Egne beregninger.

En konkret model for en afkoblet tilbageføring er, at beregne en potentiel afgiftsbetaling, dvs. den afgift, der ville være betalt af hver bedrift, givet bedriftens produktion, inden reguleringen indføres for hver bedrift. Hver bedrift får da en tilbageførsel svarende til bedriftens andel af det samlede potentielle provenu. En sådan tilbageførselsmekanisme er konstrueret for beregningerne foretaget i denne analyse.²¹

En sådan tilbageførsel udfordres af strukturelle ændringer i landbruget, der finder sted over tid. Det er således ikke oplagt, hvordan sammenlægninger og opdelinger af eksisterende bedrifter samt landbrug, der går i arv fra en generation til den næste, skal håndteres i en tilbageførselsordning.

¹⁹ Det er mest naturligt at opgøre omkostningerne for virksomheder i faktorpriser. For at sikre intern konsistens mellem tallene i tabel 3, er bedrifternes omkostninger imidlertid her opgjort i forbrugerpriser. I resten af dette afsnit opgøres de enkelte bedrifters privatøkonomiske omkostninger i faktorpriser.

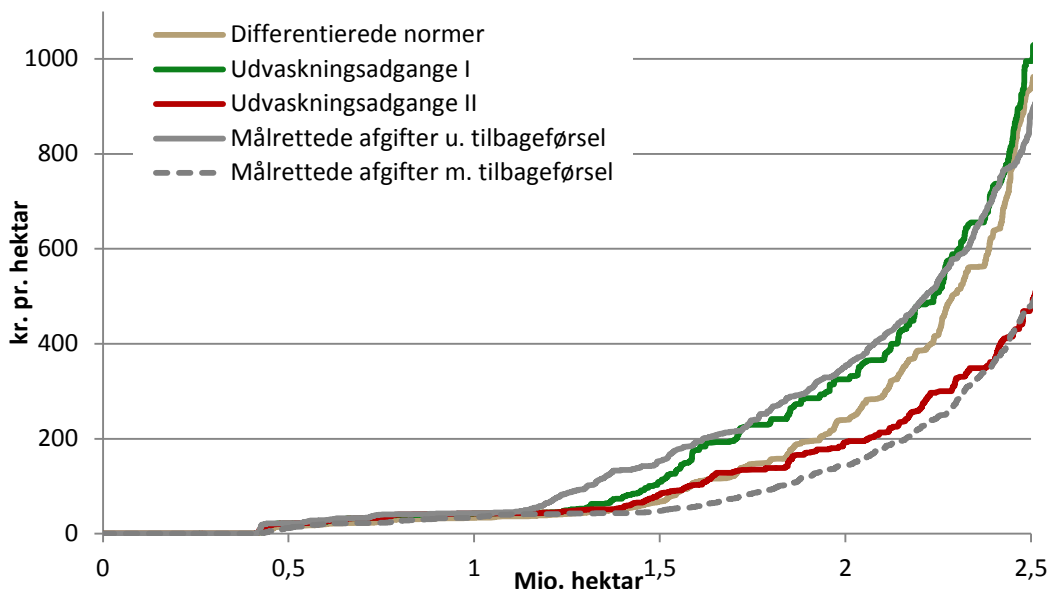
²⁰ Dog er hektarstøtten i sin nuværende form betinget af overholdelse af visse krav, bl.a. om udtagning af arealer.

²¹ Konkret kan man forestille sig, at den potentielle afgift udregnes på et gennemsnit af afgrødevalg i de sidste tre år samt antallet af husdyr i årene inden reguleringen indføres. Idet ESMERALDA er en statisk-komparativ model, er det ikke muligt at udregne et gennemsnit af de sidste tre års afgrødevalg. I stedet er baseline-scenariet benyttet til at udregne det potentielle provenu.

Over tid vil de tilbageførsler, der finder sted, være mindre og mindre tæt knyttet til de faktiske produktions- og ejerskabsforhold, hvilket udhuler rationale bag tilstedeværelsen af en tilbageførselsordning.

De fordelingsmæssige konsekvenser af de forskellige reguleringsformer fremgår af figur 4 og figur 5. Figureerne viser omkostningerne for den enkelte bedrift pr. hektar ved de forskellige reguleringsstyper.²² Figur 4 tager udgangspunkt i, at de kollektive virkemidler subsidieres af staten. Figur 5 viser alternativet, hvor omkostningerne for de kollektive virkemidler er fordelt mellem bedrifterne i de relevante delvandoplande. Behandlingen af de kollektive virkemidler ændrer ikke på konklusionerne, der kan drages af figuren, og figureerne behandles derfor under ét i det følgende.²³

Figur 4. Omkostninger for den enkelte bedrift pr. ha med subsidier for kollektive virkemidler



Anm.: Figuren viser den kumulerede andel af landbrugsarealet, der har en omkostning opgjort i kr. pr. ha der er lig med eller mindre end den på y-aksen angivne værdi ved forskellige typer af regulering. Omkostningerne er opgjort i faktorpriser. Omkostningerne afspejler omkostningerne for den enkelte bedrift, men ikke de samfundsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser. Figuren viser omkostningerne ved de billigste 2,5 mio. ha landbrugsjord ud af et samlet landbrugsareal på omkring 2,6 mio. ha.

Kilde: Egne beregninger.

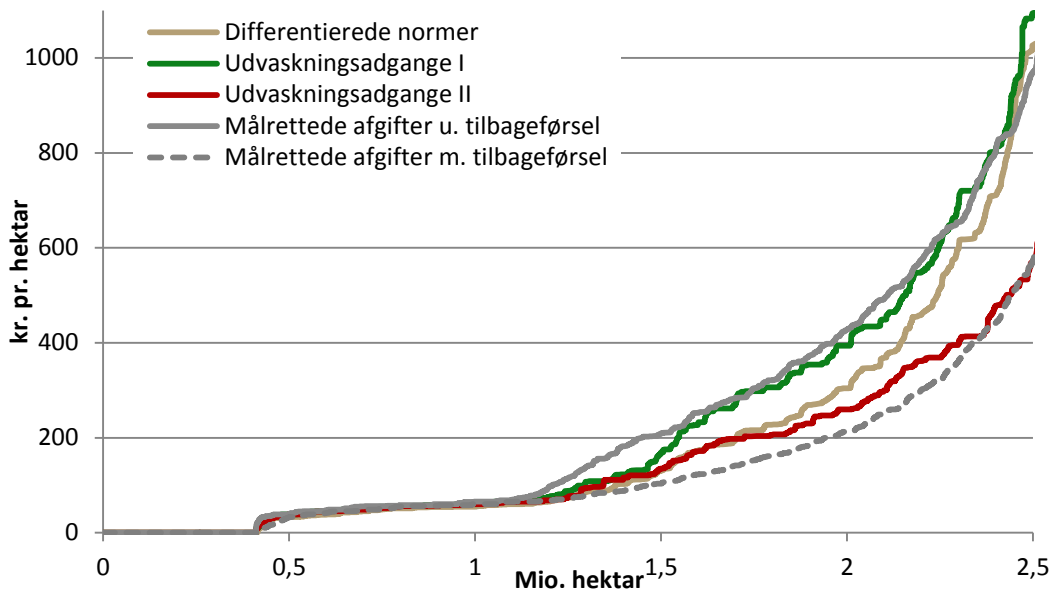
For bedre at illustrere forskelle i omkostningerne for størstedelen af Danmarks landbrugsareal, viser figurene omkostningerne ved de billigste 2,5 mio. ha ud af et samlet landbrugsareal i Danmark på omkring 2,6 mio. ha. For de udeladte 0,1 ha. stiger omkostningerne pr. ha til mellem 2.000 kr. pr. ha. (for de målrettede afgifter med tilbageførsel) og 10.000 kr. pr. ha. Disse beløb er høje i forhold

²² De ensartede normer er udeladt af figurene, da de er væsentligt dyrere end de andre reguleringsstyper. Omkostningerne ved de ensartede normer svinger således mellem ca. 700 kr. pr. ha for de bedrifter der rammes mindst af reguleringen, og omtrent 2200 kr. pr. hektar ved hektar nr. 2,5 mio.

²³ For at tegne kurverne i figur 4 og 5 er bedrifterne sorteret efter omkostninger pr. ha for hver reguleringsstype. En bestemt bedrift i et bestemt delvandopland kan således godt have forskellige vandrette placeringer ved de forskellige reguleringsstyper.

til beløbene for de bedrifter der er vist i figurene. For de norm-baserede reguleringsformer (differentierede normer og normbaserede udvaskningsadgange) skyldes dette primært, at fjerkræ-bedrifter og pelsdyrbedrifter rammes hårdt af disse typer af regulering. Dette skyldes, at hovedparten af disse bedrifters overskud pr. ha, som er højt i baseline sammenlignet med andre bedriftstyper (jf. Tabel 1), kommer fra produktion af hhv. fjerkræ og pelsdyr. Det er i ESMEALDA antaget, at bedriftenes grad af selvforsyning med husdyrgødning og grovfoder er uændret.²⁴ Derfor medfører en normreduktion også en nedgang i den animalske produktion, idet der kan udlægges mindre husdyrgødning på bedriftens marker. Dette fører til store omkostninger for de bedriftstyper, der primært har animalsk produktion på et lille areal. For omsættelige udvaskningsadgange samt de målrettede afgifter er omkostningerne for de hårdest ramte bedrifter omkring 2.000 kr. pr. ha. Disse omkostninger afholdes af bedrifter i mindre delvandomplande med store reduktionskrav, og, for de målrettede afgifters vedkommende, specifikt af bedrifter, der ligger på jord med lav retention.

Figur 5 Omkostninger for den enkelte bedrift pr. ha uden subsidier for kollektive virkemidler



Anm.: Figuren viser den kumulerede andel af landbrugsarealet, der har en omkostning opgjort i kr. pr. ha der er lig med eller mindre end den på y-aksen angivne værdi ved forskellige typer af regulering. Omkostningerne er opgjort i faktorpriser. Omkostningerne afspejler omkostningerne for den enkelte bedrift, men ikke de samfundsøkonomiske omkostninger i forbrugerpriser. Figuren viser omkostningerne ved de billigste 2,5 mio. ha landbrugsjord ud af et samlet landbrugsareal på omkring 2,6 mio. ha.

Kilde: Egne beregninger.

Ved målrettede afgifter uden tilbageførsel af provenuet er omkostningen for omtrent 60 pct. af bedrifterne (1,5 mio. ha) under 200 kr. pr. ha. Omkostningerne stiger til knap 600 kr. pr. ha for bedriften omkring den 95'ne percentil (2,5 mio. ha). Såfremt provenuet tilbageføres, er omkostningen omkring 100 kr. for den 60'ne percentil og knap 600 kr. for den 95'ne percentil.

²⁴ Dette er diskuteret i flere detaljer i Jensen (2017).

Det ses, at de målrettede afgifter med tilbageførsel konsekvent giver mindre eller ligeså små privatøkonomiske omkostninger som de andre reguleringstyper, når omkostningerne opgøres pr. ha og sorteres fra billigst til dyrest, som i figur 4 og figur 5. Generelt er der ikke de store forskelle i omkostninger mellem de billigste 1,2 mio. ha på tværs af reguleringstyper. Men for den halvdel af bedrifterne, der rammes hårdest, er de målrettede afgifter med tilbageførsel op mod 400 kr. billigere pr. ha end normbaserede udvaskningsadgange, differentierede normer samt målrettede afgifter uden tilbageførsel.

Et muligt argument for at benytte en reguleringsform som normbaserede udvaskningsadgange er, at den kan forventes at brede omkostningerne mere ligeligt ud mellem bedrifter end f.eks. de målrettede afgifter. Dog ses det fra figur 4 og figur 5, at normbaserede udvaskningsadgange kun i meget begrænset omfang er billigere pr. ha end de målrettede afgifter uden tilbageførsel – og aldrig er billigere end de målrettede afgifter med tilbageførsel.

Det ses desuden, at ingen reguleringsform er billigere ved alle hektarer, idet ingen kurve konsekvent ligger nederst i figuren, om end de målrettede afgifter med tilbageførsel er billigst i langt de fleste tilfælde. Dog er de målrettede afgifter uden tilbageførsel i overvejende grad dyrere for bedrifterne end begge varianter af udvaskningsadgange samt de differentierede normer for langt hovedparten af bedrifter. Ligeledes er omsættelige udvaskningsadgange kun en smule dyrere end de differentierede normer for de fleste bedrifter, men en del billigere for de bedrifter, der har høje omkostninger i forbindelse med reguleringen.

En anden måde at betragte de fordelingsmæssige konsekvenser på, er ved at se på hvordan omkostningerne fordeler sig på forskellige bedriftstyper og retentionsklasser. Dette er illustreret i tabel 4. Som udgangspunkt er der en sammenhæng mellem hvilke bedriftstyper, der bliver ramt af de højeste omkostninger på tværs af reguleringstyper. Tabellen viser at fjerkræs- og pelsdyrsbedrifter bliver hårdt ramt af de normbaserede reguleringer i absolutte termer. Dette er diskuteret tidligere i dette afsnit. Det er ikke tilfældet, at målrettede afgifter med tilbageførsel af skatteprovenuet giver lavere privatøkonomiske omkostninger for alle bedriftstyper end andre reguleringsformer. Eksempelvis har specialafgrødeproducenter på lerjord i gennemsnit højere omkostninger ved målrettede afgifter med tilbageførsel end ved omsættelige udvaskningsadgange. Sådanne forskelle skyldes primært, at disse bedrifter i gennemsnit ligger på jord med lav retention.²⁵ Dette øger omkostningerne, når retentionen inkluderes i reguleringen. Retentionen er netop inkluderet i de målrettede afgifter, men ikke i omsættelige udvaskningsadgange. Til gengæld får svinebedrifter og kvægbedrifter væsentligt lavere omkostninger ved målrettede afgifter end ved omsættelige udvaskningsadgange. Svinebedrifter og kvægbedrifter udgør sammenlagt 44 pct. af det samlede landbrugsareal.

Ved de reguleringsformer hvor reguleringen differentieres efter retentionen, er omkostningerne ikke overraskende størst for de jorder, der har den laveste retention. Således er omkostningerne for de bedrifter, der ligger på jord med en retention på mellem 10 og 20 pct. omkring ti gange højere end

²⁵ Retentionen for disse bedriftstyper er gennemsnitligt 57 pct. Gennemsnittet for alle bedrifter er 70 pct.

omkostningerne for de bedrifter, der ligger på jord med en retention på over 90 pct. ved differentierede normer og målrettede afgifter uden tilbageførsel af provenu. Såfremt provenuet tilbageføres, falder forskellen ved de målrettede afgifter til ca. en faktor syv.²⁶

Tabel 4. Gennemsnitlige omkostninger pr. ha fordelt på bedriftstyper og retentionsklasser

	Gen. normer	Diff. normer	UA 1	UA 2	Målrettede afg. u. tilbagef.	Målrettede afg. m. tilbagef.
	----- kr. pr. hektar -----					
111 Lille spec. plante, lerjord	-1215	-265	-287	-133	-286	-156
112 Stor spec. plante, lerjord	-1151	-256	-285	-99	-250	-126
121 Lille alm. plante, lerjord	-2204	-556	-621	-304	-469	-330
122 Stor alm. plante, lerjord	-1411	-356	-409	-138	-309	-163
211 Lille spec. plante, sandjord	-1057	-133	-154	-86	-161	-94
212 Stor spec. plante, sandjord	-1121	-163	-188	-88	-175	-106
221 Lille alm. plante, sandjord	-1861	-243	-293	-253	-317	-240
222 Stor alm. plante, sandjord	-1178	-194	-229	-114	-218	-132
311 Lille kvægbedrift	-841	-110	-132	-57	-133	-54
312 Stor kvægbedrift	-2145	-215	-255	-137	-184	-80
411 Lille svinebedrift	-941	-116	-129	-182	-270	-52
412 Stor svinebedrift	-700	-76	-86	-81	-207	-24
511 Fjerkræbedrift	-4644	-1430	-1553	-121	-247	-73
611 Pelsdyrsbedrift	-7041	-1124	-1279	-226	-287	-187
711 Deltid	-1082	-202	-237	-151	-264	-168
	----- kr. pr. hektar -----					
Retention <10%	-1310	-419	-156	-90	-405	-200
Retention >10% og <20%	-1480	-457	-204	-147	-613	-281
Retention >20% og <30%	-1247	-408	-263	-150	-466	-244
Retention >30% og <40%	-1274	-417	-297	-171	-473	-224
Retention >40% og <50%	-1253	-372	-293	-163	-410	-200
Retention >50% og <60%	-1265	-381	-327	-173	-416	-194
Retention >60% og <70%	-1345	-296	-312	-162	-319	-154
Retention >70% og <80%	-1355	-157	-220	-122	-179	-94
Retention >80% og <90%	-1321	-79	-163	-100	-95	-57
Retention >90%	-1322	-46	-208	-124	-57	-37

Anm.: Omkostningerne er opgjort i faktorpriser. Der er taget udgangspunkt i beregningen, hvor de kollektive virkemidler fuldt subsidieres. Se tabel 1 for definitioner af de forskellige bedriftstyper. UA står for udvaskningsadgange.

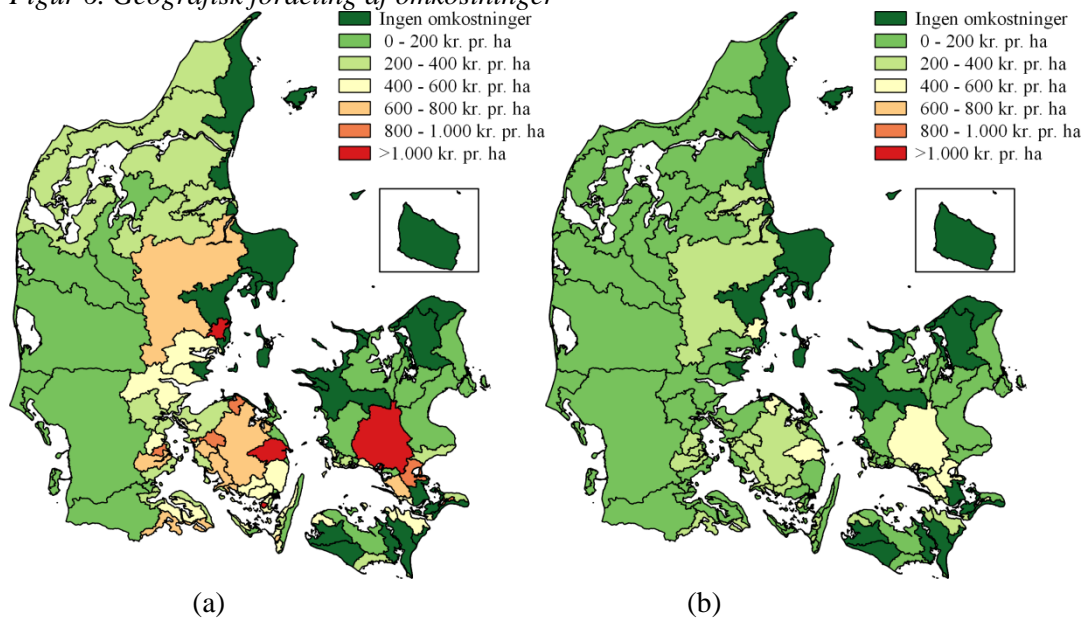
Kilde: Egne beregninger.

Fordelingen af omkostninger kan også betragtes geografisk. Figur 6 viser de gennemsnitlige privatøkonomiske omkostninger pr. ha for de 90 delvandoplande for normbaserede udvaskningsadgange og målrettede afgifter med tilbageførsel. Målrettede afgifter med tilbageførsel

²⁶ Det kan forekomme kontraintuitivt at omkostningerne pr. ha er mindre for bedrifter, hvis retention er mindre end 10 pct. end for dem, hvis retention er mellem 10 og 20 pct ved differentierede normer og målrettede afgifter. Det skyldes, at sammensætningen af de bedrifter, der ligger på jord med retention under 10 pct., er bedriftstyper, for hvem reduktion af kvælstofudledninger er billigere for den gennemsnitlige bedrift. Det er kun 0,001 pct. af den samlede landbrugsjord, der har retention mellem 0 og 10 pct., hvilket svarer til ca. 26 ha på landsplan.

er i forhold til normbaserede udvaskningsadgange en billigere måde at nå reduktionsmålet på for bedrifterne tilsammen, jf. tabel 3. Figur 6 viser, at denne gevinst er bredt fordelt på tværs af delvandoplande. Figuren viser desuden, at de delvandoplande, der bærer de højeste omkostninger – ikke overraskende – er de delvandoplande, hvor indsatsbehovet er stort i forhold til de samlede udledninger (jf. figur 3), og hvor retentionen er lav (jf. figur 2).

Figur 6. Geografisk fordeling af omkostninger



Anm.: Figuren viser de gennemsnitlige omkostninger i faktorpriser pr. ha for bedrifter i Danmarks 90 delvandoplande for normbaserede udvaskningsadgange (a) og målrettede afgifter med tilbageførsel (b). Omkostningerne er opgjort i faktorpriser, og omkostninger til kollektive virkemidler er ikke inkluderet i figuren. Omkostningerne til kollektive virkemidler er ikke medregnet i figuren.

Fordelingen af omkostninger i figur 6 er ikke umiddelbar sammenlignelig med fordelingen af de delvandoplande, der ifølge Fødevare- og landbrugspakken indgår i den målrettede regulering. Dette skyldes, udover de ovenfor nævnte forhold, at Fødevare- og landbrugspakken blev vedtaget før vandområdeplanerne var færdige. Vandområdeplanerne indeholder opdaterede tal for de indsatsbehov, som den målrettede regulering såvel som kollektive virkemidler skal opnå i den indeværende planperiode. En mindre kilde til afvigelser er desuden at minivådområder og vådområder i denne analyse er anvendt, hvor det kan betale sig. Metoden er nærmere beskrevet i bilag 6. Anvendelsen af minivådområder og vådområder i analysen afviger derfor i visse delvandoplande fra den anvendelse, der er angivet i vandområdeplanerne.

Det bemærkes desuden, at omkostningsestimaterne i de enkelte delvandoplande er behæftet med en større usikkerhed end de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Dette skyldes to forhold ved analysen. For det første har det været nødvendigt for at gennemføre analysen at opnå overensstemmelse mellem de modellerede udledninger og vandområdeplanernes baseline. Denne tilpasning er, som beskrevet i detaljer i afsnit 4.3, en kilde til en vis usikkerhed om de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Usikkerheden er større på delvandoplandsniveau, idet

afvigelserne mellem de modellerede udledninger og vandområdeplanernes baseline i visse tilfælde er større og i andre tilfælde lavere end afvigelsen på landsplan. Lige såvel som denne usikkerhed på landsplan ikke påvirker rangordningen af de forskellige reguleringer, påvirkes rangordningen for enkelte delvandoplande ved forskellige reguleringer heller ikke af denne usikkerhed. For det andet indgår brugen af skovrejsning og såkaldte lavbundsprojekter ikke i analysen. Disse virkemidler er en del af de kollektive virkemidler, som forventes at skulle benyttes. De reduktioner, som skovrejsning og udtagelse af lavbundslande skal stå for ifølge vandområdeplanerne, antages i modellen at blive håndteret af den målrettede regulering.²⁷ De udeladte kollektive virkemidler står kun for en lille del af den samlede reduktion, og udeladelsen betyder derfor kun lidt for de samlede samfundsøkonomiske omkostninger. Dog kan det have en større betydning i de delvandoplande, hvor de udeladte kollektive virkemidler udgør en større del af delvandoplandets indsatsbehov.

7 Følsomhedsanalyser

7.1 Incitament til ulovlig kvælstofhandel²⁸

I en verden uden regulering vil den enkelte landmand tilføre kvælstof til sin mark indtil den marginale værdi af et kg kvælstof er lig med købsprisen. Regulering af kvælstof øger den marginale værdi af et kg kvælstof i forhold til købsprisen. Denne marginale værdi – eller skyggepris – på kvælstoftilførsel, er ikke nødvendigvis den samme for alle landmænd. Såfremt reguleringen betyder, at de marginale værdier øges forskelligt for forskellige landmænd, vil der være incitament for de landmænd, der har høje skyggepriser til at købe kvælstof af de landmænd, der har lavere skyggepriser, og dermed er der en risiko for, at et sort marked kan opstå. Dette er problematisk, fordi det gør reguleringen mindre effektiv: reduktionskravene opnås muligvis ikke, hvis der handles kvælstof på tværs af delvandoplandsgrænser. Forskellene i skyggepriserne bliver større, jo mere målrettet reguleringen er, idet dette medfører, at visse bedrifter må bruge meget lidt kvælstof, mens andre må bruge relativt meget.

Der er som udgangspunkt tre måder at undgå ulovlig kvælstofhandel på:

1. Man kan vælge en reguleringsform, der ikke giver anledning til et sort marked. I nærværende analyse gælder dette for omsættelige udvaskningsadgange samt de målrettede afgifter. Disse baserer sig på en afgift på *beregnet* udvaskning eller udledning ved driftsøkonomisk optimal kvælstoftilførsel. Reguleringernes effektivitet er funderet i, at landmandens produktionsbeslutning – valg af afgrøder, husdyr og braklægning – ændres, og ikke af, at landmanden reducerer sin kvælstoftilførsel under det driftsøkonomisk optimale, givet sine produktionsvalg.
2. Man kan oprette et kontrolsystem, der forhindrer ulovlig handel. Dette er dog omkostningsfuldt, og det er i sagens natur svært at vide om et sådan system fungerer perfekt.
3. Man kan foretage en strammere regulering, således at de ønskede reduktionskrav nås på trods af den sorte handel. Dette kan dog føre til en øget samfundsøkonomisk omkostning i forhold til situationen hvor der ikke er noget sort marked, og hvor man derfor kan nøjes med et mindre stramt reduktionskrav.

²⁷ Se bilag 6 for flere detaljer.

²⁸ Vi takker Mikkel Stahlschmidt, student i De Økonomiske Råds Sekretariat, for at have bidraget til denne følsomhedsanalyse.

I dette afsnit analyseres konsekvenserne af mulighed 3. For de reguleringer, hvor der kan opstå ulovlig handel, nemlig de ensartede normer, de differentierede normer, samt normbaserede udvaskningsadgange, analyseres konsekvenserne af dette.

Det sorte marked findes ved at bestemme den ensartede skyggepris på kvælstof, der holder den samlede mængde af tilført kvælstof uændret i forhold til den undersøgte reguleringsform, idet det antages, at den samlede mængde kvælstof i Danmark er uændret. Det antages altså, at ulovlig handel finder sted mellem bedrifter i Danmark, men ikke med udlandet. Handel med udlandet ville yderligere reducere reguleringens effektivitet, og dermed øge de samfundsøkonomiske omkostninger ved ulovlig handel. Ved en ensartet skyggepris er der ikke nogen, der har incitament til at foretage flere ulovlige handler, idet det sidst tilførte kg kvælstof har den samme værdi for alle bedrifter. Se bilag 7 for flere detaljer vedrørende den tekniske implementering af et sort kvælstofmarked.

De samfundsøkonomiske omkostninger findes ved at finde den regulering der, efter at det sorte marked har ækvivaleret skyggepriserne, resulterer i, at udledningsgrænserne i de forskellige delvandoplande overholdes. Bedrifterne underlægges altså stadig stigende indsatsbehov, indtil udledningsgrænserne er overholdt.

Det er sandsynligt, at det ikke er muligt eller rentabelt for bedrifterne at handle så meget, så skyggepriserne ækvivaleres fuldstændig. Dette kan være tilfældet pga. transportomkostninger ved kvælstofhandel, personlige præferencer for ikke at gøre noget ulovligt, eller fordi der er en risiko for at blive opdaget og få en bøde. Der foretages derfor en variant af denne analyse, hvor der indføres en friktion i det sorte marked. Dette gøres ved at fastsætte en minimumsgevinst ved ulovlig handel. Det antages altså, at der kun gennemføres en handel på det sorte marked, hvis forskellen i købers og sælgers skyggeafgift mindst beløber sig til denne minimumsgevinst.

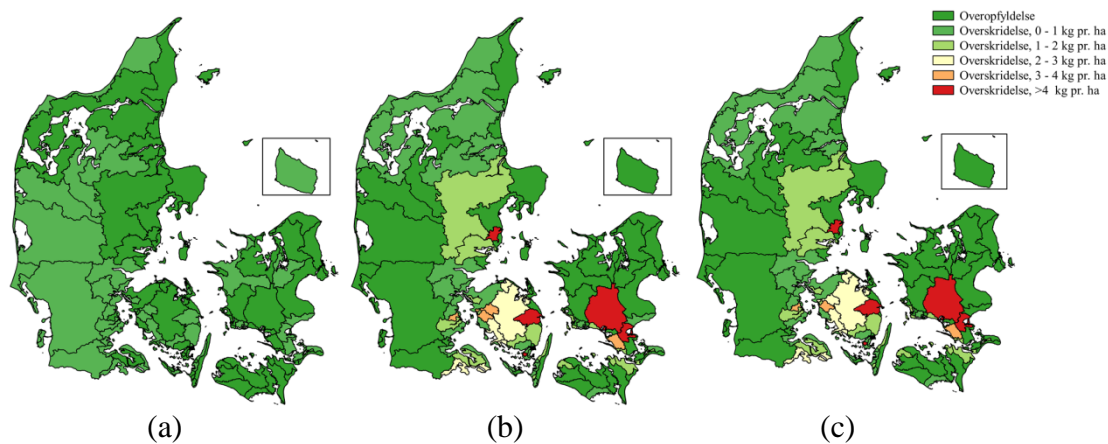
Minimumsgevinsten ved ulovlig handel fastsættes som forskellen i skyggepriser mellem bedriftstyper ved en norm på 20 pct., idet det antages, at der ikke var sort handel ved den hidtidige normregulering, hvor normen i dyrkningsåret 2014/2015 var 18,12 pct. Dette svarer til en minimumsgevinst på 4,90 kr. pr kg kvælstof. I ESMERALDA's kalibrerede baseline er prisen på et kg kvælstof fra kunstgødning 7,70 kr. En minimumsgevinst på 4,90 kr. før der handles ulovligt repræsenterer således en markant friktion, idet det antages at gevinsten ved at få et ekstra kg kvælstof tilført bedriften, skal være 64 pct. højere end det sidste lovligt købte kg kunstgødning.²⁹

Figur 7 illustrerer konsekvenserne af et sort marked. Figuren viser, hvor meget måludledningerne overskrides i de enkelte delvandoplande ved de tre forskellige reguleringsstyper i situationen uden friktioner. Det ses, at de ensartede normer kun i mindre grad fører til overskridelse af udledningensmålene. Dette skyldes, at reguleringen ikke differentieres mellem delvandoplande, og der opstår derfor udelukkende incitament til at handle på tværs af delvandoplande pga. forskelle i bedriftssammensætningen mellem delvandoplande. Til gengæld er der risiko for substantielle

²⁹ På trods af friktion i det sorte marked, er der stadig potentiale for et sort marked under regulering med ensartede normer, der analyseres i dette notat, idet denne norm er strammere (24 pct), end den norm der lægges til grund for størrelsen af minimumsgevinsten (20 pct).

overskridelser i visse delvandoplande ved både differentierede normer og normbaserede udvaskningsadgange, hvis forskelle i skyggepriser medfører ulovlig handel. Fordelingen af overskridelserne er meget ens ved disse to typer af regulering. De delvandoplande hvor udledningerne overskrides er kendetegnet ved at have lave retentioner (jf. figur 1) og høje reduktionskrav (jf. figur 2), hvilket presser skyggepriserne op.

Figur 7 Måloverskridelse ved ulovlig kvælstofhandel og uændret regulering



Anm.: Figuren viser overskridelsen af udledningsmålet for de enkelte delvandoplande målt i kg udledt kvælstof pr. ha, såfremt der reguleres som i tabel 2, kolonne 4, og der handles kvælstof ulovligt uden minimumsgevinst. Figurerne viser overskridelsen for (a) de ensartede normer, (b) differentierede normer og (c) normbaserede udvaskningsadgange. Kilde: Egne beregninger.

Tabel 5 viser de samfundsøkonomiske konsekvenser af, at stramme reguleringen så meget, at målreduktionerne overholdes på trods af tilstedeværelsen af ulovlig kvælstofhandel. Ved et sort marked uden friktion stiger omkostningerne ved differentierede normer og normbaserede udvaskningsadgange fra ca. en milliard kr. til 4,7 milliarder kr. De to reguleringer giver det samme resultat, idet ligevægtsprisen på det sorte marked er den samme – dog vil der være forskelle i fordelingen af omkostningerne mellem bedrifterne, idet kvælstoffet (før ulovlig handel) fordeles forskelligt. De ensartede normer bliver ligeledes endnu dyrere, hvis der opstår ulovlig handel.

I det tilfælde hvor det antages, at der opstår et sort marked med en vis friktion, stiger omkostningerne mindre. For differentierede normer er de samlede omkostninger nu 3,83 mia. kr. og for normbaserede udvaskningsadgange er omkostningerne 4,52 mia. kr. Grunden til at der er forskelle i de samfundsøkonomiske omkostninger i tilfældet med friktion er, at den initiale fordeling af kvælstoffet er forskellig, og friktionerne gør, at de realiserede handler er forskellige.³⁰

³⁰ Reduktionerne i de samfundsøkonomiske omkostninger som følge af relativt store friktioner kan forekomme små. Dette skyldes, at reguleringens stramhed ved ulovlig handel styres af det delvandopland, der har de højeste omkostninger ved at nå reduktionsmålet. Det er derfor ikke særligt effektivt at stramme reguleringen. Hver gang den samlede mængde af kvælstof reduceres med et kg, reduceres udledningerne i dette delvandopland med meget mindre. Friktionen sænker behovet for at stramme reguleringen, men kun så meget så det delvandopland der har de højeste omkostninger ved at nå sit indsatsbehov stadig opnår dette.

Tabel 5. Samfundsøkonomiske omkostninger ved ulovlig kvælstofhandel.

	Basis	Sort marked	Sort marked inkl. trans. omk
	-----	Mia. kr.	-----
Ensartet norm	4,78	5,69	3,85
Differentierede normer	0,91	4,66	3,83
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03	4,66	4,52
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64	0,64	0,64
Målrettede afgifter	0,58	0,58	0,58

Anm.: Der er taget udgangspunkt i basisscenariet med et indsatsbehov på 6.000 ton og brug af efterafgrøder samt kollektive virkemidler.

Kilde: Egne beregninger.

Et måske overraskende resultat er, at omkostningerne ved de ensartede normer falder til under omkostningerne i basisscenariet (3,85 mia. kr. ved ulovlig handel inkl. friktion mod 4,78 mia. kr. i basisscenariet). Der er to årsager til dette. For det første reducerer de ensartede normer kvælstofudledningen under udledningsmålene i 89 ud af 90 delvandoplande. Der er således rum for en vis omfordeling mellem delvandoplande uden at det fører til strammere regulering. For det andet resulterer de ensartede normer udelukkende i forskellige skyggepriser mellem bedriftstyper, men ikke i forskellige skyggepriser for den samme bedriftstype, alt efter retention (som de differentierede normer) eller efter reduktionskrav i delvandoplandet (som både normbaserede udvaskningsadgange og differentierede normer). Idet de fleste delvandoplande består af flere forskellige bedriftstyper, er det muligt at handle ulovligt indenfor de enkelte delvandoplande, hvilket mindsker behovet for at stramme den ensartede norm, når der handles ulovligt. Dette fremgår også af figur 7, hvor det ses, at de ensartede normer fører til meget mindre overskridelser i de enkelte delvandoplande end de to alternative reguleringsformer. Den ulovlige handel giver dog anledning til store gevinster for de bedrifter der handler, selv når alle reduktionskrav opnås. Dette understreger uhensigtsmæssigheden ved at benytte de ensartede normer til at opnå reduktionskravene.

For visse bedrifter er der en stor gevinst at hente ved ulovlig kvælstofhandel. Eksempelvis viser modelberegningerne, at gevinsten ved at kunne købe kvælstof på det sorte marked for en stor kvægbedrift i Nyborg Fjord beløber sig til 112.000 kr. ved ensartede normer, 135.000 kr. ved de differentierede normer og 83.000 kr. ved normbaserede udvaskningsadgange. Et andet eksempel er små kvægbedrifter i Norseminde Fjord, hvor gevinsten ved at købe kvælstof på det sorte marked er 11.000 kr. ved ensartede normer, 2.700 kr. ved differentierede normer og 16.000 kr. ved normbaserede udvaskningsadgange.³¹

³¹ For eksemplet fra Nyborg Fjord er der taget udgangspunkt i bedrifter med en retention på mellem 50 og 60 pct; for Norseminde Fjord er der taget udgangspunkt i bedrifter med en retention på mellem 60 og 70 pct.

Hovedkonklusionen fra denne følsomhedsanalyse er, at potentialet for ulovlig handel kan lede til en drastisk forøgelse af de samfundsøkonomiske omkostninger for både differentierede normer og normbaserede udvaskningsadgange.

7.2 Grundvand

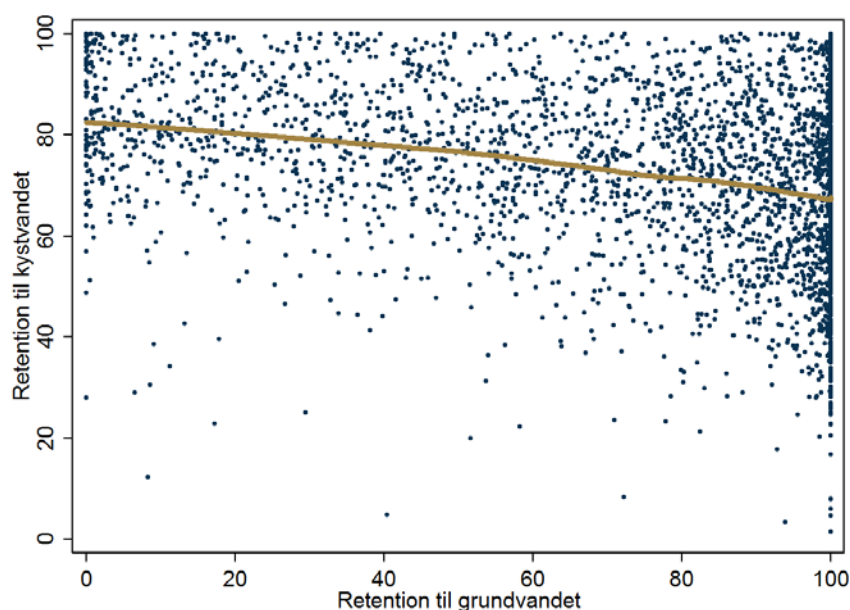
Landbrugets udvaskning af kvælstof kan, udover kystvandet, også påvirke grundvandskvaliteten gennem øget nitratindhold i grundvandet. Det er derfor naturligt at vurdere, hvordan en ændring af kvælstofreguleringen påvirker grundvandet. Relevansen af dette spørgsmål styrkes af, at der på landsplan er en negativ korrelation mellem jordens retention i forhold til kystvandet og jordens retention i forhold til grundvandet, jf. Figur 8. Hvis man opgør retentionen i forhold til kystvandet og i forhold til grundvandet på såkaldte ID15-områder, der er en inddeling af Danmark i områder på ca. 1500 ha. hver, er der en korrelationskoefficient mellem de to typer af retention på $-0,30$. Det medfører, at når reguleringen målrettes retentionen i forhold til kystvandene, kan det potentielt give anledning til en forværring af grundvandets kvalitet. Det er derfor muligt at regulering, der er særligt målrettet kystvands-retentionen, giver problemer i forhold til grundvandets kvalitet.

En tilbundsående analyse af denne problemstilling har ikke været mulig at gennemføre. Det skyldes bl.a., at der først i slutningen af 2016 blev offentliggjort indsatsbehov for udvaskning af kvælstof af hensyn til grundvandets kvalitet (Troldborg mfl. 2016). Analysen i dette afsnit giver en illustration af, hvor meget en begrænsning af kvælstofreguleringens målretning af hensyn til f.eks. grundvandet kan betyde for opgørelsen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved at opnå de givne reduktionskrav i forhold til kystvandene.

Analysen tager udgangspunkt i en opgørelse af det øgede indsatsbehov i forhold til grundvandet som ophævelsen af de redycerede ensartede normer i forbindelse med Fødevarer- og landbrugspakken giver anledning til. Dette indsatsbehov er opgjort af Troldborg mfl. (2016) ud fra et kriterium om, at indsatsbehovet skal medføre at grundvandets kvalitet ikke forringes.³² Indsatsbehovet er opgjort årligt på ID15-områder. Disse indsatsbehov, fratrukket baseline-effekter i form af jordudtagning, omlægning af produktionen, der tilsammen bidrager til at reducere udvaskningen, er vist i figur 9.

Figur 8. Sammenhæng mellem kystvandsretention og grundvandsretention

³² Konkret er ikke-forringelse defineret som at indholdet af nitrat ikke må overskride en fastsat grænseværdi på 50 mg/l i mere end 20 pct. af hvert grundvandsmagasin, hvilket følger EU-vejledning på området (Troldborg mfl. 2016).



Anm.: Figuren viser sammenhængen mellem retentionen til kystvandet og retentionen til grundvandet opgjort på ID15-områder. Kurven er en såkaldt lokalt vægtet polynomisk regression (LOWESS). Kurven viser, for hver værdi på x-aksen, et vægtet gennemsnit af de nærmeste y-værdier. y-værdierne er vægtet med deres afstand til x-værdien.

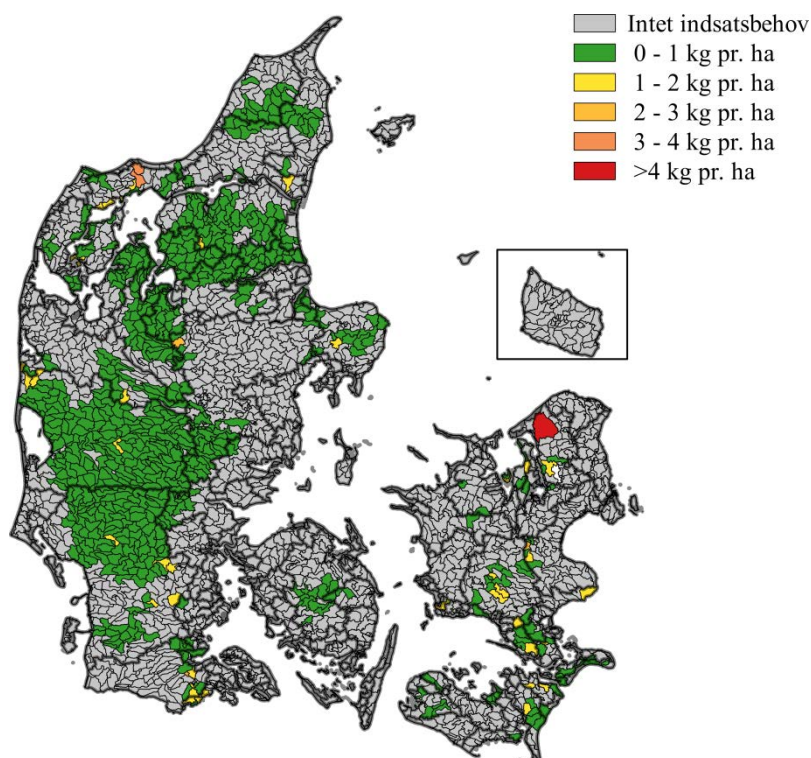
Kilde: Retentionsdata på ID15-områder stammer fra Højberg mfl. (2015). Retentionen for kystvandet stammer fra det medfølgende datasæt til Troldborg mfl. (2016), og angiver den andel af det udvaskede kvælstof som ikke ender i et grundvandsmagasin i ureduceret form.

Fordelingen af bedriftstyper ned på ID15-områder er ikke tilgængelig i de data der er til rådighed for den nærværende analyse. Det har derfor ikke været muligt at foretage en tilbunds gående analyse af de samfundsøkonomiske omkostninger ved at indrette reguleringen, således at beregnede indsatsbehov på ID15-niveau, som er illustreret i figur 7, nås.

I stedet foretages en simple illustrativ analyse ved at simulere et indsatsbehov på landbrugets udvaskning, der tager udgangspunkt i det indsatsbehovet i forhold til grundvandet, der er illustreret i figur 9. Konkret opgøres indsatsbehovet i forhold til grundvandet i de enkelte delvandoplande ved at summere over ID15-områder.³³ Dette indsatsbehov allokeres tilfældigt mellem bedriftstyper og retentionsklasser, således at indsatsbehovet for den enkelte bedriftstype-retentionsklasse varierer mellem 0 og 3 kg udvasket kvælstof pr. ha. Dette afspejler variationen i det opgjorte indsatsbehov fordelt på ID15-områder. En del af dette indsatsbehov opfyldes af de reguleringer, der er modelleret i dette notat, på trods af, at formålet med disse reguleringer er, at begrænse udledningen til kystvandet. Dog er der steder, hvor der udestår et indsatsbehov, hvilket resulterer i, at de benyttede reguleringer må strammes.

Figur 9. Indsatsbehov i forhold til grundvand

³³ I tre mindre delvandoplande giver simuleringen ikke mulighed for at uddele hele det opgjorte indsatsbehov. Omkostningerne ved at pålægge begrænsningerne på udvaskning som beskrevet her er derfor muligvis lavere end de ville have været, hvis hele indsatsbehovet var blevet uddelt. Det er dog forventeligt, at denne forskel er lille, og derfor ikke vil påvirke de konklusioner, der kan drages på baggrund af resultaterne.



Anm: Kortet viser indsatsbehovet i 2021 for udvaskning af kvælstof i forhold til grundvandet for ikke at forringe grundvandets tilstand i forhold til situationen inden lempelsen af den tidligere normregulering. Indsatsbehovet er fraregnet baseline-reduktioner i udvaskningen frem til 2021.

Kilde: GEUS samt MiljøGIS.

Simuleringen muliggør en analyse af omkostningerne ved at overholde de begrænsninger, som det simulerede indsatsbehov giver anledning til. Simuleringen kan give anledning til en fejlopgørelse af de samfundsøkonomiske omkostninger, hvis der er en systematisk forskel indenfor det enkelte delvandopland mellem hvilke bedriftstyper, der ligger i de ID15-områder, der har et indsatsbehov, og de ID15-områder, der ikke har. Dog vil sådanne eventuelle forskelle ikke påvirke de kvalitative konklusioner fra denne analyse, selvom de præcise kvantitative estimater af de samfundsøkonomiske omkostninger er behæftet med en vis usikkerhed. Simuleringen tager heller ikke højde for den negative korrelation mellem kystvandsretention og grundvandsretention. Dette betyder, at omkostningerne ved de reguleringstyper der er målrettet kystvandsretentionen (differentierede normer og målrettede afgifter) muligvis undervurderes, idet den negative korrelation vil medføre et yderligere behov for at stramme reguleringen i høj-retentionsområder for disse reguleringstyper.

Udnyttelsen af potentialet for efterafgrøder, som indgår i basisanalysen betyder, at den målrettede regulering ikke skal håndtere hele den pålagte begrænsning. Resultaterne afhænger således af de antagelser, der er gjort omkring fordelingen af efterafgrøder på bedriftstyper. Disse antagelser er baseret på egne skøn, og er behæftet med en vis usikkerhed, hvilket bidrager til usikkerheden ved denne følsomhedsanalyse.

Analysen tager udgangspunkt i, at reguleringens kompleksitet ikke må øges for den enkelte landmand. Principielt bør der indrettes et parallelt reguleringssystem, der håndterer udledningen til

grundvandsmagasinerne. Derved vil det være muligt at målrette hver type af regulering i forhold til sit eget indsatsbehov. Flere forskellige reguleringssystemer kan øge kompleksiteten for den enkelte landmand. Dette er dog ikke tilfældet ved regulering ved hjælp af målrettede afgifter, idet det er muligt at kombinere forskellige målrettede afgifter i et enkelt sæt af dyrkningsafgifter, der kan være forskellig fra bedrift til bedrift, afhængig af det kombinerede indsatsbehov på netop denne bedrifts jord. For de andre reguleringer er der taget udgangspunkt i, at et enkelt reguleringssystem skal opnå begge indsatsbehov.³⁴ Størrelsen på meromkostningen afhænger af, hvor præcist reguleringen kan strammes. De ensartede normer begrænses ikke yderligere, idet den ensartede norm allerede reducerer udvaskningen mere end påkrævet i forhold til de nye begrænsninger.

Det kombinerede reguleringssystem ved målrettede afgifter bestemmes ved hjælp af en iterativ proces. Først findes et sæt af målrettede afgifter, der opfylder indsatsbehovet i forhold til kystvandet, dvs. basisanalysens målrettede afgifter. Dernæst undersøges det, hvilke kombinationer af delvandoplande, bedriftstyper og retentionsklasser, der har et yderligere indsatsbehov i forhold til grundvandet. Disse kombinationers udledninger "låses" ved at pålægge en målrettet afgift, der gør at de (for hver mulig tilførselsafgift) overholder deres grundvandsindsatsbehov. Dette sænker de samlede udledninger af kvælstof til kystvandet, og reguleringen for de ulåste kombinationer kan derfor slækkes. Dette er én iteration. Herefter gentages undersøgelsen af, om nogen ulåste kombinationer nu overskrider deres udvaskning i forhold til grundvandet, og resten af iterationen fuldføres. Der foretages iterationer indtil alle ulåste kombinationer overholder deres indsatsbehov.

Som det fremgår af tabel 6, øges de samfundsøkonomiske omkostninger ved alle former for regulering, på nær ved de ensartede normer, ved indførelsen af supplerende restriktioner på udvaskningen. For målrettede afgifter er stigningen blot 4 mio. kr. Rangordningen af reguleringstyperne påvirkes ikke af indsatsbehovet i forhold til grundvandet.

Tabel 6. Samfundsøkonomiske omkostninger ved simuleret indsatsbehov i forhold til grundvandet

	Basis	Ikke-forringelse af grundvand
	-----	Mia. kr. -----
Ensartet norm	4,78	4,78
Differentierede normer	0,91	0,96
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03	1,07
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64	0,67
Målrettede afgifter ^{a)}	0,58	0,58

a): Målrettede afgifter håndterer indsatsbehovet i forhold til grundvandet med et separat reguleringssystem. Stigningen i omkostningen er indenfor en afrundingsfejl, idet omkostningerne stiger fra 0,576 mia. kr. til 0,580 mia. kr. Såfremt målrettede afgifter håndterer indsatsbehovet med kun et reguleringssystem, stiger omkostningen til 0,69 mia. kr.
Kilde: Egne beregninger.

³⁴ Principielt kan der indrettes lokal regulering på ID15-niveau uden øget kompleksitet ved differentierede normer. Dette er dog ikke gjort i denne analyse.

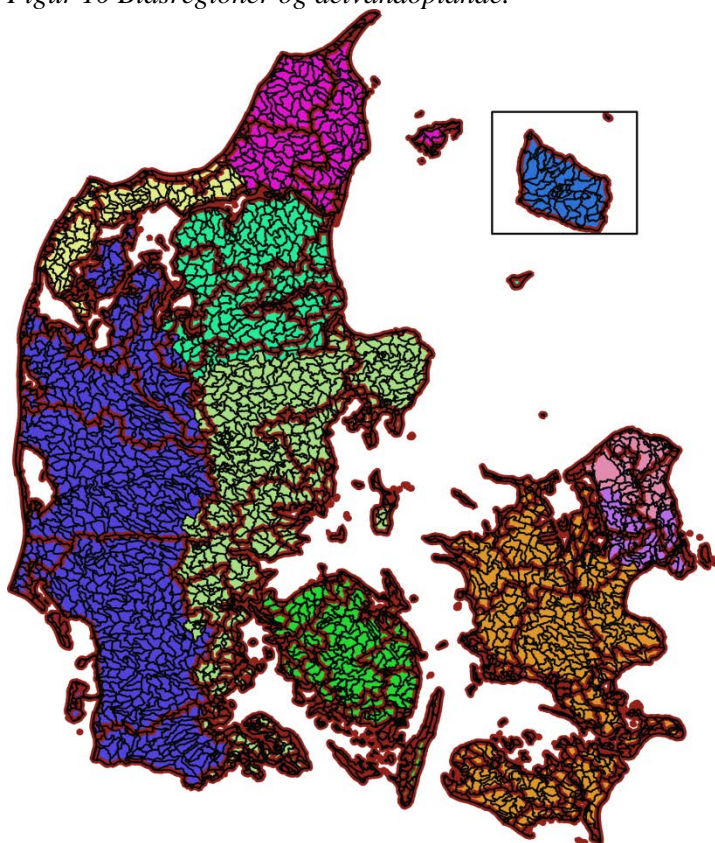
7.3 Usikkerhed på retention

Et argument for ikke at målrette den fremtidige regulering i forhold til retentionsforskelle indenfor de enkelte delvandoplande er, at de eksisterende retentionsestimater er behæftet med usikkerhed. Det er således ikke muligt at målrette reguleringen perfekt efter den faktiske retention. Det medfører, at man bliver nødt til at indføre en strammere regulering end det ellers var tilfældet, hvorved nogle af gevinsterne ved retentionsmålrettet regulering forsvinder.

For at belyse denne problematik er der foretaget en følsomhedsanalyse. Den mest detaljerede viden om retentionsforhold i Danmark er opgjort på ID15-niveau (Højberg mfl. 2015). Højberg mfl. (2015) angiver estimater på usikkerheden for såkaldte ID15-områder, der er en opdeling af Danmark i områder à omtrent 1.500 ha. Usikkerheden er angivet som 2 gange den estimerede standardfejl på retentionen. Usikkerheden varierer geografisk mellem ti såkaldte bias-regioner.³⁵ Bias-regionerne er illustreret i figur 10. Usikkerheden er opgjort som 2 gange standardafvigelsen, hvilket kan ses som estimat af et 95 pct. konfidensinterval af den sande retention, under antagelse af, at usikkerheden er normalfordelt (Højberg mfl. 2015). Konfidensintervallet varierer mellem 6 og 25 pct.point. Usikkerheden på delvandoplandsniveau vurderes at være mindre end usikkerheden på de enkelte delvandoplandes ID15-komponenter, og at være tæt på nul for de oplande, hvor der er foretaget målinger af kvælstoftransporten nedstrøms i oplandet. Ud fra de oplyste usikkerheder er der foretaget simuleringer af, hvad det betyder, hvis de faktiske retentionsværdier er anderledes end de værdier, der benyttes i grundscenariet.

³⁵ På trods af, at disse regioner kaldes bias-regioner, forventes det ikke, at der er en systematisk bias i de estimerede retentioner, jf. Højberg m.fl. (2015).

Figur 10 Biasregioner og delvandoplande.



Anm.: Farverne angiver de forskellige biasregioner. De sorte tynde streger angiver ID15-områder. De røde fede streger angiver delvandoplande.

Kilde: Højberg mfl. (2015).

Analysen tager udgangspunkt i, at regulator ikke er i stand til at observere den faktiske retention for den enkelte bedrift, men ved hjælp af målinger nedstrøms i vandløb etc. kan kvælstoftransporten og de samlede udledninger for et delvandopland måles. Når dette kombineres med beregninger af, hvor meget kvælstof, der er udvasket i et delvandopland, kan den gennemsnitlige retention desuden beregnes uden usikkerhed.³⁶

Regulator benytter de estimerede retentioner som udgangspunkt for sin regulering. Men usikkerheden omkring retentionen betyder, at reguleringen ikke har den ønskede effekt. Det betyder, at regulator i nogle delvandoplande kan slække reguleringen mens den må strammes i andre delvandoplande.

På grund af stigende marginale omkostninger ved regulering fører dette til stigende omkostninger for alle reguleringer: Gevinsten der opnås i de delvandoplande, hvor reguleringen kan slækkes, er i gennemsnit mindre end omkostningen i de delvandoplande, hvor reguleringen skal strammes.

³⁶ Den beregnede udvaskning samt den observerede kvælstoftransport kan også være behæftet med usikkerhed. Disse usikkerheder ses der bort fra i denne analyse.

For de reguleringer, der er målrettet retentionen (målrettede afgifter og differentierede normer), har usikkerhed om retentionen to ekstra effekter. For det første mindskes gevinsten fra at målrette reguleringen i forhold til retentionen, når der er usikkerhed om retentionen. Dette øger de samfundsøkonomiske omkostninger. For det andet er det, i de tilfælde hvor reguleringen må strammes, billigere at gøre dette når reguleringen er målrettet en ikke-perfekt målt retention, end når reguleringen slet ikke er målrettet retentionen. Dette mindsker de samfundsøkonomiske omkostninger. Der er derfor interessant at undersøge, om der stadig er en gevinst ved regulering målrettet retentionen, når usikkerheden om retentionen tages i betragtning.

Analysen er gennemført ved hjælp af en stokastisk simulation. Først bestemmes hvor mange ID15-områder fra hver biasregion, der indgår i de enkelte delvandoplande.³⁷ Afgrænsningen af biasregioner følger ikke alle steder afgrænsningen af delvandoplande. jf. figur 10. Derefter foretages 500 iterationer af følgende procedure:

1. Træk et sæt af faktiske retentioner ud fra retentionsestimatet og den geografisk differentierede viden om usikkerheden og dennes varians. Idet usikkerheden på delvandoplandsniveau er mindre end usikkerheden for de enkelte delvandoplande, foretages der uafhængige træk for hvert ID15-område.
2. Idet fordelingen af bedrifter kun kendes på delvandoplandsniveau og ikke ned på ID15-niveau, antages en fordeling indenfor hvert delvandopland. For et givet delvandopland der består af N ID15-områder, opdeles det samlede areal således i N approksimativt lige store områder. Hvert områdes retention justeres med et af de trukne fejlled i step 1.
3. Den faktiske udledning under forskellige niveauer af regulering bestemmes. Reguleringsniveauerne ændres ved at ændre regulators mål for udledningerne. Dette varierer fra den faktiske udledning pga. retentionesusikkerheden.
4. Den nødvendige regulering (der opfylder indsatsbehovet) bestemmes og de samfundsøkonomiske omkostninger ved denne regulering bestemmes.

De 500 iterationer giver en fordeling af mulige udfald. Gennemsnittet af de 500 resulterende samfundsøkonomiske omkostninger beregnes, og der angives et 95 pct. konfidensinterval på dette gennemsnit som det spænd, der indeholder 95 pct. af udfaldene. Der er to udfordringer ved gennemførelsen denne analyse, der er beskrevet i det følgende.

Ændret gennemsnitlig retention?

Jf. diskussionen ovenfor er den gennemsnitlige retention kendt for en del af delvandoplandene. Dog er det ikke alle områder i alle delvandoplande der måles på, jf. Højberg mfl. (2015). Fødevarer- og landbrugspakken afsætter penge til flere målestationer, der kan bringe usikkerheden ned i visse af de umålte områder.

³⁷ Dette skridt er nødvendigt, idet den samlede usikkerhed på delvandoplandsniveau afhænger af antallet af fejlled der trækkes. For et delvandopland der består af N lige store ID15-områder, er normalfordelt som $X \sim N(0, \sigma^2)$, er variansen for delvandoplandet som helhed givet som gennemsnittet af ID15-områdernes fordelinger: $\frac{\sum NX}{N} \sim N(0, \frac{\sigma^2}{N})$.

En situation, hvor den gennemsnitlige retention er kendt, kan analyseres ved at kalibrere hver enkel simulation således at den gennemsnitlige retention er uændret fra simulation til simulation.

Hvis man *ikke* foretager en sådan kalibrering, påvirkes resultaterne af, at der er et naturligt loft på hvor store gevinster der kan realiseres, når et delvandomplands udledninger er mindre end forventet, idet regulator kan vælge ikke at pålægge regulering – men det er ikke muligt at pålægge negativ regulering. Så hvis der i en simulation trækkes retentioner, der er så høje at der ikke er noget indsatsbehov, kan regulator vælge ikke at pålægge nogen regulering - men hvis retentionerne er endnu højere, giver det ikke nogen ekstra gevinst. På den anden side er der ikke noget naturligt loft for hvor store omkostningerne kan blive, såfremt et delvandomplands udledninger er større end forventet. Det betyder, at de gennemsnitlige omkostninger øges, hvis man lader den gennemsnitlige retention ændre sig fra den estimerede gennemsnitlige retention.

Behov for ekstrapolation?

For visse delvandomplande er det ikke muligt at regne på meget strammere niveauer af regulering, end det reguleringsniveau, der er nødvendigt i basisanalysen, uden at foretage ekstrapoleringer i forhold til de niveauer af regulering, der er beregnet i ESMERALDA. Denne udfordring kan håndteres på to måder. For det første kan man acceptere at benytte ekstrapolation, således at reguleringen kan strammes tilstrækkeligt til, at målet nås. For det andet kan man acceptere ikke at nå reduktionsmålene i alle delvandomplande, og på den måde undgå ekstrapolation. Den første metode er behæftet med usikkerhed der skyldes, at ikke alle beregningerne er funderet i de foretagne modelberegninger på ESMERALDA-modellen. Den anden metode giver et underkantsskøn for de sande omkostninger, idet reduktionsmålene ikke nås i alle delvandomplande.

Tabel 7 viser resultaterne af analysen. Der er regnet på konstant eller ændret gennemsnitlig retention samt med og uden ekstrapolering – i alt fire kombinationer. De ensartede normer er udeladt af analysen, idet det ikke er muligt at fasttætte en delvandomplandsspecifik regulering for denne type regulering.

Omkostningerne ved målrettede afgifter stiger med blot 0,01 mia. kr., såfremt der antages uændret gennemsnitlig retention og der tillades ekstrapolering. Omkostningerne ved differentierede normer stiger med 20 mio. kr. De gennemsnitlige omkostninger ved udvaskningsadgange, der ikke er målrettet retentionen, stiger også med 10 til 20 mio. kr. De to yderligere effekter der påvirker regulering målrettet retentionen ved usikkerhed om denne, er derfor enten af ubetydelig størrelse, eller ophæver hinanden. Målrettede afgifter har den laveste gennemsnitlige omkostning ved alle de foretagne beregninger. Usikkerhedsanalysen ændrer således ikke på basisanalysens konklusioner.

Tabel 7. Samfundsøkonomiske omkostninger ved usikre retentionsestimater

	Basis	Usikkerhedsberegninger			
Ændret gennemsnitlig retention?	-	NEJ	NEJ	JA	JA
Ekstrapolering?	-	NEJ	JA	NEJ	JA
		----- Mia. kr. -----			
Differentierede normer	0,91	0,93	0,93	1,08	1,29
		[0,85-1,01]	[0,85-1,01]	[0,88-1,24]	[1,02-1,62]
Udvaskningsadgange I	1,03	1,04	1,05	1,22	1,45
		[0,95-1,14]	[0,95-1,14]	[0,99-1,42]	[1,14-1,84]
Udvaskningsadgange II	0,64	0,65	0,65	0,74	0,86
		[0,60-0,69]	[0,60-0,70]	[0,63-0,85]	[0,70-1,07]
Målrettede afgifter	0,58	0,57	0,59	0,66	0,77
		[0,54-0,61]	[0,54-0,68]	[0,56-0,75]	[0,63-0,94]

Anm.: Usikkerhedsberegningerne angiver den gennemsnitlige samfundsøkonomiske omkostning ved 500 simulationer. En ændret gennemsnitlig retention svarer til, at den gennemsnitlige retention er behæftet med usikkerhed. De kantede parenteser angiver et 95 pct. konfidensinterval.

Kilde: Egne beregninger.

7.4 Forvridning af langsigtede incitamer

Det er ikke muligt for bedrifterne i ESMERALDA at skifte bedriftstype. Bedrifterne kan reagere på reguleringen ved at ændre produktionsvalg, men deres grundlæggende produktionsfunktion kan ikke ændres. I praksis er det dog muligt, at bedrifter vil reagere på regulering ved at foretage grundlæggende omlægninger af produktionen. Eksempelvis er det muligt, at svinebedrifter (som er en bedriftstype, der udvasker relativt meget kvælstof), der ligger i et delvandopland med et højt reduktionskrav, med tiden vil omlægge produktionen til en anden type af produktion, der udvasker mindre kvælstof. Udeladelsen af disse langsigtede effekter medfører, at de samfundsøkonomiske omkostninger ved at nå reduktionsmålene kan være mindre på lang sigt end denne analyse indikerer.

Imidlertid er der forskel på i hvor høj grad de forskellige typer af regulering giver anledning til at omlægge produktionen. Eksempelvis vil en svinebedrift, have et mindre incitament til at omlægge produktionen, hvis reguleringen finder sted ved hjælp af en regulering, der er baseret på normreduktioner (dvs. ensartede og differentierede normer samt normbaserede udvaskningsadgange). Dette skyldes, at normreduktionen er uafhængig af produktionstypen. Dette vil reducere gevinsten, der opnås fra den langsigtede produktionsomlægning.

Der er foretaget beregninger, der indikerer den relative størrelse på gevinsterne ved langsigtet produktionsomlægning. En optimal afgift ville give de korrekte incitamer til at omlægge produktionen, så hele den langsigtede omlægningsgevinst kan realiseres. Jo længere de incitamer, som en regulering giver, er fra den optimale afgift, jo færre af de langsigtede gevinster realiseres. En regulering der ikke tager højde for retentionen vil således ikke give anledning til, at produktionen på lavretentionsjorde omlægges til produktion, der udvasker mindre kvælstof, idet incitamentet er mindre end det optimale. Denne incitamentsforvridning kan opgøres ved at betragte størrelsen på den gennemsnitlige absolutte afvigelse i de omkostninger, som en given regulering

giver anledning til, sammenholdt med de omkostninger, som den optimale regulering giver anledning til.

Til dette formål er en tilnærmet optimal regulering modelleret. Den tilnærmede optimale regulering består ligesom de målrettede afgifter af en tilførselsafgift og en udledningsafgift på beregnet udledning. Tilførselsafgiften er ved den tilnærmede optimale regulering differentieret efter delvandoplande, så der er differentierede incitamenters til at justere på gødningsmængden. Denne regulering er således tættere på den regulering, der ville være optimal, hvis der ses bort fra uhensigtsmæssige incitamenters til omgåelse.³⁸ Men da reguleringen fortsat er baseret på en afgift på *beregnet* udledning, er den kun tilnærmet optimal.³⁹ Afgiftsprovenuet er ved den optimale regulering ikke tilbageført til bedrifterne.

Tabel 8 præsenterer resultaterne af denne analyse. De samfundsøkonomiske omkostninger ved den tilnærmede optimale regulering er blot 10 mio. kr. lavere end de målrettede afgifter. Dette indikerer, at de målrettede afgifter giver et samfundsøkonomisk resultat, der er relativt tæt på den tilnærmede optimale regulering. Den gennemsnitlige absolutte incitamentsforvridning er 2 kr. pr. ha ved de målrettede afgifter. Dette er markant lavere end ved de andre undersøgte reguleringsformer. Incitamentsforvridningen er således 76 kr. ved omsættelige udvaskningsadgange, 88 kr. pr. ha ved differentierede normer og 119 kr. pr. ha ved normbaserede udvaskningsadgange. For ensartede normer er incitamentsforvridningen 1.091 kr. pr. ha.

Såfremt omsættelige udvaskningsadgange tildeles via en ikke-afkoblet tilbageførselsmekanisme, stiger omkostningerne til 120 kr. pr. ha. Incitamentsforvridningen er lavere for differentierede normer end normbaserede udvaskningsadgange, idet differentierede normer tager hensyn til lokale forskelle i retention.⁴⁰

³⁸ Den optimale regulering ville være en afgift på faktisk udledning. Dette er nærmere beskrevet i kapitel I i De Økonomiske Råds Formandskab (2017).

³⁹ Det er muligt at regne på en faktisk optimal regulering, der tager udgangspunkt i en afgift på faktisk udledning. Disse beregninger er imidlertid ikke gennemført på ESMERALDA, og har derfor ikke været mulige at foretage i forbindelse med denne analyse.

⁴⁰ Den afkoblede version af omsættelige udvaskningsadgange er modelleret ved slet ikke at tilbageføre provenuet til bedrifterne fra den afgift på beregnet udvaskning, der er benyttet til at modellere de omsættelige udvaskningsrettigheder. Dette giver bedrifterne de samme incitamenters som en fuldt afkoblet tilbageførselsmekanisme.

Tabel 8. Incitamentsforvridding ved forskellige reguleringer

	Samfunds- økonomisk omkostning	Incitaments- forvridding
	-Mia. kr. -	- Kr. pr. ha -
Ensartet norm	4,78	1.091
Differentierede normer	0,91	88
Normbaserede udvaskningsadgange	1,03	119
Omsættelige udvaskningsadgange	0,64	76
Omsættelige udvaskningsadgange, ikke afkoblet	0,64	120
Målrettede afgifter	0,58	2
Tilnærmet optimal regulering	0,57	0

Anm.: Incitamentsforvriddingen angiver den gennemsnitlige absolutte incitamentsforvridding, og er opgjort som den gennemsnitlige absolutte afvigelse i jordrenten pr. ha ved de enkelte reguleringstyper i forhold til jordrenten ved den tilnærmede optimale regulering.

Kilde: Egne beregninger.

7.5 Ændret braklægnings tilbøjelighed

Ved rådsmødet i Det Miljøøkonomiske Råd d. 28. februar 2017 blev der rettet en kritik mod visse af de modelleringsantagelser, der ligger til grund for effekt- og omkostningsberegningerne af forskellige typer af regulering, som indgår i kapitlet om regulering af landbrugets kvælstofudledning i De Økonomiske Råds Formandskab (2017). Kritikken omhandlede kort fortalt, at bedriftenes tilbøjelighed til at braklægge jord er for høj, når de pålægges afgifter, der afhænger af den beregnede udledning.⁴¹ Disse såkaldte udledningsafgifter er benyttet til at beregne de samfundsøkonomiske omkostninger for reguleringstyperne “omsættelige udvaskningsadgange” og “målrettede afgifter”. Dette er et særligt problem for bedrifter på lerjord, hvor den modellerede braklægningsadfærd implicerer en høj spredning i afkastet mellem forskellige lerjorde, hvilket muligvis ikke er realistisk.

Det er ikke muligt at basere modelleringen af bedriftenes tilbøjelighed til at braklægge, når der pålægges udledningsafgifter, på et ligeså solidt empirisk grundlag som resten af ESMERALDA-modellen, fordi der historisk set har været meget lidt frivillig braklægning i Danmark. Det gør det mere usikkert at benytte observationelle data til at bestemme, hvor meget braklægning en given regulering vil medføre.

Derfor er der foretaget en følsomhedsberegning, der benytter alternative modelleringsantagelser om bedriftenes braklægningsadfærd for på denne måde at undersøge, hvorvidt resultaterne i kapitlet er følsomme overfor den benyttede antagelse om braklægningsadfærd. Følsomhedsberegningen baserer sig på et nyt sæt af beregninger i ESMERALDA, udført af Jørgen Dejgaard Jensen. Disse beregninger er dokumenteret i flere detaljer i bilag 8. Følsomhedsanalysen viser, at rangordningen mellem de forskellige reguleringer er uændret. Følsomhedsanalysen understøtter således de konklusioner og anbefalinger vedr. regulering af landbrugets kvælstofudledning, som kan drages på baggrund af basisanalysen og de efterfølgende følsomhedsanalyser. Målrettede afgifter er således stadig den billigste af de undersøgte reguleringer.

7.5.1 Følsomhedsberegninger i ESMERALDA

De nye beregninger i ESMERALDA adskiller sig på to måder fra de beregninger, der er benyttet til basisanalysen. De nye beregninger i ESMERALDA er beskrevet i flere detaljer i bilag 8:

- I hovedanalysen afhænger braklægningsomfanget af jordrenten med en konstant elasticitet. Dette er i følsomhedsberegningen erstattet af en logistisk funktion for brakarealets andel, hvor der især ved lavere afgiftsniveauer braklægges mindre; braklægningens respons i forhold til ændringer i jordrenter er således formindsket.
- Udgangsniveauet for jordrenten på hhv. ler- og sandjord var ens i hovedanalysen. Baseret på opnåede hvedeudbytter er der i følsomhedsanalysen differentieret mellem udgangsniveauet af jordrenten på hhv. ler- og sandjord.

⁴¹ Dette påvirker også de såkaldte omsættelige udvaskningsadgange, idet de delvandoplandsspecifikke kvotemarkeder modelteknisk er implementeret ved at pålægge en afgift og tilbageføre provenuet.

Ændringen i braklægningsfunktion har konsekvenser for braklægningsstilbøjeligheden, og dermed for effekten på N-udledning ved forskellige niveauer af afgifter. ESMEALDA's modellerede effekter er præsenteret i tabel 9, der viser effekten på braklægnings- og N-udledning ved hhv. **høj braklægningsrespons** (hovedanalysen) og **lav braklægningsrespons** (denne følsomhedsanalyse). Effekterne er illustreret for to bedriftstyper, der ligger på jord med en retention på 50 pct.

Det ses, at der braklægges mindre for både lerjordsbedrifter og sandjordsbedrifter ved den lave braklægningsrespons. Det ses endvidere, at "knækket" på den lave braklægningsrespons – dvs. hvor braklægningsandelen begynder at reagere på afgiften – ligger lavere for sandjordsbedriften (et sted mellem 20 og 50 kr. pr. kg N), end for lerjordsbedriften, der stadig kun reagerer en smule ved en afgift på 80 kr. pr. kg N. Disse forskelle på tværs af jordtyper og braklægningsrespons genfindes i ændringen i den udledte mængde kvælstof i tabellens nedre panel. Det bemærkes, at det ikke udelukkende er en øget braklægning, der giver anledning til reduktionerne i N-udledning; udledningsafgifterne giver også anledning til ændrede afgrødevalg, hvor afgrøder, der udleder mindre kvælstof bliver relativt mere attraktive. Det bemærkes desuden, at rekalkulationen af ESMEALDA (lav braklægningsrespons) giver anledning til en noget højere braklægning i baseline-scenariet, altså før der pålægges regulering, end ved den høje braklægningsrespons. Denne forskel skyldes, at ESMEALDA's baselinescenario ophæver de daværende normreduktioner. Dette giver anledning til en lavere braklægning, hvis braklægningsresponsen er høj, men ændrer stort set ikke braklægningen, hvis braklægningsresponsen er lav.

Tabel 9 Effekter af udledningsafgift for små specialafgrødebedrifter (heltids)

Jordtype	Braklægningsrespons	Afgift, kr. pr. kg udledt N				
		0	10	20	50	80
		----- Braklagt areal, pct. -----				
Lerjord	Høj	0	11	22	53	.
Lerjord	Lav	5	5	5	5	9
Sandjord	Høj	0	13	28	60	.
Sandjord	Lav	4	4	6	38	47
		----- Ændring i N-udledning, pct. -----				
Lerjord	Høj	0	-13	-24	-54	.
Lerjord	Lav	0	0	-1	-2	-7
Sandjord	Høj	0	-16	-28	-59	.
Sandjord	Lav	0	-1	-3	-31	-39

Anm.: Der er taget udgangspunkt i bedrifter, der ligger på jord med 50 pct. retention og i tilfældet, hvor der ikke er nogen afgift på kvælstoftilførsel. Denne afgift er nul både i hovedberegningen i Økonomi og Miljø 2017, samt i den her foretagne følsomhedsanalyse. Der foreligger ikke ESMEALDA-beregninger på en udledningsafgift på 80 kr. ved en retention på 50 pct. for den konstante braklægningsstilbøjelighed.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Jensen (2017) samt bilag 8.

Det er ikke entydigt, hvorvidt den lavere braklægningsrespons samlet øger eller sænker de samfundsøkonomiske omkostninger for at opnå en given kvælstofreduktion. Den lave braklægningsrespons er et resultat af en ændret funktionel form af det marginale afkast af at dyrke eller braklægge en hektar mere. Den lave braklægningsrespons skyldes, at det marginale jordafkast pr. ha har en s-formet kurve. Det betyder, at når der dyrkes en afgrøde, er jordrenten højere for den mest produktive del af arealet, men lavere for den mindst produktive del af arealet. Det betyder, at

jordrentetabet ved braklægning er mindre omkostningsfuldt ved små braklægningsandele, men mere omkostningsfuldt ved store braklægningsandele. Denne effekt er særligt udtalt for sandjordsbedrifter, hvor “knækket” på s-kurven ligger tættere på ingen braklægning end den gør for lerjord. Hvorvidt de samlede omkostninger stiger eller falder, afhænger derfor af det konkrete indsatsbehov, der skal opnås, og fordelingen af bedriftstyper indenfor de enkelte delvandoplande.

7.5.2 Metode

Med udgangspunkt i de alternative ESMERALDA-beregninger, er der foretaget en beregning af de samfundsøkonomiske omkostninger ved de forskellige reguleringer. De alternative ESMERALDA-beregninger er af tidsmæssige årsager kun gennemført for 5 af de 15 bedriftstyper, der indgår i hovedanalysen. De fem bedriftstyper dækker 44 pct. af det samlede landbrugsareal og står for 43 pct. af udledningerne i baseline. De fem bedriftstyper er udvalgt, således at de afspejler variationen i jordtyper og produktionsretninger. Vandplanernes delvandoplandsspecifikke indsatsbehov, som der kræves opnået, er derfor nedjusteret, således at de svarer til de 5 bedriftstypers andel af den samlede udledning i de enkelte delvandoplande i baseline. Dette betyder, at niveauet af de samlede omkostninger i denne følsomhedsanalyse er lavere end de samlede omkostninger præsenteret i De Økonomiske Råds Formandskab (2017).⁴²

Det har desuden været nødvendigt at foretage en yderligere nedjustering af indsatsbehovet i 17 delvandoplande, for at kunne nå indsatsbehovet ved hjælp af de afgiftssatser, der er beregnet i ESMERALDA. Hvis hele indsatsbehovet skulle opnås, ville det kræve yderligere ESMERALDA-beregninger af højere afgiftssatser, hvilket ikke har været muligt at gennemføre af tidsmæssige årsager. Denne yderligere nedjustering er på 9 pct. af det samlede indsatsbehov for de fem bedriftstyper. Disse 9 pct. af indsatsbehovet vil være dyrere at opnå ved den lave braklægningsrespons end ved den høje braklægningsrespons, idet det marginale jordrentetab er højere hvor der allerede er opnået en vis N-reduktion ved den lave braklægningsrespons, som tidligere beskrevet.

Den ændrede braklægningsrespons giver anledning til en forskel i braklægningen i baseline, dvs. før der pålægges regulering. Dette skyldes, at baselinescenariet er kalibreret ud fra 2011-data, men hvor den daværende normregulering er ophævet. Dette giver anledning til en reduktion i braklægningen, der er højere hvis braklægningstilbøjeligheden er høj. Dette bør medføre en forskel i de modellerede udledninger mellem baseline med høj braklægningstilbøjelighed og braklægning med lav braklægningstilbøjelighed. Den foretagne følsomhedsanalyse er konstrueret således, at *indsatsbehovet* er ens, uanset braklægningen i baseline. Dette er gjort for at udelukke, at forskellene i omkostninger kan tilskrives forskelle i braklægningsandelen i den kalibrerede baseline.

7.5.3 Resultater

Tabel 10 viser resultaterne af følsomhedsanalysen. Idet følsomhedsanalysen kun er foretaget for et uddrag af de 15 bedriftstyper, kan størrelsen på tallene ikke sammenlignes med hovedresultaterne, der er gengivet i tabel 10's første kolonne. I stedet undersøges, hvorvidt *rangordningen* af de

⁴² I den foretagne følsomhedsberegning er den maksimale normreduktion desuden sat til 30 pct. I enkelte tilfælde har det været nødvendigt at ekstrapolere ud fra de foretagne beregninger for at nå en 30 pct. normreduktion for alle bedriftstyper. I hovedberegningerne præsenteret i Økonomi og Miljø 2017 er der regnet op til 40 pct. normreduktion. Dette, kombineret med rekalkibreringen af udbytter på tværs af ler- og sandjorde, betyder, at følsomhedsberegningen også giver lidt ændrede resultater for de normbaserede reguleringer.

forskellige reguleringsmekanismer er ændret, dvs. om der sker ændringer i reguleringernes relative omkostningsniveauer. Tabel 10's anden kolonne viser omkostningerne ved at bruge hovedanalysens høje braklægningsrespons på de fem bedriftstyper og det nedjusterede indsatsbehov, der indgår i følsomhedsanalysen. Dette ændrer ikke på reguleringernes relative omkostningsniveauer. Dette sandsynliggør, at følsomhedsanalysens resultat kan generaliseres til alle femten bedriftstyper og det fulde indsatsbehov: idet rangordningen ikke ændres ved at benytte et uddrag af bedriftstyper ved den høje braklægningsrespons, er det sandsynligt, at rangordningen heller ikke ændres ved at benytte et uddrag af bedriftstyper med den lave braklægningsrespons.

Som det fremgår af tabel 10's sidste kolonne, ændrer følsomhedsanalysen ikke på rangordningen af de forskellige reguleringer. Det bemærkes især, at målrettede afgifter fortsat er billigst, og at omsættelige udvaskningsadgange fortsat er billigere end normbaserede udvaskningsadgange.

Tabel 10 Samfundsøkonomiske omkostninger ved kvælstofregulering

Braklægningsrespons	Høj	Høj	Lav
Uddrag af bedriftstyper og indsatsbehov	Nej	Ja	Ja
	----- Mia. kr. -----		
Generelle normer	3,23	1,19	1,02
Differentierede normer	0,52	0,16	0,21
Normbaserede udvaskningsadgange	0,59	0,18	0,23
Omsættelige udvaskningsadgange	0,34	0,12	0,15
Målrettede afgifter	0,30	0,11	0,11

Anm: Tabellen tager udgangspunkt i et indsatsbehov på 3.500 ton pr. år, men er i tabellens to sidste kolonner skaleret ift. de fem anvendte bedriftstypers udledning i baseline og yderligere nedjusteret i 17 delvandoplande. Kollektive virkemidler er ikke inkluderet. Tabellens første kolonne svarer således til første kolonne i tabel I.5 i Økonomi og Miljø 2017. Omkostningerne er opgjort i forbrugerpriser.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Jensen (2017) samt bilag 8.

Selvom bedrifterne braklægger relativt mindre for en given afgift, giver den ændrede braklægningsadfærd altså ikke anledning til højere samfundsøkonomiske omkostninger i denne beregning. I denne beregning balancerer gevinsten ved de lave niveauer af braklægningsrespons omtrentligt med meromkostningen ved de højere niveauer af braklægningsrespons. Ved den lave braklægningsrespons vælger regulator at sætte højere afgifter, der sikrer, at der braklægges og foretages andre produktionsjusteringer i et tilstrækkeligt omfang til at opnå den ønskede reduktion i kvælstofudledningen. En højere afgift giver ikke i sig selv anledning til en samfundsøkonomisk omkostning. De samfundsøkonomiske omkostninger opstår, idet afgiften forvrider bedrifternes produktionsbeslutning, hvilket fører til en mindre produktion. Men idet bedrifterne for et vis spænd af dyrkningsafgifter reagerer mindre på en given afgift, er forvriddningstab for en given afgift ligeledes mindre i dette spænd.⁴³ Der braklægges dog også mindre areal ved den lave braklægningsrespons for målrettede afgifter og omsættelige udvaskningsadgange, jf. tabel 11.⁴⁴ Dette skyldes, at afgifter også giver incitament til flere andre omlægningsreguleringer af produktionen, dvs.

⁴³ Denne effekt kan også forklares ved at betragte det ekstreme tilfælde, hvor bedrifterne slet ikke reagerer på en udledningsafgift. I dette tilfælde er udledningsafgiften at betragte som en lump-sum skat, og det er velkendt at denne type af skat ikke medfører et dødvægtstab.

⁴⁴ Det bemærkes også, at den lave braklægningsrespons medfører et substantielt fald i, hvor meget areal der braklægges under de tre normbaserede reguleringer.

justering af husdyrhold og substitution mellem forskellige typer afgrøder. De højere afgifter, der er nødvendige ved den lave braklægningsrespons, øger betydningen af disse omlægninger.

Tabel 11 Merbraklægning ved forskellige reguleringer

Braklægningsrespons	Høj	Høj	Lav
Uddrag af bedriftstyper og indsatsbehov	Nej	Ja	Ja
	-----	Pct. af areal	-----
Generelle normer	17,5	18,7	1,6
Differentierede normer	2,4	1,8	0,1
Normbaserede udvaskningsadgange	2,7	2,1	0,1
Omsættelige udvaskningsadgange	3,3	2,8	2,2
målrettede afgifter	2,9	2,4	1,6

Anm.: Tabellen viser merbraklægningen i pct.-point i forhold til en baseline uden regulering, som opstår som konsekvens af de forskellige reguleringer.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Jensen (2017) samt bilag 8.

Det bemærkes desuden, at forskellen mellem omsættelige udvaskningsadgange og målrettede afgifter er større ved den lave braklægningsrespons end ved den høje braklægningsrespons. Dette skyldes, at sandjorde giver anledning til højere samfundsøkonomiske omkostninger end lerjord for en given afgift ved den lave braklægningsrespons. Sandjorde har højere retention i gennemsnit inden for delvandoplande. Derfor er det vigtigere at tage retentionsforskelle indenfor delvandoplande i betragtning. Forskellen mellem modelleringen af de samfundsøkonomiske omkostninger ved omsættelige udvaskningsadgange og målrettede afgifter er netop, at de målrettede afgifter tager højde for retentionsforskelle indenfor delvandoplande.

Reduktionerne i udledninger kan dekomponeres i tre bidrag:

1. Braklagt areal, givet afgrødesammensætningen i baseline
2. Ændret afgrødesammensætning og gødningssammensætning
3. Ændret effekt af braklagt areal, der skyldes ændringer i afgrøde- og gødningssammensætningen

Tabel 12 angiver den del af udledningsreduktionen, der kan tilskrives det braklagte areal, givet afgrødesammensætningen i baseline. Det ses, at denne andel er faldet betydeligt for alle reguleringer ved den lave braklægningstilbøjelighed. Denne dekomponering er ikke foretaget for den høje braklægningstilbøjelighed på det fulde indsatsbehov.⁴⁵

Tabel 12 Del af udledningsreduktionen der skyldes merbraklægning

Braklægningsrespons	Høj	Høj	Lav
Uddrag af bedriftstyper og indsatsbehov	Nej	Ja	Ja
	-----	Pct.	-----
Differentierede normer		39	1

⁴⁵ Ligeledes er dekomponeringen af tidsmæssige årsager ikke foretaget for generelle normer, idet at det forhold, at de generelle normer overreducerer i 89 af 90 delvandoplande komplicerer beregningen.

Normbaserede udvaskningsadgange	50	1
Omsættelige udvaskningsadgange	85	62
målrettede afgifter	66	37

Anm.: Tabellen viser, hvor stor en andel af udledningsreduktionen der skyldes merbraklægning. Der er taget udgangspunkt i en uændret afgrødesammensætning i forhold til baseline. Scenariet med høj braklægningsrespons på det fulde sæt af bedriftstyper er ikke beregnet af tidsmæssige årsager.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af bilag 8.

De højere afgifter, der er nødvendige for at opnå de ønskede kvælstofreduktioner, reflekteres i størrelsen på provenuet ved de målrettede afgifter, der er angivet i tabel 13. Såfremt provenuet ikke tilbageføres til de enkelte landmænd, er de målrettede afgifter altså væsentligt dyrere for landmændene, hvis braklægningsresponsen er af den lave type.⁴⁶

Tabel 13 Provenu ved kvælstofregulering

Braklægningsrespons	Høj	Høj	Lav
Uddrag af bedriftstyper og indsatsbehov	Nej	Ja	Ja
	-----	Mia. kr.	-----
målrettede afgifter	0,30	0,12	0,86

Anm: Det er udelukkende de målrettede afgifter, der opkræver et provenu, og det er derfor kun denne type regulering, der er vist i tabellen. Provenuet er opgjort i forbrugerpriser.

Kilde: Egne beregninger på baggrund af Jensen (2017) samt bilag 8.

⁴⁶ De samlede omkostninger for de fem bedriftstyper (før en eventuel tilbageføring af provenuet) ved de målrettede afgifter er 0,23 mia. kr. og 0,97 mia. kr. for braklægningsadfærd af den hhv. konstante og logistiske type.

Litteratur

Blicher-Mathiesen, G. og J. Rolighed (2015): Notat om estimat af generel faktor for merudvaskning af kvælstof ved at anvende husdyrgødning frem for handelsgødning. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 15. juli 2015.

De Økonomiske Råds formandsskab (2014): Økonomi og Miljø 2014.

De Økonomiske Råds formandsskab (2015) Økonomi og Miljø 2015.

De Økonomiske Råds formandsskab (2017) Økonomi og Miljø 2017.

Eriksen, J., P.N. Jensen & B.H. Jacobsen (red) (2014): *Virkemidler til realisering af 2. generations vandområdeplaner og målrettet arealregulering*, DCA rapport Nr 052.

Hasler, B., L.B. Hansen, H.E. Andersen & M. Konrad (2015): Modellering af omkostningseffektive reduktioner af kvælstoftilførslerne til Limfjorden. Dokumentation af model og resultater. Notat fra DCE. Rekvirent: De Økonomiske Råds Sekretariat

Højberg, A.L., J. Windolf, C.D. Børgesen, L. Trolborg, H. Tornbjerg, G. Blicher-Mathiesen, B. Kronvang, H. Thodsen og V. Ernsten (2015): National Kvælstofmodel – Oplandsmodel til belastning og virkemidler. GEUS.

Jacobsen, B.: Analyse af omkostningerne ved scenarier for en reduktion af N-tabet i relation til Fødevarer- og Landbrugspakke 2015. IFRO Udredning 2016/09.

Jensen, J.D. (2013): Vurdering af Natur- og Landbrugskommissionens anbefalingers sektorøkonomiske konsekvenser, IFRO Udredning 2013/8.

Jensen, J.D. (2015): ESMERALDA – Pesticidanalyser til DØRS.

Jensen, J.D. (2017): Sektorøkonomiske beregninger for landbruget vedrørende alternative modeller for kvælstofregulering i landbruget. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. Tilgængelig på De Økonomiske Råds hjemmeside.

Jørgensen L.B., Normander B., Skovsbøl U., Bech G., Agger P., Thorsen T.S., Dubgaard A., Boye S.B., Vogdrup-Schmidt M., Dalgaard T., Kristensen I.T., Kristensen D.K. og Kjeldsen C. (2015): Scenarier for Fremtidens Landbrug- Hovedrapport. Det Økologiske Råd, Københavns Universitet og Aarhus Universitet, København.

Kristensen, I.T. og Kristensen, I.S. (2004): Farm types as an alternative to detailed models in evaluation of agricultural practise in a certain area. In C. A. Breb-bia (Ed.), *Management Information Systems 2004* (pp. 241–250). Southampton, England: Incorporating GIS and Remote Sensing WIT Press.

Miljø- og Fødevareministeriet (2016): Vejledning om gødsknings- og harmoniregler. Planperioden 1. august 2016 til 31. juli 2017.

Miljøstyrelsen 2015. Pilotprojekt for ny målrettet arealregulering.

Natur- og Landbrugskommissionen (2013): Natur og Landbrug – en ny start.

Odgaard M.V., Turner K.G., Bøcher P.K., Svenning J.C. og Dalgaard T. (2017): A multi-criteria, ecosystem-service value method used to assess catchment suitability for potential wetland construction in Denmark. *Ecological Indicators*.

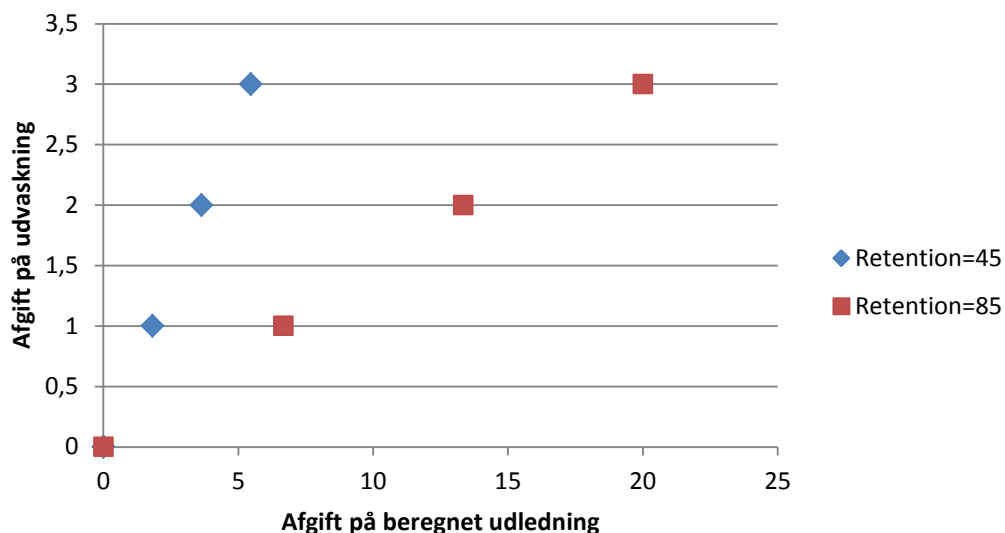
Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016): Vandområdeplan 2015-2021 for Vandområdedistrikt Jylland og Fyn. Miljø og Fødevareministeriet.

Troldborg, L., C.D. Børgesen, H. Thodsen og P.v.d. Keur (2016): National Kvælstofmodel – Kvælstofpåvirkning af grundvand. GEUS.

Bilag 1 Omregning fra udvaskningsafgift til udledningsafgift

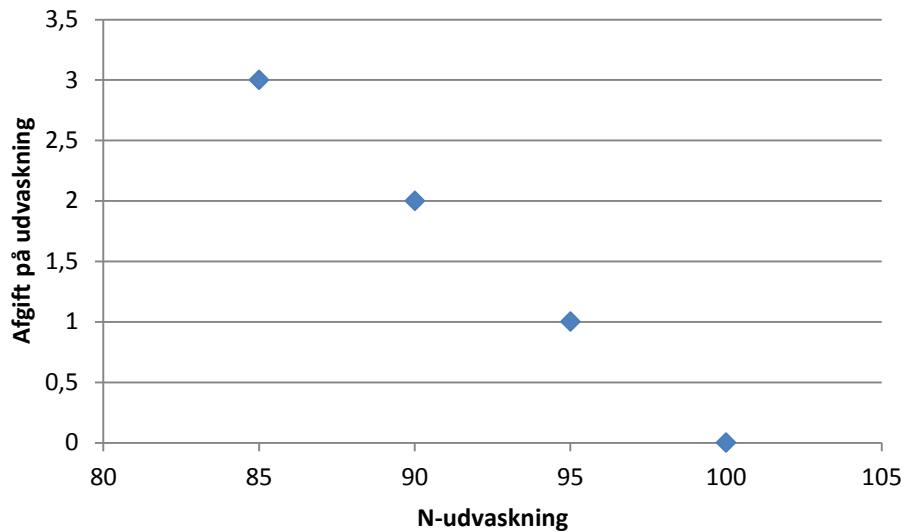
Sammenhængen mellem udledningsafgifter og udvaskningsafgifter er illustreret i figur A1.1. Der betragtes en enkelt bedriftstype som ligger på jorder med to forskellige retentioner på 45 pct. og 85 pct. Der betragtes ydermere fire forskellige udvaskningsafgifter på hhv. 0, 1, 2 og 3 kr. pr. kg udvasket N. En afgift på f.eks. 2 kr. på kg udvasket kvælstof svarer til en afgift på udledt kvælstof på $2/(1-0,45)=3,6$ kr. pr. kg. N på lav-retentionsjorden og på $2/(1-0,85)=13,3$ kr. pr. kg N på høj-retentionsjorden. Derfor svarer en given udvaskningsafgift til en højere afgift pr. kg udledt kvælstof, jo højere retentionen er. Det betyder, at hvis man er interesseret i en ensartet afgift på beregnede udledninger, skal en afgift på beregnet udvaskning være højere, jo lavere retentionen er.

Figur A1.1. Sammenhæng mellem afgifter på udvaskning og afgifter på udledninger



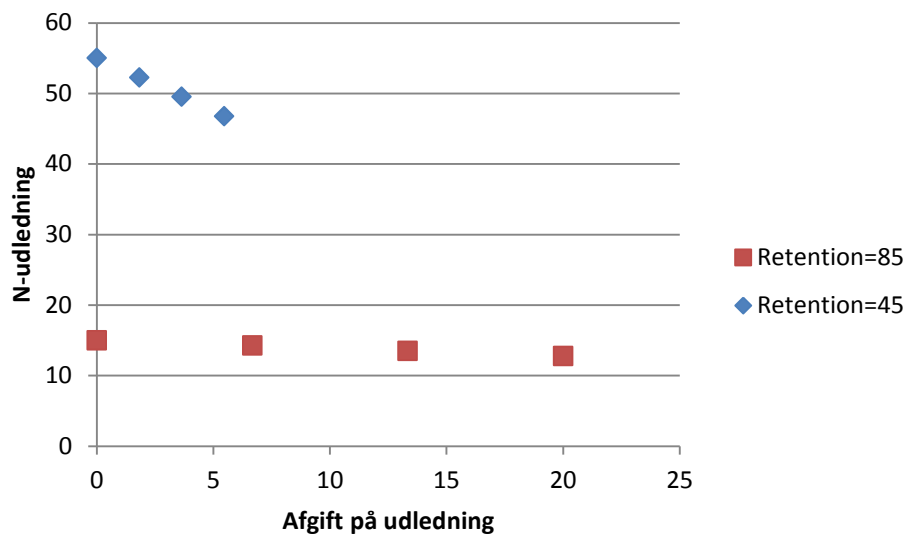
Regneeksemplet fortsættes, idet det antages at bedriftstypen i udgangspunktet udvasker 200 kg N, og at dette er ligeligt fordelt mellem de to retentionstyper. Fra ESMEALDA fås nu de mængder af kvælstof, som bedriftstypen udvasker ved de fire forskellige udvaskningsafgifter. Ved en afgift på 0 kr. er den samlede udledning $100*(1-0,45)+100*(1-0,85)=70$ kg N. Den simulerede udvaskning for bedriftstypen er illustreret i figur 2. Udvasningen afhænger ikke af retentionklassen, og figur A1.2 er derfor uændret for forskellige retentioner.

Figur A1.2. Simulerede resultater, sammenhæng mellem udvaskningsafgift og N-udvaskning.



Ved hjælp af sammenhængen illustreret i figur A1.2, kan dette oversættes til udledt kvælstof ved specifikke udledningsafgifter. Dette er illustreret i figur A1.3. Den lave retentionsklasse (de blå punkter) udleder relativt mere af det udvaskede N. Derfor ligger punkterne højt på y-aksen. Til gengæld giver en given reduktion af udvaskning en stor reduktion i udledning. Derfor er hældningen højere end for den relativt høje retentionsklasse (de røde punkter).

Figur A1.3. Simulerede resultater, oversat til udlednings-rum



Bilag 2. Kørsler i ESMEALDA

Normer

De 9 niveauer af α som benyttes, er:

(0 ; 0,025 ; 0,05 ; 0,075 ; 0,1 ; 0,15; 0,2 ; 0,3 ; 0,4)

Jensen (2017) beskriver også beregninger på en normreduktion på 50 pct. Denne er dog ikke benyttet i disse beregninger pga. visse tilsyneladende kontraintuitive resultater ved dette reguleringsniveau, som skyldes at så stærke stramminger af reguleringen for nogle bedriftstyper kan medføre modelløsninger, som ligger udenfor det økonomisk relevante område, bl.a. på grund af meget høje skyggepriser på kvælstofkvoter. I stedet er der i beregningerne indlagt et normreduktionsloft på 40 pct.

Målrettede afgifter

Disse afgiftskombinationer er anvendt til modelleringen af de målrettede afgifter samt omsættelige udvaskningsadgange. Kombinationerne er angivet i tabel A2.1.

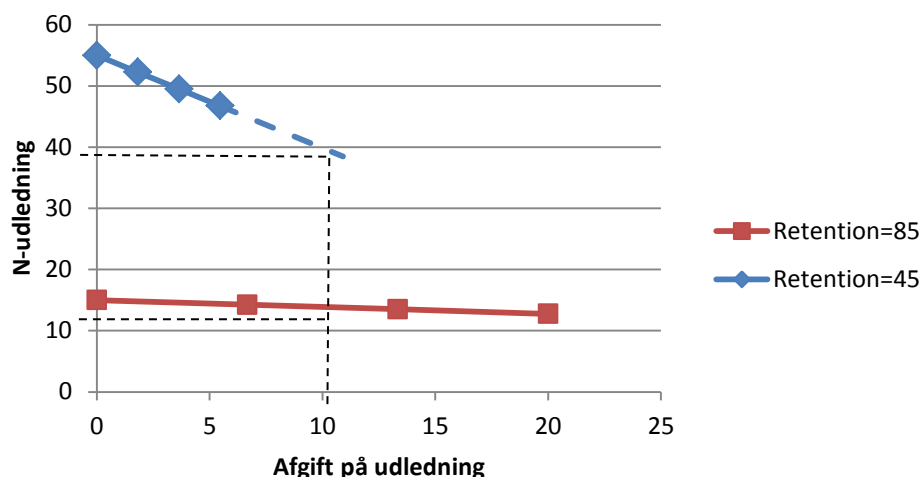
Tabel A2.1. Afgiftskombinationer til brug for målrettede afgifter-reguleringstypen

	Tilførselsafgift			
	0	0,5	5	10
Udvaskningsafg.				
0	X	X	X	X
2,5	X	X	X	X
5	X	X	X	X
10	X	X	X	X
15	X	X	X	X
25	X	X	X	X

Bilag 3 Interpolering

For at finde den nødvendige regulering for et givet reduktionskrav er det nødvendigt at interpolere mellem resultaterne af ESMERALDA's forskellige stød. Dette bilag viser med et regneeksempel (fortsat fra bilag 1) hvordan interpoleringen foretages. Der tages udgangspunkt i et simpelt eksempel, hvor målet er at finde den afgift på udledning, der opnår en given udledning. Der tages udgangspunkt i et eksempel med to retentionsklasser. Figur A3.1 illustrerer denne situation. ESMERALDA foretager beregninger på forskellige niveauer af udvaskningsafgifter. Dette svarer til forskellige udledningsafgifter, alt efter retentionen (se bilag 1).

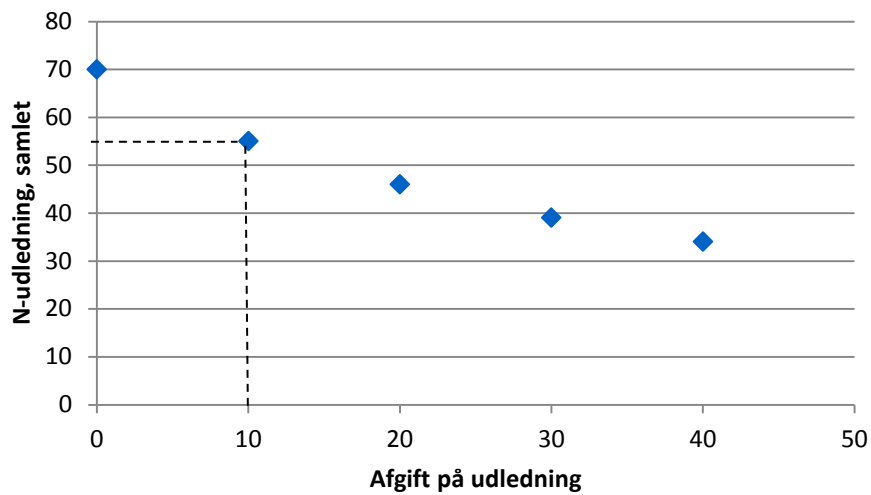
Figur A3.1. Interpolation og ekstrapolation af udledninger ved en given afgift



Ved en afgift på 10 kr. er den samlede udledning ca. $15+40=55$ kg N. Dette punkt er plottet i A3.2. Inter- og ekstrapolationen som illustreret i A3.1 kan nu foretages flere gange så flere punkter kan plottes i figur A3.2, og en kurve kan tegnes igennem dem. Ved hjælp af denne kurve er det muligt at bestemme, hvor stor en ensartet afgift på udledning skal være for at opnå en given reduktion.

I figur A3.1 er der udover interpolation mellem kendte punkter også benyttet ekstrapolation ud over kendte punkter. I de foretagne analyser er ekstrapolation dog ikke benyttet. Den eneste undtagelse er analysen om usikkerhed i retention. Problemstillingen og betydningen af ekstrapolation er beskrevet i flere detaljer i afsnit 7.3.

Figur A3.2. Sammenhæng mellem en ensartet udledningsafgift og den samlede udledning



Der er i analyserne benyttet lineær interpolation. Der er foretaget følsomhedsanalyser af betydningen af, at bruge en ikke-lineær (spline-baseret) interpolation i stedet. Dette giver dog resultater, der er næsten identiske til resultaterne ved lineær interpolation. Disse følsomhedsanalyser er derfor ikke vist.

Bilag 4 Detaljerede procedurer for de forskellige reguleringstyper

Dette bilag giver en mere teknisk fremstilling af den konkrete implementering af de forskellige reguleringstyper ved hjælp af de beregnede afgiftscenarier i ESMERALDA og den geografiske fordeling af retentioner og bedriftstyper.

4.1 Ensartede kvælstofnormer

Følgende procedure benyttes til at implementere ensartede kvælstofnormer:

1. For hvert delvandopland: Find ved hjælp af interpolering den normreduktion (α -værdi), der opnår reduktionskravet.
2. Den ensartede norm er givet ved den største af normreduktionerne blandt de 90 delvandoplande.

4.2 Differentierede kvælstofnormer

Det er ikke beskrevet i detaljer i Miljøstyrelsen (2015), hvordan de differentierede normer skal afhænge af retentionen. Det antages i denne analyse, at de er proportionale med (1 - retentionen).

Det var desuden foreslået i Miljøstyrelsen (2015), at de differentierede normer skulle implementeres i kombination med en ensartet kvælstofnormreduktion – en såkaldt basisnorm – på 10-15 pct. Såfremt der, efter pålægning af basisnormen, er et behov for yderligere reduktion i kvælstofudledningen for at nå det enkelte delvandoplands reduktionsmål, implementeres en differentieret norm for det enkelte delvandopland. Der er i den foretagne analyse ikke benyttet en basisnorm. Udeladelsen af basisnormen mindsker de samfundsøkonomiske omkostninger ved differentierede normer. Det var derudover foreslået at indføre et reduktionsloft, således at normen maksimalt kan reduceres med en andel af den mængde kvælstof, der tilføres under basisnormen. Der er i analysen antaget et reduktionsloft på 40 pct. Brugen af både basisnorm og loft er begrundet i et ønske om at brede omkostningerne ved N-reduktioner ud blandt flere landmænd, selvom det resulterer i en mindre omkostningseffektiv reguleringsmodel.

Følgende procedure benyttes til at implementere differentierede kvælstofnormer:

1. For hvert delvandopland: konstruer et net af normreduktioner, der er proportionale med de lokale gennemsnitsretentionsværdier for hver af de ti retentionsklasser. Hvis en given normreduktion er større end 40 pct., nedjusteres den til 40 pct.
2. For hvert delvandopland: Find ved hjælp af interpolering det sæt af normreduktioner, der opnår reduktionskravet.

4.3 Udvaskningsadgange

Følgende procedurer benyttes til at implementere to varianter af udvaskningsadgange:

Normbaserede udvaskningsadgange

1. For hvert delvandopland: Find ved hjælp af interpolering den normreduktion (α -værdi), der opnår reduktionskravet.

Omsættelige udvaskningsadgange

1. For hvert delvandopland: Find den skyggeafgift a^{UA} på beregnet udvaskning, der giver den krævede udledning. Omsættelige kvoter giver netop anledning til en identisk skyggepris på tværs af bedrifter. Afgiftsprovenuet føres direkte tilbage til de betalende bedrifter, idet det antages at kvoterne uddeles gratis på baggrund af bedriftens areal, og fordi ESMERALDA's bedrifter ikke justerer deres areal som reaktion på reguleringen (se afsnit 4.1.1. for en mere detaljeret beskrivelse af ESMERALDA-modellen).
2. For hvert delvandopland: Bestem udvaskningsrettigheden \bar{N} som den samlede udvaskning under den fundne afgift.
3. For hver bedriftstype i hvert delvandopland bestemmes betaling for køb eller salg af rettigheder i forhold til den tildelte mængde som $(N_i - \bar{N}_i)a^{UA}$. N_i og \bar{N}_i er den enkelte bedriftstypes henholdsvis brug af kvælstof og kvotetildeling.

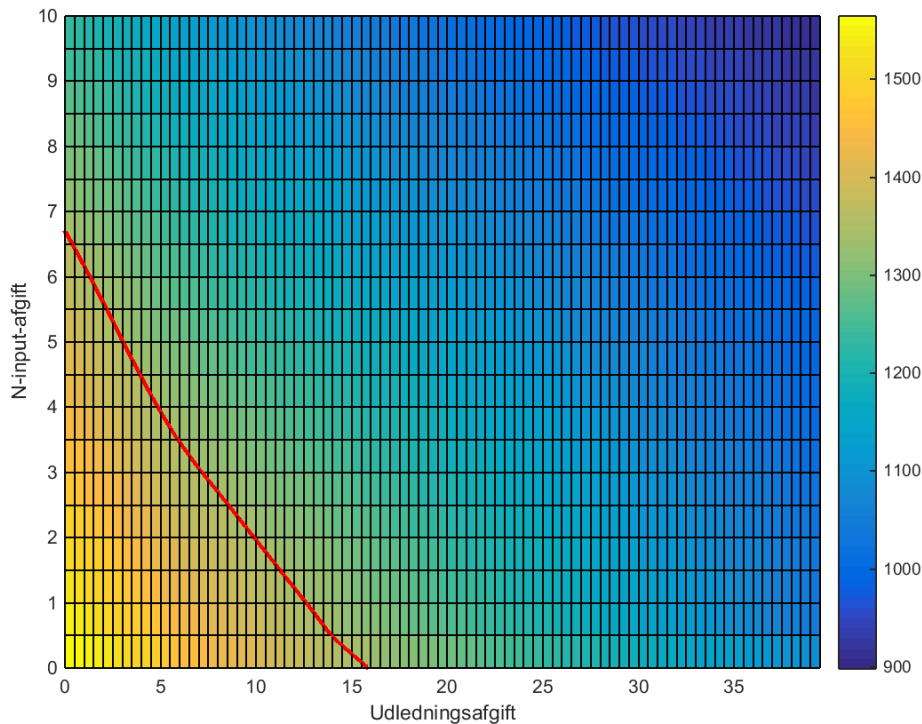
4.4 Målrettede afgifter

Følgende procedure benyttes til at implementere de målrettede afgifter:

1. ESMERALDA's afgift på udvaskning omregnes til afgifter på udledning (se bilag 1).
2. For hvert delvandopland: find ved hjælp af interpolering den samlede udledning under ensartede afgifter på udledning. I praksis fastlægges eksogent et 2-dimensionalt "net" af afgiftskombinationer.⁴⁷ Summer derefter over retentionsklasser. Dette er illustreret i figur A4.1, hvor resultater for hovedscenariet for den ydre del af Odense Fjord er præsenteret. Figuren viser den samlede udledning for varierende niveauer af afgifter.
3. For hvert delvandopland: find ved hjælp af interpolering de kombinationer af N-input-afgifter og udledningsafgifter, som giver den tilsigtede reduktion i N-udledning. I praksis findes en højdekurve for N-udledningen ved den ønskede udledning (illustreret med en rød linje i figur A4.1), og de afgiftskombinationer, hvor højdekurven skærer afgiftsnettet, aflæses.
4. For hvert delvandopland: interpoler mellem de fundne kombinationer af afgifter for at finde de udledningsafgifter der er nødvendige hvis reduktionsmålene skal opnås. Gør dette for et fast net af N-input-afgifter. Nettet over N-input-afgifter er det samme i alle delvandoplande.
5. For hele Danmark: udregn nu de samfundsøkonomiske omkostninger ved de fundne sæt af 90+1 afgifter. Vælg det samfundsøkonomisk bedste sæt af afgifter.

Figur A4.1. N-udledningen som funktion af udledningsafgift og N-input afgift

⁴⁷ Et simpelt 2-dimensionalt afgiftsnet kunne være kombinationerne (N-input-afgift, N-udledningsafgift) = [(0,0) , (1,0) , (0,1) , (1,1) , (2,1) , (1,2) , (2,2)].



Anm.: Farven på figuren angiver udledningen. Den røde linje er en højdekurve, der angiver de kombinationer af afgifter der giver den ønskede udledning i Ydre Odense Fjord ved et indsatsbehov på landsplan på 6.000 ton. De sorte linjer angiver hver femte værdi af det anvendte net.

Når der pålægges en tilførselsafgift, reduceres det optimale niveau for tilførslen af kvælstof. Dette medfører, at den beregnede udvaskning under de nye optimale niveauer er lavere end ved ingen tilførselsafgift. Denne andenordenseffekt indgår ikke i beregningerne af udvaskningsafgifterne benyttet i ESMERALDA. I stedet benyttes de beregnede udvaskninger ved ingen tilførselsafgift til at fastsætte afgiftssatserne for udvaskningsafgifterne ved alle de beregnede afgiftskombinationer.

Dog varierer udvaskningen fra de forskellige afgrødetyper med ca. en faktor 20 i baseline-scenariet. Effekten på de relative tilførsler til forskellige afgrødetyper fra pålægningen af tilførselsafgifter er beskedne i sammenligning med disse forskelle. Det er dog kun hvis forholdet mellem reduktionerne i udvaskning mellem forskellige afgrøder ændrer sig ved pålægning af en tilførselsafgift, at den nævnte andenordenseffekt opstår. En høj korrelation i de relative udvaskningsreduktioner er realistisk at forvente, og de resulterende incitamentsforskydninger forventes derfor at være små. Der er derfor set bort fra disse effekter i analysen. Se bilag 5 for en mere uddybende beskrivelse af den her beskrevne problemstilling.

Bilag 5 Samspilseffekter mellem tilførselsafgiften og udvaskningsafgiften

ESMERALDA modellerer en ensartet udvaskningsafgift på tværs af bedriftstyper. Udvasningsafgiften er beregnet i forhold til det driftsøkonomisk optimale gødningsforbrug i ESMERALDA's kalibrerede baseline. Men når der pålægges en tilførselsafgift, reduceres det driftsøkonomisk optimale gødningsniveau. Der tages ikke højde for dette i kalibreringen af udvasningsafgifterne. Udvasningsafgifterne er derfor i alle scenarier sat ud fra, hvad der er driftsøkonomisk optimalt i baseline-scenariet. Der er to grunde til, hvorfor dette forventes at være en mindre fejlkilde.

For det første varierer udvaskningen fra forskellige typer afgrøder med ca. en faktor 20 i driftsøkonomisk optimum. Hvis man ser bort fra brak og vedvarende græs, er der en faktor 10 til forskel. Effekten på de relative tilførsler fra pålægningen af tilførselsafgifter forventes derfor at være af en meget mindre størrelsesorden end de initiale forskelle.

For det andet gælder det, at såfremt tilførslerne reduceres proportionalt på tværs af afgrøder, vil bedriftstyperne have identiske udledningsafgifter, hvilket er en nødvendighed for at opnå en given reduktion i udledningen billigst muligt. Dette påvirker ikke opgørelsen af det samfundsøkonomiske resultat, idet afgiftsprovenuet medregnes i dette. Idet de forskellige bedrífers relative udvasninger må forventes at være højt korrelerede ved en tilførselsafgift, er det sandsynligt, at tilførselsafgifterne kun vil medføre små forskelle i udledningsafgifterne på tværs af bedriftstyper. Dette forklares nemmest i detaljer ved hjælp af et eksempel, illustreret i tabel A5.1.

I eksemplet indgår to bedrífte, B1 og B2, der har en tilførsel af kvælstof før der pålægges en tilførselsafgift på hhv. 10 og 20 kg. Halvdelen af dette udledes. En afgift på beregnet udledning på 1 kr. pr. kg giver et provenu på hhv. 5 og 10 kr. Der pålægges nu en tilførselsafgift.

I det første scenario medfører dette en proportional reduktion i tilførslen på 50 pct. for begge bedriftstyper. Denne reduktion opfanges ikke i beregningen af udledningsafgiften, der derfor opretholder det samme provenu. Dette fører til, at den faktiske udledningsafgift, dvs. afgiftsprovenuet divideret med udledningen, som bedrífteerne pålægges, fordobles. Således er der reelt tale om en udledningsafgiftssats på 2 for begge bedriftstyper.

I det andet alternativ fører tilførselsafgiften til en ikke-proportional reduktion i udledning. Den faktiske udledningsafgift er nu ikke længere ens på tværs af bedriftstyper, hvilket er nødvendigt for at opnå den billigst mulige reduktion i udledningen.

Tabel A5.1. Samspilseffekter mellem de to afgifter

Tilførsel, kg	Udledning, kg	Beregnet udlednings- afgift, kr/kg	Afgifts- provenu, kr	Faktisk udvasnings- afgift, kr.
------------------	------------------	--	----------------------------	---------------------------------------

Baseline-scenario

B1	10	5	1	5	1
B2	20	10	1	10	1

Tilførselsafgift med proportional reduktion i udvaskning

B1	5	2.5	1	5	2
B2	10	5	1	10	2

Tilførselsafgift med ikke-proportional reduktion i udvaskning

B1	5	2.5	1	5	2
B2	12	6	1	10	1.67

Bilag 6. Brug af efterafgrøder, tidlig såning samt kollektive virkemidler.

Ifølge Fødevarer- og landbrugspakken fra 2015 er det planen, at efterafgrøder (og enkelte andre virkemidler) skal indgå i den fremtidige målrettede kvælstofregulering (udvaskningsadgangene). Dog indgår visse af disse virkemidler ikke i beregningerne i ESMERALDA. Efterafgrøder samt tidlig såning er relativt omkostningseffektive virkemidler til kvælstofreduktion, og det er derfor sandsynligt, at bedrifterne vil anvende dem, der hvor det er muligt til at opfylde den målrettede regulering. Beregninger, der ikke inkluderer disse virkemidler vil derfor overvurdere omkostningerne ved at nå de givne mål for kvælstofreduktion i delvandoplandene.

I forbindelse med udarbejdelsen af Fødevarer- og landbrugspakken udførte Jacobsen, (2016) beregninger af, hvad det ville koste at nå målene i hvert delvandopland, med de virkemidler, man forventede ville indgå i den målrettede regulering. Der var her blandt andet tale om efterafgrøder, mellemafgrøder, tidlig såning af bestemte afgrøder og forskellige niveauer af reducerede normer. Til gengæld indgik afgrødevalg og justering af antal dyr ikke i disse beregninger. Tabel A6.1 viser omfanget og omkostningseffektiviteten af de forskellige virkemidler i Jacobsen (2016).

Tabel A6.1 Omfang og omkostningseffektivitet af virkemidler i Jacobsen (2016)

	Potentiale	Udledningseffekt		Omkostning		
	1.000 ha	Kg N pr. ha	Ton N	Mio. kr.	Kr. pr. ha	Kr. pr. kg N
Efterafgrøder	156	9,2	1.426	50	322	34
Mellemafgrøder	175	3,4	600	83	477	139
Tidlig såning	143	2,1	295	0	0	0
Normreduktion 7 pct.	1.272	0,6	814	113	89	139
Normreduktion + 3 pct.	113	0,3	38	12	106	317
Normreduktion + 4 pct.	8	0,2	1	1	229	1.269
Ikke-permanent brak	12	15,9	186	58	5.035	315
Smal randzone	1	11,7	7	3	3.848	330
Bred randzone	1	4,3	3	4	5.035	1.161
Udtagning	17	16,4	273	83	5.035	307
I alt			3.644	409		113

Anm.: Resultaterne i denne tabel er beregnet med en retention baseret på gennemsnittet for hvert delvandopland. Tidlig såning kan give et større udbytte, men også øget risiko for sygdomme, og det kan derfor både være en gevinst og en omkostning, hvorfor omkostningen er sat til 0 kr. pr. ha, jf. Eriksen mfl. (2014) og Jacobsen (2016). Omkostninger er opgjort som ændringer i dækningsbidrag ganget med en nettoafgiftsfaktor (NAF) på 1,325.

Kilde: Jacobsen (2016).

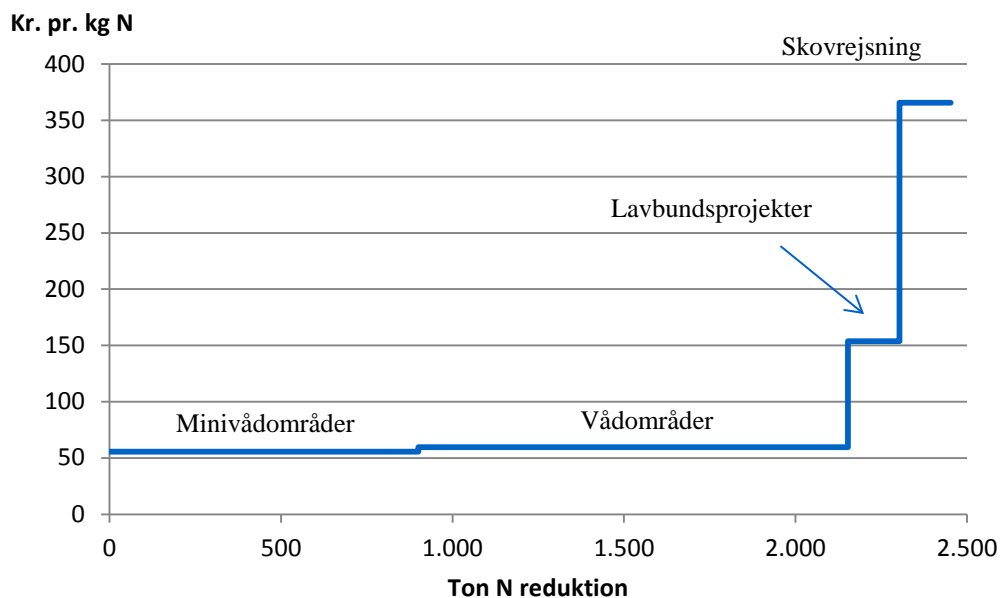
Det ses i tabel A6.1, at især efterafgrøder samt tidlig såning er billige virkemidler med relativt store potentialer for at reducere udledningerne.⁴⁸ I de beregninger i basisanalysen hvor efterafgrøder indgår som virkemiddel, er der taget udgangspunkt i, at bedrifterne anvender efterafgrøder og tidlig såning i den udstrækning at der er et uudnyttet potentiale for at benytte dem, og hvor der er et reduktionskrav. Efterafgrøderne er fordelt på bedriftstyper indenfor hvert delvandopland ud fra en simpel fordelingsnøgle der tager udgangspunkt i bedriftstypernes afgrødevalg i baseline-scenariet.

Fødevarer- og landbrugspakken angiver ligeledes, at omtrent 2.500 ton af kvælstofreduktionen skal komme fra fire typer af kollektive virkemidler, nemlig minivådområder, vådområder,

⁴⁸ Omkostningerne pr. kg N i tabel A6.1 er ikke perfekt sammenlignelige med omkostningerne pr. kg N i tabel 2 i dette notat, idet tabel 2 opgør omkostningerne i ændringer i jordrenten, mens tabel A6.1 (samt figur A6.1) opgør omkostningerne i ændringer i dækningsbidrag II.

lavbundsprojekter samt skovrejsning. Hvordan denne reduktion er fordelt mellem de fire virkemidler, samt deres omkostningseffektivitet, er angivet i figur A6.1.

FigurA6.1 Omkostningskurve for kollektive indsatser i vandområdeplanerne



Anm.: Gennemsnitlig omkostningseffektivitet målt pr kg. reduktion i udledt N. Gennemsnittene dækker over store variationer. Priserne er omregnet til forbrugerpriser ved hjælp af en nettoafgiftsfaktor på 1,325.
Kilde: Styrelsen for Vand- og Naturforvaltning (2016), Eriksen mfl. (2014), Jacobsen (2014), Jacobsen (2016).

Minivådområder og vådområder er de billigste af de kollektive virkemidler. Sammenholdt med omkostningerne pr. kg udledt N ved den målrettede regulering (kolonne 3 i tabel 2 i hovedteksten), virker det sandsynligt, at disse vil blive benyttet i høj grad, selv hvis de kollektive virkemidler blev inkluderet i den målrettede regulering, og bedrifterne selv skulle betale for disse virkemidler. Af denne årsag er der som en del af den nærværende analyse foretaget beregninger af de samfundsøkonomiske omkostninger, såfremt disse to virkemidler benyttes, der hvor de kan betale sig at benytte (dvs. der hvor omkostningerne som angivet i figur A6.1 er mindre end de marginale reduktionsomkostninger ved den målrettede regulering, som beregnet på baggrund af ESMERALDA's beregninger).

Lavbundsprojekter og skovrejsning er væsentligt dyrere virkemidler, og forventes kun at stå for en reduktion på 300 ton, dvs. omtrent 5 pct. af det samlede reduktionskrav på 6.000 ton. En yderligere komplikation ved disse to virkemidler er, at de har andre positive sidegevinster i form af bl.a. klimaeffekter og rekreative værdier, som ikke er inkluderet i opgørelsen af omkostningerne i figur A6.1. Disse sidegevinster har det af tidsmæssige årsager ikke været muligt at opgøre tilfredsstillende. På baggrund af dette er lavbundsprojekter og skovrejsning ikke inkluderet i beregningerne i denne analyse. Da disse to virkemidler kun står for en begrænset andel af den samlede reduktion er det ikke sandsynligt, at dette påvirker analysens resultater i nævneværdig grad.

Bilag 7. Implementering af følsomhedsanalyse vedr. ulovlig kvælstofhandel.

Dette bilag beskriver, hvordan følsomhedsanalysen vedr. ulovlig kvælstofhandel er gennemført.

Som diskuteret i afsnit 7.2, er en given normreduktion associeret med en given skyggepris på kvælstof. Bedriftstype i i delvandopland v har ved en normreduktion på x pct. skyggeprisen $a_{i,v}^x$. Da kan efterspørgslen efter kvælstof N for bedriftstype i skrives som en funktion af skyggeprisen: $N_i = N_i(a_{i,v}^x)$. Højere normreduktioner er associeret med højere skyggepriser og lavere kvælstofinputs, så $N_i' < 0$. Ved en given normreduktion er der forskelle i skyggepriserne mellem bedriftstyper og, afhængigt af reguleringsformen, også mellem delvandoplande. Den ulovlige handel bestemmes ved at finde den skyggeafgift a^* , for hvilken det gælder, for en given normreduktion x , at udbud af kvælstof på det sorte marked er lig efterspørgslen:

$$\sum_{i,v \in (a^* < a_{i,v}^x)} N_i(a^*) - N_i(a_{i,v}^x) = \sum_{i,v \in (a^* > a_{i,v}^x)} N_i(a_{i,v}^x) - N_i(a^*)$$

Udbudssiden, givet ved udtrykket til højre for lighedstegnet, er de bedrifter hvis skyggepris ved en given normreduktion ligger under ligevægtsprisen. Efterspørgselsiden er de bedrifter, hvis skyggepris ved en given normreduktion ligger over ligevægtsprisen.

I praksis implementeres dette ved at finde den skyggepris, der, for en given norm, sørger for, at ovenstående betingelse er opfyldt. Derefter udregnes jordrenten ved denne skyggepris.

En minimumsgevinst på τ implementeres let, idet det medfører at skyggeprisen for efterspørgere er τ højere end skyggeprisen for udbydere. Ligevægtsbetingelsen er derfor givet ved:

$$\sum_{i,v \in (a^* + \tau < a_{i,v}^x)} N_i(a^* + \tau) - N_i(a_{i,v}^x) = \sum_{i,v \in (a^* > a_{i,v}^x)} N_i(a_{i,v}^x) - N_i(a^*)$$

Dette implementeres tilsvarende til tilfældet uden en minimumsgevinst. Jordrenten udregnes som en sum af tre komponenter: Jordrenten for udbydere (de bedrifter, hvor $a^* > a_{i,v}^x$), jordrenten for efterspørgere (de bedrifter, hvor $a^* + \tau < a_{i,v}^x$) og jordrenten for dem der ikke handler (de bedrifter, hvor $a^* + \tau < a_{i,v}^x < a^*$).

I eksemplet i hovedteksten hvor der gives eksempler på privatøkonomiske gevinster ved ulovlig handel, er det antaget at der handles til en pris på $a^* + \tau/2$.

Bilag 8. Følsomhedsberegning vedr. ESMERALDA-beregninger til DØRS-kapitel om kvælstofregulering

Jørgen Dejgård Jensen

19. april 2017

I De Miljøøkonomiske Råds rapport fra februar 2017 er der præsenteret beregninger vedrørende alternative reguleringsmodeller for regulering af kvælstofudledning fra dansk landbrug. Rapportens beregninger er baseret på ESMERALDA-beregninger, som er rapporteret i Jensen (2017). Nærværende notat præsenterer et sæt baggrundsberegninger, som er gennemført under alternative forudsætninger om braklægningsadfærden på forskellige bedriftstyper.

I de tidligere beregninger er bedrifternes braklægningsadfærd modelleret ud fra en antagelse af, at bedriftstypernes observerede braklægningsomfang i 2011 var udtryk for en ligevægtstilstand i den forstand, at det marginale afkast til jord indenfor bedriften var det samme for dyrkning og for braklægnings (samt i øvrigt også den samme for forskellige afgrøder), og at effekten af ændringer i afkastet til jord (f.eks. som følge af gødnings- eller udvaskningsafgifter) på braklægningsomfanget er modelleret med udgangspunkt i en konstant elasticitet. Endvidere er det i disse beregninger antaget, at den gennemsnitlige jordrente i udgangspunktet var den samme (knap 2.000 kr. pr. ha, som er hentet fra Danmarks Statistik, Økonomien i landbrugets produktionsgrene) på såvel ler- som sandjord.

Der har været rejst kritik af resultaterne i denne beregning, og for så vidt angår ESMERALDA-beregningerne retter denne kritik sig imod disse to forudsætninger. I nærværende følsomhedsberegning er disse to forudsætninger derfor modificeret på følgende vis. Modelleringen af braklægningsomfanget ved hjælp af en konstant elasticitet er erstattet af en logistisk funktion for brakarealets andel af bedriftens samlede areal. Den logistiske funktionsform bevirker en "S-formet" braklægningsforløb, således at mindre ændringer i jordafkastet giver anledning til meget beskedne stigninger på brakomfanget, men hvis faldet i jordafkastet nærmer sig udgangs-jordrenten så vil brak-omfanget stige betydeligt. Braklægningskurvens forløb er kalibreret ud fra en antagelse om,

- at det observerede braklægningsomfang i 2011 ligger på kurven,
- at en marginal ændring i jordafkastet i forhold til 2011-udgangspunktet vil føre til en meget lille ændring i brak-arealet,
- at hvis det gennemsnitlige jordafkast på lerjord falder med 99 pct., braklægges 30 pct. af bedriftens lerjords-areal,
- at hvis det gennemsnitlige jordafkast på sandjord falder med 99 pct., så braklægges 50 pct. af bedriftens sandjords-areal.

Da der ikke foreligger empiriske data til estimation af braklægningsstilbøjeligheden ved større strukturelle ændringer i afkastet til jord, bygger disse antagelser på "guess-timates".

For så vidt angår udgangsniveauet for jordrenten på henholdsvis ler- og sandjord, er der foretaget en justering af modellens udgangspunkt. Konkret er der taget udgangspunkt i niveauet for ovennævnte

jordafkast fra Danmarks Statistik, som justeres for jordtype-betingede forskelle i høstudbytte pr. ha. (repræsenteret ved hvede). Baseret på opnåede hvedeudbytter de seneste ca. 5 år antages en forskel mellem ler- og sandjord på 18 hkg hvedeudbytte pr. ha. Da der dog også må påregnes højere produktionsomkostninger pr. ha, kalibreres udgangs-jordrenten på lerjord med det ovennævnte jordafkast, opjusteret med halvdelen af salgsværdien af 9 hkg hvede pr ha, mens udgangs-jordrente på sandjord beregnes ved at nedjustere det ovennævnte jordafkast tilsvarende. Derved fås et højere udgangsniveau for jordrenten på lerjord, og et lavere udgangsniveau på sandjord. Kombineret med den ændrede modellering af braklægnings tilbøjeligheden giver dette en væsentligt mere rigid braklægningsadfærd på lerjord, og en alternativ respons på sandjord.

Resultater

Af ressourcemæssige årsager har det ikke været muligt at gennemføre beregninger for alle afgiftskombinationer for alle bedrifter. Der er derfor udvalgt 5 bedriftstyper, som afspejler variationen i jordtype og produktionsretning, samt et begrænset antal afgiftspunkter som udspænder rummet for disse afgiftsvariationer.

Det bemærkes, at for den rene udvaskningsafgift er der praktisk talt ikke nogen effekt på udvaskningen for plantebedrifterne på lerjord (111) i denne beregning, jf. tabel A8.1. Dette skyldes den noget "stivere" modellering af braklægningsadfærden på lerjord, samt det forhold at udvaskningsafgiften kun giver et ringe incitament til at ændre på faktorsammensætningen. Afgiften virker således stort set som en ren forøgelse af ejendomsskatten for disse lerjordsbedrifter. For bedrifter med mere sandjord vil en udvaskningsafgift derimod i højere grad udløse et incitament til braklægning – om end omfanget af braklægning ikke er så stort ved moderate afgiftsniveauer.

Norm-regulering

I modsætning til tidligere er beregningsresultaterne opstillet således, at hver kolonne repræsenterer et niveau for "skyggeafgiften" på kvælstoftilførsel, og tabel A8.5 viser, hvor stor reduktion i tilførselsnormen, denne skyggeafgift svarer til på de enkelte bedriftstyper.

Tabel A8.1 Ændring i N-udvaskning pr. ha ved afgifter

	----- Udvaskningsafgift, kr. pr. kg forventet udvaskning pr. ha -----												
	0	5	10	25	40	0	5	10	25	0	5	10	25
	----- Tilførselsafgift, kr. pr. kg -----												
	0	0	0	0	0	5	5	5	5	10	10	10	10
111	0%	0%	-1%	-2%	-7%	-7%	-7%	-8%	-10%	-13%	-13%	-14%	-18%
211	0%	-1%	-3%	-31%	-39%	-9%	-12%	-19%	-45%	-18%	-26%	-36%	-49%
311	0%	-1%	-2%	-13%	-28%	-6%	-7%	-9%	-25%	-11%	-13%	-17%	-33%
411	0%	-2%	-2%	-5%	-10%	-3%	-6%	-7%	-9%	-3%	-5%	-6%	-9%
711	0%	0%	-1%	-5%	-21%	-8%	-8%	-9%	-19%	-14%	-15%	-18%	-32%

Tabel A8.2 Ændring i jordrente, kr. pr. ha ved afgifter

	----- Udvaskningsafgift, kr. pr. kg forventet udvaskning pr. ha -----												
	0	5	10	25	40	0	5	10	25	0	5	10	25
	----- Tilførselsafgift, kr. pr. kg -----												
	0	0	0	0	0	5	5	5	5	10	10	10	10
111	0	-313	-630	-1572	-2445	-580	-908	-1238	-2207	-1070	-1411	-1753	-2711
211	0	-349	-721	-1762	-1828	-579	-975	-1398	-2204	-1115	-1564	-1932	-2593
311	0	-322	-665	-1727	-2622	-1226	-1565	-1935	-2976	-2376	-2745	-3136	-4112
411	0	-590	-1122	-2738	-4309	-2216	-3088	-3913	-5733	-4202	-5240	-5961	-9407
711	0	-287	-574	-1370	-1980	-642	-1059	-1469	-2390	-1463	-1990	-2461	-3202

Tabel A8.3 Afgiftsprovenu, kr. pr. ha ved afgifter

		----- Udvaskningsafgift, kr. pr. kg forventet udvaskning pr. ha -----												
		0	5	10	25	40	0	5	10	25	0	5	10	25
		----- Tilførselsafgift, kr. pr. kg -----												
		0	0	0	0	0	5	5	5	5	10	10	10	10
111	0	298	594	1467	2216	554	852	1146	1987	987	1282	1571	2322	
211	0	348	678	1095	1472	515	839	1065	1244	851	1067	1168	1472	
311	0	315	625	1376	1798	597	916	1215	1776	1043	1348	1599	2055	
411	0	478	951	2299	3422	1810	2291	2767	4084	3609	4089	4562	5845	
711	0	270	538	1281	1650	567	838	1101	1704	1012	1273	1507	1893	

Tabel A8.4 Braks andel af det dyrkede areal ved afgifter i pct.

		----- Udvaskningsafgift, kr. pr. kg forventet udvaskning pr. ha -----												
		0	5	10	25	40	0	5	10	25	0	5	10	25
		----- Tilførselsafgift, kr. pr. kg -----												
		0	0	0	0	0	5	5	5	5	10	10	10	10
111	5%	5%	5%	5%	9%	5%	5%	5%	6%	5%	5%	5%	10%	
211	4%	4%	6%	38%	47%	4%	7%	17%	47%	9%	19%	31%	47%	
311	2%	2%	2%	11%	24%	2%	2%	3%	19%	2%	4%	8%	24%	
411	4%	4%	4%	7%	16%	4%	4%	5%	10%	4%	5%	5%	12%	
711	10%	10%	10%	13%	26%	10%	10%	11%	19%	10%	11%	13%	28%	

Tabel A8.5 Norm-reduktioner i pct. for N-tildeling pr. ha ved normer

	----- Skyggeafgift (kr. pr. kg N-gødning) -----				
	0	1	3	5	10
111	0%	3%	9%	16%	31%
211	0%	3%	9%	15%	31%
311	0%	2%	7%	11%	22%
411	0%	3%	10%	16%	32%
711	0%	3%	9%	15%	30%

Tabel A8.6 Ændring i N-udvaskning pr. ha ved normer

	----- Skyggeafgift (kr. pr. kg N-gødning) -----				
	0	1	3	5	10
111	0%	-2%	-5%	-7%	-13%
211	0%	-2%	-6%	-10%	-29%
311	0%	-2%	-6%	-9%	-16%
411	0%	-3%	-8%	-11%	-11%
711	0%	-2%	-5%	-8%	-16%

Tabel A8.7 Ændring i jordrente, kr./ha ved normer

	----- Skyggeafgift (kr. pr. kg N-gødning) -----				
	0	1	3	5	10
111	0	-96	-285	-463	-869
211	0	-65	-178	-308	-792
311	0	-10	-40	-116	-431
411	0	-247	-597	-911	-1142
711	0	-63	-212	-377	-845

Tabel A8.8 Braks andel i pct. af det dyrkede areal ved normer

	----- Skyggeafgift (kr. pr. kg N-gødning) -----				
	0	1	3	5	10
111	5%	5%	5%	5%	5%
211	4%	4%	4%	5%	22%
311	2%	2%	2%	2%	4%
411	4%	4%	4%	4%	5%
711	10%	10%	10%	10%	12%