AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Tel.: +45 8715 0000
E-mail: dce@au.dk
http://dce.au.dk

Modellering af omkostningseffektive reduktioner af kvælstoftilførslerne til Limfjorden

Dokumentation af model og resultater

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

Dato: 17. februar 2015

Forfattere: Berit Hasler[1], Line Blok Hansen[1], Hans Estrup Andersen[2], Maria Konrad[1]

1)Institut for Miljøvidenskab, AU
2) Institut for Bioscience, AU

Rekvirent:
De Økonomiske Råds Sekretariat
Antal sider: 31

Faglig kommentering:
Mette Termansen
Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen

Indhold

1 Formål **4**

2 Model og metode **5**

2.1 Modelspecifikationen. 5

3 Datagrundlag for afgrødemodelleringen og modellering af retentionen i Limfjordsoplandet **7**

3.1 Data til opgørelse af afgrødefordeling 7

3.2 Retentionsdata og - kort 8

4 Virkemidler og forudsætninger for omkostninger, potentialer og effekter **11**

4.1 Virkemiddelbeskrivelse og oversigt 11

4.2 Beregnede omkostninger for virkemidler 13

4.3 Potentialevurdering for virkemidler 17

4.4 Beregnede udvaskningseffekter for virkemidler 19

5 Scenarieresultater **21**

5.1 Baseline 21

5.2 Scenarier 21

5.3 Resultater 22

Referencer **29**

1 Formål

Formålet med dette notat er at dokumentere TargetEconN modellen samt demonstrere anvendelsen af modellen til beregninger af omkostningseffektive reduktioner af kvælstoftilførslerne fra et opland til en fjord – i dette notat Limfjorden. Notatet beskriver modelforudsætninger, data, scenarier og scenarieresultater.

Modellen TargetEconN er udviklet for at kunne foretage rumligt distribuerede beregninger af kvælstofreduktionsscenarier, hvor modeltilgangen giver mulighed for at undersøge effekter og omkostninger af forskellige scenarier samt hvordan resultaterne påvirkes af usikkerhed på forudsætningerne.

Modelgrundlaget for TargetEconN er udviklet af Konrad et al. (2014) idet TargetEconN oprindeligt er sat op for Odense Fjords opland[1]. Efterfølgende er den samme type model sat op for Limfjordsoplandet[2]. Limfjordsmodellen er sat op med flere virkemidler og et opdateret datasæt for omkostningerne ved disse virkemidler.

Notatet beskriver model, data, beregninger af forudsætninger og resultater.

[1] Modellen er udviklet som led i forskningsalliancen IMAGE.
[2] Modelgrundlaget for TargetEconN for Limfjorden er videreudviklet til anvendelse i forskningsalliancen dNmark. Forskningsalliencerne IMAGE og dNmark er finansierede af Det Strategiske Forskningsråd, nu Innovationsfonden.

2 Model og metode

Modellen TargetEconN for Limfjorden er en omkostningsminimeringsmodel, der beregner den mest omkostningseffektive reduktion af kvælstofbelastningen fra oplandet til Limfjorden. TargetEconN for Limfjorden bygger på de samme beregningsprincipper som omkostningsminimeringsmodellen for Odense Fjord oplandet (Konrad et al. 2014), men antallet af virkemidler og datagrundlaget er forskelligt.

2.1 Modelspecifikationen.

Det formelle optimeringsproblem er, at de samlede omkostninger V minimeres:

$$\min_{x_{ik}} V = \sum_{i=1}^{I} \sum_{k=1}^{K} COST_{ik}(x_{ik}), \qquad (1)$$
$$\text{hvor } x_{ik} \in \{0,1\}.$$

Objekt- eller målfunktionen er omkostningerne, $COST_{ik}$, ved at implementere virkemidler på markblokkene[3]. k repræsenterer virkemidlerne, $k \in \{1,2,\ldots,K\}$, og i, $i \in \{1,2,\ldots,I\}$, repræsenterer markblokkene. Kontrolvariablen x_{ik} er binær og repræsenterer valget af virkemiddel k på markblok i.

$$\sum_{k=1}^{K} x_{ik} \leq 1 \quad \forall i \in \{1,2,\ldots,I\}. \qquad (2)$$

Bibetingelsen angiver at der kun kan placeres ét virkemiddel med en given arealstørrelse per markblok svarende til det fulde potentiale for det givne virkemiddel på den givne markblok. Årsagen til at der forudsættes at der ikke kan implementeres mere end et virkemiddel per markblok skyldes, at en del virkemidler ikke kan implementeres samtidigt på samme areal (fx kan vådområder og reduceret kvælstofgødskning ikke implementeres samtidig på samme areal[4]). Nogle virkemidler kan dog fysisk implementeres på samme areal (fx efterafgrøder og reduceret norm), men den samlede effekt på kvælstoftabet af flere virkemidler på et areal er ikke kendte (fx vil effekten af efterafgrøder samtidigt med reduceret norm måske blive meget reduceret).

Løsningen er også begrænset af, at reduktionen af kvælstoftilførslen til fjorden skal være lig med eller større end parameteren *T:*

[3] Markblokke er enheder (i gennemsnit 9,1 ha (GLR 2011)) der anvendes ifm. administration og udbetaling af enkeltbetalingsstøtten/EU's landbrugsstøtte. En markblok defineres som en geografisk sammenhængende enhed bestående af en eller flere marker med permanente fysiske ydre grænser (Naturerhvervsstyrelsen (2013) Vejledning til Fællesskema).

[4] Kvælstofgødskningen reduceres naturligvis som følge af etablering af vådområder, og effekten af ophør med gødskning er derfor regnet ind i vådområde-virkemidlet. Det betyder at man ikke derudover kan reducere kvælstofgødskningen som virkemiddel da det ville give dobbeltregning af effekten.

$$\sum_{i=1}^{I}\left((1-RET_S)\sum_{k\in ks}E_{iks}POT_{iks}x_{iks}\ +\ (1-RET_T)\sum_{k\in kt}E_{ikt}POT_{ikt}x_{ikt}\right)\geq T \qquad (3)$$

Parameteren T er målsætningen for den samlede reduktion af kvælstoftilførselen til fjorden. De målsætninger der er anvendt i scenarieberegningerne er beskrevet i afsnit 3.

Hver markblok i oplandet er karakteriseret ved en grundvands- og overfladevandsretention, som er specifik for oplandet. Retentionen er beregnet for i alt 483 oplande i hele Danmark, og i Limfjorden er retentionen beregnet for i alt 90 deloplande. Grundvands- og overfladevandsretentionen er for de fleste virkemidler samlet i én parameter for totalretentionen: RET_T. For virkemidlerne randzoner og vådområder/konstruerede vådområder er det antaget, at de er placeret så tæt på overfladevand, at grundvandsretention kan negligeres (i praksis vil der være en vis, lav retention under randzoner, men den er af beregningsmæssige årsager udeladt her). Der regnes derfor her kun med overfladevandsretentionen: RET_S. *ks* er dermed den gruppe af virkemidler der kun reduceres i effekt af overfladevandsretentionen (randzoner og vådområder/konstruerede vådområder), medens *kt* er de resterende virkemidler der reduceres i effekt af totalretentionen.

Effekten af virkemidlet *k* ved rodzonen for markblok *i*, er beskrevet i kg N per hektar (ha), repræsenteret med parameteren E_{ik}.[5]

Hvert virkemiddel har et begrænset potentiale i hektar per markblok, repræsenteret ved parameteren POT_{ik}.

Med andre ord så beregner TargetEconN-modellen omkostningerne og effekterne ved virkemidlerne på markblokniveau, og ved retentionsmodelleringen inddrages tilbageholdelsen af kvælstof i optimeringen. Herved minimeres omkostningerne ved at opfylde målsætninger om reduktion af N-tilførslen til fjorden.

Denne optimeringsrutine medfører at modellen er egnet til at beregne optimal målrettet og differentieret placering af virkemidler under hensyn til forskelle i både omkostninger og effekter mellem markblokke og deloplande. Modellen foreskriver hvor virkemidlerne bør placeres for at opnå de mest omkostningseffektive løsninger.

Modellen er egnet til scenarieanalyser for ændringer i målsætninger, og også til følsomhedsanalyser af betydningen af forudsætningerne i modellen for fordelingen af virkemidlerne og dermed for fordelingen af omkostninger mellem områder.

Virkemidler, potentialer for virkemidler og datagrundlag beskrives i de efterfølgende afsnit.

[5] Retentionsmodelleringen gennemgås i afsnit 3.2.

3 Datagrundlag for afgrødemodelleringen og modellering af retentionen i Limfjordsoplandet

Landbrugsarealet for Limfjorden er på 505.612 hektar, og omfatter et omdriftsareal på 451.433 hektar (89 %) samt vedvarende græs, udtaget areal, træ/skov, energiafgrøder, udyrket/natur og frugt/grønt/planteskoler. Harmoniarealet er på 476.718 hektar og friharmoniarealet[6], som er en delmængde af det samlede harmoniareal, er på 142.056 hektar Der er 56.619 markblokke i oplandet til Limfjorden.

Datagrundlaget, der er fra 2011, er opgjort på markblokniveau, og omfatter: omdriftsarealet, afgrødesammensætning i hektar, N-Norm, forbrug af handels- og husdyrgødning fordelt på dyretyper, husdyrtæthed, potentialer per virkemiddel i hektar, beregnet N udvaskning fra rodzonen, retention og effekter per virkemiddel i kg N/ha.

Beskrivelsen af metoden til dataopgørelse samt beregning af grundlaget for virkemidler kan findes i hhv. Børgesen et al. (2009) og Andersen et al., (2012).

Der er i december 2014 udgivet et virkemiddelkatalog (Eriksen et al., 2014) til brug for de kommende vandområdeplaner (se Miljøministeriet, 2014). For omkostningerne er der anvendt de samme forudsætninger som i Eriksen et al. (2014) i nærværende analyse, med mindre andet er nævnt i den efterfølgende dokumentation. For effektberegningerne er forudsætningerne i Andersen et al. (2012) anvendt med mindre andet er nævnt i den efterfølgende dokumentation. Det har ikke været muligt at anvende forudsætningerne for effekterne fra Eriksen et al. (2014) i nærværende analyse da disse effektmål ikke var kendte da denne version af TargetEconN -modellen blev sat op og resultaterne beregnet i efteråret 2014. Der kan derfor være forskelle i effekterne af et givent virkemiddel når der sammenlignes mellem nærværende model og Eriksen et al. (2014), samt de foreslåede vandområdeplaner (Miljøministeriet, 2014).

3.1 Data til opgørelse af afgrødefordeling

Til opgørelse af afgrødefordeling og potentialer for virkemidler anvendes data for indberetning til enkeltbetalingsordningen (GLR -det generelle landbrugsregister, hvor der er data for afgrøder på markblokniveau), og gødningsregnskaber (gødningstype og -mængde, dyreenheder og efterafgrøder på bedriftsniveau). De to registre er koblet sammen, og gødning fra gødningsregnskaberne fordelt ud på markblokkene i forhold til kvælstofnormerne for de enkelte afgrøder og viden om dyrkningspraksis (Børgesen et al., 2009). Alle omdriftsafgrøder forekommer i hver markblok med samme fordeling som på hele bedriftens omdriftsareal (dvs. fordelingen er permuteret). Afgrødefordelingen er til brug i modellen omregnet til sædskifter med hovedafgrøderne vårbyg, havre, majs, vinterbyg, vinterhvede, omdriftsgræs og vinterraps, dvs. 7 afgrødegrupper. Hermed tages der i modellen højde for sædskifter og ikke kun afgrødefordelingen et enkelt år, hvilket kunne med-

[6] Friharmoniarealet er et udtryk for den del af harmoniarealet, hvor der kunne udbringes husdyrgødning men ikke bliver det (Andersen et al.,2012).

føre en for optimistisk beregning af omkostningerne, pga. en skæv placering af virkemidler på arealer med lavt afkast. Arealet udover omdriftsarealerne er opgjort i kategorierne energiafgrøder, vedvarende græs, træer/skov, udyrket/naturarealer, frugt/grønt/planteskoler og udtaget areal.

Datasættet er på markblokniveau, hvilket vil sige, at der kan optræde flere enkeltmarker og dermed flere afgrøder indenfor den enkelte markblok. I datasættet er omdriftsarealet beskrevet som ét, samlet areal (altså ikke opdelt på enkeltafgrøder), mens det fremgår, hvor stor en del af markblokken, der er optaget af vedvarende bevoksninger: udtagning, udyrket, træer/skov, energiafgrøder, frugt/grønt/planteskole og vedvarende græs. Afgrødefordelingen indenfor omdriftsarealet er i data fordelt på vårafgrøder og vinterafgrøder. Ud fra en beskrivelse af hvad disse to kategorier dækker over (Grant 2013) og ud fra afgrødefordelingen for de specifikke markblokke og marker hentet fra GLR er omdriftsarealet fordelt ud på de 7 ovenover nævnte hovedafgrøder.

Hermed er der dannet et datasæt for arealfordelingen, der gennem permuteringen af data tager hensyn til sædskifter over flere år. Arealfordelingen er præsenteret i Tabel 1.

Tabel 1 Afgrødefordeling i datagrundlaget, sammenlignet med GLR2011k

Afgrøde		Hektar i data	Fordeling i data, %-vis fordeling af samlede areal	Fordeling i GLR2011*, %-vis fordeling af samlede areal
Vedvarende græs		42.157	8.3	8.3
Energiafgrøder/Pil		1.531	0.3	0.3
Træ/Skov		1.153	0.2	0.2
UdyrketAreal		4.721	0.9	0.9
Frugt/Grønt/Pl.		1.569	0.3	0.3
Udtagning		3.047	0.6	0.6
Vårafgrøder	Havre	10.345	2.0	1.8
	Vårbyg	96.432	19.1	16.6
	Silomajs	45.352	9.0	7.8
Vinterafgrøder	Vinterbyg	22.648	4.5	3.9
	Vinterhvede	149.357	29.5	25.7
Vinterraps		30.893	6.1	5.1
Omdriftsgræs		96.406	19.1	15.8
Areal i alt		505.612	100.0	87.3

*GLR 2011, opgørelse af areal på de blokke der indgår i data.

Som det ses af Tabel 1, så er det fulde areal i data beskrevet ved de ovennævnte 13 afgrødekategorier, mens de samme afgrødekategorier kun udgør 87,3 % af det reelle indberettede areal i GLR. De arealer der ikke indgår, er små afgrødekategorier som f.eks. triticale, vårraps og rug. De manglende arealer (12,7 %) er fordelt ud på de 5 vår-og vinterafgrøder, vinterraps samt omdriftsgræs efter deres udbredelse i oplandet iht. GLR2011. Vi vurderer at dette er en dækkende beskrivelse af afgrødeproduktionen i oplandet.

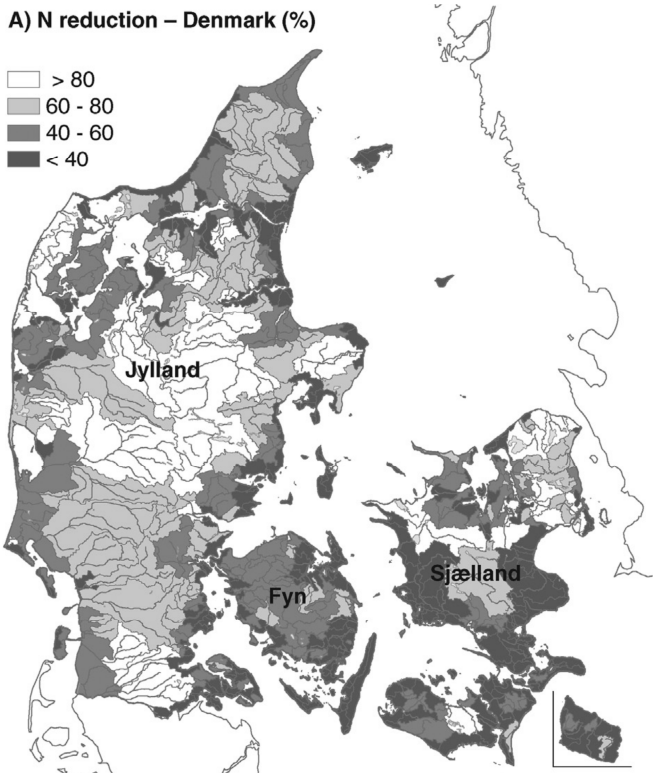
3.2 Retentionsdata og - kort

Retentionsdata stammer fra Windolf og Tornbjerg, 2009, da nyere retentionskort ikke var tilgængelige på tidspunktet for beregningerne. Hovedoplandet for Limfjorden er opdelt i en række N retentionsklasser. Det er vigtigt at understrege, at N-retentionen er knyttet til større deloplande (i alt 483 på landsplan, i Limfjordsoplandet er der 90 deloplande,) og ikke er knyttet til

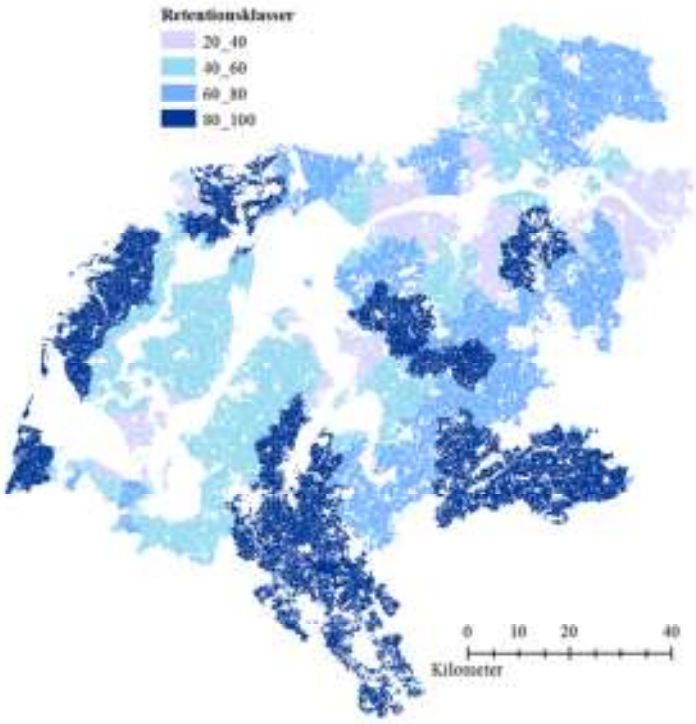
den enkelte markblok. Der er angivet retentioner pr. delopland , og disse udtrykker den gennemsnitlige retention for deloplandet og dækker over variationer indenfor deloplandet f. eks. mellem drænede og ikke drænede områder. Fordelingen mellem de drænede og ikke drænede områder er pt. ikke kendt.

Retentionskortet beskriver forskellen mellem den kvælstof, der forlader rodzonen som udvaskning, og den kvælstof, der når frem til kysten. Udvaskningen fra rodzonen er beregnet med NLES4-modellen (Børgesen og Greve, 2009) for landbrugsarealer og estimeret på baggrund af litteraturstudier for øvrige arealer (skov, udyrket mv.). For den del af Danmark, der er dækket af målestationer i vandløb (57 % af arealet), er kvælstofretentionen under transport i grundvand og transport i overfladevand frem til målestationen beregnet som forskellen mellem hhv. målt kvælstoftransport i vandløb og beregnet kvælstofudvaskning for det opland, som afdræner til målestationen. For den øvrige, umålte del af Danmark er kvælstofretentionen i grundvand estimeret med en statistisk model (Ernstsen et al., 2006), som er udviklet på grundlag af vandfluxe fra Danmarks nationale grundvandsmodel (Henriksen et al., 2007). Der er her taget i betragtning, hvor stor en del af vandfluxene, der passerer hhv. over og under redoxgrænsen. Under transporten i overfladevand på vej til kysten foregår en yderligere kvælstofretention i vandløb, vådområder og søer. Kvælstofretentionen i overfladevand er beregnet ved hjælp af en række empirisk baserede modeller og adderet til retentionen i grundvand (Windolf og Tornbjerg, 2009).

Figur 1 viser retentionsklassernes fordeling for hele landet, mens Figur 2 viser retentionsklassernes fordeling i Limfjordsoplandet.



Figur 1 Retentionsklassernes fordeling, nationalt.



Figur 2 Retentionskort for Limfjorden

4 Virkemidler og forudsætninger for omkostninger, potentialer og effekter

I dette afsnit beskrives virkemidlerne og datagrundlaget for beregningerne af potentiale, effekter og omkostninger.

4.1 Virkemiddelbeskrivelse og oversigt

De virkemidler til kvælstofreduktion som er omfattet af indeværende analyser ifm. oplandet til Limfjorden fremgår af Tabel 2, og er nærmere beskrevet i Andersen et al. (2012). De repræsenterer samtidig en stor del af de virkemidler der er beskrevet i virkemiddelarbejdet til Vandområdeplanerne (Eriksen et al. 2014). Som nævnt har det ikke været muligt at anvende forudsætninger og beregnede effektmål i Eriksen et al. (2014) da disse ikke var kendte da modellen blev sat op og resultaterne beregnede i efteråret 2014. For omkostningerne er der som nævnt anvendt de samme forudsætninger som i Eriksen et al. 2014 med mindre andet er nævnt i den efterfølgende dokumentation. For effektberegningerne er forudsætningerne i Andersen et al. (2012) anvendt med mindre andet er nævnt i den efterfølgende dokumentation. Der kan derfor være forskelle i effekterne af et givent virkemiddel når der sammenlignes til Eriksen et al. (2014) og de foreslåede vandområdeplaner (Miljøministeriet, 2014).

Tabel 2 Virkemiddelbeskrivelse (efter Andersen et al. 2012, Kjærgaard og Hoffmann 2013; Blicher-Mathiesen et al. 2009).

Virkemiddelnavn	Beskrivelse af virkemiddel
Energiafgrøder, lavbund	Pil, poppel, lavskov, el, elefantgræs, sorrel, rørgræs
Energiafgrøder, højbund	Pil, poppel, lavskov, el, elefantgræs, sorrel, rørgræs
Vådområder	Vådområderne er anlagt på landbrugsjord
Reduceret N norm	N norm 10 % under normen for afgrøderne i 2011
Skærpet udnyttelseskrav, udvalgte	Øget udnyttelse af ajle med 20 %, dybstrøelse med 5 %, afgasset biomasse med 5 % og 10 % reduktion af udnyttelsen af fast gødning. Virkemidlet omfatter også øget udnyttelse af minkgylle med 5 %,og fjerkrægylle med 10%.
Skærpet udnyttelseskrav, generelt	5 % øget udnyttelse af al flydende husdyrgødning (gylle og ajle uanset type)
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 20 %	20 % af husdyrgødningen bioforgasses. Reduktionseffekten skyldes at udnyttelseskravet stiger, hvor meget er bestemt af husdyrtype.
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 50 %	50 % af husdyrgødningen bioforgasses. Reduktionseffekten skyldes at udnyttelseskravet stiger, hvor meget er bestemt af husdyrtype.
Mellemafgrøder	Mellemafgrøder dyrkes mellem en hovedafgrøde og en vinterafgrøde, og må ikke pløjes op før den 20. september. Virkemidlet kan derfor kun implementeres på arealer forud for vinterkorn.
Udtagning af højbund	Højbund er landbrugsarealer der ikke er defineret som lavbund. Efter udtagningen skal arealet enten være tilsået med græs, eller der skal være et eksisterende plantedække
Skov	Etablering af skovkultur på tidligere landbrugsareal.
Efterafgrøder	Efterafgrøder er rajgræs sået i vårkorn, vårhelsæd, vårraps, bælgsæd, majs, 20 % kartoffelareal, udlæg af rent græs uden kløver, udlæg af korsblomstrende afgrøder og cikorie, korn og græs sået før eller efter høst dog senest 1. august; korsblomstrende afgrøder sået før eller efter høst, dog senest 20. august; frøgræs der efter høst fortsætter som efterafgrøde.
Udtagning af lavbund	Udtagning af jord enten med eksisterende plantedække eller græs på arealer der er udpeget som lavbund. Lavbundsjorde er jorde med et naturligt højtliggende grundvandsspejl, da disse arealer ligger relativ lavt i forhold til den nærliggende recipient
Afbrændning af gødning – 20 %	20 % af gyllen bioforgasses, og fiberfraktionen fra den gylle der forgasses afbrændes.
Afbrændning af gødning – 50 %	50 % af gyllen bioforgasses, og fiberfraktionen fra den gylle der forgasses afbrændes
Randzoner[7]	10 meters zoner fratrukket de obligatoriske 2m zoner langs med naturlige og højt målsatte vandløb.
Konstruerede vådområder	Konstruerede vådområder etableres i direkte forbindelse med drænsystemet og modtager udelukkende drænvand fra det tilgrænsende drænopland[8]

[7] Ved den seneste ændring af randzonebestemmelsen skal der nu kun være bræmmer, hvor der i forvejen er 2 m bræmmer samt visse andre steder.
[8] Kjærgaard, C. & Hoffmann, C.C. (2013): Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – National Center for Fødevarer og Landbrug: side 3.

Forudsætningerne for virkemidlerne er mere detaljeret beskrevet i Eriksen et al. (2014) og Andersen et al. (2012), og potentiale, effektberegninger og omkostninger er beskrevet i de efterfølgende afsnit.

For normreduktion anføres at normreduktionen implementeres som et mindre forbrug af handels- og husdyrgødning. Det er ikke fundet forsvarligt at regne med en større reduktion end 10 % af den gældende norm, da man derved ville bringe sig udenfor gyldighedsområdet for de udbytterelationer og effektantagelser der er anvendt i beregningerne

4.2 Beregnede omkostninger for virkemidler

Omkostningsestimaterne for de forskellige virkemidler er beregnet iht. fremgangsmåden og hvor andet ikke er anført med det samme forudsætningsgrundlag som i det nyeste virkemiddelkatalog for vandplanerne (Eriksen et al. 2014). Omkostningerne er således beregnet som omkostningerne til gennemførelsen af virkemidlet (investeringer ved f.eks. konstruktion af vådområder) og omkostningen ved fortrængt landbrugsproduktion (for virkemidler hvor arealer går ud af omdrift, f.eks. udtagning, randzoner, vådområder, braklægning mv). Et eksempel er at omkostningen for etablering af energiafgrøder (energipil) er differencen mellem dækningsbidraget for energipil (indtjening) og det dækningsbidrag der ellers ville være opnået på arealet (tabt indtjening). For vådområder er tillagt en omkostning til anlæg- og forundersøgelse og for konstruerede vådområder er tillagt etableringsomkostninger.

Dækningsbidrag II (DBII) er anvendt som mål for den tabte produktion, hvilket er konsistent med tidligere beregninger i Eriksen et al. (2014); Jensen et al. (2009); Jacobsen (2011) og Jacobsen (2012). Dækningsbidragsberegningerne er baseret på budgetkalkuler fra Videncentret for Landbrug (www.farmtalonline.dk, samt på https://www.landbrugsinfo.dk/Oekonomi/Budgetkalkuler/Sider/Startside.aspx). DBII omfatter indtægterne fra produktionen fratrukket de variable omkostninger og kapacitetsomkostninger, da det antages at disse omkostninger spares ved implementeringen. Afskrivninger til bygninger mv. fratrækkes ikke da det antages at disse ikke bliver berørt af arealvirkemidlerne. Der er beregnet et gennemsnitligt dækningsbidragstab for den 3 årige periode 2011-13 for at tage højde for udsving i udbytter og input priser mellem årene. Herved reduceres betydningen af år- til år variation i udbytte og inputpriser.

Dækningsbidragstabet er beregnet for hver af de tidligere beskrevne 7 afgrødetyper samt vinterraps og omdriftsgræs. Afgrødegrupperne er beskrevet i Tabel 3, og tabellen beskriver i) hvor stor andel hver gruppe udgør af det samlede areal samt ii) hvilke afgrøder der er omfattet af "hovedafgrøden"/afgrødegruppen, og iii)grundlaget for beregningen af tab i dækningsbidrag.

Tabel 3 Afgrødegruppering og beregningsgrundlag for tab -af dækningsbidrag.

Afgrødegruppe i data	Beskrivelse	Areal i hektar	Andel af det samlede areal, %	Afgrøder der anvendes til beregning af dækningsbidrag
Vedvarende græs	Græs udenfor omdrift	42.157	8,34	Permanent græs udenfor omdrift
Energiafgrøder	Lavskov, pil, poppel, el, elefantgræs, rørgræs, sorrel	1.532	0,3	Her anvendes energipil (80 % af energiafgrødearealet) som proxy for gruppen.
Træer/Skov	Arealer med træer og skov	1.153	0,23	Her anvendes et gennemsnit af dækningsbidraget for bøg og gran. Data kommer fra Thomas Lundhede, KU (Pers. komm).
Udyrket/ Naturarealer	Udyrkede arealer, vildtagre og naturligende arealer	4.721	0,93	DB =0, her kan der implementeres vådområder, ikke andet.
Frugt/Grønt/ Plantesk	Arealer med frugt og grønt og planteskoledrift	1.569	0,31	Det er antaget at der ikke kan implementers virkemidler på disse arealer da mange af afgrøderne /væksterne er permanente. Derudover er dækningsbidragene for afgrøderne meget forskellige, og der er ingen responsfunktioner for N-tilførsel.
Vårafgrøder	20% af kartoffelarealet, vårkorn, vårhelsæd, vårraps, bælgsæd, majs	152.130	30,1	Procentvis fordeling for de største afgrødegrupper. Dette er vårbyg (53 %), havre (5 %) og majs (26 %).
Vinterkorn	Vinterbyg, vinterhvede (plus brødhvede), rug, triticale, andre kornarter, efterårssået (vinterhelsæd og grønkorn ikke med)	172.006	34	Procentvis fordeling for de største afgrødegrupper. Dette er vinterbyg (11 %) og vinterhvede (75 %)
Ikke opgjort areal	Vinterraps og omdriftsgræs	127.299	25,2	Vinterraps og omdriftsgræs
Udtagning	Randzone og afgrøder i forbindelse med tilsagn om miljøordninger, dog ikke Miljøgræs MVJ-ordning 1 og 2	3047	0,6	DB =0, her kan der implementeres vådområder, ikke andet.

Kilde: Børgesen et al. (2009), Grant (2013).

Markblokkene i datagrundlaget er endvidere karakteriseret ift. om arealet er harmoniaral eller friharmoniareal. Harmoniarealet er det areal, hvor der potentielt kan udbringes husdyrgødning (det totale potentiale). Friharmoniarealet er den beregnede forskel mellem harmoniareal og det areal, der kræves til anbringelse af den faktiske mængde husdyrgødning der udbringes på en bestemt markblok. Der er beregnet omkostninger for arealer der er friharmoniareal, dvs. hvor der ikke opstår problemer ved at udbringe husdyrgødning som følge af virkemidlet, og for de resterende harmoniarealer, hvor virkemidlet bliver fordyret fordi der for husdyrproducenter vil være en omkostning forbundet med at omfordele overskydende husdyrgødning. Denne omfordeling kan ske ved gylleaftaler eller ny forpagtning. Hvilken løsning der vælges vil variere. I nærværende analyse er de to omkostningsniveauer beregnet ved at der ved harmoniproblemer er anvendt dækningsbidrag med husdyrgødning til beregningen af tabt dækningsbidrag, mens der for de øvrige arealer er anvendt dækningsbidrag uden husdyrgødning til beregningen af tabet. Denne fremgangsmåde afspejler at dækningsbidragene er højere på arealer hvor der udbringes husdyrgødning,

og hermed er der et større tab ved at placere virkemidler på harmoniarealer fremfor fri-harmoniarealer.

Omkostningerne per ha for hvert virkemiddel fremgår af tabel 4 nedenfor, og efterfølgende er forudsætningerne for omkostningsberegningerne for hvert virkemiddel beskrevet.

Tabel 4 Omkostninger per ha for virkemidlerne.

Virkemiddel	Kr./ha		Beregningsforudsætninger/kilde
	Min.	Maks.	
Energiafgrøder, lavbund*	1.512	6.262	Pil, sand/ler, Tab i DB fra Budgetkalkuler/Videnscenter for landbrug 2014. Det er ikke muligt at skelne mellem høj og lavbundsjord hvorfor de to sammenlægges.
Energiafgrøder, højbund*	1.512	6.262	
Energiafgrøder, lavbund – FH*	928	5.727	
Energiafgrøder, højbund – FH	928	5.727	
Vådområder*,**	1.579	10.027	Etableringsomkostningen er fra Eriksen et al. 2014, tillagt et variabelt tab i dækningsbidrag fra den markblok hvor vådområdet etableres.
Vådområder – FH;*,**	1.688	8.763	
Reduceret N norm	64	165	Udbyttereduktion beregnes med responsfunktioner, se tabel 5 og den efterfølgende tekst.
Skærpet udnyttelseskrav, udvalgte	21	21	Efter Jacobsen 2012
Skærpet udnyttelseskrav, generelt	40	40	Efter Jacobsen 2012
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 20 %	15	15	Efter Jacobsen 2012
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 50 %	48	48	Efter Jacobsen 2012
Mellemafgrøder	363	363	Efter Eriksen et al. 2014, gennemsnit af 3 typer af mellemafgrøder.
Udtagning af højbund – FH*,**	755	7.184	Omkostningen udgøres af tab i dækningsbidrag fra den markblok hvor udtagningen etableres.
Udtagning af højbund*,**	2.067	8.448	
Skov – FH*	2.388	9.036	Omkostningsestimaterne for skovrejsning er baseret på beregninger fra Thomas Lundhede (pers. komm.) og er estimater fordelt ud på bioregioner i Limfjordsoplandet.
Skov*	3.699	10.300	
Efterafgrøder	197	252	Beregnet uden sædskifteændringer da potentialet er beregnet for vårkorn. Beregnet med de samme forudsætninger som iEriksen et al. 2014.
Udtagning af lavbund – FH*'**	755	7.184	Omkostningen udgøres af tab i dækningsbidrag fra den markblok hvor udtagningen etableres.
Udtagning af lavbund *'**	2.067	8.448	
Afbrændning af gødning – 20 %	9	9	Efter Jacobsen 2012
Afbrændning af gødning – 50 %	35	35	Efter Jacobsen 2012
Randzoner *'**	518	8.448	Omkostningen udgøres af tab i dækningsbidrag fra den markblok hvor udtagningen etableres.
Randzoner – FH *'**	109	7.184	
Konstruerede vådområder	31.315	37.696	Omkostningsestimaterne er taget fra Kjærgaard og Hoffmann (2013), da omkostningsestimaterne i Eriksen et al (2014) ikke var tilgængelige da modellen blev sat op. Estimaterne i Kjærgaard og Hoffmann (2013) er noget højere end omkostningsestimaterne i Eriksen et al. (2014), dvs, at omkostningerne er noget overvurderede..

*FH = fri-harmoniareal. Harmoniareal er defineret som det areal hvor der kan spredes husdyrgødning og fri-harmoniarealet er det areal hvor der kan blive spredt husdyrgødning men ikke bliver det i eksisterende landbrugsproduktion. På harmoniarealer er der tillagt omkostninger til alternativ spredning af husdyrgødningen, men på friharmoniarealer (FH) er der ikke denne omkostning hvorfor implementeringen er billigere der.

** For udtagning, vådområder er evt. plejeomkostninger ikke indregnet i omkostningen. Dette er konsistent med omkostningsestimaterne i Virkemiddelkataloget (Eriksen et al. 2014).

Omkostningsberegningerne er som nævnt konsistente med de beregninger der er præsenteret i det nye Virkemiddelkatalog beregnet af DCE, DCA og IFRO (Eriksen et al. 2014.) Som det fremgår af tabellen er fx omkostningerne ved efterafgrøder lavere i denne beregning end antaget af Jacobsen (2014) for Limfjordsoplandet, da det i nærværende rapport ikke er regnet med sædskifteændringer. I nærværende beregninger er potentialet for efterafgrøder som tidligere beskrevet beregnet som de arealer hvor der er forårssåede kornafgrøder, og efterafgrødekravet vil derfor ikke kræve ændringer i sædskiftet som antaget i beregningerne i Jacobsen (2014).

Omkostningerne for normreduktion er beregnet med anvendelse af responsfunktioner for forholdet mellem N tildeling til afgrøderne og udbytte, hvor det i tabel 5 beskrives hvilke afgrøder der anvendes responsfunktion for til afgrødegruppen, samt kilden til responsfunktionen for den enkelte gruppe.

Tabel 5 Oversigt over forudsætninger for responsfunktioner.

Afgrødegruppe	Afgrøde	Responsfunktion	Fra
Vårafgrøder:	Majs helsæd (26 % af vårafgrødearealet)	Samme på ler og sandjord	Vinther et al. (2012)
	Vårbyg (53 % af vårafgrødearealet)	Ler og sand	Oversigt over landsforsøg (2012)
	Havre (5 % af vårafgrødearealet)	Ler og sand	Oversigt over landsforsøg (2010)
Vinterkorn	Vinterbyg (11 % af vinterafgrødearealet)	JLer og sand	Oversigt over landsforsøg (2012)
	Vinterhvede (75 % af vinterafgrødearealet)	Ler og sand	Oversigt over landsforsøg (2012)
Omdriftsgræs	Kløvergræs	Jordtype ikke angivet.	Vinther et al. (2012)
Vinterraps		Ler og sand	Oversigt over landsforsøg (2012)
Vedvarende græs	Permanent græs	Samme på ler og sandjord	Vejledning om gødsknings og harmoniregler 2012/2013 (2013)

For alle afgrøderne undtagen vedvarende græs, er der i "Oversigt over landsforsøg" givet et antal forsøgsplot af N-tilførsel og udbytte. Ud fra disse punkter kan udbyttefunktionerne, som relaterer arealanvendelsen til udbyttet estimeres. Den generelle udbyttefunktion er givet ved (4) og er en almen anvendt funktion:

$$respons_{A,I} = \alpha_{A,J} + \beta_{A,J} * N_{I,A} + \beta_{2A,J} * N_{I,A}^2 \quad (4)$$

Ved en given koncentration af gødning i kg N/ha. ($N_{I,A}$) angiver *respons* hkg tørstof pr. ha. for afgrøden *A*. *a* er konstantleddet dvs. udbytte uden tilført gødning og β og β_2 angiver effekten af øget kvælstoftilførsel. Gennem disse funktioner gives udbyttet i hkg ved (5):

$$udbytte_{I,A} = respons_{A,I} * anvendelse_{I,A} \quad (5)$$

respons regnes i hkg/ha og *anvendelse* er antal hektar med afgrøden *A*.

Ved anvendelen af responsfunktionerne beregnes den økonomisk optimale N-tildeling og herfra trækkes de 15 % normreduktion der gælder i praksis i dag. Her fra er så yderligere fratrukket 10 %, i alt 23,5 % (1- ((1-0,15)*(1-0,1)) = 0,235). For at tage højde for faldende N indhold i korn som følge af redu-

ceret norm er der trukket yderligere 1,5 kg/ha fra udbyttet ved kornafgrøder, jf. Kristensen og Jacobsen (2013).

De beregnede omkostninger for normreduktionen er noget lavere end i Jacobsen (2014). Det skyldes at der i indeværende rapport er differentieret mellem sand og ler jord med forskellige sædskifter. Estimatet anvendt i Jacobsen (2014) er baseret på udbyttet i vinterhvede.

Responsfunktionen for vedvarende græs er estimeret ud fra tre punkter for permanent græs (meget lavt udbytte, lavt udbytte og normalt udbytte). Responsfunktionen er omregnet fra foderenheder Fe/ha til hkg tørstof per hektar ud fra omregningsfaktoren givet i budgetkalkulerne for permanent græs. Det samme gælder for majs helsæd og græs i omdrift.

Omkostningsestimaterne for skovrejsning er baseret på beregninger fra Thomas Lundhede (pers. komm) og er estimater fordelt ud på bioregioner i Limfjordsoplandet. Omkostningsestimaterne for konstruerede vådområder kommer fra Kjærgaard og Hoffmann (2013), og er derfor ikke overensstemmende med Eriksen et al. (2014).

For vådområder og skov er etablerings-, anlægs- og andre engangsomkostninger annuiserede under antagelse om uendelig tidshorisont (jf. Eriksen et al. 2014). Der er anvendt en diskonteringsrate på 4 %.

Tilskud er holdt ude af alle beregninger.

4.3 Potentialevurdering for virkemidler

Udgangspunktet for potentialeopgørelserne er de reguleringer m.m., der er gennemført i forbindelse med de tre vandmiljøplaner og andre reguleringer af landbrugspraksis.

Potentialet for vådområder udgøres af amternes udpegning af potentielle vådområder i forbindelse med VMPII (126.000 ha på landsplan) fratrukket en række realiserede vådområdeprojekter. Dette er udgangspunktet for beregning af vådområdepotentiale i både Andersen et al. (2012) og i nærværende undersøgelse. I nærværende undersøgelse er det antaget, at hele det potentiale som amterne har udpeget, kan udnyttes, uafhængigt af placering opstrøms/nedstrøms nederste sø.

I tabel 6 er det beregnede potentiale for vådområder på både harmoni-og friharmoniarealer vist, i alt 16.671 ha Til sammenligning er potentialet i Andersen et al. (2012) opgjort til 15.000 ha på landsplan og 5672 ha for Limfjordsområdet. I potentialet i Andersen et al. (2012) er 10.000 ha Grøn Vækst-vådområder indregnet (dvs. fratrukket). Desuden er det forudsat, at vådområder kun anlægges nedstrøms nederste sø i de enkelte oplande, ligesom der er foretaget et fradrag på grund af tekniske, miljømæssige og andre forhold (bl.a. lodsejermodstand). I TargetEconN er den deloplands-specifikke overfladevandsretention (opdelt på 90 deloplande for Limfjordsområdet) med til at afgøre, om der anlægges et vådområde eller ej, sammen med omkostning og udvaskningseffekt. Herved kommer der også flest vådområder på arealer med lav retention ligesom antaget i Andersen et al. (2012), men da potentialet også omfatter områder med højere retention, kan der også etableres vådområder på disse arealer. Potentialet for reetablering er derfor væsentligt højere i nærværende analyse end i Andersen et al. (2012). Dette fulde potentiale kan være svært at realisere i praksis, hvis lodsejere ikke vil medvirke. Lods-

ejermodstanden er ikke kendt og derfor ikke taget i betragtning i disse beregninger. Negative natureffekter kan også være medvirkende til at man ikke vil anlægge vådområder, men der er generelt ikke taget hensyn til natureffekterne i nærværende analyse. For at undersøge effekten af de forskellige potentialer for vådområder er det kørt følsomhedsanalyser på disse forudsætninger, jf. afsnit 5.3.4.

Potentialet for de konstruerede vådområder udgøres af drænede arealer, dog undtaget lavbund i ådale. Der findes imidlertid ikke nogen landsdækkende drænkortlægning. I stedet er drænede arealer bestemt som arealer med et *potentielt* drænbehov større end 50 %. Potentielt drænbehov er kortlagt af Olesen (2009). Dimensioneringsforholdet mellem drænareal og arealet af det konstruerede vådområde, som modtager drænvandet, er antaget 100:1 (Eriksen et al., 2014). Kun omdriftsarealer indgår i drænarealet i denne opgørelse.

De 50.000 ha randzoner og 140.000 ha målrettede efterafgrøder, som indgik i Grøn Vækst planen, og som senere er revideret til ca 25.000 ha randzoner haog 60.000 ha generelle efterafgrødearealer i Vækstplan for Fødevarer (Fødevareministeriet 2014), var ikke implementeret i 2011, og disse arealer til randzoner og efterafgrøder er derfor ikke fratrukket potentialet i nærværende beregninger. De potentialer, der anvendes i beregningerne i nærværende notat, ligger således ud over de reguleringer og målsætninger, der allerede var gennemført i 2011.

Generelt er det kun omdriftsarealet der er taget med i potentialerne for virkemidlerne, men for vådområder gælder, at også arealer med vedvarende græs, energiafgrøder og naturarealer/udtag kan være en del af potentialet. Dette kan medføre negative natureffekter, men tilgangen er valgt da praksis er at også udyrkede arealer inddrages når der retableres vådområder.

Randzoner kan placeres på omdriftsareal og på vedvarende græsarealer. For energiafgrøder gælder, at der ikke differentieres mellem lavbundsarealer og højbundsarealer.

I Tabel 6 er potentialerne for hvert virkemiddel beskrevet i hektar, samt i andel af det samlede landbrugsareal i oplandet. Alle virkemidlers potentiale er begrænset, og som det fremgår af tabellen spænder begrænsningen fra 1 % af arealet (randzoner på friharmoniareal) til 91% af arealet (reduceret N-norm).

Tabel 6 Potentiale for virkemidler.

	Potentiale, ha	% af samlet areal
Energiafgrøder 1	69.257	14
Energiafgrøder 2	244.971	48
Energiafgrøder 1 – FH	41.998	8
Energiafgrøder 2 – FH	95.207	19
Vådområder*	13.194	3
Vådområder – FH*	3.477	1
Reduceret N norm	461.759	91
Skærpet udnyttelseskrav, udvalgte	336.795	67
Skærpet udnyttelseskrav, generelt	432.855	86
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 20 %	431.009	85
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 50 %	431.009	85
Mellemafgrøder	43.001	9
Udtagning af højbund – FH	95.207	19
Udtagning af højbund	244.971	48
Skov – FH	137.206	27
Skov	314.228	62
Efterafgrøder	81.293	16
Udtagning af lavbund – FH	41.998	8
Udtagning af lavbund	69.257	14
Afbrændning af gødning – 20 %	431.009	85
Afbrændning af gødning – 50 %	431.009	85
Randzoner	8.984	2
Randzoner – FH	3.117	1
Konstruerede vådområder	835	>1%, drænarealer

4.4 Beregnede udvaskningseffekter for virkemidler

Beregningen af effekterne af virkemidlerne på N-tilførslen til kysten følger principperne i Andersen et al., 2012: ændringen i N-tilførslen til det marine miljø opgøres ved at kombinere to temaer: (i) ændring i N-udvaskning fra rodzonen som følge af virkemiddeleffekten og (ii) N-retention under transport gennem grundvand og overfladevand til kystzonen. Effekterne for hvert virkemiddel på N tabet er estimeret som beskrevet i Andersen et al. (2012). Fremgangsmåden svarer til den der tidligere er blevet benyttet til evalueringerne af vandmiljøplanerne, hvor typetal for udvaskning fra hhv. sandjord og lerjord er blevet anvendt. Virkemidlerne konstruerede vådområder og randzoner indgik dog ikke i Andersen et al. (2012). Effektestimatet for konstruerede vådområder stammer fra Kjærgaard og Hoffmann (2013), mens effektestimatet for randzoner er baseret på Børgesen et al. (2013).

De beregnede effekter for virkemidlerne fremgår af Tabel 7 nedenfor, og beregningsgrundlaget er nærmere beskrevet i Andersen et al., 2012. For konstruerede vådområder henvises til Kjærgaard og Hoffmann (2013).

Tabel 7 Effekt af virkemidler på N-udvaskning fra rodzonen. Effekten ved kysten afhænger af den oplandsspecifikke N-retention mellem rodzonen og kysten (Andersen et al., 2012).

	Kg N/ha/år	
	Sand	Ler
Energiafgrøder, lavbund	50	50
Energiafgrøder, højbund	50	25
Vådområder	113	113
Reduceret N norm	0.32[1]	0.22[1]
Skærpet udnyttelseskrav, udvalgte	0.32[1]	0.22[1]
Skærpet udnyttelseskrav, generelt	0.32[1]	0.22[1]
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 20 %	0.32[1]	0.22[1]
Skærpet udnyttelseskrav, afgasning 50 %	0.32[1]	0.22[1]
Mellemafgrøder	17 (23)[2]	8 (14)[2]
Udtagning af højbund	61	34
Skov	59	32
Udtagning af lavbund	30*	
Randzoner	36.5[4]	
Konstruerede vådområder	500	
Afbrændning af gødning – 20 %	2 kg N/DE[3]	
Afbrændning af gødning – 50 %	2 kg N/DE[3]	

[1]Virkemidlet består i en bedre udnyttelse af N i husdyrgødning, hvorved N tilført med handelsgødning kan reduceres. Effektestimaterne angiver reduktionen i rodzoneudvaskning pr. reduceret kg handelsgødnings-N som normen reduceres med.[2]Angivet ved et dyretryk på hhv. < 0.8 DE/ha og > 0.8 DE/ha (i parentes).

[3]Afbrænding af husdyrgødning fjerner N. Effekten er estimeret til en reduceret rodzoneudvaskning på 2 kg/ha/år for en mængde husdyrgødning svarende til 1 DE.

[4]Vægtet gennemsnitlig effekt over de forskellige arealanvendelser i de potentielle randzoner. Effektestimatet anvendt i indeværende analyser er et gennemsnit over effekten ved udtagning af høj- og lavbundsarealer. Dette er fordi potentialet er korrigeret således at der kun kan placeres randzoner hvor der er omdriftsareal eller vedvarende græs. Dette er gjort da randzonerne i modellen skal placeres omkostningseffektivt, og det vil ikke være omkostningseffektivt at placere randzoner hvor der f.eks. er energipil da der dermed ikke vil opnås en netto udvaskningseffekt.

* Effekten er skønnet (Andersen et al., 2012) og meget usikker, da der kun foreligger meget få måleresultater for udtagning af lavbundsjorde (Eriksen et al., 2014).

5 Scenarieresultater

5.1 Baseline

Baselineåret er 2011[9], og forudsætningerne inden implementering af Vandplan 1 (Miljøministeriet 2014). Udledningen af kvælstof fra land til Limfjorden er i Vandplan 1 (Miljøministeriet 2014) opgjort til 11.455 tons N til fjorden i 2007-2009. En fremskrivning til 2015, også beskrevet i Miljøministeriet (2014), lyder på 10.844 tons, dvs. en reduktion på 611 tons. Den atmosfæriske deposition er i fremskrivningen sat til 1608 tons N (Miljøministeriet, 2014, side 202).

Som nævnt er modellen TargetEconN for Limfjorden sat op med data for afgrødefordeling, gødningstilførsel og virkemiddelimplementering for 2011: og i beregningerne af potentialet for yderligere virkemiddelimplementering er de reguleringer m.m., der er gennemført i forbindelse med de tre vandmiljøplaner og andre reguleringer af landbrugspraksis, inklusiv en række realiserede vådområdeprojekter, antaget implementerede. De 50.000 ha randzoner og 140.000 ha ekstra efterafgrøder, som indgår i Grøn Vækstplanen, var som nævnt ikke implementeret i 2011. Disse arealer til randzoner og efterafgrøder er derfor ikke fratrukket potentialet for disse virkemidler. Det vil sige at de potentialer, der er anvendt i modelkørslerne, ligger ud over de reguleringer og målsætninger, der er gennemført i 2011.

5.2 Scenarier

Scenarierne fokuserer på at illustrere forskellen på målrettet og generel (ensartet) regulering i oplandet, samt følsomheden ved ændringer i beregningsforudsætningerne. Konkret undersøges effekterne på omkostninger og placering af virkemidler ved ændringer i forudsætningerne vedr. retentionen.

Scenarierne for modelkørslerne omfatter:

Generel regulering:

- Stramning af N normen med yderligere 10 procentpoint, maksimalt potentiale (810 tons N)
- Yderligere efterafgrøder, maks potentiale (1016 tons N)

Målrettet regulering

- Optimal målrettet regulering for målsætningen 810 tons N
- Optimal målrettet regulering for målsætningen 1016 tons N
- Optimal målrettet regulering for målsætningen 1826 tons N.
- Optimal målrettet regulering hvor målsætningen på 4165 tons N (samlet reduktionsmål beregnet for Vandplan 1 og 2 for Limfjorden, se redegørelse for beregning af målsætningen i afsnit 5.3.3.
- Følsomhedsanalyser

Scenarierne er yderligere specificeret i sammenhæng med præsentationen af resultaterne.

[9] Se beregningsforudsætningerne for omkostningsberegninger og arealanvendelse for detaljer. For omkostningsberegningerne anvendes 3 årige gennemsnit for dækningsbidrag (2011-2013).

5.3 Resultater

5.3.1 Generel regulering

Både efterafgrøder og normreduktion er virkemidler der kan placeres både målrettet og generelt, dvs. generelt ved ens krav til alle landrugsbedrifter/marker hvor implementering er mulig. Det er derfor valgt at modellere et generelt virkemiddelscenarie med norm og efterafgrøder, og sammenligne omkostningerne ved disse generelle reguleringer med målrettet regulering for den samme reduktionsmålsætning.

Omkostninger og effekter af disse generelle reguleringer er ikke beregnet med TargetEconN, som pga. optimeringsrutinen ville målrette placeringen af virkemidlerne til der hvor effekten er størst og omkostningerne lavest. Omkostninger og effekt er beregnet for en 10 % lavere norm for alle afgrøder indenfor oplandet. Retentionen i oplandet er anvendt i beregningen således at reduktionseffekten er beregnet til Limfjorden.

Samlet er den antagne normreduktionen på 23,5 % ift. driftsøkonomisk optimum. Normreduktionen på 10 % under den aktuelle tilførsel (2011-data) for hele Limfjordsoplandet er beregnet til en reduktion af kvælstofudledningen til fjorden på i alt 810 tons N. Denne reduktion svarer til det potentiale der er anvendt i Andersen et al. (2012) og Jacobsen (2012).

Omkostningen ved en generel normreduktion til maksimalt potentiale (810 tons i Limfjorden) koster 47 millioner kroner, og reduktionsomkostningen er 58 kr./kg N.

Tilsvarende er det generelle efterafgrødekrav beregnet som en implementering af efterafgrøder i alle de forårssåede kornafgrøder hvor der er potentiale hertil. Den maksimale reduktion af kvælstoftudledningen til fjorden er 1016 tons N når det kun er efterafgrøder der implementeres[10]. Omkostningen ved at opfylde dette reduktionsmål med et generelt efterafgrødekrav koster 19 millioner kroner, og reduktionsomkostningen er meget lavere end for en generel normreduktion; 19 kr./kg N.

5.3.2 Sammenligning af generel og målrettet regulering

Der er beregnet omkostninger for en målrettet implementering af de maksimalt opnåelige reduktionsmål for de generelle reguleringer af normreduktion og efterafgrøder, dvs. hhv. 810 tons N og 1016 tons N. Disse scenarier er implementeret i modellen således at modellen finder den optimale sammensætning og placering af virkemidlerne mhp. på at opnå reduktionsmålene. Målretningen foretages derfor mht. både effekt, retention og omkostninger således at virkemidlet implementeres der hvor det er mest omkostningseffektivt.

[10] Efterafgrøderne er kun forudsat implementeret forud for forårssåede kornafgrøder.

Tabel 8 810-tons mål, omkostningseffektiv implementering.

	Omkostning, 1000 kr.	Anvendt potentiale, hektar	Opnåede effekt, kg N	kgN/ha	kr/kgN	kr./ha
Energiafgrøder	0	0	0	-	-	-
Vådområder	1.346	668	72.916	109	18	2017
Norm	176	2.380	11.632	5	15	74
Gødningsudnyttelse	42	2.114	2.656	1	16	20
Mellemafgrøder	0	0	0	-	-	-
Efterafgrøder	8.467	34.737	693.341	20	12	244
Udtagning	0	0	0	-	-	-
Skov	0	0	0	-	-	-
Randzoner	458	835	29.515	35	16	549
Konstruerede Vådområder	0	0	0	-	-	-
Total	10.000	40.733	810.000	20	13	258

Som det fremgår af tabellen kan de 810 tons reduktion af kvælstoftilførslen til Limfjorden med en målrettet regulering opnås til en omkostning på 10 millioner kr., og en reduktionsomkostning på 13 kr./kg N. Det ses at denne reduktion opnås med en kombination af virkemidler; vådområder, normreduktion, efterafgrøder, randzoner og gødningsudnyttelse. Som beskrevet tidligere er det beregnet at en reduktion på 810 tons N med en generel normreduktion vil koste 47 millioner kr. per år med en effektivitet på 58 kr./kg N. Besparelsen ved en målrettet regulering er på 37 millioner kroner. Den meget lave reduktionsomkostning på 13 kr./kg N skyldes det lave reduktionsmål.

I Tabel 9 præsenteres den målrettede implementering af de 1026 tons N, som er den målsætning der kan opnås med et generelt krav om efterafgrøder.

Tabel 9 Målrettet implementering af 1026 tons N-reduktion.

	Omkostning, 1000 kr.	Anvendt potentiale, hektar	Opnåede effekt, kg N	kgN/ha	kr/kgN	kr/ha
Energiafgrøder	0	0	0	0	0	0
Vådområder	4.148	1.770	195.019	110	21	2343
Norm	288	3.741	17.049	5	17	77
Gødningsudnyttelse	71	3.655	3.863	1	18	19
Mellemafgrøder	112	310	4.967	16	23	363
Efterafgrøder	10.058	41.516	764.162	18	13	242
Udtagning	1	1	37	37	21	786
Skov	0	0	0	-	-	-
Randzoner	500	879	31.131	35	16	569
Konstruerede vådområder	0	0	0	-	-	-
Total	15.178	51.872	1.016	0	15	293

Som nævnt er omkostningen ved at opfylde dette reduktionsmål med et generelt efterafgrødekrav beregnet til 19 millioner kroner, og reduktionsomkostningen er 19 kr./kg N. Den målrettede implementering af reduktionen på 1016 tons er dog billigere end det generelle efterafgrødekrav – den totale omkostning er 15 millioner kr., og reduktionsomkostningen 15 kr./kg N.

Forskellen mellem den generelle og målrettede regulering er derfor mindre end for normreduktion. Det skal bemærkes at omkostningerne ved efterafgrøder er lavere i nærværende beregning end fx Jacobsen (2014) da der i nærværende forudsætninger er beregnet et potentiale for at implementere efterafgrøder i vårafgrødesædskifter. Hvis efterafgrødearealet overstiger dette potentiale vil omkostningen per ha forøges som beskrevet i Eriksen et al. (2014) og Jacobsen (2014). Potentialeberegningen er beskrevet i afsnit 4.

5.3.3 Resultater for målsætningerne i Vandplanerne for Limfjorden – optimal regulering

I dette scenarie præsenteres resultater for målsætningerne i Vandplanerne. For dette scenarie beregnes der ikke implementering ved generel regulering da potentialet for de generelle virkemidler ikke er stort nok til at gennemføre målsætningen.

Ligesom for de foran beskrevne målsætninger målrettes virkemidlerne iht. både omkostninger og effekter – omkostningerne minimeres, fordelingen af virkemidlerne beregnes og udvaskningsreduktionseffekten opgøres.

Målsætning – fuld implementering af Vandplanerne i periode 1 og 2

Målsætningen i den foreslåede Vandområdeplan (Miljøministeriet 2014) er en reduktion på 2254 tons, og den ny-beregnede samlede målsætning inkl. fase 1, er 4209 tons (Miljøministeriet, 2014b). Dette reduktionsmål omfatter også reduktion i kvælstoftabet pga. byudvikling mv. og da TargetEconN kun omfatter landbrugsrelaterede virkemidler har vi fratrukket denne potentielle (44 ton N) reduktion fra målsætningen. Dvs. at 1911 tons N fastholdes som reduktionsmål for Vandplan fase 1.

Samlet regnes der derfor på en målsætning på 2254 +1911 tons = 4165 tons N.

Resultater af den målrettede implementering af Vandplanerne

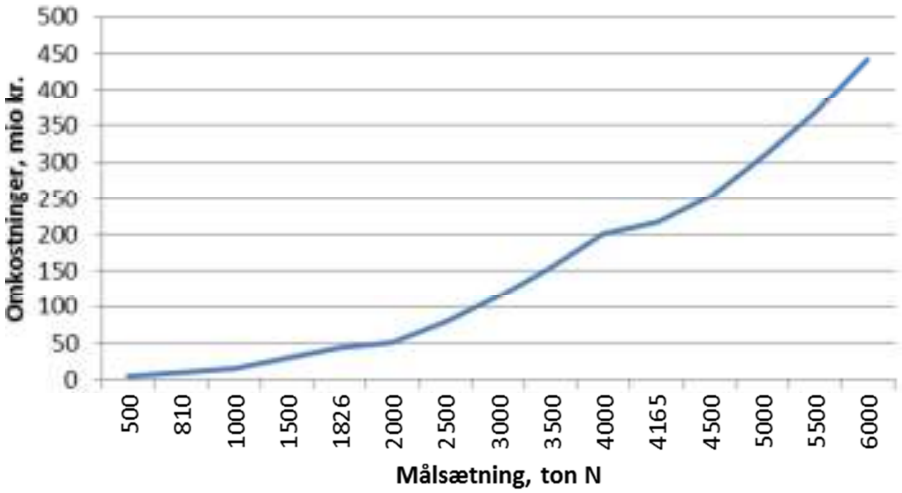
Tabel 10 Målrettet regulering – målsætning 4165 tons N.

	Omkostninger, 1000 kr.	Anvendt potentiale, hektar	Opnået effekt, kg N	kgN/ha	kr./kgN	kr./ha
Energiafgrøder	40.260	17.708	549.575	31	73	2274
Vådområder	55.062	12.363	1.236.090	100	45	4454
Norm	5.679	50.427	114.929	2	49	113
Gødningsudnyttelse	75	2.840	1.392	0	54	26
Mellemafgrøder	1.034	2.853	21.612	8	48	363
Efterafgrøder	14.649	59.978	685.440	11	21	244
Udtagning	93.635	40.662	1.422.336	35	66	2303
Skov	11	4	154	44	70	3053
Randzoner	2.401	2160	68.213	32	35	1111
Konstruerede vådområder	4.893	138	65.286	474	75	35536
Total	218.000	189	4.165	22	52	1.151

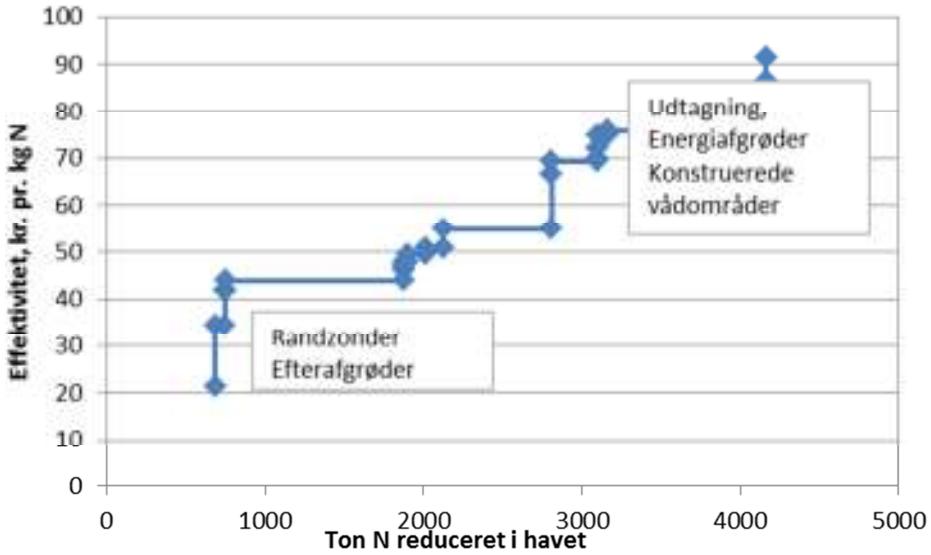
Alle virkemidler bringes i spil på nær skov, som er et for dyrt virkemiddel sammenlignet med de øvrige. Udtagning, norm, vådområder og efterafgrøder dominerer løsningen når det gælder antal hektar hvor virkemidlerne er implementeret, mens vådområder og udtagning står for den største del af ef-

fekten. Efterafgrøder er klart det mest omkostningseffektive virkemiddel, men konstruerede vådområder og energiafgrøder har de højeste reduktionsomkostninger.

Figur 3 illustrerer de stigende omkostninger ved stigende reduktionsmål, mens Figur 4 viser det samme mønster med angivelse af hvilke virkemidler der anvendes i implementeringen.



Figur 3 Totalomkostninger for kvælstofreduktioner til Limfjorden (Ton N reduceret til Limfjorden).



Figur 4 Marginale omkostninger med angivelse af virkemidler, kvælstofreduktioner til Limfjorden; Kr./kg N.

Som det fremgår både af tabel 10 sammenlignet med tabel 8 og 9 samt figur 3 stiger reduktionsomkostningerne kraftigt når målsætningen skærpes, og den gennemsnitlige reduktionsomkostning for at opnå reduktionen på 4165 tons er således på 52 kr./kg N. Marginalomkostningen er på 91 kr./kg N.

5.3.4 Følsomhedsberegninger

Der er udført følsomhedsanalyser for forudsætninger vedr. retentionen, potentialet for vådområder og omkostningerne.

Følsomhed for hvordan retentionsforudsætningerne påvirker resultater

I retentionsberegningerne er retentionen dels sat tilfældig op og ned (stokastisk fordeling), og dels er den reduceret med hhv. 10 og 20 %, og forøget med hhv. 10 og 20 %. Der er også regnet med en gennemsnitlig retention i hele oplandet.

Tabel 11 Retentionsscenarier, resultater.

	Mio. kr.	ton N	Kr./kg
Sammenligningsgrundlag, nuværende retention	218	4.165	52
Op 10	223	4.165	54
Op 20	229	4.165	55
Ned 10	206	4.165	49
Ned 20	192	4.165	46
Stokastisk, +/- 10 %	214	4.165	51
Gennemsnitlig retention i hele oplandet	273	4.165	66

Som det fremgår af oversigten over følsomhedsanalyserne i Tabel 11 er der en vis effekt af at retentionen forøges med 10 og 20 %- totalomkostningen stiger fra 2018 til 229 mill. kr., den gennemsnitlige reduktionsomkostning stiger til 55kr/kg N. Marginalomkostningen stiger fra 91 kr./kg N til 95 kr./kg N ved 20 procents forøgelse. Når retentionen reduceres ses en lidt større respons end for forøgelse; de samlede omkostninger reduceres med hhv. 6 og 12 procentpoint. Den gennemsnitlige reduktionsomkostning falder fra 52 til 46 kr./kg N, mens marginalomkostningen reduceres fra 91 til 81 kr./kg N ved 20% reduktion.

Den største effekt ses når retentionsforudsætningerne ændres til en gennemsnitlig retention for hele oplandet- dvs. retentionen er ens for alle markblokke, og den modellerede reguleringsindsats er derfor ikke længere målrettet ift. retentionen, men kun efter omkostninger og effekter ved rodzonen. Dette forøger omkostningen med 55 millioner kroner, og reduktionsomkostninger stiger til 66 kr/kg N. Marginalomkostningen stiger til 131 kr./kg N. Dette scenarie viser således at retentionsforudsætningerne, og fordelingen af retentionen i oplandet, spiller en rolle for de totale omkostninger og reduktionsomkostningerne. De gennemsnitlige retentionsforudsætninger medfører at der for at opfylde målsætningen er behov for at implementere virkemidler på ca. 18.000 ha mere end i baseline, da effekten per ha (målt som effekten på udledningen til havet) reduceres.

Følsomhed for hvordan potentiale for reetablering af vådområder påvirker resultaterne

Som beskrevet i afsnit 4.3. er potentialet for reetablering af vådområder sat til 16.671 ha i de udførte beregninger, da vådområderetablering ikke er begrænset til arealer der ligger nedstrøms søer i denne beregning, og der er heller ikke korrigeret for evt. problemer med at få lodsejere til at indgå aftaler. For at undersøge effekten af at dette potentiale er noget større end i tidligere udførte beregninger (Andersen et al 2012, Jacobsen 2012, Jacobsen 2014) er der udført følsomhedsanalyse hvor der er anvendt et lavere potentiale for vådområder. Potentialet er således reduceret fra 16.671 ha til 8.826 ha, for den samme reduktionsmålsætning (4.165 tons N). De 8.826 ha er beregnet på grundlag af Andersen et al. (2012), der angiver et potentiale på 5672 ha vådområder for Limfjorden. Hertil kommer planlagte Grøn Vækst-vådområder på 3675 ha for Limfjordsområdet (Jacobsen, 2011, appendiks 5).

Da vi i nærværende undersøgelse betragter tilstanden før eventuelle implementeringer af Grøn Vækst/vand-planerne generation 1, skal disse 3675 ha lægges til. Datagrundlaget i Andersen et al., 2012 er fra 2009, og potentialet skal derfor reduceres med de vådområder, der er etableret mellem 2009 og 2011, opgjort til 521 ha, hvorfor potentialet, der kan sammenlignes med Andersen et al. (2012) bliver i alt 8826 ha. Denne reduktion i potentialet påvirker de totale omkostninger og reduktionsomkostningen noget, men ikke meget: de totale omkostninger stiger fra 218 til 227 millioner kroner, reduktionsomkostningen stiger fra 52 til 54 kr/kg N og marginalomkostningen fra 91 til 96 kr/kg N. Vi konkluderer derfor at anvendelsen af det høje potentiale for vådområder bidrager til at de beregnede omkostninger er noget lavere end i andre analyser, fx Jacobsen 2014.

Følsomhed for hvordan omkostningsberegningerne for virkemidler påvirker resultaterne

Der er også udført en beregning hvor omkostningerne er gennemsnitlige for hvert virkemiddel i hele oplandet, og ikke specifikke for hver markblok, som de er i baselinescenarier og de øvrige scenarier. I dette scenarie forøges den totale omkostning fra 218 i baseline til 240 millioner kr., og fra 52 til 58 kr/kg N. Der er en mindre ændring i marginalomkostningen – fra 91 til 94 kr/kg, hvilket skyldes at der er mindre variation i omkostningerne ved denne fremgangsmåde. Dette resultat indikerer at en omkostningseffektiv målretning kan bidrage til en reduktion af omkostningerne sammenlignet med en målretning der udelukkende tager hensyn til forskelle i effekter og retention. Resultatet forklarer også en del af forskellen mellem resultaterne i nærværende analyse og fx Jacobsen 2014, som anvender gennemsnitlige omkostninger for hvert virkemiddel.

5.3.5 Opsamling på beregnede resultater

Modelresultaterne illustrerer hvordan TargetEconN kan anvendes til beregninger af omkostningerne ved opfyldelse af mål om kvælstofreduktion fra et opland til en fjord, og også hvordan modellen kan anvendes til at analysere den omkostningseffektive fordeling af reduktionsindsatsen.

Med TargetEconN er den optimale fordeling af reduktionsindsatsen beregnet for forskellige reduktionsmålsætninger – 810 tons (svarende til norm), 1826 tons (svarende til norm og efterafgrøder), samt for fuld implementering af Vandplanerne fase 1 og 2, svarende til 4.165 tons N. Gennemsnitsomkostningen for gennemførelse af de 4.165 tons N er beregnet til 52 kr./kg N og marginalomkostningen til 91 kr./kg N.

Scenarierne belyser hvordan omkostningerne ændres men også hvordan sammensætningen af virkemidlerne ændres successivt som følge af ændringer i reduktionsmålsætningerne. Følsomhedsanalyserne indikerer at usikkerhed på retentionen indenfor +/- 20 % har en vis betydning, men der kan være større lokale effekter der ikke er belyst her. En gennemsnitlig retention, som svarer til at der ikke er nogen retentionsforskelle i oplandet, viser at reduktionsomkostningen stiger med ca. 25 %.

En målrettet og differentieret placering af virkemidler beregnes ofte under hensyn til naturbetingede faktorer som jordtyper og retention (jf. fx Jacobsen 2014). Ved omkostningsminimering, som er anvendt i nærværende beregninger, differentieres virkemiddelindsatsen under hensyn til heterogeniteten i både omkostninger og effekter. Derfor kan målsætningerne opfyldes til lavere samlede omkostninger.

De vigtigste årsager til forskelle i totalomkostninger og omkostningseffektivitet i de her udførte beregninger sammenlignet med fx Jacobsen (2012) og Jacobsen (2014) er præsenteret i de foregående afsnit, og kan sammenfattes til forskelle i:

- Modelforudsætninger.
    - TargetEconN minimerer omkostningerne ved at opfylde målsætninger om N reduktion, mens andre beregningsmetoder, fx SMART (Jacobsen, 2014), ikke minimerer omkostningerne.
    - TargetEconN forudsætter at kun et virkemiddel implementeres per markblok. Jacobsen (2014) anlægger ikke denne restriktion.
    - Markblokspecifik omkostningsberegning kontra gennemsnitlige omkostninger. I modelberegningerne med TargetEconN beregnes der markblokspecifikke omkostninger for arealvirkemidlerne, mens der i andre undersøgelser, fx Jacobsen 2014, regnes med gennemsnitlige omkostninger for virkemidlerne således at disse for hvert virkemiddel er ens i oplandet.
    - Effekt og retentionsmodelleringen. I TargetEconN er beregningerne udført på markblokniveau med anvendelse af retentionsforudsætninger for de 90 oplande. Retentionsmodelleringen er derfor mere detaljeret end i andre beregninger, fx Jacobsen 2014.

- Reduktionsmålsætningerne.
    - I nærværende beregninger er der anvendt et mål for den resterende indsats i Vandplan 1 efter 2011 samt den foreslåede Vandområdeplan, i alt 4.165 tons, mens der fx i Jacobsen (2014) er beregnet omkostninger og effekter for en opfyldelse af 2.254 tons iht. forslag til Vandområdeplan 2015-21.

Sammenfattende konkluderes at modelgrundlaget er egnet til at give en indikation for størrelsesordenen af omkostningerne ved implementering af de virkemidler der ikke allerede er gennemført i Vandplan fase 1 samt den nye Vandområdeplan fra 2014. Modelgrundlaget er derudover især egnet til at foretage følsomhedsanalyser af forudsætningerne i modellen.

Referencer

Andersen, H., Grant, R. Blicher-Mathiesen, G., Jensen, P.N., Vinther, F., Sørensen, P., Hansen, E.M., Thomsen, I., Jørgensen, U. & Jacobsen, B. 2012: Virkemidler til N-reduktion – potentialer og effekter. Notat fra DCE, 30. januar 20

Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Carstensen, J., Børgesen, C.D., Hasler, B. & Windolf, J. 2014: Mapping of nitrogen risks. Agriculture, Ecosystems & Environment, vol 195, s. 149-160., 10.1016/j.agee.2014.06.004.

Blicher-Mathiesen, G., Andersen, H.E., Børgesen, C.D., Hansen, E.M., Sørensen, P., Hasler, B. & Jacobsen, B.H. 2009: N-risikoværktøj til optimal fordeling af virkemidler. Vand og Jord, vol 16, nr. 2, s. 66-69.

Børgesen, C.D. & Greve, M.H., 2009: Modelberegning af N-udvaskning fra landbrugsarealer. Vand & Jord, 16 (2): 70-73.

Børgesen, C.D., Waagepetersen, J., Iversen, T.M., Grant, R., Jacobsen, B. & Elmholt. S. (red) 2009: Midtvejsevaluering af vandmiljøplan III: Hoved- og baggrundsnotater. vol. 142, Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, s. 101-142.

Børgesen, C.D., Jensen, P.N., Blicher-Mathiesen, G. & Schelde, K. (red.). 2013: Udviklingen i kvælstofudvaskning og næringsstofoverskud fra dansk landbrug for perioden 2007-2011. Evaluering af implementerede virkemidler til reduktion af kvælstofudvaskning samt en fremskrivning af planlagte virkemidlers effekt frem til 2015. DCA Rapport nr. 031. Aarhus Universitet.

Ernstsen, V., Højberg, A.L., Jacobsen, P.R., von Platen, F., Tougaard, L., Hansen, J.R., Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J. & Børgesen, C.D., 2006: Beregning af nitratreduktionsfaktorer fra zonen mellem rodzonen og frem til vandløbet. Data og metode for 1. generationskortet. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Miljøministeriet, rapport nr. 93.

Eriksen, J., Nordemann-Jensen, P. & Jacobsen, B., (red.) 2014: Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA rapport nr. 052.

Grant, R., 2013: Opgørelse af potentialer for virkemidler, 2011 data. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, 5. april 2013.

Henriksen, H.J., Troldborg, L., Højbjerg, A.L. & Refsgaard, J.C., 2007: Assessment of exploitable groundwater resources of Denmark by use of ensemble resource indicators and a numerical groundwater – surface water model. J. Hydrol. 34, 224–240.

Jacobsen, B.H. 2012: Analyse af landbrugets omkostninger ved implementering af vandplanerne fra 2011. 52 p., Aug 31, 2012. FOI Udredning, no. 2012/6.

Jacobsen, B.H. 2014: Analyse af omkostningerne ved scenarier for en yderligere reduktion af N-tabet fra landbruget i relation til Vandplan 2.0. 33 p., Dec 01, 2014. IFRO Udredning, no. 2014/21.

Konrad, M.T.H, Termansen, M, Andersen, H.E., Thodsen, H. & Hasler, B. 2014: Cost-efficient reductions in nutrient loads; identifying optimal spatially specific policy measures Water Resources and Economics 11/2014; DOI: 10.1016/j.wre.2014.09.001.

Kjærgaard, C. & Hoffmann, C.C., 2013: Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi og DCA – National Center for Fødevarer og Landbrug: side 3.

Kristensen, ES & Jacobsen, BH (eds) 2013: Landbrugets omkostninger ved den nuværende normreduktion. No. 030-0014/13-5480, 19 p., IFRO Udredning, no. 2013/14.

Naturerhvervsstyrelsen, 2013: Vejledning til Fællesskema.

Olesen, S.E., 2009: Kortlægning af potentielt drænbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Intern Rapport Markbrug nr. 21, marts 2009, 34 sider.

Windolf, J. & Tornbjerg, H., 2009: Kvælstofreduktion. Vand og Jord, vol 16, nr. 2, s. 74-77.