

VAND & JORD

TEMA: EMISSIONSBASERET KVÆLSTOFREGULERING

- KVÆLSTOFREGULERING OG MÅLINGER
- N-MIN OG KVÆLSTOFUDVASKNING
- MÅLING AF KVÆLSTOFTRANSPORT I DRÆN
- HVORDAN MÅLES KVÆLSTOF I VANDLØB?
- ET KVÆLSTOFUDLEDNINGSKORT
- ENKEL METODE TIL MÅLING AF NITRAT I VANDLØB
- ESTIMERING AF LOKAL NITRATRETENTION
- VAND OG KVÆLSTOF FRA MARK TIL FJORD

4



Eurofins



- Hele Danmarks Miljølaboratorium
- Miljøanalyser
- Vandprøver

 eurofins

Miljø

www.eurofins.dk - miljo@eurofins.dk

Vand & Jord er et dansk fagtidsskrift med artikler og debat om miljøforhold i vore ydre omgivelser. Emnerne omfatter alle forhold i vandets kredsløb, rent eller forurenset. Tidsskriftet formidler ny og aktuel viden til alle, der arbejder med og har interesse i dansk og international miljø- og naturbeskyttelse.

Vand & Jord er uafhængig af organisations- og firma-interesser.

© Selskabet for Vand & Jord
og Forlaget Nepper & Stagehøj

REDAKTION:

Charlotte Kjærgaard, SEGES, ansv.
Mogens Henze, DTU
Claus Hagebro, konsulent
Søren Brandt, Herning Kommune
Anja Skjoldborg Hansen, Aarhus Universitet
Astrid Zeuthen Jeppesen, NIRAS

REDAKTIONSKOMITÉ:

Steen Ø. Dahl, freelance
Anders Erichsen, DHI
Kristine Garde, FORCE Technology
Birgit Paludan, Solrød-Greve Forsyning
Benjamin Nielsen, konsulent
Loren Ramsay, VIA UC
Mogens Flindt, SDU
Heidi Barlebo Christiansen, GEUS

Redaktionskomitéens medlemmer er personligt valgt. De tegner i Vand & Jord-sammenhæng ikke de firmaer eller institutioner, hvor de er ansat.

Mekanisk, fotografisk eller anden gengivelse er kun tilladt i overensstemmelse med overenskomst mellem Undervisningsministeriet og Copy-Dan. Enhver anden udnyttelse er uden selskabets og forlagets skriftlige tilladelse forbudt ifølge gældende dansk lov om ophavsret.
ISSN 0908-7761

Abonnementspris 2018 – 4 numre pr. år
Institutionsabonnement: kr. 600,00 inkl. moms
Privat abonnement: kr. 240,00 inkl. moms.
Studerende-abonnement: kr. 150,00 inkl. moms.
Alle priser er inkl. forsendelse.

Se mere på <http://www.vandogjord.dk/>
– her findes også forfattervejledning

PRODUKTION: Vand & Jord ApS
LAYOUT: Forlaget Nepper & Stagehøj
TRYK: P. E. Offset & Reklame A/S, Varde

UDGIVER OG ABONNEMENT:

Forlaget Nepper & Stagehøj
Nøjsomhedsvej 19, st.tv.
2100 København Ø
Tlf. 35 26 45 31
e-mail: forlaget@nepperogstagehoej.dk

ANNONCER:

Claus Hagebro
Fuglevænget 10
3520 Farum
Tlf. 44 95 07 60
e-mail: hagebro3@hotmail.com

Forsidefoto: Bæverland, Herning.
Foto af Søren Brandt.

VAND & JORD

Nr. 4
25. årgang
december
2018

Projektidé og pilotoplände	144
<i>Søren Kolind Hvid</i>	
Kvælstofregulering og målretning med målinger	147
<i>Søren Kolind Hvid</i>	
Sådan måles potentiale for kvælstofudvaskning	150
<i>Christen D. Børgesen, Kristoffer Piil, Finn P.Vinther & Søren Kolind Hvid</i>	
N-min som indikator for kvælstofudvaskning	154
<i>Christen D. Børgesen, Estée Swartz, Finn P.Vinther, Kristoffer Piil & Søren Kolind Hvid</i>	
N-min varierer med afgrøde og dyrkningshistorie	158
<i>Camilla Lemming, Kristoffer Piil, Philipp Trénel & Søren Kolind Hvid</i>	
Koncept for kvælstofregulering på basis af drænmålinger	162
<i>Bo V.Iversen, Charlotte Kjærgaard, Gitte Blicher Mathiesen & Anker Lajer Højberg</i>	
Kvælstoftransport i dræn	165
<i>Bo V.Iversen & Charlotte Kjærgaard</i>	
Hvordan måles kvælstof i vandløb?	168
<i>Sofie G.W.van't Veen, Henrik Tornbjerg, Jørgen Windolf, Ane Kjeldgaard, Niels B. Ovesen, Jane R. Poulsen & Brian Kronvang</i>	
Et kvælstofudledningskort	173
<i>Sofie G.W.van't Veen, Ane Kjeldgaard, Henrik Tornbjerg, Jørgen Windolf, Niels B. Ovesen, Gitte Blicher-Mathiesen & Brian Kronvang</i>	
Enkel metode til måling af nitrat i vandløb	178
<i>Hubert de Jonge, Sofie G.W.van't Veen, Brian Kronvang & Peter Mortensen</i>	
Udfordringer ved estimering af lokal nitratretention	182
<i>Ida M.V.Christiansen & Anker L. Højberg</i>	
Vand og kvælstof fra mark til fjord	186
<i>Gitte Blicher-Mathiesen, Henrik Tornbjerg, Kristoffer Piil, Bo Vangsø Iversen, Jane R. Poulsen, Sofie van't Veen, Brian Kronvang, Anker Lajer Højberg & Søren Kolind Hvid</i>	

Projektidé og pilotoplande

I et GUDP projekt om emissionsbaseret kvælstofregulering er der i 3 år målt intensivt i 3 pilotoplande for at vise, hvordan målinger af kvælstof i jord, dræn og vandløb kan anvendes til kvælstofregulering og målretning af reguleringen i oplande med forskellig hydrologi og jordbund. Målekoncepter er udviklet og testet. De vigtigste resultater præsenteres i dette temanummer af Vand & Jord.

SØREN KOLIND HVID

Indledning

Dette temanummer af Vand & Jord indeholder udelukkende artikler med resultater fra et GUDP projekt om emissionsbaseret kvælstofregulering, der startede i juli 2014 og blev afsluttet i september 2018. Målet for projektet har været at tilvejebringe det faglige grundlag for en emissionsbaseret regulering med kvælstofmålinger på bedriftsniveau eller i mindre oplande. Formålet med eventuelt at indføre en emissionsbaseret regulering med lokale målinger er at opnå en mere omkostningseffektiv kvælstofregulering. Det har været forventningen, at målinger både kan sikre en bedre målretning af kvælstofindsatsen og bringe flere forskellige virkemidler i anvendelse. Begge dele kan medvirke til en mere omkostningseffektiv vandmiljøindsats.

Projektet blev startet på baggrund af en stor interesse for målinger blandt landmænd i årene forud for projektet. Landmændenes interesse var næret af en stor utilfredshed med den daværende kvælstofregulering, der havde underoptimale kvælstofnormer som det dominerende virkemiddel. Det fik mange landmænd til at efterlyse en helt ny tilgang til kvælstofregulering baseret på målinger på egen bedrift eller lokalt. SEGES tog initiativ til GUDP projektet i 2014 i et tæt samarbejde med fem projektpartnere: Aarhus Universitet, Institut for Bioscience; Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi, GEUS; Sorbisense A/S og Eurofins Miljø A/S. Det blev politisk aftalt at afskaffe de underoptimale kvælstofnormer og erstatte dem med andre indsatser i forbin-

delse med aftalen om Fødevarer- og Landbrugspakken fra december 2015. De underoptimale kvælstofnormer var helt udfaset i 2017.

Fra mark til fjord

I projektet har der været arbejdet med kvælstofmålinger 3 steder på kvælstoffets vej fra mark til fjord, nemlig i) mineralsk kvælstof (N-min) i rødzone om efteråret som indikator for potentialet for kvælstofudvaskning, ii) kvælstofudledning via dræn og iii) kvælstoftransport i vandløb i mindre oplande (ID15 deloplande). Der er meget forskellige udfordringer forbundet med de 3 typer målinger. Anvendelsesmulighederne er også forskellige. Disse aspekter er belyst i artiklerne i dette temanummer.

I projektet har der været fokus på at undersøge og beskrive, hvor der kan måles, hvordan og hvor meget, der skal måles for opnå en ønsket sikkerhed på måleresultaterne, samt hvad det vil koste at måle. Disse måleanbefalinger er i hovedtræk præsenteret i de følgende artikler. Der vil efterfølgende blive udgivet en DCA rapport med en mere detaljeret beskrivelse af målekoncepterne.

Tabel 1. Afgrødesammensætning i oplandene til Jegstrup Bæk, Odder Å og Saltø Å i 2014, pct.

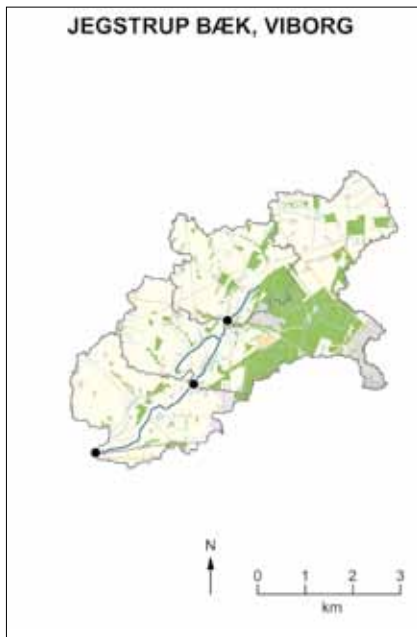
	Jegstrup Bæk	Odder Å	Saltø Å
Korn (vintersæd)	22	62	55
Korn (vårsæd)	33	22	16
Vinterraps	0	5	15
Frøgræs og sukkerroer	0	2	5
Kløvergræs og græs	20	3	4
Majs	14	0	2
Helsæd og andet	4	1	1
MVJ-græs og udyrket	8	1	1



Figur 1. Placering af pilotoplande, hvor der i GUDP projektet om emissionsbaseret kvælstofregulering er foretaget omfattende målinger af kvælstof i både jord, dræn og vandløb.

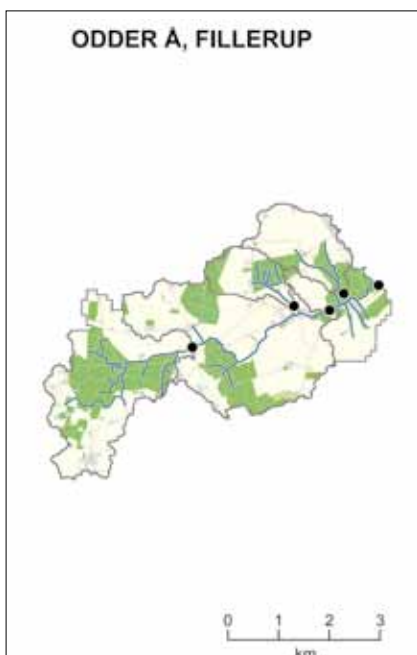
Pilotoplande

I projektet er der til udvikling af målekoncepter for jord, dræn og vandløb gennemført en række analyser og studier baseret på tidsserier af eksisterende måledata og landsdækkende data. Derudover er der gennemført omfattende målinger i 3 pilotop-



Figur 2. Kort over Jegstrup Bæk oplandet nordvest for Viborg. Målestationer i vandløbet er markeret (hoved-station og synkronstationer).

lande, der er udvalgt, så de repræsenterer meget forskellige forhold med hensyn til både hydrologi, jordbund og landbrugspraksis. I de 3 pilotoplande er der både målt N-min i jorden, kvælstofudledning via dræn og kvælstoftransport i vandløb. Det har gjort det muligt at sammenstille data for landbrugspraksis og målinger i jord, dræn og vandløb for de 3 pilotoplande og herved perspektivere, hvordan disse målinger kan anvendes. De 3 pilotoplande er kort beskrevet i det følgende.



Figur 3. Kort over Odder Å oplandet vest for Odder. Målestationer i vandløbet er markeret (hovedstation og synkronstationer).

Tabel 2. Jordtyper på de dyrkede arealer i oplandene til Jegstrup Bæk, Odder Å og Saltø Å, pct.

	Jegstrup Bæk	Odder Å	Saltø Å
JB 1 Grovsandet jord	86	3	
JB 2 Finsandet jord			2
JB 4 Fin lerbl. sandjord	14	42	9a
JB 5 Grov sandbl. lerjord			3
JB 6 Fin sandbl. lerjord		55	69
JB 7 Lerjord			16
JB 11 Humusjord			1

Jegstrup Bæk oplandet

Oplandet er beliggende nordvest for Viborg by. Det er en del af Hjarbæk Fjord kystvand-opland. Jegstrup Bæk afvander et opland på 2.173 ha, hvoraf 63 pct. er dyrket. Jordbunden er domineret af grovsandet jord (JB 1), jf. tabel 2. Der er meget lidt dræning i oplandet. Der er stort set kun dræning i lavbundsarealer langs vandløbet. Der er både kvægbrug og svinebrug i oplandet. Dyretætheden var 0,9 DE pr. ha i 2014. Kvælstof-retentionen i oplandet er kortlagt til at være 79 pct. Der dyrkes en del fodergræs, majs og andet grovfoder i oplandet på grund af kvægbrugene, jf. tabel 1. Jegstrup Bæk har en meget stabil vandføring og er i udpræget grad grundvandsfødt.

Odder Å oplandet

Oplandet ligger vest for Odder by ved landsbyen Fillerup. Oplandet er en del af Norsminde Fjord kystvand-opland. Odder Å afvander et opland på 1.786 ha, hvoraf 57 pct. er dyrket. Jordbunden er både sandet og leret,

jf. tabel 2. Oplandet er meget kuperet. Det er karakteristisk for oplandet, at der både er systemdræne-de, pletdrænedede og udrænedede arealer. Der er en del svineproduktion i oplandet. Dyretætheden var 0,8 DE pr. ha i 2014. Kvælstofretentionen i oplandet er kortlagt til at være 78 pct. I planteproduktionen er der hoved-vægt på foderkorn, især vintersæd, der dyrkes til svinefoder, jf. tabel 1. Odder Å modtager vand fra både dræn og grundvand. Odder Å er dermed både overfladevands- og grundvandspåvirket.

Saltø Å oplandet

Oplandet ligger syd for Slagelse og er en del af Karrebæk Fjord kystvand-opland. Saltø Å oplandet afvander 3.737 ha og dækker tre ID15 oplande. 77 pct. af oplandet er dyrket. Området er ret fladt. De dyrkede arealer er generelt fuldstændigt systemdrænedede. Jordbunden er overvejende leret, jf. tabel 2. Der er noget svineproduktion i oplandet. Dyretætheden var 0,4 DE pr. ha i 2014. Kvælstofretentionen i oplandet er kortlagt til at være 40 pct. På markerne er der både specialiseret planteproduktion og produktion af foderkorn. Vandtilstrømningen til Saltø Å består overvejende af drænvand og overfladevand. Grundvandsbidraget er ringe, hvilket betyder, at vandføringen i sommerhalvåret er lille.

SØREN KOLIND HVID (skh@segas.dk) er Landskonsulent ved SEGES. Projektleder for GUDP projektet om emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering 2014-18.



Figur 4. Kort over Saltø Å oplandet syd for Slagelse. Målestationer i vandløbet er markeret (hovedstation og synkronstationer).



"Projektet om emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering har fået tilskud fra Grønt Udvalgs- og Demonstrations Program, GUDP under Fødevareministeriet."



Ferskvandssymposium 2019

Så afholdes der atter Ferskvandssymposium. Denne gang bliver det på Syddansk Universitet i Odense den 28. – 29. januar 2019. Tilmeldingsfristen er den 11. januar! Mødet er for alle, som arbejder med de ferske vande. Foredrag og poster vil præsentere temaer som: Klimaforandring og -tilpasning, konfliktarter, biologiske indikatorer, restaurering af vandløb og søer, miljøfremmede stoffer og filtre i landskabet m.m. Det kan virkelig anbefales at deltage, og foruden en masse ny viden, er symposiet også en god mulighed for at mødes med fagfæller og få inspiration til nye projekter. For mere info om program, tilmelding og indlogering, se: www.ferskvandssymposiet.dk



Biprodukter af desinfektionsmidler i drikkevand skaber behov for monitoring og registrering

Biprodukter af desinfektionsmidler (DBP'er) giver anledning til stigende bekymring for vores sundhed. Stofferne forekommer i flere grupper og er kemisk meget forskellige, hvilket gør dem vanskelige at monitorere. Svenske forskere har vurderet en ny metode til bestemmelse af et bredt udvalg af DBP'er, hvilket ikke er muligt med de nuværende teknikker. Metoden anvender gaskromatografi sammen med en halogen-specifik detektor (XSD). Metoden er testet på vandprøver fra to kommunale vandværker i Sverige.

Kemiske desinfektionsmidler kan reagere med naturligt organisk stof, humane forureningsmidler samt bromider og iodider, hvilket resulterer i uønskede DBP'er. Disse kan udgøre en risiko for vores sundhed, da nogle

af disse stoffer har carcinogene, mutagene og genotoksiske evner. I dag er mere end 600 DBP'er identificeret. Af disse har trihalometaner og haloeddikesyrer fået mest opmærksomhed og er blevet (delvist) reguleret. Imidlertid er der stigende interesse i sundhedsrisikoen fra uregulerede DBP'er, som forekommer i lavere koncentrationer, men ofte er mere toksiske.

Den nye metode, der anvender gaskromatografi sammen med XSD, er meget selektiv og specifik for halogener. Halogenerede DBP'er er meget forskellige og omfatter trihalometaner og haloeddikesyrer og flere andre grupper af halogenerede stoffer.

Testen af metoden på drikkevandsprøver viste, at den kunne måle et bredt spektrum af DBP'er (både regulerede og uregulerede) ned til 0,05 ug/l. Laboratorie eksperimenter viste imidlertid, at metoden ikke er tilstrækkelig til samtidig bestemmelse af trihalometaner og haloeddikesyrer, da haloeddikesyre methyl estere nedbrydes i processen og skaber falske trihalometan positiver. CH

Andersson, A., Ashiq, M.J., Shoeb, M. et al. (2018): Evaluating gas chromatography with a halogen-specific detector for the determination of disinfection by-products in drinking water. *Environmental Science Pollution Research*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1419-2>.

Kulstofbegrænsning af søernes produktivitet

Indtil nu har man antaget, at CO₂-optagelsen fra atmosfæren fuldt ud kunne dække planteplanktonets behov i næringsrige søer. Nu har ny forskning fra Biologisk Institut, Københavns Universitet vist, at det højere indhold af uorganisk kulstof i hårdt vand i kalkrige, næringsrige søer kan øge planteplanktonets produktivitet op til fem gange om sommeren.

I en ny videnskabelig artikel i tidsskriftet *Proceedings of the Royal Society* viser Lektor Theis Kragh og Professor Kaj Sand-Jensen, Ferskvandsbiologisk Sektion på Biologisk Institut den hidtil oversete betydning af forsyningen med uorganisk kulstof for en høj produktivitet af planteplankton under gode nærings- og lysforhold. En højere biomasse ses tilsvarende ved sammenligning af 204 naturlige danske søer.

Forskerne testede betydning af indholdet af uorganisk kulstof i udendørs test-bassiner – fra blødt søvand med et lavt kulstofindhold af kulstof til hårdt, kalkrigt søvand, svarende til vand fra østdanske lerjorder. Her femdobledes planteplanktonets produktivitet i et forsøg, der varede en måned. Det viser, at produktiviteten øges med mængden af tilgængeligt kulstof i næringsrigt vand.

Tilsvarende store forskelle fandtes ved sammenligning af mængden (biomassen) af plante-plankton i næringsrige søer med blødt versus hårdt vand. Hårdt søvand indeholder meget uorganisk kulstof, som planteplanktonet kan udnytte. Meget uorganisk kulstof får også pH-værdien til at stige i vandet. Højere pH øger CO₂-optagelsen fra luften betragteligt. Og når kalk udfældes ved høj pH, frigives CO₂ til planktonets fotosyntese. Netop den kalkudfældning sker i de fleste østdanske søer om sommeren.

Forskerne anfægter ikke næringsstoffernes helt overordnede betydning for planteplanktonets biomasse i søer og kystområder. Men det er vigtigt at erkende, at forsyningen med uorganisk kulstof medvirker i reguleringen af planteplanktonets produktivitet. Planktonets nettoproduktion af organisk stof om sommeren forsynes altovervejende ved optagelse af CO₂ fra atmosfæren og denne optagelse forstærkes af den høje pH. Men selv i midt- og vestjyske næringsfattige søer med blødt vand har de påvist, at planktonets fotosyntese om sommeren til tider begrænses af CO₂ forsyningen fra vandet.

Resultaterne viser, at man fremover bør samtænke betydningen af næringsstoffer, lys og uorganisk kulstof for reguleringen af planteplanktonets fotosyntese, produktivitet og biomasse. Næringsstofferne sætter den potentielle øvre grænse for produktiviteten, men lys og uorganisk kulstof afgør i hvilket omfang potentialet nås. CH

Danish Water Forum

Danish Water Forum afholder hvert år en "Water Research Conference" som har fokus på de seneste forsknings- og udviklingsresultater inden for vand bredt set. I de senere år har fokus specielt været på rensning af problematiske stoffer i drikkevand, klimasikring, grundvandskortlægning og industriel vandforbrug. Konferencen besøges af godt 120 vandprofessionelle og der fremlægges 30-40 nye papers. Desuden uddeles der to præmier for de to bedste præsentationer udført af yngre forskere. Præmierne er på 10.000 kr og sponsoreres af NIRAS og Grundfos. I 2019 vil der også være en Tech-Challenge, hvor en industri vil fremlægge et problem til løsning blandt studerende og igen vil der være en præmie til de 3 bedste løsninger. Årets Tech-Challenge er sponsoreret af AVK. Find mere om konferencen på www.danishwaterforum.dk

Kvælstofregulering og målretning med målinger

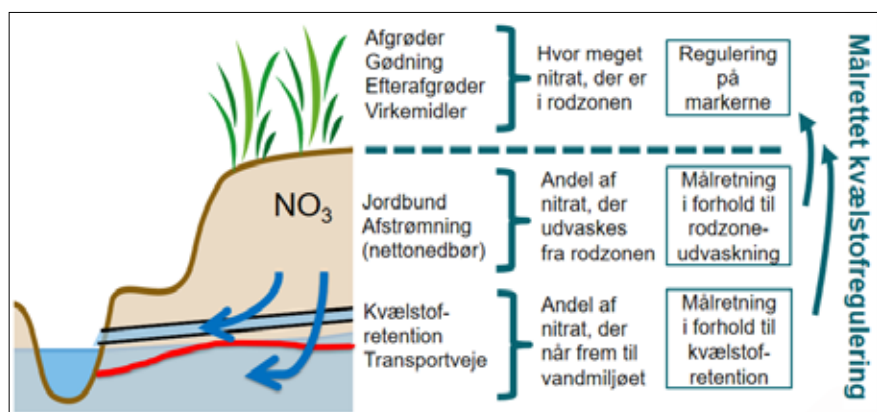
Kvælstofregulering kan baseres på det potentiale for kvælstofudvaskning, som dyrkningen af jorden er årsag til. Udvasningspotentialet kan måles med N-min. I en emissionsbaseret regulering kan måling af N-min indgå som en udfordringsret. Målinger i vandløb og i dræn kan anvendes som grundlag for målretning af reguleringen og dermed kvælstofindsatsen.

SØREN KOLIND HVID

I årene forud for aftalen om Fødevarer- og landbrugspakken /1/ i 2015 udtrykte mange landmænd et stærkt ønske om at få en anderledes kvælstofregulering end den daværende med økonomisk underoptimale kvælstofnormer. Mange ville gerne have en regulering baseret på egne eller lokale kvælstofmålinger. Den store interesse for kvælstofmålinger blandt landmænd var baggrunden for at igangsætte GUDP projektet om emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering i 2014. Gennem projektet er der sat fokus på både måletekniske, økonomiske og reguleringsmæssige problemstillinger ved at indføre en mulighed for kvælstofregulering ud fra egne målinger. Der har været arbejdet med måling af kvælstoftransport i vandløb og i dræn samt med måling af mineralisk kvælstof i jord (N-min) om efteråret som indikator for den potentielle kvælstofudvaskning fra rodzonen.

Måling af kvælstof i vandløb

Måling af kvælstof i vandløb må nødvendigvis omfatte alle de kvælstofbidrag, der er i vandløbets opland, såsom bidrag fra dyrkede og udyrkede arealer, natur, skov, rensningsanlæg, spredt bebyggelse og deposition. For at bestemme kvælstofudledningen fra dyrkede



Figur 1. Skematisk præsentation af faktorer, der påvirker kvælstofudledningen fra dyrkede arealer og hvordan disse faktorer kan indgå i en emissionsbaseret kvælstofregulering og i en målretning af reguleringen og dermed kvælstofindsatsen.

arealer er det nødvendigt at foretage en kildeopsplitning af den målte kvælstoftransport. Kildeopsplitningen er behæftet med en vis usikkerhed, bl.a. fordi det er nødvendigt at benytte standardtal for kvælstofbidrag fra udyrkede arealer, natur og skov. Efter kildeopsplitning har man et tal for kvælstofbidraget fra de dyrkede arealer samlet set. Det er ikke muligt at bestemme kvælstofbidraget fra de enkelte marker eller bedrifter. Det er medvirkende til, at vandløbsmålinger er uegnede til kvælstofregulering på bedriftsniveau.

Kvælstofudledningen fra dyrkede arealer til vandløb afhænger af tre overordnede forhold, nemlig i) udvasningspotentialet i rodzonen, ii) andelen af nitrat i rodzonen, der udvaskes

og iii) kvælstofretentionen mellem rodzone og vandløb, jf. figur 1. Udvasningspotentialet er bestemt af afgrødevalget og dyrkningshistorien, især afgrøde og dyrkningspraksis i det aktuelle år. Kvælstofvirkemidler på dyrkningsfladen betragtes her som en del af dyrkningspraksis. Andelen af nitrat, der udvaskes fra rodzonen, afhænger af jordtypen og afstrømningen (nettonedbør). Kvælstofretentionen afhænger af fysiske og kemiske forhold i jorden og kvælstoffets transportveje fra rodzone til vandløb. Ud fra vandløbsmålinger alene kan man ikke afgøre, hvor meget henholdsvis udvasningspotentialet og kvælstofretentionen betyder for kvælstofudledningen. Kvælstofretentionen kan variere meget mellem både

Tabel 1. Oversigt over estimerede omkostninger ved at måle kvælstof i vandløb, i dræn og i jorden (N-min).

Type måling	Antal målinger pr. år	Antal ha (dyrket)	Årlig omkostning kr. i alt	Årlig omkostning kr. pr. ha
Vandløb (1 station v. udløb)	12-26	1.000	55-105.000	55-105
Vandløb (2 stationer)	12-26	1.000	110-210.000	110-210
Dræn (mindre opland)	7-14	30	26-40.000	860-1.300
Dræn (større opland)	7-14	120	28-43.000	230-360
Dræn m. Sorbicelle	10	120	13.000	110
N-min (jordprøver)	1 pr. 5 ha	5	1.200-1.800	240-360

marker og oplande. Gennem afgrødevalg, dyrkningspraksis og virkemidler på dyrkningsfladen kan landmanden kun påvirke udvaskningspotentialt. Målinger i vandløb er ikke egnede til at regulere det, der foregår på dyrkningsfladen, da forskelle i udvaskningspotentialt helt kan overskygges af forskelle i kvælstofretention.

Måling af kvælstof i dræn

Målinger i dræn er i vid udstrækning omfattet af de samme problemstillinger som målinger i vandløb, bortset fra at kildeopsplitning ikke er nødvendig, da dræn normalt kun afleder vand fra dyrkede arealer. Både ved måling i vandløb og i dræn kan der være kvælstoftransport med grundvand, som ikke kommer med i målingen, hvis nitratbærende grundvand dannet i oplandet strømmer uden om målestationen. Risikoen for, at en sådan transport er betydende, er større jo mindre oplandet er. Korrekt afgrænsning af oplande til vandløb og dræn kan være en udfordring. Man kan forsøge at korrigere for kvælstoftransport over oplandsgrænsen via grundvand gennem hydrologisk modellering, men det er ressourcerelevende og næppe realistisk i forbindelse med generel kvælstofregulering.

Kvælstofudledningen via dræn er ligesom kvælstoftransporten i vandløb påvirket af både udvaskningspotentialt, der er bestemt af dyrkningspraksis, og andelen af nitrat i rodzonen, der udvaskes, samt kvælstofretentionen, der afhænger af de fysiske og kemiske forhold i jorden over og under dræne. Målinger i dræn er heller ikke egnede til at regulere udvaskningspotentialt, dvs. det der foregår på dyrkningsfladen, da kvælstofretentionen også her helt kan overskygge forskelle i udvaskningspotentialt.

Måling af udvaskningspotentialt

Måling af mængden af mineralisk kvælstof (N-min) i jorden om efteråret før afstrømningen begynder kan anvendes som indikator for udvaskningspotentialt, jf. efterfølgende artikler

om N-min. Som tidligere nævnt er kvælstofudledningen fra dyrkede arealer til vandløb bestemt af udvaskningspotentialt i rodzonen, jordbunden, afstrømningen og kvælstofretentionen mellem rodzone og vandløb. Måling af N-min på det rette tidspunkt om efteråret adskiller sig grundlæggende fra målinger i både vandløb og dræn ved ikke at være påvirket af hverken afstrømning eller kvælstofretention. N-min målinger kan anvendes, hvis man ønsker en regulering på basis af udvaskningspotentialt på dyrkede arealer. N-min målinger har endvidere den fordel, at de er markspecifikke, mens målinger i vandløb integrerer kvælstofbidragene fra et helt opland, hvor den geografiske afgrænsning kan være mere eller mindre veldefineret.

Måleomkostninger

Kvælstofmålinger koster en del, uanset om målingerne foregår i jorden, i dræn eller i vandløb, jf. tabel 1. Hvorvidt det er for dyrt at måle eller en acceptabel omkostning afhænger naturligvis af, hvad man får ud af det. Formålet med den igangværende omlægning af kvælstofreguleringen i retning af en stadig mere målrettet og emissionsbaseret regulering er, at indsatsen, der skal til for at nå de fastsatte miljømål, bliver så omkostningseffektiv som muligt. Kravet om omkostningseffektivitet er relevant både på bedriftsniveau og på samfundsniveau. Det er ikke muligt på forhånd at svare på, hvad en landmand vil kunne få ud af at iværksætte egne målinger i tilfælde af, at det bliver en mulighed i kvælstofreguleringen. For det første afhænger det af, hvordan kvælstofreguleringen er udformet og hvilke omkostninger, der er for den enkelte bedrift ved kvælstofreguleringen uden målinger. For det andet vil det afhænge af, om bedriften gør det bedre end gennemsnittet med hensyn til at begrænse kvælstof-tab.

Da projektet om emissionsbaseret kvælstofregulering blev startet i 2014 var alle landmænd tvunget til at undergødskede afgrøderne med kvælstof. Undergødskningen havde nået

et niveau, hvor det var et relativt dyrt virkemiddel. Den tvungne undergødskning blev afskaffet fra og med 2017. Under den nugældende kvælstofregulering har landmændene især omkostninger til dyrkning af efterafgrøder /2/. Omkostningerne til efterafgrøder varierer; men som eksempel er her antaget, at efterafgrøder koster 500 kr. pr. ha, hvis det er muligt at have efterafgrøderne uden sædskifteændringer. Hvis der f.eks. skal være efterafgrøder på 20 pct. af det dyrkede areal, så svarer det til en omkostning på 100 kr. pr. ha, når omkostningerne fordeles på hele det dyrkede areal. Efterafgrøder er langt dyrere, hvis de medfører sædskifteændringer. Det fremgår af tabel 1, at kvælstofmålinger generelt er dyrere end efterafgrøder uden sædskifteændringer. Den økonomiske byrde for den enkelte landmand ved kvælstofreguleringen efter 2021 kendes ikke. Dermed kendes incitamentet til at måle heller ikke.

N-min og udfordringsret

En kvælstofregulering, der baseres på N-min målinger generelt på det dyrkede areal, vil blive for dyr, jf. ovenstående. En emissionsbaseret regulering vil imidlertid kunne bygge på typetal for udvaskningspotentialt, der fastsættes afhængig af afgrøde, efterårsplantedække, gødskning, forfrugt og evt. andre dyrkningsmæssige forhold, der har betydning for udvaskningspotentialt. Typetal kan fastsættes, så de er rigtige ud fra en gennemsnitsbetragtning; men i praksis vil der være en variation i udvaskningspotentialt, der ikke kan afspejles gennem nok så differentierede typetal. Der vil være landmænd, der via god driftsledelse eller en særlig dyrkningspraksis kan bringe udvaskningspotentialt længere ned end andre landmænd. Disse landmænd kan opleve det som en uretfærdighed at blive reguleret efter typetal. I tilknytning til en generel emissionsbaseret regulering vil man kunne indføre en mulighed for at måle N-min og dermed udvaskningspotentialt på egne marker som en slags udfordringsret. Der kan fastsættes retningslinjer for, hvordan N-min skal måles og hvor mange målinger, der skal til for at resultaterne kan erstatte generelle typetal for udvaskningspotentialt.

Den målrettede kvælstofregulering

Ved siden af den generelle kvælstofregulering, der blandt andet omfatter pligtige efterafgrøder og som er ens for alle landbrugsbedrifter i hele landet, er det politisk besluttet at indføre en målrettet kvælstofregulering, der indføres gradvis frem mod 2021. Kvælstofindsatsen under den målrettede regulering er differentieret mellem kystvandomplande i forhold til

Tabel 2. Oversigt over mulige anvendelser af kvælstofmålinger i en fremtidig kvælstofregulering og målretning af kvælstofindsatsen.

	Mulig anvendelse	Implementering
N-min målinger efterår	Fastsætte udvaskningspotentiale på egne marker. Kan indgå som en udfordringsret i en generel emissionsbaseret kvælstofregulering.	Eventuelt fra 2021 som en frivillig mulighed. Meget dyrt som generelt krav.
Drænmålinger	Fastsætte kvælstofretention på markniveau, hvis kvælstofudledning via dræn er stærkt dominerende på arealet og drænoilandet er velafgrænset, - som grundlag for målretning af kvælstofindsats. Ikke egnet til regulering af udvaskningspotentiale.	Ikke foreløbig. Forudsætter generel kortlægning af kvælstof-retention på markniveau. Meget dyrt.
Vandløbsmålinger (på ID15 niveau)	Forbedre eksisterende kortlægning af kvælstofretention - som grundlag for målretning af kvælstofindsats. Ikke egnet til regulering af udvaskningspotentiale.	Er implementeret fra 2017 som en frivillig mulighed (Udfordringsretten).

forskelle i behovet for reduktion af kvælstofudledningen. Derudover forsøger man at målrette en del af kvælstofindsatsen inden for hvert kystvandopland mod de områder, hvor kvælstofindsatsen giver størst effekt og dermed er mest omkostningseffektiv. Som grundlag for målretningen anvendes et nationalt kvælstofretentionskort /3/, der for områder på i gennemsnit 1500 ha (ID15 deloplande) angiver, hvor stor en andel af det nitratkvælstof, der udvaskes fra rodzonen, der forventes at blive reduceret inden kvælstofet når ud til kysten eller fjorden. Effekten af virkemidler på kvælstofudledningen til det marine vandmiljø er høj, hvis kvælstofretentionen, dvs. nitratreduktionen, er lav.

Målretning med målinger

Kvælstofretentionskortet er behæftet med en betydelig usikkerhed. I gennemsnit for alle ID15 oplande er usikkerheden angivet til +/- 19 procentpoint /3/. Kvælstofindsatsen under den målrettede regulering kan gøres mere omkostningseffektiv gennem en mere præcis retentionskortlægning. Målinger og beregninger i to af de tre pilotoplande, der er arbejdet med i GUDP projektet, indikerer, at den faktiske kvælstofretention er væsentlig anderledes end den hidtil kortlagte kvælstofretention.

Vandløbsmålinger kan således bidrage til en større præcision i retentionskortlægningen og dermed en bedre målretning af kvælstofindsatsen. Det kræver, at den målte kvælstof-

transport i vandløb sammenholdes med beregninger af kvælstofudvaskningen fra rodzonen i oplandet, så omfanget af nitratreduktion kan fastlægges. Kvælstofretentionen kan variere en del fra år til år. Bestemmelse af den gennemsnitlige kvælstofretention med en tilpas lav usikkerhed kræver således vandløbsmålinger gennem en årrække.

I første omgang vil det være oplagt at gøre målretningen mere præcis gennem flere vandløbsmålinger på ID15 niveau. På sigt vil man kunne forfine retentionskortlægningen, når datagrundlaget tillader det. Det vil kunne understøttes af vandløbsmålinger på en mindre skala end ID15 og eventuelt også af drænmålinger, hvis retentionskortlægningen udbygges til markniveau.

Med den målrettede kvælstofregulering blev der også indført en såkaldt udfordringsret, der går ud på, at landmænd individuelt eller organisationer kan iværksætte vandløbsmålinger. Hvis vandløbsmålingerne gennemføres efter fastsatte retningslinjer, vil måleresultaterne indgå i den fremadrettede, nationale planlægning af kvælstofindsatsen. Målingerne vil altså potentielt kunne anvendes til at forbedre kvælstofretentionskortet.

Referencer

- /1/ Miljø- og Fødevareministeriet, 2015. Aftale om Fødevare- og Landbrugspakken. 26 sider.
- /2/ Miljø- og Fødevareministeriet, 2018. Aftale om målrettet regulering. 9 sider
- /3/ Højberg A.L., Windolf J., Duus Børgesen C.D., Trolborg T., Tornbjerg H., Blicher-Mathiesen G., Kronvang B., Thodsen H. og Ernsten V. 2015. National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metoderapport. 111 sider.

SØREN KOLIND HVID (skh@seges.dk), Landskonsulent ved Landbrug & Fødevarer SEGES. Projektleder for GUDP projektet om emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering 2014-18.



Piberggrøft og Maglemoserenden ved Saltå Å. Foto: Sofie W. van't Veen

Sådan måles potentiale for kvælstofudvaskning

Måling af jordens indhold af mineralsk kvælstof (N-min) om efteråret kan anvendes som indikator for den potentielle kvælstofudvaskning fra rodzonen. Prøvetagning og bestemmelse af N-min efter veldefinerede retningslinjer er afgørende for med hvilken præcision N-min er indikator for kvælstofudvaskning i vinterhalvåret.

CHRISTEN D. BØRGESEN, KRISTOFFER
PIL, FINN P. VINTHÆR &
SØREN KOLIND HVID

N-min er en betegnelse for summen af en jords indhold af nitrat-N og ammonium-N. Indholdet af N-min bestemmes normalt til 1 meters dybde. Efter høst er N-min niveauet i jorden normalt lavt, fordi det mineralske kvælstof er optaget af afgrøden. På grund af mineralisering sker der på ubevokset jord en øgning af N-min gennem efteråret indtil afstrømningen begynder og der fjernes nitrat fra rodzonen ved udvaskning. Indholdet af N-min i jorden om efteråret før afstrømningen starter har stor betydning for, hvor meget kvælstof, der kan blive udvasket fra rodzonen i den efterfølgende vinterperiode.

Tidspunkt for prøvetagning

Det optimale tidspunkt for udtagning af jordprøver til bestemmelse af N-min om efteråret er umiddelbart inden afstrømningen ud af rodzonen begynder. På sandjord med en lille vandholdende evne begynder afstrømningen ud af rodzonen på et tidligere tidspunkt om efteråret end på lerjord. Derfor skal forskellige jordtyper prøvetages på forskellige tidspunkter. På sandjord kan der også hurtigere ske en større ændring i N-min som følge af afstrømning. Måling af N-min på sandjord er derfor væsentlig mere følsom for valg af prøvetag-



Foto 1. Prøvetagningsudstyret kan f. eks. være monteret på en Gator.

ningstidspunkt end lerjord. Prøvetagningen kan justeres i forhold til det tidspunkt, hvor det i det aktuelle år forventes, at jorden er fugtet op til markkapacitet og afstrømningen starter.

Anbefalede prøvetagningsterminer på baggrund af undersøgelser i projektet opdelt efter jordtype:

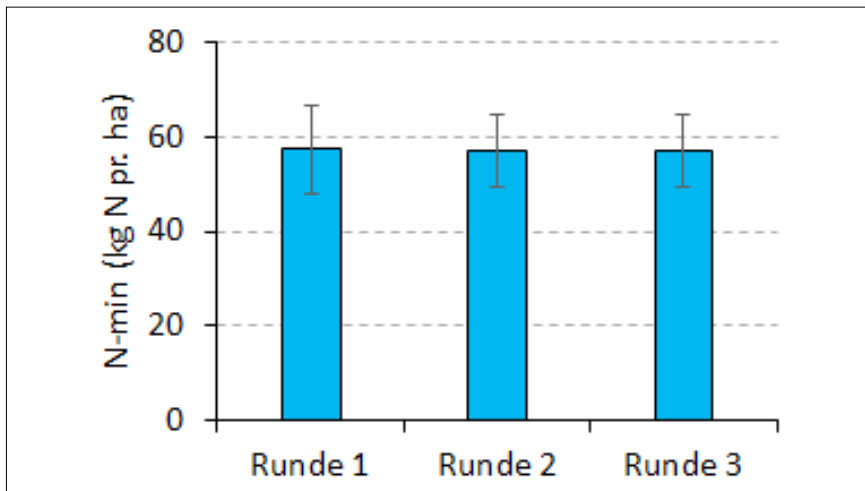
JB 1 og 3: 1. oktober – 15. oktober

JB 2 og 4: 15. oktober – 1. november

JB 5-7: 1. november – 15. november

Ændring i N-min gennem efteråret

Af praktiske grunde vil udtagning af jordprøver til bestemmelse af N-min strække sig over en periode på må-ske en måned, hvis der skal udtages mange prøver i et område. Derfor er det undersøgt, hvor meget N-min typisk kan ændre sig i prøvetagningsperioden, jf. figur 1. N-min indholdet i jorden kan stige ved mineralisering af jordens organiske materiale og hvis der tilføres gødning. N-min indholdet kan falde, hvis der bliver fjernet kvælstof fra



Figur 1. Middel N-min på 81 lokaliteter, der er prøvetaget på tre tidspunkter i løbet af efteråret. Runde 1 i 2. halvdel af september, runde 2 i oktober og runde 3 i november.

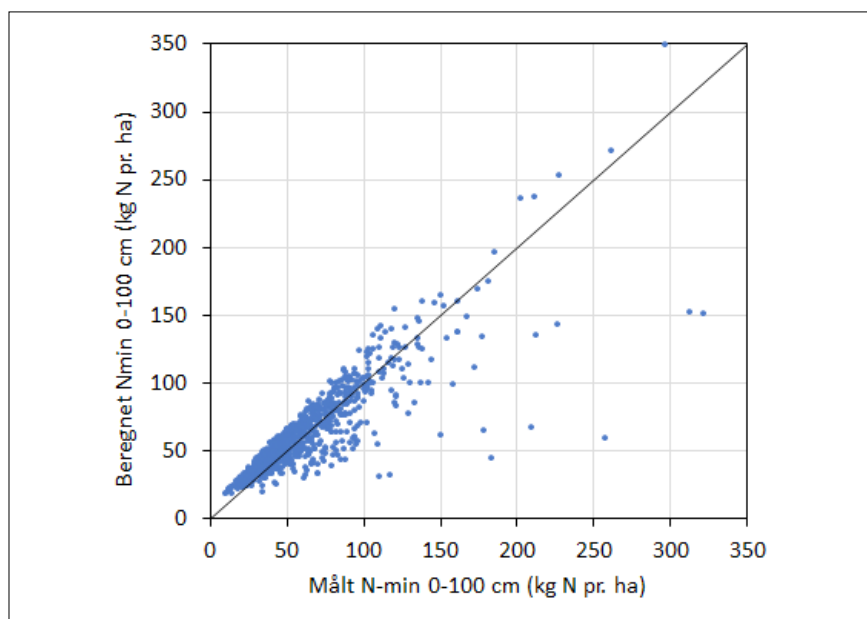
rodzonen ved udvaskning, denitrifikation og planteoptagelse. Normalt er flere af disse omsætningsprocesser i gang samtidig. Da prøvetagningsperioden ligger før der sker udvaskning, så vil udviklingen i N-min især afhænge af balancen mellem mineralisering, denitrifikation og planteoptagelse.

Figur 1 viser det gennemsnitlige N-min i jorden på 81 lokaliteter, der er prøvetaget på tre tidspunkter i løbet af efteråret. 1. runde med prøvetagning var i 2. halvdel af september. 2. runde var i oktober og 3. runde i november. I gennemsnit er der ingen forskel på N-min. På den enkelte lokalitet kan der være ret stor forskel på N-min mellem de tre runder, bl.a. afhængig af plantedækket på lokaliteten. Overordnet set viser undersøgelsen dog, at bestemmelse af N-min som gennem-

snit af flere marker er ret robust i forhold til prøvetagningstidspunktet.

Prøvetagning og markstørrelse

Hver jordprøve skal bestå af en sammenblanding af mindst 16 jordprøvestik. Inden for alle marker er der en variation i N-min. Jordprøven skal bedst muligt repræsentere det gennemsnitlige N-min niveau i marken. Antal ha pr. jordprøve er en afvejning af prøvetagningssikkerhed og omkostninger til prøvetagning. Det anbefales, at 1 jordprøve maksimalt repræsenterer 5 ha. Større marker neddeles i delmarker på maksimalt 5 ha. På det markareal, der er repræsenteret ved én prøve, skal der have været samme afgrøde og dyrkningspraksis på hele arealet.



Figur 2. N-min i 0-100 cm dybde estimeret ud fra målt N-min i 0-50 cm dybde sammenholdt med målt N-min i 0-100 cm dybde. 916 målinger i Kvadratnettet og i forsøgsmarker. Omregning: Beregnet N-min 0-100 cm = $1,3 \cdot \text{målt N-min 0-50 cm} + 8,9$ ($R^2 = 0,75$).

Prøvetagningsdybde

N-min indholdet i jorden bestemmes som standard til 1 meters dybde. Det er imidlertid undersøgt, om N-min kan bestemmes med en acceptabel sikkerhed ved at udtage jordprøverne til 50 cm dybde og så omregne til N-min i 1 meters dybde. Det er undersøgt ved at udtage et stort antal N-min prøver lagdelt til 1 meters dybde. Der er opstillet en relation mellem N-min målt i 0-50 cm dybde med N-min målt i 0-100 cm dybde. I figur 2 er vist, hvor godt N-min i 0-100 cm dybde kan estimeres med denne relation ud fra N-min målt i blot 0-50 cm dybde.

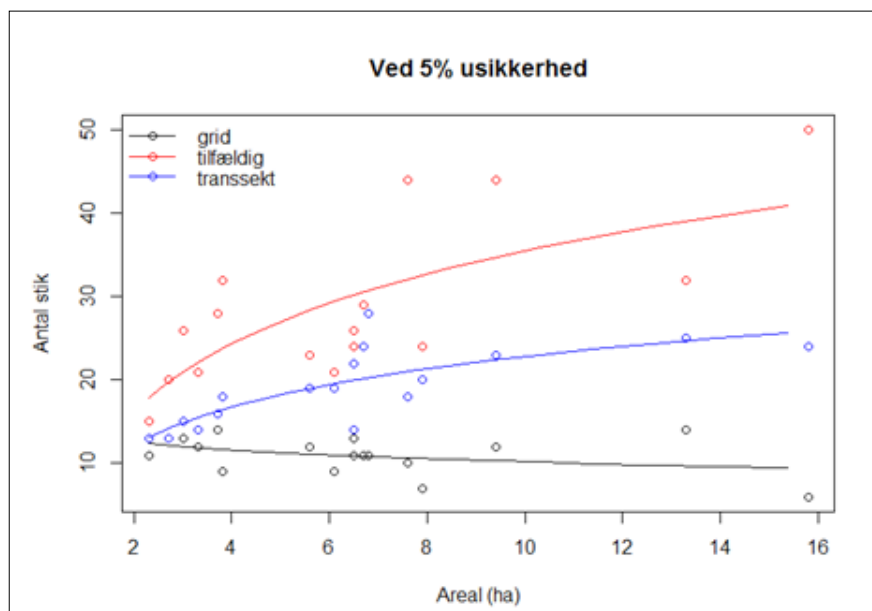
Prøvetagning i 0-50 cm dybde vil være langt billigere end prøvetagning til 1 meters dybde; men som det fremgår af figur 2, så er der for mange af prøvestederne en stor afvigelse mellem det beregnede N-min i 0-100 cm dybde sammenlignet med det målte indhold. Derfor anbefales det, at N-min prøver udtages til 1 meters dybde.

Udtagningslinjer

Der er gennemført en grundig analyse af den mest optimale prøvetagningsstrategi ^{1/}. Det er undersøgt på såkaldte prikmarker, hvor der er udtaget ét stik med jordprøveboret i et systematisk grid med 25 m mellem prøvetagningspunkterne (punktprøver). N-min er bestemt for hvert prøvepunkt. Derefter er der foretaget en statistisk analyse af hvilken udtagningsstrategi, der giver den mindste usikkerhed i forhold til den "sande" N-min værdi, der er beregnet som gennemsnittet af alle punktprøverne på marken. Udtagning af jordprøver i praksis er simuleret ved at beregne gennemsnittet af 16 punktprøver svarende til, at en jordprøve består af en sammenblanding af jord fra 16 enkeltstik fordelt på arealet. Udtagning af prøvestik i et grid giver den mindste usikkerhed, jf. figur 3. Udtagning af 16 stik på en linje, der går diagonalt fra hjørne til hjørne i forhold til markens dyrkningsretning, giver en lidt større usikkerhed. Udtagning af prøvestik på en diagonal linje er imidlertid langt hurtigere end udtagning i et grid, da der ikke skal køres så langt med prøvetageren. Samtidig begrænses afgrødeskaden ved prøvetagning på en diagonal linje. Det anbefales derfor, at en jordprøve udtages med mindst 16 prøvestik på den længste diagonallinje fra hjørne til hjørne på udtagningsfladen. De 16 stik placeres med lige stor indbyrdes afstand.

Gravetilladelse

Inden man går i gang med at udtage jordprøver til større dybde end 40 cm er det lovpåkligt at foretage en graveforespørgsel ved



Figur 3. Antal stikprøver som funktion af markens areal (ha) ved en N-min bestemmelsesusikkerhed på 5% for prøvetagning i henholdsvis et grid, tilfældig og på en transekt (diagonalinje).

ledningsejerregistret (LER). Hvis jordprøverne udtages på en linje, så skal forespørgslen mindst omfatte et areal, der går 5-10 meter til hver side i forhold til udtagningslinjen. Betalingen for ledningsoplysninger og tidsforbruget til forespørgslerne skal medregnes i omkostningerne ved udtagning af N-min prøver.

N-min eller kun nitrat

N-min omfatter både nitrat-N og ammonium-N i jorden. Nitrat-N udgør normalt langt den største andel af N-min. Opbevaring og håndtering af jordprøverne er enklere, hvis prøverne kun analyseres for nitrat. Der kan også spares lidt på analyseomkostningerne ved kun at analysere for nitrat og så omregne fra nitrat-N til N-min med en fast omregnings-

faktor. Der er gennemført en analyse af hvor sikkert N-min kan beregnes ud fra nitrat-N alene. Ud fra 1.065 bestemmelser af N-min, hvor er både er målt nitrat og ammonium er der opstillet en relation mellem målt nitrat-N i prøverne og målt N-min (nitrat-N + ammonium-N). I figur 4 er vist med hvilken sikkerhed N-min kan beregnes ud fra måling af nitrat alene.

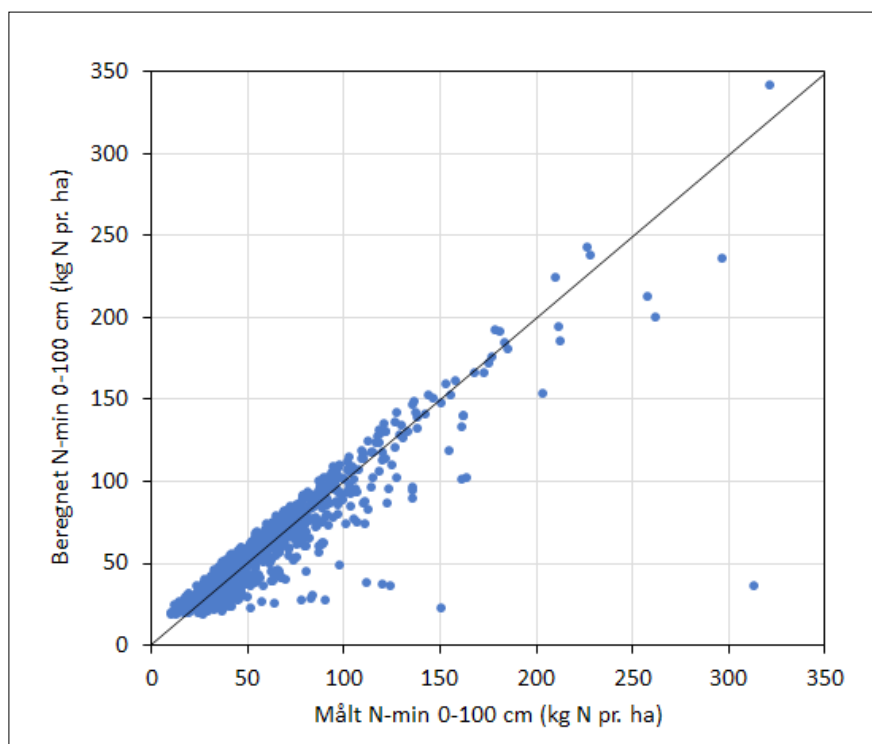
En analyse af 6.036 N-min målinger om efteråret i perioden 1986-2009 viste, at i 69 pct. af prøverne lå ammoniumindholdet i intervallet 5-15 kg N pr. ha. Kun 10 pct. af prøverne havde et indhold over 19 kg N pr. ha. Nitratindholdet i jorden varierer mere end ammoniumindholdet. Det skal dog bemærkes, at der er nogle prøver, hvor ammoniumandelen udgør en stor andel af N-min. Det gælder især ved lave N-min værdier. Det anbefales, at jordprøver til bestemmelse af N-min analyseres for både nitrat og ammonium.

Beregning af kg N-min pr. ha

Analyseværdierne, der opgøres i mg N pr. kg tør jord, skal omregnes til kg N pr. ha i 0-100 cm dybde. Til omregningen skal man anvende jordens rumvægt. For jordtyperne JB 1 til JB 7 anvendes normalt en standardrumvægt på 1,43 g pr. cm³, hvis humusindholdet er under 7%. For jordtyper med et højere humusindhold skal der anvendes en specifik rumvægt. Anvendelse af en standardrumvægt medfører en vis usikkerhed på bestemmelsen af N-min.

Usikkerhed på måling af N-min

Ved en eventuel anvendelse af N-min målinger til kvælstofregulering er det væsentligt at vide, hvilken usikkerhed den målte N-min er behæftet med. Usikkerheden på en N-min værdi skyldes dels den usikkerhed, der er på analysen i laboratoriet og omregningen til kg N-min pr. ha, dels usikkerheden på prøvetagningen i marken. Der er gennemført analyser af de forskellige usikkerheder /1/. Usikkerheden i marken stiger med stigende markstørrelse. Usikkerheden på prøvetagningen afhænger også af hvor meget N-min varierer inden for marken. Markvariationen er undersøgt i fire marker og ideelt bør markvariationen undersøges i flere marker, for at kunne generalisere usikkerhedsestimater. Under alle omstændigheder vil usikkerheden på en enkelt N-min måling være relativt stor. Derfor er det nødvendigt med et vist antal målinger for at kunne bestemme N-min med en acceptabel lav usikkerhed til reguleringsformål. Kravet til antal målinger vil afhænge af både N-min niveauet og variationen mellem marker. Antallet af målinger vil derfor afhænge af, om man ønsker at bestemme det gennemsnitlige N-



Figur 4. N-min estimeret ud fra målt nitrat-N sammenholdt med målt N-min (nitrat-N + ammonium-N). 1.065 målinger i kvadratnettet og i forsøgsmarker. Omregning: $Beregnet\ N-min = 1,05 * \text{målt nitrat-N} + 16$ ($R^2 = 0,84$).

Faktaboks:

Retningslinjer for måling af N-min.

Prøveudtagningstidspunkt:

JB 1 og 3: 1. oktober – 15. oktober

JB 2 og 4: 15. oktober – 1. november

JB 5-7: 1. november – 15. november

Prøvetagningsdybde: 1,0 meter

1 prøve pr. 5 ha.

16 enkeltstik pr. prøve. Diagonal prøvetagningslinje (længste diagonal fra hjørne til hjørne). Ingen stik på foragre.

Udtagne jordprøver nedkøles i marken med fryseelementer. Nedfryses herefter og sendes nedfrosne til laboratorium. Analyse for ammonium + nitrat efter standardmetode.

Omgregning af analyseresultat til N-min med standardrumvægt for JB1 til JB7 med humusindhold under 7 pct.

min på bedriftsniveau, hvor N-min kan variere meget mellem forskellige afgrøder, eller om man ønsker at bestemme det gennemsnitlige N-min i marker med en bestemt afgrøde. I projektet er tilvejebragt grundlaget for at beregne usikkerheden på et N-min estimat, der er beregnet som et gennemsnit af et antal målinger.

Hele bedrifter eller udvalgte afgrøder

Hvorvidt der skal måles N-min på hele bedriften eller kun i udvalgte afgrøder afhænger af hvordan reguleringsmodellen udformes. Der vil kunne fastsættes N-min normværdier på enten bedrifts- eller afgrødeniveau. Hvis man ønsker at bestemme det gennemsnitlige N-min niveau på bedriftsniveau, kan man eventuelt udforme retningslinjerne for prøvetagning således, at man kan udelade marker med bestemte afgrøder, hvor N-min med stor sikkerhed altid er meget lav. Det vil gælde permanente græsarealer, arealer med overvintrende frøgræs (ikke udlægsåret) og arealer med slætgræs (ikke udlægsåret). For marker med disse afgrøder kan der anvendes

en standard N-min værdi på 20 kg N pr. ha. Det svarer til gennemsnittet af målinger i disse afgrøder i Kvadratnettet.

Afgræsningsmarker og især marker med afgræsning sent på året er en særlig udfordring, da markvariationen i N-min er stor på grund af urin- og gødningsspletter. Afgræsningsmarker er ikke egnede til måling af N-min. Der kan i stedet fastsættes standardværdier baseret på antal dyreenheder og afgræsningsperiodens længde.

Måleomkostninger

Der er en række omkostninger forbundet med måling af N-min. Betalingen for en graveforespørgsel i ledningsejerregisteret udgør typisk 60 kr. pr. jordprøve. Tidsforbruget til planlægning af prøvetagningen på en bedrift, herunder kortlægning af udtagningslinjer, forespørgsel i ledningsejerregisteret og håndtering af GIS-filer, er estimeret til 12 minutter pr. jordprøve ved udtagning af i alt 40 jordprøver pr. bedrift. Ved en timepris på 700 kr. udgør det en omkostning på 140 kr. pr. prøve. Tidsforbruget til selve prøvetag-

ningen kan variere meget. Prøvetageren skal transporteres på en trailer til markerne. Nogle steder kan prøvetageren køre fra mark til mark. Prøvetageren må ikke køre på offentlig vej. Mange steder skal prøvetageren derfor transporteres på trailer fra mark til mark. Man må også regne med spildtid, når prøvetagningen må indstilles på grund af regnvej eller for våde marker. Det er estimeret, at tidsforbruget til prøvetagning inklusiv transporttid og forsendelse af jordprøver til laboratoriet vil variere mellem 1 og 2 timer pr. prøve. Der er regnet med en time-pris på 700 kr., der udover arbejds løn også skal dække omkostninger til kørsel og til forrentning og afskrivning af prøvetager og trailer. Prøvetagningen vil dermed koste mellem 700 og 1.400 kr. pr. prøve. Laboratorieanalysen koster ca. 70 kr. Endelig er der regnet med 6 minutter pr. prøve til beregning af analyseresultatet, data-lagring og til at informere landmanden. Det udgør en omkostning på ca. 90 kr. pr. prøve. I alt koster en N-min måling mellem 1.200 og 1.800 kr. Ved 1 prøve pr. 5 ha er der således en omkostning på 240 til 360 kr. pr. ha. Det er for dyrt til, at landmænd vil vælge at måle N-min på hele bedriften hvert år. Det er mere realistisk, at måling af N-min kan blive brugt målrettet efter bestemte afgrøder eller til stikprøveundersøgelser.

Referencer

/1/ Trénel, P., Boldsen S. 2018. Optimeret N-bestemmelse. Notat om statistisk optimering af bestemmelsen af N-min. Internt notat, SEGES

CHRISTEN DUUS-BØRGESEN (christen.borgesen@agro.au.dk) og FINN P VINTHER (finnpilgaard.vinther@agro.au.dk) er begge seniorforskere ved Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi. Arbejder med kvælstofmodellering og kvælstoftab fra landbrugsjord
KRISTOFFER PIIL (krp@seges.dk) er specialkonsulent og SØREN KOLIND HVID (skh@seges.dk) er Landskonsulent begge ved SEGES, Agro Food Park, Aarhus.

N-min som indikator for kvælstofudvaskning

Måling af kvælstofudvaskning fra rodzonen på dyrkede arealer med sugeceller er dyrt og urealistisk at gennemføre rutinemæssigt. Et alternativ kan være måling af jordens indhold af mineralsk kvælstof (N-min) i efteråret. Det kan give information om udvaskningspotentialet. Der er opstillet en model, der kan prædiktere udvaskningen fra en mark, baseret på den målte N-min i efteråret.

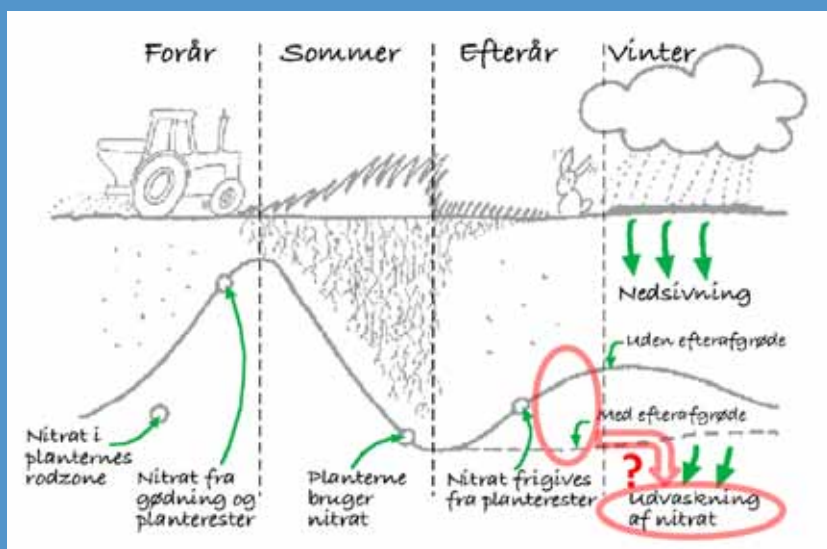
CHRISTEN D. BØRGESEN, ESTÉE SWARTZ,
FINN P. VINTHNER, KRISTOFFER PIIL &
SØREN KOLIND HVID

Den mineralske kvælstofpulje i jord består af nitrat- og ammoniumkvælstof. Nitrat er under de fleste forhold den dominerende komponent og er ligeledes den form for mineralsk kvælstof, der lettest kan udvaskes. Jordens nitratindhold varierer meget henover året (se boks 1), mens indholdet af ammonium som udgangspunkt er mere konstant. Udviklingen i den mineralske N-pulje (N-min) hen over året er således primært drevet af ændringer i jordens nitratindhold. Den typiske udvikling i jordens nitratindhold er beskrevet nedenfor og fremgår af boks 1. Nitratindholdet stiger på ubevokset jord i efteråret, hvor jorden er varm og der sker en mineralisering af planterester og organisk stof i jorden. Ved mineralisering dannes ammonium, som dog relativt hurtigt nitrificeres til nitrat.

Nitrat er vandopløselig og bindes svagt i jorden. Nitrat bliver derfor enten transporteret ud af rodzonen med overskudsnedbør, denitrificeret eller optaget af voksende afgrøder og dermed indbygget i plantetørstof. Det indhold af N-min, som kan måles sidst på efteråret før afstrømningen begynder, kan altså enten blive udvasket, optaget af en eventuel efterårsbevojsning, denitrificeret eller foreligge som N-min det efterfølgende forår. Der sker en yderligere mineralisering af kvælstof efter prøvetagningstidspunktet, men indholdet af

Boks 1. Det typiske forløb af nitratindhold i rodzonen i en landbrugsjord igennem året

Den typiske dynamik i jordens nitratindhold over året ved dyrkning af almindelige landbrugsafgrøder kan overordnet beskrives således: Forår: Ved vækstsæsonens begyndelse er mængden af nitrat stor som følge af tilført af kvælstofgødning. Sommer: I løbet af vækstsæsonen tømmes jorden næsten helt for nitrat som følge af afgrødens kvælstofoptagelse. Ved høst er nitratindholdet i jorden derfor lavt. Fordampningen af vand fra afgrøden om sommeren betyder, at der ikke løber vand ud af rodzonen, og derfor sker der ingen nitratudvaskning. Efterår: Hvis jorden er ubevokset om efteråret, vil frigivelsen af kvælstof fra omsætning af planterester og organisk stof føre til, at nitratindholdet igen stiger. Hvis jorden er bevojsset med en efterafgrøde af f.eks. græs, vil den voksende afgrøde optage en stor del af kvælstoffet, og indholdet af nitrat i jorden vil forblive lavt. Vinter: En større eller mindre del af det nitrat, som jorden indeholder om efteråret, kan – afhængig af nedbørmængde og jordtype – udvaskes i vinterhalvåret. Indholdet af nitrat i jorden falder derfor, når afstrømningen fra jorden begynder, hvilket typisk sker mellem oktober og december, afhængig af jordtype og vejforhold.



N-min i jorden når typisk det højeste niveau i efterårs- og vinterperioden lige før begyndende afstrømning ud af rodzonen.

Det er oplagt, at indholdet af N-min i rodzonen i efteråret lige før begyndende afstrømning har en sammenhæng til, hvor meget N der potentielt kan blive udvasket i den efterfølgende vinterperiode. Anvendelse af N-min målinger til at vurdere størrelsen af udvaskningen forudsætter dog, at det er muligt med rimelig sikkerhed at kvantificere relationen mellem N-min efterår og den efterfølgende N-udvaskning.

Hvad siger litteraturen?

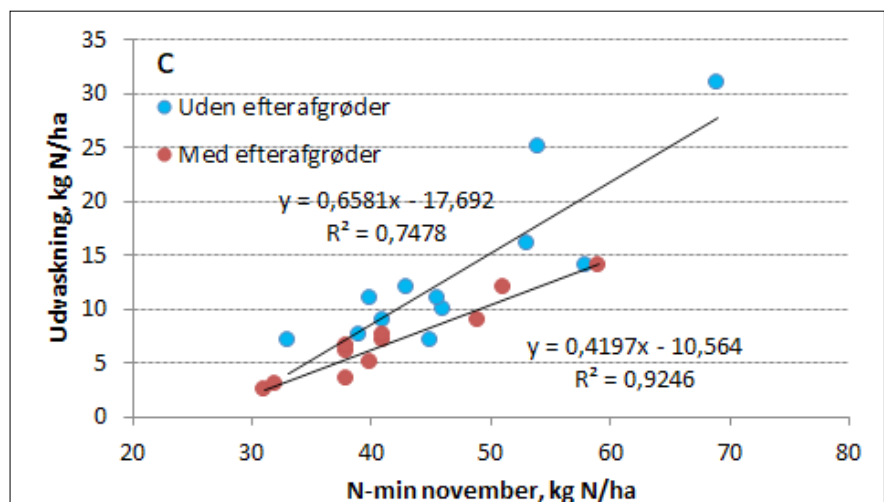
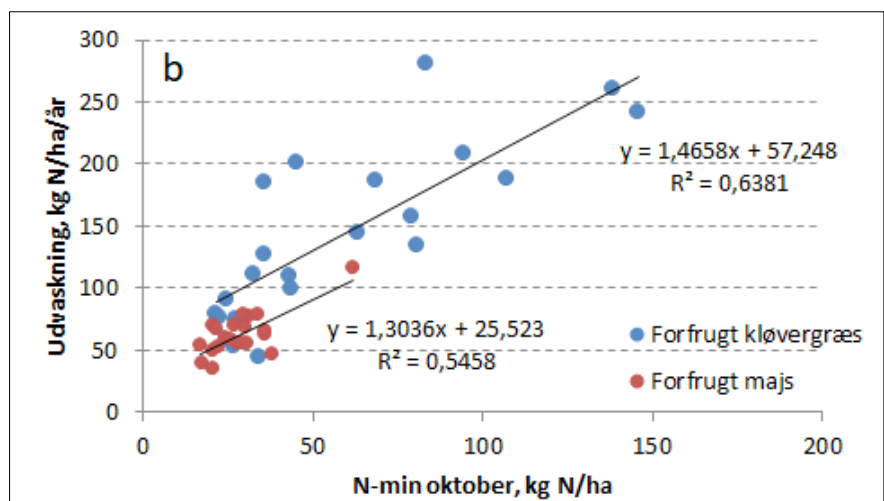
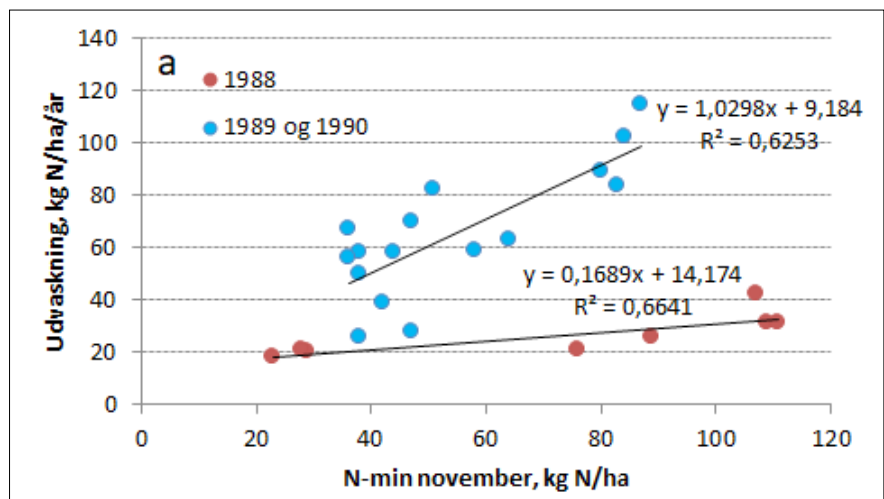
I den indledende fase af GUDP projektet "Emissionsbaseret kvælstofregulering" blev der gennemført et litteraturstudie for at undersøge, om det på grundlag af eksisterende undersøgelser er muligt at opstille "fornuftige" relationer mellem N-min efterår og den efterfølgende N-udvaskning fra rodzonen. I denne forundersøgelse indgik danske, svenske, tyske og en enkelt nordvestfransk undersøgelse, hvor der kunne findes samhoørende målinger af N-min og N-udvaskning. Litteraturstudiet indgår i sin helhed i /1/, og figur 1 viser blot et par eksempler på, hvilke udfordringer, der er forbundet med at fastsætte en "fornuftig" relation mellem N-min og udvaskning fra rodzonen.

Resultaterne øverst i figur 1 (a) stammer fra et ældre treårigt forsøg gennemført på Ødum forsøgsstation /2/. Målingerne er foretaget i de samme parceller hvert af de tre år 1988-1990, men som det ses, så adskiller 1988 sig meget fra de to andre år med en betydeligt lavere udvaskning. Forskellen skyldes forskelle i afstrømning, med 150-160 mm i 1988 og 250-270 mm i både 1989 og 1990. Man er således nødt til at inkludere afstrømning for at kunne opstille en troværdig relation mellem N-min og udvaskning fra rodzonen.

Resultaterne i midten i figur 1 (b) stammer fra nyere undersøgelser i majs foretaget på Jyndevad forsøgsstation /3/. Det ses her, at forfrugten har stor betydning for niveauet af både N-min og udvaskning, men at hældningen på relationen mellem disse kun påvirkes i mindre grad.

Nederst i figur 1 (c), hvor resultaterne stammer for forsøg i majs i Nordtyskland /4/, ses, at dyrkning af efterafgrøder medfører både lavere N-min og mindre udvaskning. Relationen mellem N-min og udvaskning bliver også lavere.

Generelt for forsøgene gælder, at relationen mellem N-min og udvaskning er behæftet med en betydelig usikkerhed med r^2 -værdier ned til 0,5 - 0,6. Det er derfor nødvendigt med



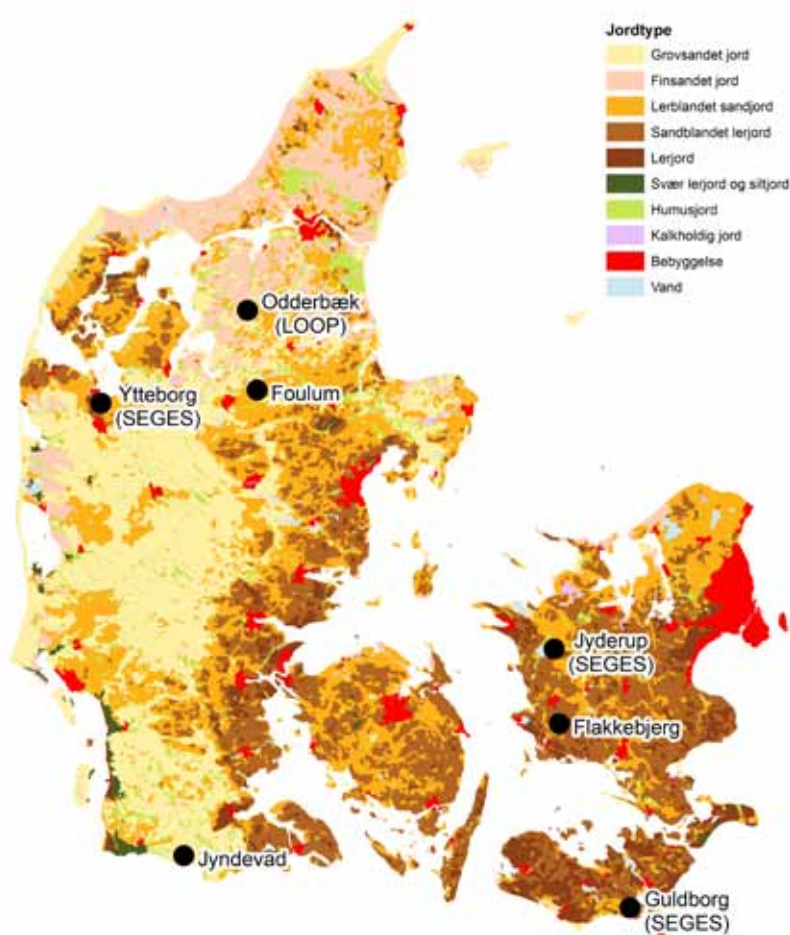
Figur 1. Eksempler fra litteraturen på relationer mellem N-min efterår og efterfølgende udvaskning. I a vises betydningen af år /2/, i b betydning af forfrugt /3/ og i c betydningen af efterafgrøder /4/.

et større antal målinger for med rimelig sikkerhed at kvantificere relationen mellem N-min efterår og den efterfølgende N-udvaskning.

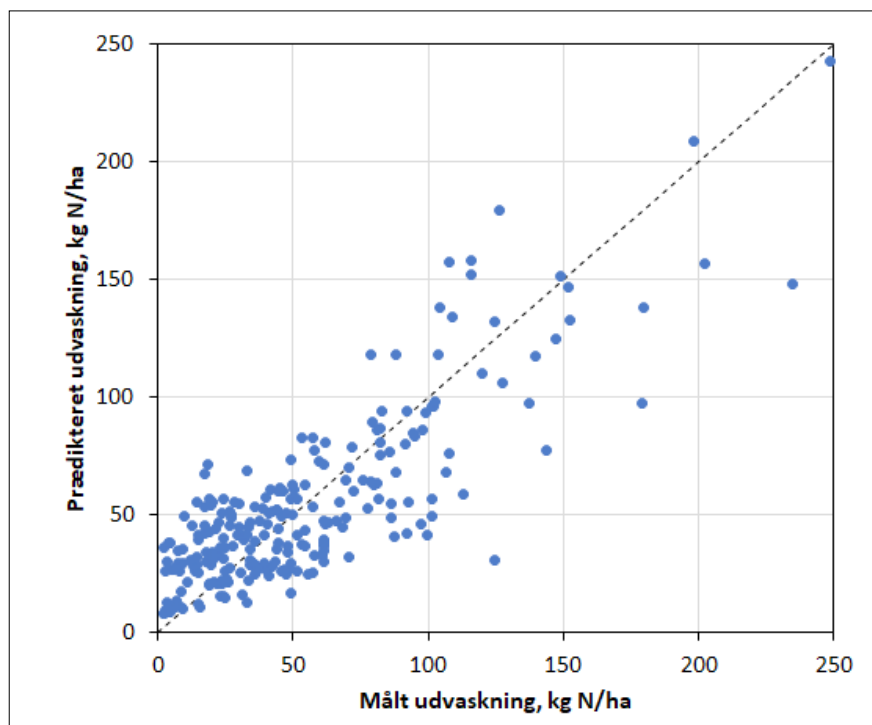
Flere målinger

Der er i GUDP projektet "Emissionsbaseret kvælstofregulering" gennemført et stort antal

samhoørende målinger af N-min i efteråret og den efterfølgende udvaskning fra rodzonen med henblik på at opstille en ny empirisk udvaskningsmodel, der ud fra jordens indhold af N-min kan prædikere udvaskningen. I alt er der i projektet indsamlet data fra 108 forsøg i årene 2014 og frem til foråret 2017. Forsøgene dækker forskellige afgrøder, dog fortrinsvis



Figur 2. Lokalteter for N-min og udvaskningsdata indsamlet fra forsøgsmarker og fra landovervågning (LOOP) placeret på forskellige jordtyper.



Figur 3. Prædikeret kvælstofudvaskning fra rodzonen sammenholdt med målt kvælstofudvaskning.

vårkorn og vinterkorn med eller uden efterafgrøder, forskellige jordtyper, forskellige gødningsniveauer og varierende vejrforhold repræsenteret ved lokaliteterne vist i figur 2. Metoden, der er anvendt til måling af N-min og udvaskning fra rodzonen, er beskrevet i /5/. Ud over data fra disse forsøg er der fra ældre forsøg indsamlet yderligere 130 datasæt med samhørende N-min og udvaskningsmålinger.

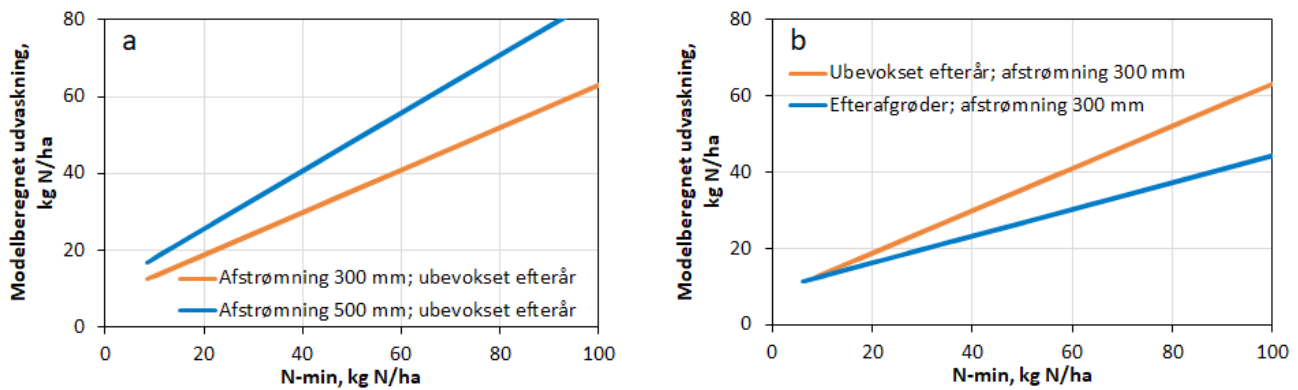
Udvaskningsmodellen

På baggrund af de mange måledata er der opstillet en udvaskningsmodel for perioden fra september til marts det følgende år. Modellen dækker den periode af året, hvor hovedparten af udvaskningen forekommer. I modellen indgår ud over N-min, der siger noget om potentialet for udvaskning, også den afgrøde, der har været dyrket, samt efterårsbevoksningen på marken. Hvis der dyrkes en efterafgrøde, er udvaskningen mindre end hvis marken ikke er bevoget, jf. Boks 1. I modellen indgår også jordens lerindhold, som er vigtig for beregning af udvaskningens størrelse, idet lerjorde bedre tilbageholder nitrat i rodzonen pga. mange flere mikroporer, hvor vandet og nitraten kan holdes tilbage, hvilket ikke i samme grad er tilfældet i sandede jorde med større porer og større hydraulisk ledningsevne.

Den udviklede model prædikerer udvaskningen fra rodzonen for perioden september til marts og er derved forskellig fra andre empiriske modeller (NLES3, NLES4 og den kommende NLES5), der også inddrager udvaskningen i foråret og sommerperioden. I figur 3 er vist, hvordan modellen prædikerer udvaskningen i forhold til samtlige 237 observationer, der indgår i kalibreringsgrundlaget for modellen. Som for mange typer af empiriske modeller, der beskriver biologiske systemer og processer, er der en betydelig usikkerhed, som dels skyldes usikkerheder på målingerne og dels usikkerheder på modellen. Med en R^2 på 0,69 er forklaringsgraden dog højere end ved NLES-modellerne, hvor R^2 generelt ligger omkring 0,5.

Beregningseksempler

I figur 4 er vist et par eksempler på beregninger med modellen, hvor udvaskningen er beregnet som funktion af jordens afstrømning (t_v) og efterårsbevoksning (t_h). Hvis der f.eks. i en mark uden efterafgrøder er en modelberegnet afstrømning på 300 mm og der er målt et indhold af N-min på 60 kg N pr. ha, bliver udvaskningen beregnet til 40 kg N pr. ha. Hvis N-min måles til 20 kg N pr. ha i en nabomark med efterafgrøder bliver udvaskningen beregnet til ca. 18 kg N pr. ha. Effekten af



Figur 4. Eksempler på modelberegnet kvælstofudvaskning fra rodzonen som funktion af N-min i jorden ved forskellige afstrømninger og med eller uden efterafgrøder.

efterafgrøden kan således opgøres til 22 kg N pr. ha. Modellen kan herved være med til at kvalificere effekten af efterafgrøder under forskellige nedbørs- og jordbundsforhold.

Referencer

/1/ Børgesen, C.D., Sønderbo, H., Vinther, F.P., Pii, K. & Østergaard, H.S. 2016. Målinger af nitrat i jord som grundlag for emissionsbaseret kvælstof-

regulering. file:///C:/Users/au223176/Downloads/pl_po_999_3682_b4_Delrapport_D_Maaling_af_nitrat_i_jord.pdf

/2/ Hansen, E.M. & Djurhuus, J. 1997. Nitrate leaching as influenced by soil tillage and catch crop. Soil & Tillage Research 41, 203-219.

/3/ Manevski, K., Børgesen, C.D., Andersen, M.A. & Kristensen, I.S. 2014. Reduced nitrogen leaching by intercropping maize with red fescue on sandy soils in North Europe: a combined field and modeling study. Plant Soil DOI 10.1007/s11104-014-2311-6

/4/ Wachendorf, M., M. Buchter, K.C. Volkers, J. Bobe, G. Rave, R. Loges & F. Taube. 2006. Performance and environmental effects of forage production on sandy soils. V. Impact of grass understorey, slurry application and mineral N fertilizer on nitrate leaching under maize for silage. Grass and Forage Science, 61, 243–252.

/5/ Børgesen, C.D., Pii, K., Vinther, F.P. & Hvid, S.K. 2018. Sådan måles potentiale for kvælstofudvaskning. Vand & Jord, 2018, nr. 4.

CHRISTEN DUUS-BØRGESEN (christen.borgesen@agro.au.dk) og FINN P VINTER (finnpilgaard.vinther@agro.au.dk) er begge seniorforskere og ESTÉE SWARTZ (es@agro.au.dk) er videnskabelig medarbejder alle ved Aarhus Universitet, Institut for Agroøkologi.

KRISTOFFER PIIL (krp@segas.dk) er specialkonsulent og SØREN KOLIND HVID (skh@segas.dk) er Landskonsulent begge ved SEGES, Agro Food Park, Aarhus.



Jegstrup Bæk ved Viborg. Foto: Sofie W. van't Veen

N-min varierer med afgrøde og dyrkningshistorie

På dyrkede marker er der stor variation i mængden af uorganisk kvælstof (N-min) i jorden i efteråret og dermed potentialet for kvælstofudvaskning i vinterhalvåret. Afgrøde og andre dyrkningsparametre kan forklare en stor del af variationen i N-min. Ud fra N-min prøver udtaget i Kvadratnettet præsenterer artiklen et foreløbigt bud på, hvordan N-min varierer i praksis.

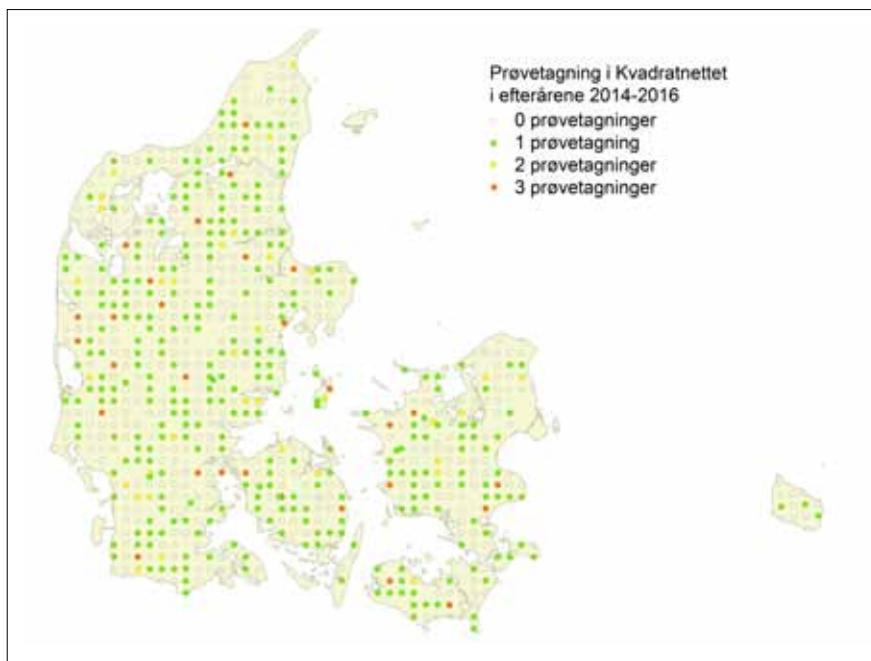
CAMILLA LEMMING, KRISTOFFER PIIL,
PHILIPP TRÉNEL & SØREN KOLIND HVID

Måling af jordens indhold af uorganisk kvælstof (N-min) i efteråret har været foreslået som grundlag for regulering af landbrugets kvælstofudledning, da N-min er en god indikator for potentialet for kvælstofudvaskning. I den sammenhæng er det relevant at kende N-min ved den nuværende kvælstofregulering og samtidig få større viden om, hvordan afgrøde og dyrkningspraksis har indflydelse på N-min. Derfor er der over tre år udført målinger af N-min på landbrugsarealer over hele landet. Målingerne er foretaget på marker, der indgår i Kvadratnet for Nitratundersøgelser (figur 1), hvor der siden 1986 jævnligt er blevet udtaget jordprøver og indhentet dyrkningsoplysninger i forbindelse med forskellige undersøgelser.

Målinger og dyrkningsrelaterede oplysninger

Der er udført 458 N-min målinger i 0-100 cm dybde i efterårene 2014-16. Målingerne fordeler sig med henholdsvis 166, 149 og 143 punkter på de tre år 2014, 2015 og 2016. De fleste punkter er kun prøvetaget i ét af årene, mens 29 punkter er prøvetaget alle tre år og 24 punkter er prøvetaget i to af årene. Kvadratnet-punkterne er jævnt fordelt over hele landet (figur 1).

For at kunne forklare variationen i N-min har vi indhentet en række dyrkningsoplysninger



Figur 1. Oversigt over Kvadratnettet og prøvetagne punkter. Cirklerne viser alle punkter i Kvadratnettet. Farven på cirklen angiver antal år, hvor punktet er prøvetaget i 2014-2016.

ger for de marker, hvor der er taget prøver: Jordtype, høstafgrøde og efterårsplantedække i året for prøvetagning, forfrugt (høstafgrøde året før prøvetagningen), hvorvidt der er tilført husdyrgødning eller anden organisk gødning forår eller efterår i året for prøvetagning og hvorvidt fodergræs (græs/kløvergræs) forekommer i dyrkningshistorien i perioden 2-5 år før prøvetagningsåret. Der kan være forskel på, hvor sikre de indhentede oplysninger er. Eksempelvis forventer vi en høj sikkerhed på oplysningen om høstafgrøde, men en lavere

sikkerhed på oplysningerne om efterårstildelt husdyrgødning og tilstedeværelsen af efterafgrøder.

De prøvetagne marker afspejler almindelig dansk dyrkningspraksis. Dette betyder, at nogle typer dyrkningspraksis forekommer mange flere gange i datasættet end andre, og dette har en betydning for sikkerheden på N-min estimerne. Den mest almindelige afgrødekombination er således korn som høstafgrøde, der efterfølges af vintersæd som efterårsplantedække (korn-vintersæd). Der

findes 109 observationer med afgrøde-kombinationen korn-vintersæd. Til sammenligning er der kun 4 observationer med roer og 3 med bælgssæd som høstafgrøde, så her må estimerterne forventes at være mindre sikre.

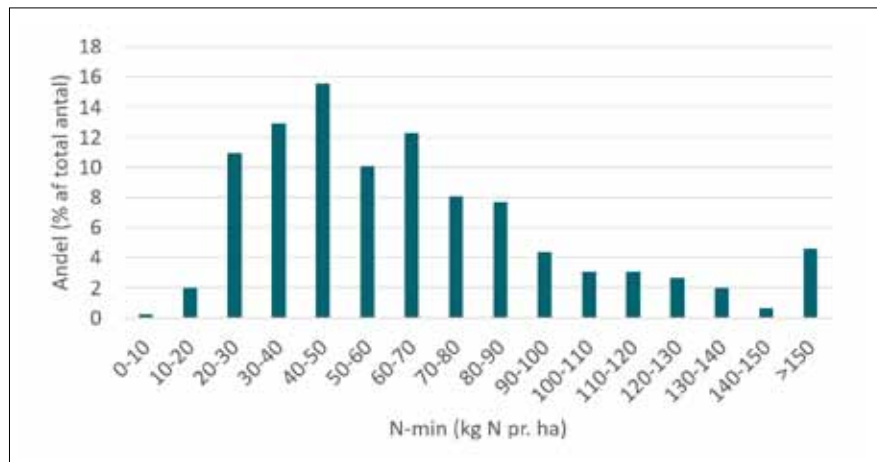
Fordelingen af N-min

De 458 N-min målinger udviser en skæv fordeling (figur 2). Udover en enkelt outlier fordeler målingerne sig mellem 10 og 313 kg N-min pr. ha. Gennemsnittet af N-min ligger på 58 kg N pr. ha. Halvdelen af observationerne ligger mellem 40 og 85 kg N pr. ha. Den skæve fordeling betyder, at de højeste 10 pct. af målingerne står for 26 pct. af den samlede målte N-min mængde. Der er en vis variation i N-min mellem de tre år, hvor gennemsnittene ligger på 49, 67 og 60 kg N-min pr. ha for henholdsvis 2014, 2015 og 2016.

Statistisk modellering af N-min

For at identificere årsager til variationen i N-min har vi foretaget en statistisk analyse af data og de tilhørende dyrkningsoplysninger. Effekterne af forskellige parametre kan ikke i alle tilfælde skelnes fra hinanden, da flere af de forklarende parametre er korrelerede. Eksempelvis vil dyrkning af majs ofte finde sted på sandjord med tildeling af husdyrgødning og i sædskifte med kløvergræs. Det kan derfor være svært at afgøre i hvilket omfang N-min er bestemt af henholdsvis majsafgrøden, jordtypen, husdyrgødningen eller sædskiftet. For at imødegå denne problematik er høstafgrøde, efterårsplantedække og efterårstildelt husdyrgødning kombineret i én parameter.

Der er anvendt en statistisk model, der modellerer den log-transformerede N-min som funktion af de foreliggende forklarende variabler. Den endelige model forklarer 48 pct. af variationen i N-min. De forklarende parametres signifikans blev vurderet sekventielt i rækkefølgen: Afgrødekombination i høståret > forfrugt > fodergræs i dyrkningshistorien > forårstildelt husdyrgødning > jordtype. I den endelige model indgår som signifikante forklarende parametre afgrødekombinationen i høståret (høstafgrøde kombineret med efterårsplantedække og efterårstildelt husdyrgødning), forfrugt og tilstedeværelse af fodergræs i dyrkningshistorien, samt forårstildelt husdyrgødning (ikke signifikant). Jordtypen havde ikke en signifikant effekt i sig selv, men indgår i modellen som en tilfældig effekt i vekselvirkning med året, idet årsvariationen blev fundet til at være større på sandjord end på lerjord. Grundet transformationen af N-min i modellen stiger variansen og dermed usikkerheden i prædiktionen med N-min niveauet.



Figur 2. Fordeling af 458 N-min målinger (0-100 cm) i Kvadratnettet i efterårene 2014-2016, kg N/ha.

Betydning af dyrkningspraksis

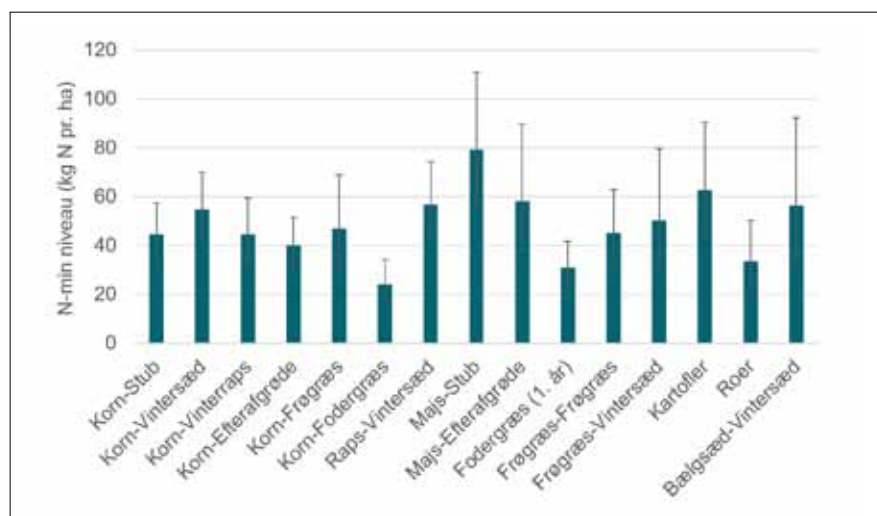
Dyrkningspraksis har en afgørende betydning for N-min. Med de dyrkningsrelaterede parametre, vi har haft adgang til, kan vi forklare 48 pct. af variationen i N-min. Modellen kan prædiktere N-min for givne kombinationer af de anvendte dyrkningsrelaterede parametre. I figur 3 vises estimerede N-min for forskellige kombinationer af høstafgrøde og efterårsplantedække under forudsætning af, at forfrugten er korn, at der ikke er tildelt husdyrgødning forår eller efterår, og at der ikke er fodergræs i dyrkningshistorien. Denne kombination er betegnet referencescenariet. Figur 3 viser variationen mellem forskellige afgrødekombinationer i høståret ved referencescenariet. Tabel 1 viser multiplikationsfaktorer for parametrene forfrugt, dyrkningshistorie og forårstildelt husdyrgødning. Disse kan

bruges til at estimere N-min under andre forudsætninger end referencescenariet.

Høstafgrøde og efterårsplantedække

Høstafgrøde og efterårsplantedække kan forklare den væsentligste del af variationen i N-min (figur 3). Den mest dyrkede afgrødekombination korn-vintersæd ligger på 55 kg N-min pr. ha ved referencescenariet. Raps efterfulgt af vintersæd, kartofler og bælgssæd efterfulgt af vintersæd ligger på samme niveau. Til sammenligning ligger majs (uden efterafgrøde) på et noget højere niveau, mens specielt roer, fodergræs og korn efterfulgt af fodergræs ligger på et lavere niveau.

Efterafgrøder giver lidt lavere N-min i både korn (11 pct. lavere) og majs (27 pct. lavere) i forhold til ingen efterårsplantedække (stub). Dette svarer til en reduktion i N-min på ca. 5



Figur 3. Modellerede N-min for en række kombinationer af høstafgrøde og efterårsplantedække med korn som forfrugt, ingen husdyrgødning og ingen græs/kløvergræs i dyrkningshistorien. Afgrøden før bindestregen er høstafgrøden. Afgrøden efter bindestregens er efterårsplantedækket. Nogle kombinationer kan afvige fra almindelig praksis, idet de er vist uden effekt af eksempelvis husdyrgødning eller fodergræs i dyrkningshistorien.

Tabel 1. N-min multiplikationsfaktorer for henholdsvis forfrugt, dyrkningshistorie og husdyrgødning forår. Faktorerne skal ganges på værdierne i figur 1 for at beregne niveauet ved de forskellige parametre. Signifikansgrupperne gælder inden for den enkelte kategori.

	N-min multiplikationsfaktor	Nedre 95% KI	Øvre 95% KI	Signifikans gruppe
Forfrugt				
Korn	1,00	1,00	1,00	c
Kartofler	0,73	0,54	0,97	c
Majs	0,82	0,67	1,00	c
Bælgssæd	0,82	0,59	1,15	bc
Roer	0,85	0,85	0,61	abc
Frøgræs	1,05	0,84	1,30	abc
Raps	1,19	1,04	1,37	ab
Fodergræs	1,29	1,06	1,56	a
Fodergræs i dyrkningshistorien 2-5 år tilbage				
Nej	1,00	1,00	1,00	a
Ja	1,30	1,12	1,51	b
Husdyrgødning tildelt i foråret				
Nej	1,00	1,00	1,00	a
Ja	1,09	1,00	1,19	a

kg pr. ha i korn og 21 kg pr. ha i majs ved referencescenariet (figur 3). Det er overraskende, at forskellen mellem efterafgrøder og stub ikke er større, da efterafgrøders effekt på udvaskningen vurderes at være på 16-46 kg N pr. ha /1/. En af årsagerne til den relativt lille effekt af efterafgrøder på N-min kan være, at udtagningen af N-min prøver sker på et tidspunkt, hvor kvælstofoptagelsen i efterafgrøden endnu ikke er færdig.

Korn efterfulgt af vintersæd som efterårsplantedække giver ifølge modellen anledning til et højere indhold af N-min på 19 pct. i forhold til stub som efterårsplantedække, svarende til ca. 10 kg højere N-min (figur 3). Det kan skyldes, at på stubmarker optager spildkorn og ukrudt en del kvælstof. Det kan også skyldes, at jordbearbejdning forud for vintersæden øger mineraliseringen i jorden. Såtidspunktet for vintersæd betyder meget for N-min og udvaskningen. Tidlig såning reducerer indholdet af N-min i jorden, men i data-materialet har det ikke været muligt at opdele efter såtidspunkt.

Forfrugt

Forfrugten har en signifikant effekt på N-min. Størst udslag giver fodergræs (græs/kløvergræs), som i gennemsnit øger N-min med 29 pct. (multiplikationsfaktor på 1,29), i forhold til korn som forfrugt (tabel 1). I den anden ende ligger kartofler, der som forfrugt giver et 27 pct. lavere N-min, omend denne reduktion ikke er signifikant i forhold til korn som forfrugt (tabel 1). En betydelig effekt af fodergræs som forfrugt var forventet, da om-

pløjning af græs- og kløvergræsmarker giver anledning til en stor mineralisering /2/.

Forhistorie

Fodergræs i sædskiftet forventes at bidrage til et øget N-min i flere år efter ompløjning. Derfor er det undersøgt, hvad græs/kløvergræs i en periode på 2-5 år forud betyder for N-min. Analysen viser, at fodergræs i forhistorien giver et 30 % højere N-min. Det er en effekt på niveau med fodergræs som forfrugt (tabel 1).

I et scenarie med korn efterfulgt af vintersæd og tilførsel af husdyrgødning i foråret vil fodergræs i sædskiftet enten som forfrugt eller tidligere betyde et øget N-min på omkring 12 kg pr. ha (tabel 2). Hvis afgrøden er majs (uden efterafgrøde) og der tilføres husdyrgødning, vil fodergræs give en forskel på omkring 27 kg N-min pr. ha.

Husdyrgødning

Efter at der er taget højde for effekten af afgrødekombinationen, forfrugt og fodergræs i sædskiftet, har husdyrgødning tilført i foråret kun en lille og ikke signifikant effekt på N-min. I gennemsnit vil N-min være 9 pct. højere, når der er tilført husdyrgødning i foråret (tabel 1). I et kornsædskifte (kornvintersæd med korn som forfrugt) vil det betyde et øget N-min på 5 kg N pr. ha (tabel 2). Ud fra datagrundlaget kan vi ikke skelne mellem, om der er tale om engangstilførsler eller generel brug af husdyrgødning, da vi kun har oplysningen givet for måleåret. Men da husdyrgødning typisk gives til de samme arealer regelmæssigt, vil vi forvente, at effekten

er et udslag af husdyrgødning tilført gennem flere år.

Tilførsel af husdyrgødning i efteråret er kun aktuelt for fodergræsmarker og forud for såning af vinterraps eller vintersæd (kun fast gødning). Effekten på N-min afhænger af, hvilken afgrøde husdyrgødningen tilføres. Tilførsel af fast gødning, herunder slam og organiske affaldsprodukter, før såning af vintersæd ser ud til at have en ret betydelig effekt på N-min. Således giver tilførslen til korn efterfulgt af vintersæd en stigning i N-min på 42 pct., svarende til 39 kg ekstra N-min pr. ha ved referencescenariet (tabel 2). Effekten i fodergræs er mere moderat, nemlig 13 kg N pr. ha under tilsvarende forudsætninger, mens en tilførsel forud for såning af vinterraps faktisk ikke giver højere N-min.

Andre parametre

Det er ikke alle relevante data, der har været til rådighed i undersøgelsen. Nogle ekstra parametre kunne sandsynligvis have medvirket til en bedre forklaring af variationen i N-min. De vigtigste manglende parametre er formentlig størrelsen af kvælstofoptag i efterårsplantedækket, jordens kulstofindhold og C/N forhold, nedmuldning af halm og kvælstofoverskud i høstafgrøden.

Konklusion

Der er en stor variation i N-min målt i 458 marker over hele landet i efterårene 2014-16. Markerne er udvalgt tilfældigt og repræsenterer almindelig dyrkningspraksis. Det er tydeligt, at N-min afhænger af dyrkningspraksis. Især afgrødekombinationen i høståret (høstafgrøde og efterårsplantedække), forekomst af fodergræs (græs/kløvergræs) som forfrugt eller tidligere i dyrkningshistorien og tildeling af husdyrgødning i efteråret forud for såning af vintersæd, ser ud til at have en væsentlig effekt på N-min. Tildeling af husdyrgødning i foråret blev derimod fundet til kun at have en lille og ikke-signifikant effekt. De højeste N-min kan forventes at forekomme, når høstafgrøden er majs og der har været fodergræs i dyrkningshistorien. Niveauet kan dog sænkes væsentligt med en efterafgrøde efter majsen. Et lavt N-min kan forventes bl.a. ved dyrkning af roer.

Resultaterne viser, at de 10 pct. af marker med højest N-min bidrager meget til den samlede pulje af N-min om efteråret. Der er et stort potentiale i at nedbringe N-min i denne lille andel af markerne for at reducere den samlede udvaskning af nitrat.

Med den statistiske model kan 48 pct. af variationen i N-min forklares ud fra de inkluderede dyrkningsrelaterede parametre. For-

Tabel 2. Modellerede N-min for korn-vintersæd, majs-stub og majs-efterafgrøder i kombination med husdyr-gødning og fodergræs i sædskiftet.

		Modelleret N-min		
		Estimat	Nedre 95% KI	Øvre 95% KI
Korn-vintersæd				
	÷ husdyrgødning	55	43	70
	+ husdyrgødning forår	60	43	84
	+ husdyrgødning efterår	94	70	126
	+ husdyrgødning forår og fodergræs i sædskiftet	71	48	106
Majs-stub				
	+ husdyrgødning forår	86	57	132
	+ husdyrgødning forår og fodergræs i sædskiftet	113	64	168
Majs-efterafgrøde				
	+ husdyrgødning forår	63	37	107
	+ husdyrgødning forår og fodergræs i sædskiftet	83	42	136

klaringsgraden kan sandsynligvis øges ved at inddrage eksempelvis størrelsen af kvælstofoptag i efterårsplantedækket, da det har en meget direkte indvirkning på N-min i jorden om efteråret.

Perspektivering

Det er billigt at måle N-min i jorden sammen-

lignet med målinger af nitratudvaskning med sugeceller. N-min vurderes at være en god indikator for potentialet for kvælstofudvaskning. Måling af N-min kan derfor være en relativ billig metode til at belyse forskelle i udvaskningspotentiale afhængig af afgrøde, virkemidler og andre dyrkningsforhold.

Ud fra N-min målinger og tilhørende dyrk-

ningsoplysninger kan der opstilles typetal for N-min, der afspejler det N-min niveau, der kan forventes som gennemsnit for marker med nogenlunde ens dyrkningshistorie. De N-min niveauer, der er præsenteret i denne artikel, er foreløbige. Typetal for N-min kan indgå i grundlaget for en eventuel fremtidig emissionsbaseret kvælstofregulering.

Referencer

- 1/ Eriksen, J., Jensen, P.N., Jacobsen, B.H. (red) 2014: Virkemidler til realisering af 2. generations vandplaner og målrettet arealregulering. DCA rapport nr. 052.
- 2/ Hansen, E.M., Thomsen, I.K., Petersen, S.O, Lærke, P.E., Pedersen, B.F., Rasmussen, J., Christensen, B.T., Jørgensen, U., og Eriksen, J. (2018): Muligheder for reduktion af næringsstoffet i græsrigge sædskifter. DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.

CAMILLA LEMMING (cal@seges.dk) er specialkonsulent ved SEGES, Landbrug & Fødevarer. Arbejder med kvælstofprognose, prøvetagning i Kvadratnet for Nitratundersøgelser og gødsning med fosfor.

KRISTOFFER PHIL (krp@seges.dk) er specialkonsulent og SOREN KOLIND HVID (skh@seges.dk) er landskonsulent begge ved SEGES, Landbrug & Fødevarer SEGES.

PHILIPP TRÉNEL (pht@teknologisk.dk) er seniorkonsulent ved Teknologisk Institut.



Udtagning af N-min prøver. Foto: Leif Knudsen

Koncept for kvælstofregulering på basis af drænmålinger

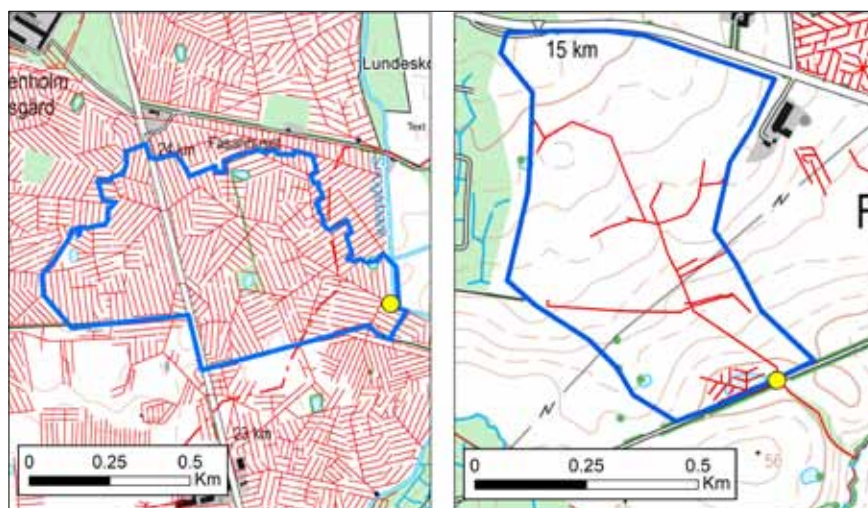
Der er stor interesse for anvendelsen af drænmålinger som grundlag for en emissionsbaseret kvælstofregulering. Der er dog en række udfordringer i forhold til, at kunne anvende drænmålinger som grundlag for en kvælstofregulering. Artiklen beskriver forudsætninger og barrierer for en kvælstofregulering baseret på lokale drænmålinger.

BO V. IVERSEN, CHARLOTTE KJÆRGAARD,
GITTE BLICHER MATHIESEN &
ANKER LAJER HØJBERG

Måling af vand- og stoftransport i dræn kan være et nyttigt redskab til at bestemme kvælstofudledningen fra dyrkede arealer. Vand, der strømmer via dræn, kommer ofte fra mindre arealer, hvorimod målinger i vandløb integrerer over meget større arealer, der kan indbefatte flere bedrifter. Helt afgørende for at kunne bruge drænmålinger i en kvælstofregulering er, at drænvandet repræsenterer de lokale forhold, og derfor er et helt centralt punkt for at kunne bruge drænmålinger, at der kan foretages en afgrænsning af det opland, der bidrager med vand til drænet. Vandet, der strømmer i drænene, er ikke nødvendigvis kun dannet af den nedbør, der nedsiver igennem jorden, men kan også være indstrømmende grundvand fra et større hydrologisk opland.

Dræning generelt

Studerer man gamle kort over Danmark tilbage fra slutningen af 1800-tallet træder det tydeligt frem, at store områder i landskabet fremtræder som våde områder, hvor landbrugspraksis ikke var muligt. Dræning af disse områder har derfor været nødvendigt for at kunne dyrke jorden effektivt. Nutidens dyrkningsformer er stadig afhængige af dræning, såfremt jorden har en naturlig dårlig afdræning. Det vurderes, at ca. halvdelen af Danmarks landbrugsjord er drænet /1/. Dræning af jorden sænker grundvandsspejlet,

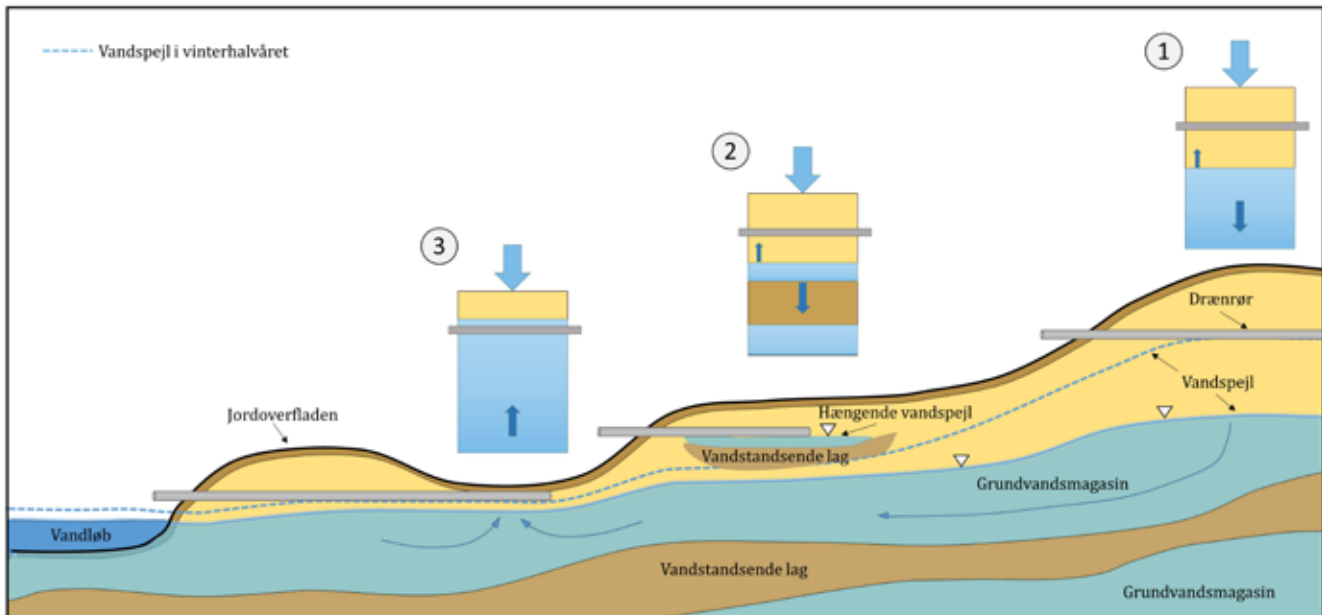


Figur 1. Eksempel på henholdsvis en a) systemdrænet mark og b) punktdrænet mark. Blå linjer markerer afgrænsningen af drænoplandet til de to drænudløb markeret med gul prik.

hvilket sikrer de mest optimale forhold for plantevækst specielt i efterårs- og forårsmånederne. Fordelen ved dræning af jorden er flersidet. Dels sikrer dræningen en forbedret rodudvikling, og en drænet jord opvarmes hurtigere i foråret. Jordens bæreevne forøges ligeledes, så der kan færdes med tunge maskiner på marken sent i efteråret og tidligt i foråret. Dræning af jorden kan dog også have negative konsekvenser. I forhold til kvælstoftransporten kan drænrør fungere som en slags motorvej, hvor vand og kvælstof hurtig transporteres fra marken til vandløbskanten. Hermed forringes jordens naturlige egenskaber til at omsætte kvælstof.

Dræning af marker kan groft set inddeles i to hovedkategorier: Systemdræned eller punktdræned. Systemdræning foretages som

oftest på forholdsvist flade arealer, hvor drænrørene ligger med en afstand under 20 m ofte i et karakteristisk sildebensmønster (Fig. 1a). Afstanden mellem drænrørene varierer afhængigt af jordens naturlige dræningsforhold. Er lerindholdet højt vil drænene typisk ligge tæt, mens afstanden mellem dræn vil forøges ved lavere lerindhold. Drændybden vil normalt være på godt en meter og følger som oftest overfladetopografien. Punktdræning er typisk relateret til drænstikledninger, der lægges strategisk ud til områder af marken (lavninger eksempelvis), hvor grundvandet typisk står højt (Fig. 1b). Drænrør af denne type kan ligge i dybder fra omkring en meter til adskillige meter alt afhængigt af markens topografi.



Figur 2. Strømningsmekanismer i landskabet i relation til drænvandsafstrømning (Skitse gengivet fra /2/).

Afgrænsning af drænopland

Drænvand stammer fra vand, der er dannet enten lokalt på marken, fra regionalt tilstrømmende grundvand eller en blanding af disse. Fordelingen mellem disse er bestemt af den drænedes marks placering i landskabet samt de underliggende jordlag (Fig. 2). Lokalt dannet drænvand udgøres udelukkende af vand, der infiltrerer ud af jordens rodzone. Så længe grundvandsspejlet befinder sig på et niveau, der ligger under drænrørniveau, vil der ikke strømme vand til drænene. Om vinteren, hvor infiltrationen fra rodzonen er høj, vil grundvandsniveauet ofte nå op til drænniveau, og drænvandet vil afstrømme (Fig. 2.1). Tilstrømning af vand til drænene vil i dette tilfælde i høj grad være styret af den lokale regionale geologi. Såfremt der umiddelbart under drændybden befinder sig vandstandsende lag (eksempelvis et lerlag), kan der dannes et hængende vandspejl (sekundært vandspejl) i løbet af vinterhalvåret, der på et tidspunkt kan nå op til drænniveau. Dette lag vil ligeledes også kunne hindre opstrømning af vand fra det underliggende primære grundvandsmagasin. I dette tilfælde vil dannelsen af drænvand i høj grad være styret af den lokale geologi (Fig. 2.2). I ådale og andre lavtliggende områder, hvor grundvandet bliver trykket op i drænene, vil drænvandet overvejende bestå af regionalt dannet grundvand fra et større hydrologisk opland (Fig. 2.3).

Drænafstrømningen vil i disse områder være styret af topografien såvel som den regionale geologi. For marker, hvor drænvandet overvejende er lokalt dannet, vil afstrømningen mere eller mindre ophøre i sommerhal-

året (Fig. 3a). Omvendt vil der fra marker, hvor drænafstrømningen i højere grad forsynes af regionalt dannet grundvand, være afstrømning hele året (Fig. 3b).

Den hydrologiske afgrænsning af et drænopland kan således være meget kompliceret, da det som udgangspunkt forudsætter, at strømningsmønstret i undergrunden er kendt. En afgrænsning af et opland i forhold til den del af drænvandet, der dannes lokalt kan foretages ud fra drænenes beliggenhed i kombination med overfladetopografien. Eksisterer der et nøjagtigt kort over drænrørernes placering, kan man ud fra drænenes forløb fastlægge det direkte markareal, der bidrager til drænafstrømningen (Fig. 1a). I tilfælde hvor det hydrologiske opland til drænudløbet følger det topografiske opland, vil det være muligt ud fra en nøjagtig højdemodel at afgrænse det direkte drænopland (Fig. 1b).

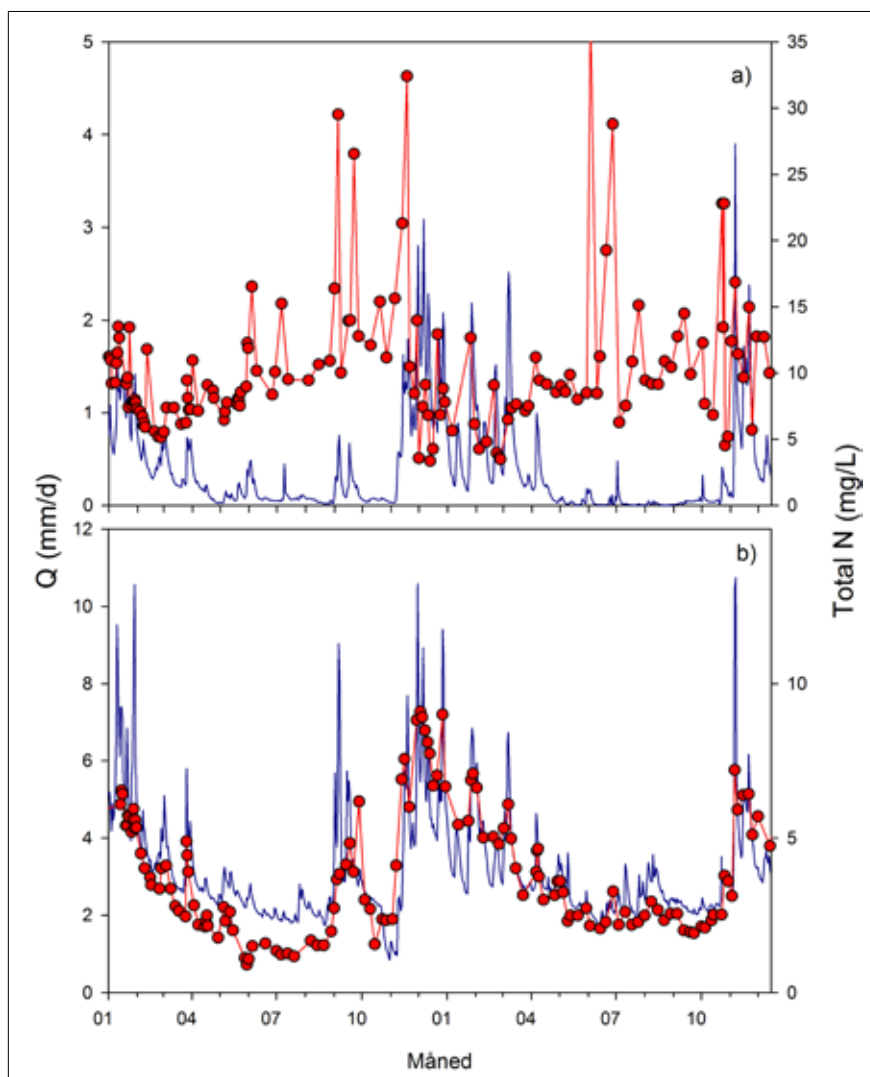
Arealers egnethed for regulering på basis af drænmålinger

Hvis drænmålinger skal afspejle de lokale forhold for den aktuelle mark, skal det lokalt dannede drænvand udgøre det primære afstrømningsbidrag. En differentiering af arealers egnethed til regulering baseret på drænmålinger kan funderes dels på de terrænbaserede forhold i landskabet samt på underjordens indhold af ler i 1-2 m dybde /3/. Vandets fordeling i landskabet kan beskrives ud fra Topographical Wetness Index (TWI) /4/. På baggrund af dette er der genereret et operationelt kort over den forventede drænvandssammensætningen i Danmark (Fig. 4). Drænvandsmålinger på arealer med lokalt dannet drænvand og ingen/ringe grundvands-

bidrag fra et større hydrologisk opland (grøn farvekode) vil være repræsentative for de lokale forhold. Omvendt vil drænvandsmålinger på arealer med et højt grundvandsbidrag (rød farvekode) kunne omfatte grundvand, der tilstrømmer fra et større hydrologisk opland, hvorfra grundvandet i nogle tilfælde kan være nitrat-bærende og i andre tilfælde ikke er det. Målinger af drænvand her er således ikke repræsentative for de lokale forhold, og vil ikke kunne anvendes i et reguleringsøjemed. I mellemklassen (gul farvekode) kan drænvandet være en blanding af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland.

Kvantificering af drænafstrømning

Ved en regulering baseret på drænmålinger er det afgørende at kende forholdet mellem drænafstrømning og grundvandsbidraget. Drænafstrømningen varierer betydeligt indenfor og mellem de enkelte år afhængigt af mængden af nedbør samt forholdet mellem nedbør og fordampning (Fig. 3). På grund af den betydelige dynamik i drænafstrømningen vil transporten af næringsstoffer ligeledes variere betragteligt i tid. Der eksisterer talrige metoder til måling af drænvandføringen såsom brug af propeller, ultralyd, overløb, simple vippepandsordninger eller brug af pumpe. En præcis metode er anvendelsen af en elektromagnetisk induktiv måler, der kontinuerligt måler vandføringen i et drænrør. Målingen er baseret på, at drænvandet, som er en elektrisk ledende væske, passerer gennem et magnetfelt, der inducerer et elektrisk potentiale i væsken, som måles med elektroder. Dette elektriske potentiale er proportionalt



Figur 3. Eksempler på drænastrømning (Q) i to drænoplande, hvor a) drænavandet er overvejende lokalt dannet og b) drænavandet i høj grad dannet af regionalt grundvand. Eksempler på variationen og niveau i kvælstofkoncentration (total-N) er ligeledes afbilledet

med væskens hastighed og kan sammen med rørets tværsnitsareal omsættes til en vandføring. Måleren installeres i en brønd og forbindes til en dataopsamler, der løbende registrerer afstrømningen.

Kvantificering af kvælstoftransport

Kvantificering af kvælstofudledningen fra dræn forudsætter foruden kendskab til vandføringen fra dræn også kendskab til kvælstofkoncentrationen i drænavandet. Monitering af kvælstofudledning er traditionelt baseret på udtagning af vandprøver med en given tidsfrekvens efterfulgt af en analyse af prøvens

kvælstofkoncentration i laboratoriet. Kvælstofkoncentrationen i drænavand er typisk ikke konstant over året (Fig. 3), hvilket betyder, at det vil være nødvendigt med udtagning af flere vandprøver på forskellige tidspunkter for at få et repræsentativt udtryk for variationen i kvælstofkoncentration. I den meste simple form for drænavandsprøvetagning udtages prøven manuelt som en punktprøve, hvilket er arbejdskrævende og ofte vil give en ringe tidlig opløsning. Den mest præcise form for prøvetagning, der sikrer måling af drænavandskoncentrationer med høj tidlig frekvens, er baseret på automatisk kontinuert prøvetagn-

ing. Ved automatisk kontinuert prøvetagning kan prøvetageren programmeres til enten at tage prøver i bestemte tidsintervaller eller vandmængdeintervaller. Prøveudtagning med en automatisk prøveudtager er dog en omkostningstung metode, og den vil derfor ikke være realistisk i en reguleringsammenhæng. Manuel prøveudtagning med dertilhørende analyser vil også udgøre en betydelig omkostning i arbejdskraft såvel som i analyseudgifter afhængigt af prøvetagningsfrekvensen.

For at kunne fastlægge det nødvendige antal prøvetagninger, der sikrer en acceptabel usikkerhed på den beregnede totale kvælstoftransport, er der foretaget en analyse af data fra 14 danske drænstationer, hvor der er foretaget kontinuerlige målinger af såvel vandføring og kvælstofindhold på døgnniveau [3]. De forskellige lokaliteter omfatter forskellige jordtyper såsom ler, sand og tørv på henholdsvis højbund og lavbund med forskellige repræsentative afstrømningsforløb. Ud fra det fulde datasæt blev forskellige prøvetagningsstrategier testet [3]. Strategierne omfattede 1-2 månedlige prøvetagninger fordelt over hele året eller baseret på afstrømningsperioder. De analyserede tidsrækker viste, at de beregnede gennemsnitlige TN-koncentrationer ved 8-9 månedlige prøvetagningsmåneder generelt gav den laveste afvigelse af den vandføringsvægtede TN-koncentration og, at variationsbredden blev reduceret ved at øge prøvetagningsfrekvensen fra 1 til 2 prøvetagninger pr. prøvetagningsmåned.

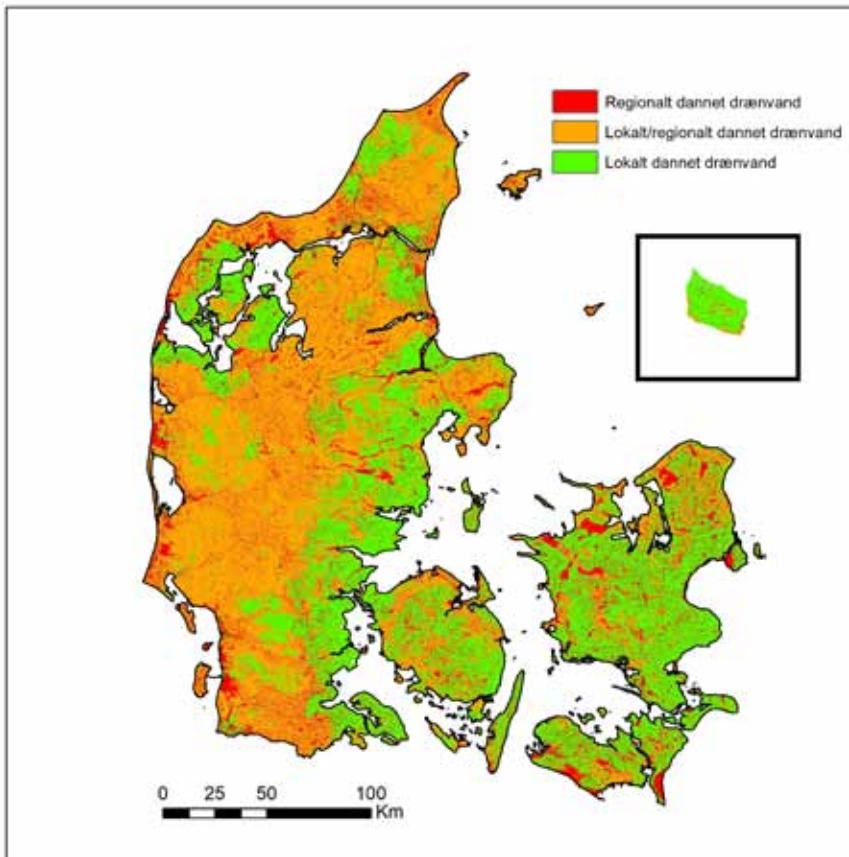
Et aktuelt spørgsmål i forbindelse med måling af kvælstoftransport i dræn er, hvor længe der skal måles på et enkelt dræn for at sikre et repræsentativt datagrundlag. Eksisterende dræntidsrækker viser meget betydelige år-til-år-variationer i drænastrømningen for det enkelte areal. Det er således afgørende at sikre, at måleperioden som minimum dækker den forventede klimavariation. Analyseresultater viser, at der gennemsnitligt skal måle drænastrømningen i en periode på 7 år, hvis kravet til usikkerheden skal være under 10% [3].

Perspektiver for emissionsbaseret regulering baseret på drænmålinger

Måling af vandføring samt kvælstofkoncentration i dræn anvendes til beregning af kvælstoftransporten via dræn. Skal målinger af kvælstoftransporten i dræn indgå i en emissionsbaseret regulering, er det ikke tilstrækkeligt at kunne redegøre for den del af kvælstofudvaskningen fra en mark, der strømmer af via drænene. Det er nødvendigt også at have kendskab til fordelingen mellem det, der strømmer direkte i dræn versus det,

Tabel 1. Estimeret udgift til etablering af drænavandsstationer. Beregningerne af omkostningerne er baseret på en timeløn for en tekniker på kr. 700 og på kr. 900 for en specialist. Engangsudgiften til anlæg mm. er forrentet og afskrevet over 5-10 år.

	Antal målinger pr. år	Dyrket areal (hektar)	Årlig omkostning (kr.)	Årlig omkostning (kr./ha)
Drænstation (mindre opland)	7-14 prøver	30	26.000 – 40.000	870 – 1.300
Drænstation (stort opland)	7-14 prøver	120	28.000 – 43.000	230 – 360



Figur 4. Kortlægning af arealer karakteriseret ved lokalt dannet drænvand og ingen/ringe grundvandsbidrag fra et større hydrologisk opland (grøn farvekode) og arealer med et højt grundvandsbidrag (rød farvekode). Gul farvekode repræsenterer områder hvor drænvandsbidraget kan være en blanding af lokalt dannet drænvand og grundvand fra et større hydrologisk opland.

der strømmer forbi drænene via grundvandet, samt hvor stor omsætningen af kvælstof er i grundvandet. Den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten beregnes

således som summen af disse tab (Boks 1). Det er således begrænsninger på, hvor drænmålinger vil kunne anvendes til regulering, og samtidig er der krav til målinger

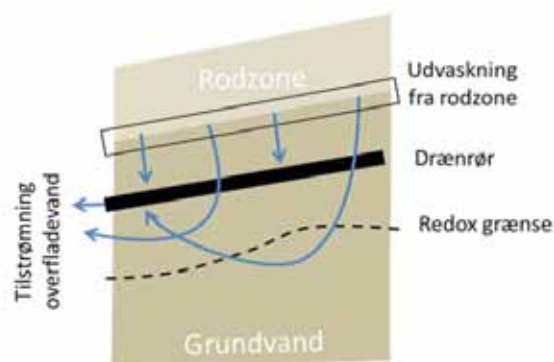
Boks 1.

Den samlede kvælstofudledning fra marken til vandløbskanten beregnes som summen af kvælstoftab via dræn (dræn) og kvælstoftab til grundvand (gw):

$$N_{\text{udledning}} = \sum_{i=1}^n Q_{\text{dræn}} \times C_{\text{dræn}} + Q_{\text{gw}} \times C_{\text{gw}} \times N_{\text{red-gw}}$$

Hvor kvælstoftransporten via dræn beregnes fra vandføring ($Q_{\text{dræn}}$) og kvælstofkoncentration ($C_{\text{dræn}}$) i dræn, og kvælstoftransport i grundvand beregnes som afstrømning (Q_{gw}) og kvælstofkoncentration (C_{gw}) i grundvand korrigeret

for kvælstofretentionen i grundvand ($N_{\text{red-gw}}$). Principskitse for kvælstofudvaskning via rodzonen direkte til dræn eller via grundvand hhv. over eller under redoxgrænsen. Når vandet har passeret redoxgrænsen, vil der ske en reduktion af kvælstof, der opgøres som kvælstofretention i grundvand (Principskitse gengivet fra /3/).



af vandføring, prøvetagningstidspunkt og frekvens samt opgørelse af arealets samlede kvælstoftransport. Dertil kommer, at måling af drænafstrømning og vandanalyser kan være en omkostningstung post afhængigt af det nødvendige antal af drænstationer på den enkelte bedrift. For en målestation opstillet i et mindre drænopland med et dyrket areal på 30 hektar vil omkostningerne per hektar ligge på omkring kr. 1000 per år. For et større opland med et dyrket areal på 120 hektar falder den årlige udgift til omkring kr. 300 per hektar (Tabel 1). Udgifterne indbefatter køb af flowmålere, etablering af målestation, udgifter til vandanalyser samt almindelig drift.

Under de rette omstændigheder kan drænmålinger dog være et effektivt værktøj i den målrettede indsats til at opgøre effekten af lokalt målrettede virkemidler. Anvendeligheden af drænmålinger vil dog kræve, at det hydrologiske drænopland, der bidrager med drænvand kan afgrænses, og at kvælstoftransporten via dræn kan estimeres. Dette er bl.a. grundlaget for etablering og effekt opgørelse af minivådområder målrettet drænvand.

Referencer

- /1/ Møller, A.B.; Børgesen, C.D.; Bach, E.O.; Iversen, B.V.; Moeslund, B. 2018. Kortlægning af dræned arealer i Danmark. DCA Rapport Nr. 135, DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet.
- /2/ Karlsson, I.B.; Højberg, A.L.; Iversen, B.V. 2018. Can new drain concepts improve local drain flow performance in catchment scale modelling (MIKE SHE)? 33rd Nordic Geological Winter Meeting, 10. til 12. januar 2018, Kgs. Lyngby, Danmark.
- /3/ Kjærgaard, C.; Iversen, B.V.; Højberg, A.L.; Mathiesen, G.B. 2016. Drænmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering. Delrapport C i "Emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering". (https://www.landbrugsinfo.dk/Afrapportering/planter_og_miljoe/2016/Sider/pl_po_999_3682_b3_Delrapport_C_Maalinger_i_draena.pdf)
- /4/ Beven, K. J.; Kirkby, M. J. 1979. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology, Hydro-logical Sciences Bulletin, 24:43–69.

BO VANGSØ IVERSEN (bo.v.iversen@agro.au.dk) er PhD og lektor ved Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. CHARLOTTE KJÆRGAARD (chkj@segas.dk) er PhD og chefforsker ved SEGES, Agro Food Park, Aarhus. ANKER L. HØJBERG (alh@geus.dk) er seniorforsker ved GEUS. GITTE BLICHER-MATHIESEN (gbm@bios.au.dk) er seniorrådgiver ved Bioscience, Aarhus Universitet.

Måling af kvælstoftransport i dræn

Målinger af drænvandføring og nitratudvaskning via drænsystemer er blevet målt i en to-årig periode ved to forskellige lokaliteter. Ved den ene lokalitet på Sydvestsjælland blev der målt på fire sammenhængende drænsystemer, der alle var systemdrænede. Ved den anden lokalitet i Østjylland blev der målt på et enkelt drænsystem. Målingerne kan give vigtige informationer om vand- og næringsstoftransport fra dyrkede arealer.

BO V. IVERSEN &
CHARLOTTE KJÆRGAARD

I Saltø Å-oplandet på Sydvestsjælland og Odder Å-oplandet i Østjylland blev der i slutningen af efteråret 2015 opstillet drænstationer til måling af vand- og kvælstoftransport fra drænede marker (Fig. 1). I Saltø-oplandet blev stationerne opstillet ved fire drænudløb (station 1 til 4) tilhørende henholdsvis Gyldenholm Gods og herregården Katrineholm (Fig. 1a). For begge bedrifters vedkommende foreligger der detaljerede drænkort over de systemdrænede arealer, hvilket muliggør en nøjagtig afgrænsning af drænoplandet til de fire drænudløb, hvor målestationerne blev opstillet. Drænoplandene til station 1 til 3 tilhørende Gyldenholm Gods er på henholdsvis 46, 49 og 120 ha, mens station 4 tilhørende Katrineholm er på 34 ha. I Odder Å-oplandet blev der opstillet et enkelt drænstation (station 5) ved gården Ulvsborg, der befinder sig umiddelbart vest for Odder (Fig. 1b). Drænstationen blev her opstillet i kanten af en bevoksning, hvor drænudløbet udgør starten af et mindre vandløb. Der eksisterer ikke et drænkort over drænsystemet, der leder vand ud til drænudløbet. Afgrænsningen af det forventelige opland blev i stedet baseret på det topografiske vandskel, hvilket gav en størrelse på 35 ha.

Målingen af drænaftstrømningen blev udført ved hjælp af en magnetisk induktiv flowmåler (KHRONE Waterflux 3070) tilkoblet en simple pulsdatalogger (MadgeTech Pulse 101A). Ved st. 2 og 5 blev der ligeledes opstillet en ned-

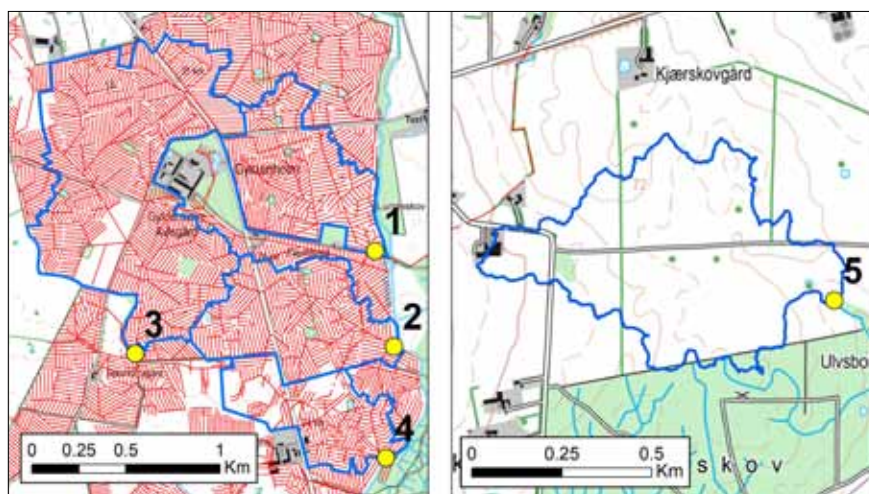
børsmål (Pronamic Rain-O-Matic-Pro). Vandprøvetagningen blev foretaget manuelt med en tre-ugers frekvens. I laboratoriet blev vandprøverne analyseret for indholdet af totalkvælstof (TN). Måleperioden for alle fem stationer strækker sig over en 2,5 årig periode fra efteråret 2015 til maj 2018.

Vandføring

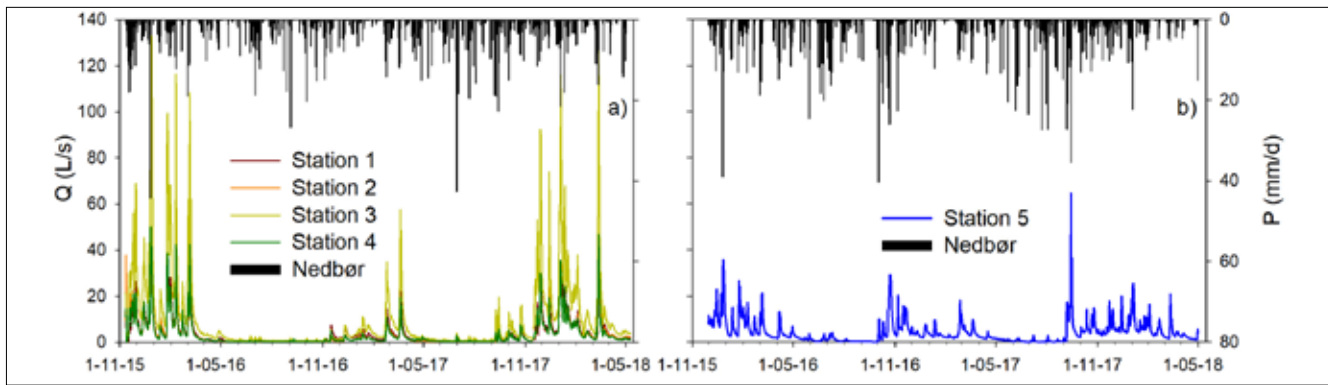
For alle stationer ses en tydelig forskel i drænaftstrømningen (Q), mellem vinter- og sommerhalvåret (Fig. 2). I vinterhalvåret ses en tydelig respons mellem nedbør (P) og drænaftstrømning (Q). Stationen med det største drænopland (st. 3) viser de højeste vandføringer med værdier periodevist over 100 liter per sekund (Fig. 2a). I sommerhalvåret derimod ses ingen eller en meget svag respons i vandføringen ved selv store nedbørshændelser. Specielt for st. 1-4 (Gyldenholm/

Katrineholm) ses en markant forskel mellem vinter- og sommerafstrømning, hvor der i sommerhalvåret kan forekomme op i mod et halvt år uden drænaftstrømning. Først når fordampningen ophører i efteråret, vil jordens vandreservoir begynde at blive fyldt op, og et sekundært grundvandsspejl vil stige til drænniveauet. Når grundvandet når dette niveau, påbegyndes drænaftstrømningen. Nedbørshændelser i vinterhalvåret giver en næsten øjeblikkelig respons i drænvandføringen. Dette kan forklares ved, at en stor del af det infiltrerende vand blive transporteret hurtigt ned imod drænene via jordens store porer (makroporer). Befinder grundvandsniveauet sig under drændybde, som det oftest er tilfældet i sommerhalvåret, vil der kun ved ekstreme nedbørshændelser kunne dannes drænaftstrømning.

Tabel 1 viser de arealkorrigerede



Figur 1. Placeringen af drænmålestationerne, drænkort samt drænoplandene for a) de fire stationer ved Gyldenholm/Katrineholm og b) stationen ved Ulvsborg.



Figur 2. Døgnværdier af drænastrømning (Q) og nedbør (P) for a) de fire stationer ved Gyldenholm/Katrineholm og b) stationen ved Ulvsborg.

afstrømningsværdier for de fem stationer for de hydrologiske år 2016/17 og 2017/18, hvor et hydrologisk år er defineret som perioden fra 1. april til 31. marts. De to år adskiller sig markant fra hinanden ved, at der i perioden 2016/17 var meget begrænset drænastrømning sammenlignet med det efterfølgende år, hvor drænastrømningen var op til to til tre gange højere. Forskellene mellem de enkelte år skal først og fremmest begrundes i en stor forskel i nedbøren mellem de enkelte år (609 mm og 856 mm). Specielt forskellen i vinternebdør er stor med næsten dobbelt så meget nedbør i 2017/18 sammenlignet med 2016/17 (166 mm imod 97 mm, data ikke vist). St. 5 (Ulvsborg) har generelt højere arealvægtede afstrømningsværdier sammenlignet med st. 1-4 (Gyldenholm/Katrineholm), hvilket er i overensstemmelse med de højere nedbørs-værdier. Der ses heller ikke en markant forskel i afstrømningen mellem de to hydrologiske år (307 mm vs. 379 mm), hvilket stemmer overens med en knap så stor forskel i nedbøren (876 mm vs. 926 mm).

På trods af den umiddelbare lighed mellem de fire drænedede arealer (st. 1-4) er der relativt store forskelle i de arealvægtede afstrømninger mellem stationerne varierende fra 67-110 mm i 2016/17 og fra 233-332 mm i 2017/18 (Tabel 1). Dette på trods af at alle drænoplande er systemdrænedede moræneplateauer

med en forventelig ensartet geologi. At afstrømningen er forskellig stationerne imellem kan skyldes, at geologien i området varierer mere end først antaget, at drænkortet måske ikke er korrekt eller, at nogle dele af drænsystemerne ikke afleder vandet fra marken optimalt.

Ved hjælp af vandbalancemodellen EVA-CROP /1/ beregnes den mængde vand, der perkolerer ud af den øverste meter karakteriseret som jordens rodzone (RZ). Modellen beregner på døgnniveau mængden af nedbør, der går til tabt i forbindelse med opfyldning af jordvandsmagasin, fordampning fra jordoverfladen og transpiration via planterne. Beregningerne viser, at det kun er en mindre del af nedbøren, der perkolerer ud af rodzone og videre ned mod drænen eller grundvandet (Tabel 1). Rodzoneperkolationen udgør for lokaliteterne mellem 20% og 50%. Under antagelse af, at drænvandet udelukkende er dannet af den nedbør, der falder over marken, og at drænen ikke modtager et bidrag af regionalt grundvand, afstrømmer en stor fraktion (55-95%) af det vand, der perkolerer ud af rodzonen via drænen (Q/RZ). Dette gælder specielt i det våde år 2017/18. Ser man udelukkende på de tre vinter måneder (data ikke vist) afstrømmer næsten hele rodzoneperkolationen via drænen.

Kvælstoftransport

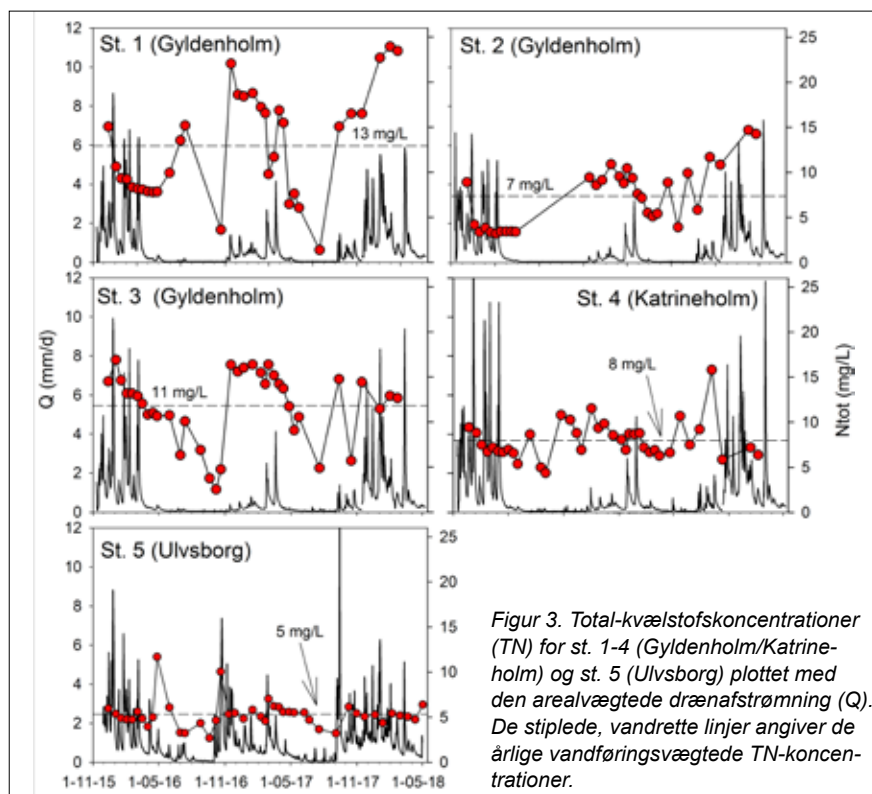
Koncentrationen af total kvælstof (TN) for alle fem stationer varierer generelt såvel indenfor som mellem år (Fig. 3). Den samlede årlige TN transport beregnes på baggrund af den kontinuert målte vandføring og de manuelle prøvetagninger (Tabel 2). Ved flere målestationer ses høje TN-koncentrationer i sommerperioden, men da der på dette tidspunkt er meget begrænset drænastrømning, er kvælstoftransporten i sommermånedene generelt ubetydelig på disse lokaliteter (Fig. 3).

På baggrund af den årlige kvælstoftransport (kg) og den årlige drænastrømning (L) kan den årlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentration i drænvandet beregnes (Fig. 3). De laveste vandføringsvægtede TN-koncentrationer ses ved Ulvsborg (st. 5), hvor der også ses relativt lave variationer mellem de to år. De fire arealer beliggende på Gyldenholm/Katrineholm udviser betydelige variationer mellem marker og år, hvor de vandføringsvægtede TN-koncentrationer varierer fra 6,9 til 20,7 mg per liter. For st. 3 og 4 ses et fald i den vandføringsvægtede TN-koncentration mellem 2016/17 og 2017/18, mens det omvendte er tilfældet for st. 1 og 2. Den høje variation i de målte TN-koncentrationer samt i drænvandføringen illustrerer nødvendigheden af, at der tages tilstrækkeligt mange prøver i hele afstrømningsperioden til at kunne bestemme den totale kvælstoftransport fra arealet med en tilstrækkelig prædiktionsikkerhed /2,3/.

Den totale arealvægtede kvælstoftransport for de to hydrologiske år samt for tre vinterperioder (1. december til 27. februar) ses i Tabel 2. For den sjællandske lokalitet Gyldenholm/Katrineholm ses en meget betydelig stigning i kvælstoftransporten fra 2016/17 til 2017/18 for alle stationer, hvilket primært kan tilskrives den større afstrømning i 2017/18. Tilsvarende stigning i kvælstoftransporten ses ikke for den østjyske lokalitet Ulvsborg, hvor der generelt var væsentligt mindre variation mellem år i såvel afstrømning som i den vandføringsvægtede TN-koncentration.

Tabel 1. Årlige arealvægtede værdier af drænastrømning (Q), nedbør (P), rodzoneperkolation (RZ) samt forholdet mellem af drænastrømning og rodzoneperkolation (Q/RZ). Et år er defineret som et hydrologiske år (1. april til 31. marts). Resultater vist for station 1 til 4 (Gyldenholm/Katrineholm) og station 5 (Ulvsborg)

	Q (mm/år)				P (mm/år)	RZ (mm/år)	Q/RZ (%)			
Gyldenholm/Katrineholm										
Station	1	2	3	4			1	2	3	4
16/17	110	67	85	96	609	122	91	55	70	79
17/18	276	233	275	332	856	352	78	66	78	95
Ulvsborg										
16/17	307				876	378	81			
17/18	379				926	430	88			



Figur 3. Total-kvælstofkoncentrationer (TN) for st. 1-4 (Gyldenholm/Katrineholm) og st. 5 (Ulvborg) plottet med den arealvægtede drænastrømning (Q). De stiplede, vandrette linjer angiver de årlige vandføringsvægtede TN-koncentrationer.

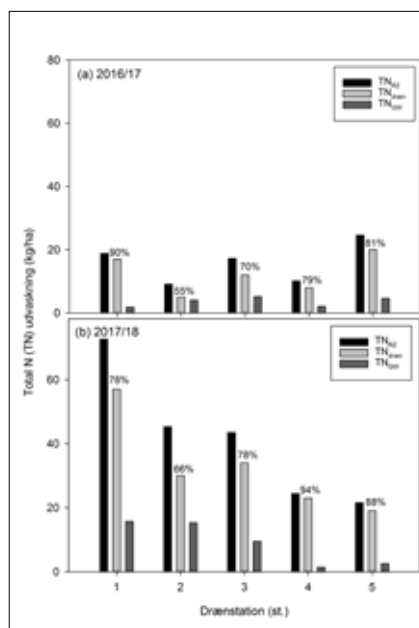
Opgørelsen af kvælstoftransporten i de tre vintermåneder viser tilsvarende meget store variationer for især Gyldenholm/Katrineholm mellem de tre år (Tabel 2), mens variationen er mindre udpræget for Ulvsborg. En markant andel af det årlige kvælstoftab via drænen for Gyldenholm/Katrineholm sker i de tre vintermåneder, hvor kvælstoftabet via drænen i 2017/18 udgør over 50%, mens vintertabet i 2016/17 er lidt lavere (38-60%). Igen adskiller

den østjyske lokalitet Ulvsborg sig ved at kvælstoftabet via drænen i vinterperioden udgør en mindre andel af det årlige kvælstoftab via drænen (20-42%).

Hvad betyder drænen for markernes kvælstoftab

Det samlede kvælstoftab fra markerne består dels af kvælstoftabet via drænen og dels af tabet til grundvand /2,3/. Hvis det antages, at den målte vandføringsvægtede TN-koncentration er repræsentativ for kvælstofkoncentrationen i det vand, der perkolerer ud af rodzonen, kan den samlede rodzoneudvaskning beregnes (Fig. 4).

Forskellen mellem kvælstofudvaskningen fra rodzonen og det målte tab via drænen angiver kvælstoftabet til grundvandet. For de undersøgte lokaliteter udgør kvælstoftabet via drænen, den markant mest betydende tabsvej. Generelt udgør kvælstoftabet via drænen mere end 70% af den samlede årlige kvælstofudvaskning i begge måleår og for nogle stationer



Figur 4. Tab af kvælstof fra de fem drænelande i form af kvælstofudvaskning fra rodzonen (TN_{RZ}), kvælstoftab via drænen ($TN_{dræn}$) og kvælstoftab til grundvand (TN_{GW}) for måleårene (a) 2016/17 og (b) 2017/18.

mere end 80%. Kun en enkelt station (st. 2) har en lavere andel af kvælstoftab via drænen (55-66%). Under transporten i grundvand vil der foregå en reduktion af nitrat-N /4/, og kvælstofudledningen via grundvand skal derfor fratreges den kvælstofreduktion, der forekommer under den lokale grundvands-transport. I forhold til den endelige kvælstofudledning til overflade og kystvand udgør kvælstoftabet via drænen således langt den overvejende del af kvælstofudledningen for disse lokaliteter.

Det kan være helt centralt at have kendskab til de lokale tabsveje for kvælstof i forhold til implementering af de mest effektive målrettede virkemidler. Marker med en stor andel af kvælstoftabet via drænen kunne således med fordel benytte målrettede drænvirkemidler.

Referencer

- Olesen, J.E., and T. Heidmann. 2002. EVACROP: Et program til beregning af aktual fordampning og afstrømning fra rodzonen, Version 1.01. Afdeling for Plantevækst og Jord og Afdeling for Jordbrugssystemer, Forskningscenter Foulum, Tjele.
- Kjærgaard, C.; Iversen, B.V.; Højberg, A.L.; Mathiesen, G.B. 2016. Drænmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering. Delrapport C i "Emissionsbaseret kvælstof- og arealregulering". (https://www.landbrugsinfo.dk/Afreportering/planter_og_miljoe/2016/Sider/pl_po_999_3682_b3_Delrapport_C_Maalinger_i_draenra.pdf)
- Iversen, B.V.; Kjærgaard, C.; Mathiesen, G.B.; Højberg, A.L. 2018. Koncept for kvælstofregulering på basis af drænmålinger. Vand & Jord nr. 4.
- Christiansen, I.M.V.; Højberg, A.L. 2018. Udfordringer ved estimering af lokal nitratretention. Vand & Jord nr. 4.

Bo VANGSØ IVERSEN (bo.v.iversen@agro.au.dk) er PhD og lektor ved Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet. CHARLOTTE KJÆRGAARD (chkj@seg.es.dk) er PhD og chefforsker ved SEGES, Agro Food Park, Aarhus.

Tabel 2. Årlige arealvægtede værdier af total-kvælstofudvaskningen i drænsystemerne på års- og vinterbasis. Et år er defineret som et hydrologiske år (1. april til 31. marts) mens vinterperioden svarer til perioden fra 1. december til 27. februar. Resultater vist for st. 1-4 (Gyldenholm/Katrineholm) og st. 5 (Ulvborg).

Station	Total kvælstoftab (TN) via drænen (kg/ha) Ntot (kg/ha)									
	Hydrologisk år					Vinter				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
15/16						21	8	28	21	11
16/17	17	5	12	8	20	9	3	5	3	4
17/18	57	30	34	23	19	35	17	18	12	8

Hvordan måles kvælstof i vandløb?

Målrouting af kvælstofindsatsen kan ske på basis af målinger af kvælstoftransport i vandløb. Men hvor ofte skal der måles for at få års- og månedstransporten af kvælstof bestemt med en acceptabel nøjagtighed?

SOFIE G. W. VAN'T VEEN, HENRIK TORNBJERG, JØRGEN WINDOLF, ANE KJELDGAARD, NIELS B. OVESEN, JANE R. POULSEN & BRIAN KRONVANG

Kvælstofemissionen fra dyrkede arealer til overfladevand kan beregnes ved at bestemme kvælstoftransporten i vandløb ved en målestation. Målestationen integrerer tabet af kvælstof fra alle kilderne i det hydrologiske opland til vandløbet /1/. I Landbrugspakken fra december 2015 foreslås det på sigt, at der indføres en ny emissionsbaseret reguleringsstrategi, hvor landmændene selv kan tage ansvaret for at måle deres kvælstofudledninger, så længe de følger en standardprøveprotokol og leverer deres data til den offentlige database ODA/1/.

Nærværende artikel indeholder resultater fra et GUDP projekt /2/, hvor det er undersøgt, hvor hyppigt der skal måles vandføring og kvælstofkoncentration for at få bestemt den årlige kvælstoftransport inden for en nøjagtighed på $\pm 10\%$. Undersøgelsen bygger dels på resultater fra hyppige målinger i 3 mindre vandløbsoplande og dels på en mere overordnet analyse af eksisterende data på landsplan. I denne artikel bestemmes for første gang, hvor sikkert kvælstoftransporten kan beregnes på månedsbasis ud fra målinger i vandløb. Konceptet bag bestemmelse af kvælstoftransporten fra et opland fremgår af boks 1.

Måledesign og –metoder

I november 2014 blev der etableret en hovedmålestation i 3 mindre vandløb, som hver repræsenterer forskellige hydrologiske regimetyper i ID15 oplande /2/. Målestationerne blev etableret i henholdsvis Jegstrup Bæk (ved Viborg i Midtjylland), Odder Å (ved Odder i Østjylland) og Saltø Å (ved Slagelse i

BOKS 1

Udfordringen ved bestemmelse af kvælstoftransporten

Kvælstoftransporten i et vandløb beregnes normalt ud fra viden om døgnmiddelvandføringen ved en målestation og udtag af vandprøver som punktprøver, hvor koncentrationen af kvælstof (oftest total N og nitrat-N) er analyseret /3/.

Siden overvågningen af kvælstoftransporten i vandløb startede i 1960'erne, har metoden til bestemmelse af kvælstofkoncentrationen været baseret på udtag af vandprøver som punktprøver med en nærmere fastlagt frekvens /4/. Til beregning af den årlige kvælstoftransport i et vandløb, er det derfor nødvendigt at foretage en interpolation mellem målepunkterne. Den benyttede metode i det landsdækkende miljø- og naturovervågningsprogram (NOVANA) er en simpel 'lineær interpolationsmetode' ud fra følgende formel /5/ /3/:

$$\text{Transport af kvælstof} = k \sum_{i=1}^n Q_i * C_i$$

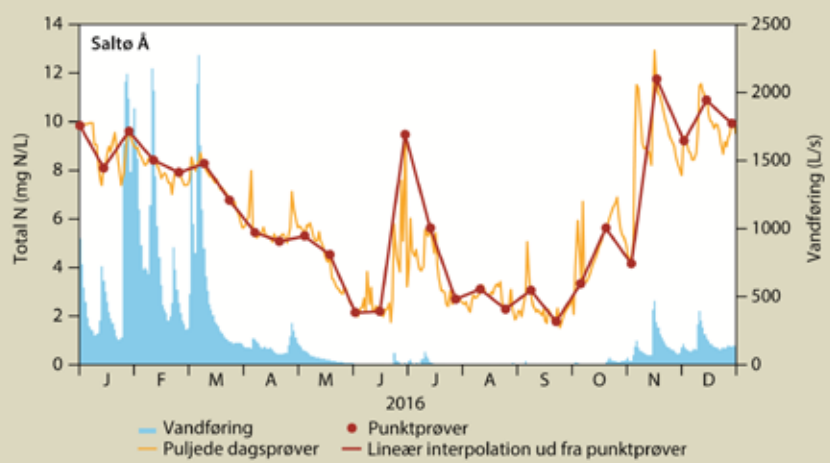
Hvor:

k = En konstant til omregning af enheder for at få transporten bestemt i f.eks. kilogram.

Q_i = Daglig vandføring (l/s)

C_i = Den daglige lineært interpolerede stofkoncentration (mg/l)

Figuren illustrerer betydningen af, hvor ofte der er udtaget punktprøver, så beregningen af de daglige kvælstofkoncentrationer ikke fører til for store over- eller underestimeringer af kvælstoftransporten i forhold til den "sande" transport. Figuren viser et eksempel fra Saltø Å år 2016, hvor punktprøverne er udtaget hver fjortende dag.



Vestsjælland). Se en nærmere beskrivelse af oplandene i /2/. I Jegstrup Bæk blev der udført målinger frem til oktober 2016, som der ved dækker et kalenderår, mens målingerne i Odder Å og Saltø Å forløb frem til marts 2018, i alt 3 kalenderår.

Der blev oprettet en hydrometrystation ved alle 3 hovedstationer med kontinuert (10 minutters) registrering af vandstand (H) med tryktransducer. Øjeblikmålinger af vandføringen (Q) blev foretaget ugentligt i 2014 og 2015 og hver 14. dag i 2016-18. Døgnmiddelvandføringen kan derfor beregnes ud fra en opstillet Q-H relation /3/. For at kunne bestemme den "sande" kvælstoftransport, blev der med en automatisk ISCO-prøvetager med køling udtaget en vandprøve hver 3. time. Prøverne blev puljet til døgnprøver, som blev analyseret for total-N og nitrat-N.

I perioderne januar til april 2017 og september 2017 til marts 2018 blev der i Saltø Å etableret en sensor til kontinuert (5 minutters interval) måling af nitrat-N koncentrationen i vandløbet (Nitratx plus HACH). Desuden blev sensoren testet i en kortere periode i Jegstrup Bæk.

På baggrund af de daglige målinger i de 3 vandløb, blev bestemmelsen af den årlige og månedlige kvælstoftransport evalueret ved simulering af 4 forskellige prøvetagningsstrategier: 1) ugentlig (i alt 52 årlige prøver); 2) fjortende dag (26 prøver); 3) fjortende dag i vinterperioden og månedlig i sommerperioden (18 prøver); 4) månedlig (12 prøver). For hver simuleret prøvetagningsstrategi blev lineær-interpolationsmetoden benyttet, til at estimere daglige kvælstofkoncentrationer. Simuleringer af den årlige og månedlige kvælstoftransport ud fra de forskellige prøvetagningsstrategier blev sammenlignet med den "sande" årlige og månedlige kvælstoftransport.

Beregning af hydrologiske regimetyper (HR)

For at kunne bruge data fra de 3 vandløb til at sige noget mere generelt om prøvetagningsstrategien i de forskellige afstrømningsregimer, der findes på tværs af landet, er der lavet en teoretisk klassificering af oplandstyper. I forhold til en prøvetagningsstrategi forventes det nemlig, at jo større forskel der er i vandføringen hen over året i et vandløb, desto flere målinger vil være nødvendige for at opnå en beregnet kvælstoftransport med en lav afvigelse fra den "sande" kvælstoftransport. Derfor er der på baggrund af ID15 oplandsinddelingen og Den Nationale Vandressourcemodel fra GEUS (DK-modellen) /4/ lavet en overordnet analyse af ID15-olandenes hydrologiske regime (HR). Principet bag HR er beskrevet i boks 2.

BOKS 2

Hydrologisk regime HR

Hydrologisk regime er defineret ud fra nedenstående formel ud fra en antagelse om, at HR vil være afgørende for, hvordan en prøvetagningsstrategi til bestemmelse af kvælstoftransporten skal udformes i forskellige oplande, når der ønskes en maksimal afvigelse på 10% fra den "sande" årlige kvælstoftransport /3/. For samtlige ID15-oplande er der beregnet en HR værdi, baseret på modellerede månedlige afstrømninger fra DK-modellen i perioden 1990-2010.

$$\text{Hydrologisk regime} = \frac{Q_{90}}{Q_{10}}$$

Hvor:

Q_{90} = 90% percentilen af månedlige vandføringer (L/s)

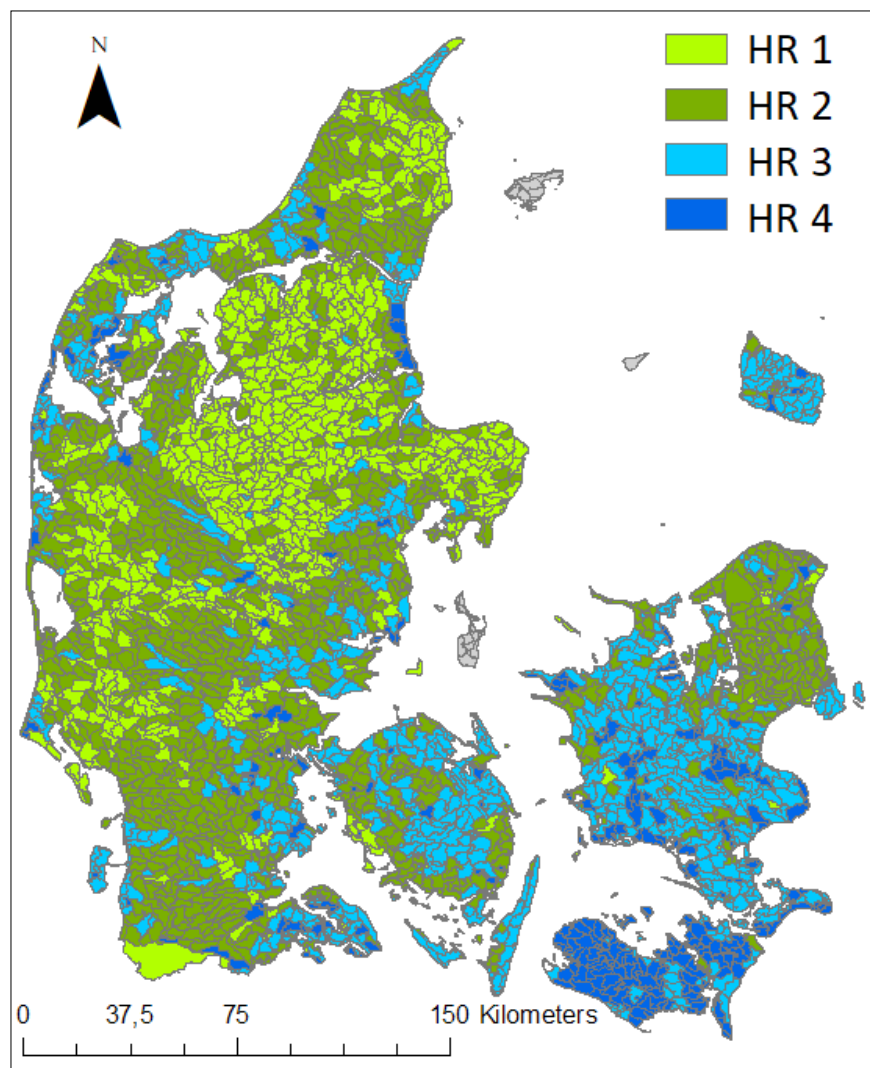
Q_{10} = 10% percentilen af månedlige vandføringer (L/s)

Som supplement til den teoretisk beregnede HR-værdi for ID15-oplandene er det såkaldte Baseflow Indeks (BFI) beregnet på baggrund af data fra de 3 monitorerede vandløb. BFI-indekset er defineret som forholdet mellem den del af vandføringen, der forekommer, når der kun er et grundvandsbidrag og så den

samlede vandføringsmængde for den givne periode /5/. BFI-værdier ligger mellem 0 og 1, hvor stabile grundvandsfødte vandløb har værdier tæt på 1.

Resultater: Hydrologiske regimetyper

De beregnede HR typer for vandløb i ID15-



Figur 1. Kort over ID15 oplande inddelt efter oplandets hydrologiske regime (HR) baseret på månedlige afstrømninger fra DK-modellen i perioden 1990-2010.

oplandene er vist i figur 1. Kortet er inddelt i 4 HR-typer, hvor en større HR-type afspejler en stigende variation i vandføring henover året.

Jegstrup Bæk har ifølge oplandsanalysen et HR på 1, og vandløbet har et BFI på 0,81, hvilket indikerer, at vandløbet er meget grundvandsdomineret. Dette bekræftes af de beregnede døgnmiddelvandføringer ved stationen i Jegstrup Bæk, hvor der blev registreret en relativ lille forskel mellem maksimums- og minimumsvandføringer. Samtidig blev der generelt målt lave og stabile døgnmiddel total-N koncentrationer, med kun kortvarige større udsving, formentlig som følge af pulstilførsler af kvælstof i perioder med kraftig nedbør (figur 2).

Odder Å har ifølge analysen et HR på 2, og vandløbet har et BFI indeks på 0,56. Det vil sige, at den overordnede hydrologiske oplandsanalyse indikerer, at vandløbet både er påvirket af et stabilt grundvandsbidrag, men også af et mere overfladenært hurtigt responderende afstrømningsbidrag. Dette bekræftes af døgnmiddelvandføringerne i Odder Å, der sammenlignet med Jegstrup Bæk har noget

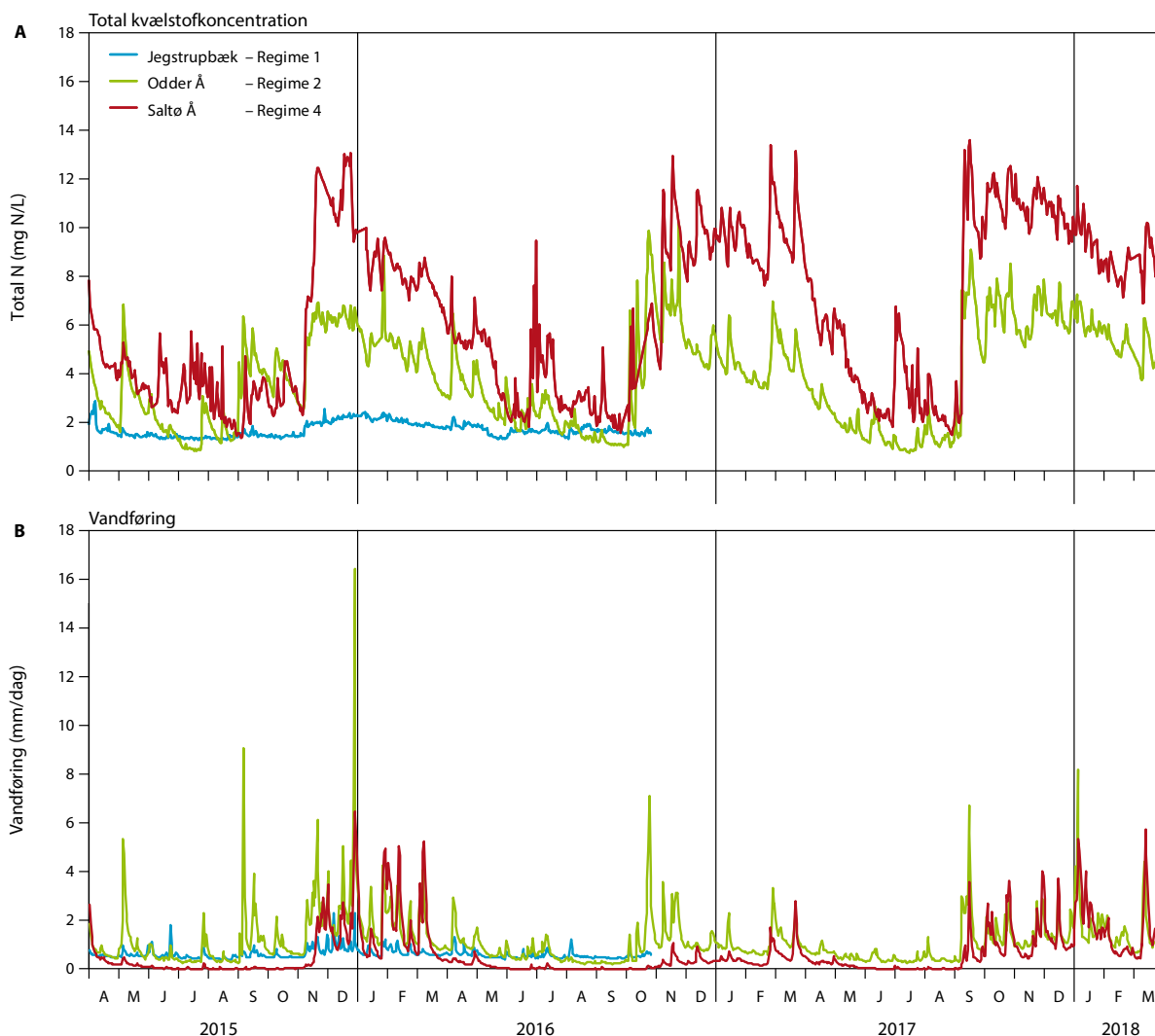
større udsving (figur 2). Også den målte døgnmiddelkoncentration af total-N udviser som vandføringen rimelige store variationer over året med de højeste koncentrationer i vinterperioden (figur 2).

Saltø Å har et HR på 4 og vandløbet et BFI på 0,40. Dette indikerer, at vandløbet er stærkt påvirket af overfladenær afstrømning, mens interaktionen med dybere grundvandsmagasiner er begrænset. Også her stemmer analysen overens med målingerne fra Saltø Å, hvor de beregnede døgnmiddelvandføringer er varierende (figur 2B). I vinter- og efterårs månederne er vandføringerne høje og i sommerperioderne tørlægges vandløbet næsten. Det giver sig også udslag i, at den målte døgnmiddelkoncentration af total-N varierer betydeligt over året, da vandløbet hovedsageligt er født af drænvand, hvorfor udvasket nitrat-N fra markerne ledes direkte til vandløbet uden væsentlig reduktion af nitrat-N under redoxzonen i grundvand (figur 2A).

Evaluering af prøvetagningsstrategi

Der er stor forskel mellem de 3 vandløb på afvigelse fra den "sande" årlige kvælstoftransport ved de forskellige prøvetagningsstrategier (figur 3). Det ses for alle 3 vandløb, at jo flere prøvetagninger der årligt er foretaget, jo lavere bliver afvigelsen og spredningen (bestemt som standardafvigelsen) mellem den "sande" og den beregnede årlige kvælstoftransport (figur 3).

Derudover fremgår det for alle 3 vandløb, at den gennemsnitlige årlige kvælstoftransport beregnet ud fra punktprøver for alle strategier blev underestimeret set i forhold til den "sande" målte kvælstoftransport på nær for en enkelt strategi i Jegstrup Bæk (figur 3). Afvigelse er for alle prøvetagningsstrategier mindst for Jegstrup Bæk med en maksimal afvigelse på 5 % og en gennemsnitlig procentafvigelse på $-0,9 \pm 2,3$ % for den månedlige prøvetagningsstrategi (figur 3). I vandløb af HR type som Jegstrup Bæk (HR1 i figur 1) er en månedlig prøvetagning derfor nok til at sikre en afvigelse på $\leq \pm 10$ % fra den sande



Figur 2. A) Døgnmiddel kvælstof-koncentrationer (total-N) målt med brug af en ISCO prøvetager. B) Daglige vandføringer og døgnmiddelvandføring i de 3 vandløb Jegstrup Bæk, Odder Å og Saltø Å

kvælstoftransport (tabel 1).

De største afvigelser ses for Odder Å, hvor den gennemsnitlige procentafvigelse varierer mellem $-2,7 \pm 2,0$ % (ved en ugentlig strategi), $-4,7 \pm 2,6$ % (ved en fjortende dag strategi), $-5,9 \pm 5,7$ % (ved en fjortende dag/månedlig strategi) og $-7,7 \pm 4,4$ % (ved en månedlig strategi) (figur 3). Derudover er der store maksimale afvigelser for alle prøvetagningsstrategier (figur 3). Det skyldes givetvis, at Odder Å både er påvirket af grundvand og overflade/drænvand, hvilket gør det svært at bestemme kvælstofkoncentrationens sæsonforløb. I vandløb af HR type 2 er en fjortende dags prøvetagning derfor nok til at sikre en afvigelse på $< \pm 10$ % fra den "sande" kvælstoftransport (tabel 1).

For Saltø Å er den gennemsnitlige procentafvigelse ved de forskellige prøvetagningsstrategier på $-1,1 \pm 1,1$ % (ved ugentlig), $-2,3 \pm 1,7$ % (ved fjortende dag), $-2,7 \pm 2,5$ % (ved fjortende dag/månedlig) og $-5,9 \pm 3,7$ % (ved månedlig) (figur 3). I HR type 4 vandløb er en prøvetagningsstrategi hver fjortende dag i vinterperioden og hver måned i sommerperioden derfor nok til at sikre en afvigelse på $< \pm 10$ % fra den "sande" kvælstoftransport (tabel 1). Antallet af simuleringer pr. år var for de 4 strategier: $n=7$, $n=15$, $n=20$ og $n=29$.

Månedlig kvælstoftransport

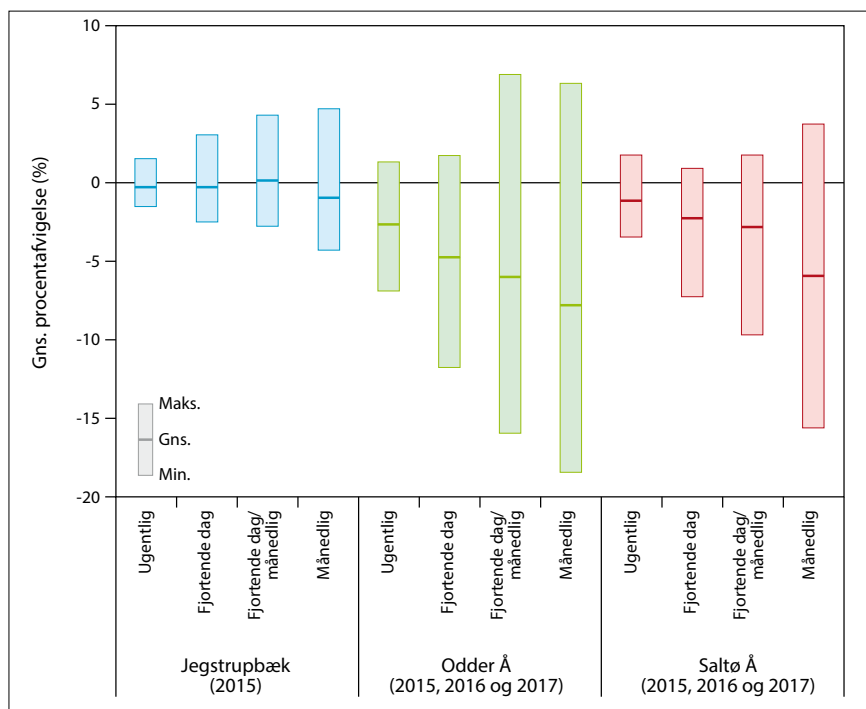
Et andet billede tegner sig, når der ses på den månedlige kvælstoftransport ud fra en ugentlig og fjortende dags prøvetagningsstrategi i Odder Å og Saltø Å (figur 4). Der er problemer med at bestemme månedstransporten med en afvigelse på maksimalt ± 10 % fra den "sande" kvælstoftransport, især i sommermånederne (figur 4), hvor kvælstoftransporten er mindst og i tilfældet Saltø Å næsten ubetydelig. Hvis månedstransporten skal bestemmes med en nøjagtighed på ± 20 %, skal der som minimum anvendes en ugentlig prøvetagningsstrategi i både Odder Å og Saltø Å. Dog er der stadigvæk en sommermåned (juli) i Saltø Å, hvor den gennemsnitlige procentafvigelse \pm standardafvigelsen vil kunne overstige 20 %. Det skal dog igen påpeges, at kvælstoftransporten i sommerperioden er nærmest ubetydelig i Saltø Å.

Brug af Nitratax Plus sensor data

Nitratsensoren måler kvælstofkoncentrationen

Tabel 1. Anbefalede prøvetagningsstrategier til bestemmelse af den årlige kvælstoftransport i de tre pilotplande for at sikre en afvigelse på $< \pm 10$ %

	Jegstrup Bæk (HR1)	Odder Å (HR2)	Saltø Å (HR4)
Anbefalet prøvetagningsstrategi	Månedlig	Fjortende dag	Fjortende dag i vinterperioden/ månedlig i sommerperioden



Figur 3: Figuren viser procentafvigelserne mellem den sande total N-transport og total N-transporten estimeret ud fra simuleringer af fire forskellige prøvetagningsstrategier med den gennemsnitlige afvigelse vist med vandret streg.

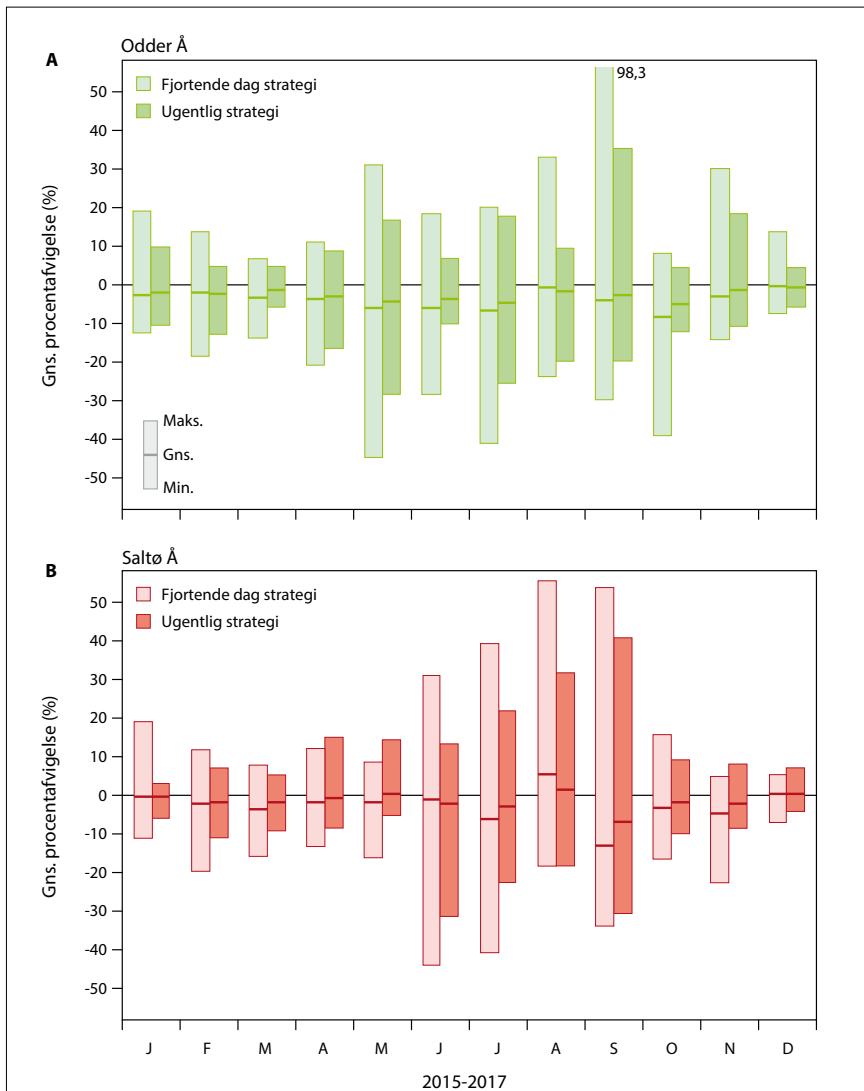
i vandløbet hver 5. minut og giver derfor en meget detaljeret beskrivelse af nitratkoncentrationen i vandløbet. I Saltø Å kan der konstateres en tilstrækkelig god sammenhæng mellem in situ vandprøver og øjeblikks sensor målingerne fra samme tidspunkt, til at nitratsensoren kan benyttes til måling af nitratkoncentrationen i vandløbet ($r^2=0,95$). En tilsvarende god sammenhæng er ikke fundet ved måling med nitratsensoren i Jegstrup Bæk ($r^2=0,39$), hvilket muligvis kan skyldes et højt indhold af opløst jern i vandet, som danner okkerbelægninger på sensoren. En pilottest og kalibrering af nitratsensoren ved anvendelse til måling af nitratkoncentrationen i et vandløb er derfor altid nødvendig.

Et udvalgt forløb af nitratkoncentrationen målt gennem et døgn med Nitratax Plus sensoren under en nedbørshændelse fremgår af figur 5. Umiddelbart sker der ved stigende vandføring i vandløbet en fortynding af nitratkoncentrationen, som kan skyldes en hurtig tilførsel af vand fra befæstede arealer og måske nitratfattigt grundvand tæt på vandløbet, som trykkes ud (figur 5). Derudover ses det, at nitratkoncentrationen stiger med den stigende vandføring, dog med en forsinkelse på ca. 7 timer mellem toppen i vandføring og nitratkon-

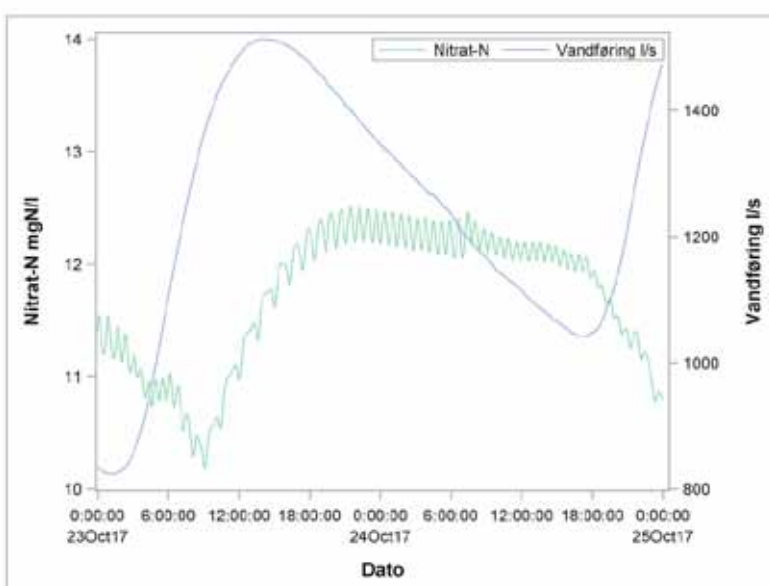
centration (figur 5). Denne forsinkede respons i nitratkoncentration, fortæller os om rodzonevandets gennemsnitlige opholdstid fra mark til vandløbsstationen inden for hele oplandet. Når vandføringen igen falder i vandløbet, falder også nitratkoncentrationen med en forsinkelse på ca. 7 timer (figur 5). Derudover fremgår det af figur 5, at nitratkoncentrationen viser korttidsudsving inden for en time med op til 0,5 mg N/l. Dette kan givetvis skyldes, at der 200 m opstrøms for målestationen er etableret en pumpestation, som afhængig af det generelle afstrømningsniveau pumper vand ind fra et større lavbundsområde til vandløbet, hvilket tydeligt påvirker den målte nitratkoncentration i vandløbet. Anvendelse af en nitratsensor giver altså bedre muligheder for at tolke på sammenhængen mellem oplandet og vandløbet hvad angår kvælstofdynamikken.

Konklusion og perspektiver

Vandløbsmålinger kan med den rette indsats i forhold til prøvetagning anvendes til at bestemme kvælstoftransporten og dermed udledningen fra et givet opland med en afvigelse på mindre end 10 %. Det kræver, at prøvetagningsstrategien for det enkelte vandløb tilrettelægges ud fra dets hydrologiske regimetype (HR). Derudover kræver en nøjagtig bestemmelse af kvælstoftransporten solide målinger af vandføringen i vandløbet, dvs. oprettelse af en hydrometristation og minimum 10-12 årlige øjeblikksmålinger af vandføringen/3/. Til opgørelse af den årlige totale kvælstoftransport foreslås en månedlig



Figur 4. Analyse af afvigelserne fra den "sande" total N-transport for alle 3 måleår ved brug af en fjortende dags og ugentlig prøvetagningsstrategi i Odder Å og Saltø Å til bestemmelse af en månedlig kvælstoftransport. Indsat er den gennemsnitlige afvigelse vist med en vandret streg.



Figur 5. Nitratkoncentrationen målt i Saltø Å den 24. oktober 2017 ved brug af Nitratx Plus sensor samt 10 min. værdier af vandføringen.

prøvetagningsstrategi for HR1 vandløb, fjortende dags strategi i HR2 og en fjortende dags/månedlig strategi i HR4 vandløb. I de 3 undersøgte vandløb blev den gennemsnitlige kvælstoftransport beregnet ud fra punktprøver dog altid underestimeret, set i forhold til den "sande" målte kvælstoftransport. Det skal derfor overvejes, om det er nødvendigt at biaskorrigere de årligt beregnede kvælstoftransporter for derved at opnå en mere korrekt bestemt kvælstoftransport.

Anvendelse af nitratsensorer har vist sig at være meget krævende i kalibrering i Jegstrup Bæk. Derimod har sensoren virket upåklageligt og kun med behov for mindre kalibreringer i Saltø Å. I denne type vandløb er sensoren derfor en velegnet metode til detailundersøgelser af nitratdynamikken mellem opland og vandløb, herunder til opnåelse af en bedre forståelse af kilderne til nitratkvælstof i oplandet.

Referencer:

- /1/ Miljø- og Fødevarerministeriet 2015; Aftale om Fødevarer- og landbrugspakke. <http://mfvm.dk/landbrug/vaekst-eksport-og-arbejdspladser/foedevare-og-landbrugspakke/>
- /2/ Hvid S. K. 2018; Projektidé og pilotoplade, Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /3/ Poulsen J.R., Tornbjerg H., Windolf J., Larsen S.E., Kronvang, B., Højberg A.L. 2016; Vandløbsmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
- /4/ Kronvang, B., Bruhn, A. J., 1990; Overvågningssprogram Metoder til bestemmelse af stoftransport i vandløb, Miljøministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser Afd. for ferskvandsøkologi
- /5/ Bøgestrand, J., Erfurt J., 2014; Datateknisk anvisning DB01: Stoftransport, version 1, DCE Aarhus Universitet http://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/Ferskvand/DB01_stoftransport.pdf
- /6/ Højberg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C. D., Trolldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernsten, V. 2015; National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler, kortleverancer. GEUS, DCE og DCA, Aarhus Universitet
- /7/ Gustard, A., Bullock A., & Dixon, J.M., 1992; Low flow estimation in the United Kingdom, Report No. 108, Institute of Hydrology

S. VAN'T VEEN (svv@bios.au.dk) er videnskabelig assistent, B. Kronvang er professor, N. OVESEN er akademisk medarbejder, A. KJELDGAARD er IT-medarbejder, H. TORNBJERG er akademisk medarbejder alle fra Bioscience, Aarhus Universitet. J. POULSEN er project manager ved EnviDan A/S

Et kvælstofudledningskort

Udledningen af kvælstof til overfladevand sker både fra punktkilder og diffuse kilder i et opland, herunder især fra landbrugsarealer. Muligheden for at etablere et kvælstofudledningskort på lokal skala (200-1200 ha) i 3 pilotoplande er blevet undersøgt. Kan det gøres? Og med hvilke usikkerheder. Og hvordan kan data anvendes til at undersøge den lokale grundvandsretention af kvælstof?

SOFIE G. W. VAN'T VEEN, ANE
KJELDGAARD, HENRIK TORNBJERG,
JØRGEN WINDOLF, NIELS B. OVESEN,
GITTE BLICHER-MATHIESEN &
BRIAN KRONVANG

Ved anvendelse af 2 års intensive måledata fra vandløb er et kvælstofudledningskort for 3 mindre pilotoplande blevet udarbejdet. Kvælstofudledningen fra landbrugsarealerne i pilotoplandene er blevet målt ved at etablere en hovedstation (hydrometristation) ved udløbene fra oplandene og synkronstationer inde i oplandet, for at analysere for forskelle i afstrømning og kvælstofudledning meget lokalt.

Kvælstofemissionerne fra dyrkede arealer i hvert delopland beregnes ved en kildeopsplitning af de målte kvælstoftransporter i vandløbene. Konceptet for en kildeopsplitning er nærmere forklaret i boks 1. Kvælstofudledningen fra de enkelte deloplande er herefter blevet sammenholdt med den beregnede udvaskning af nitrat, og der er etableret et lokalt kvælstofretentionskort over omsætningen af nitrat i grundvand.

Målemetoder

De tre oplande, som afvander til Jegstrup Bæk ved Viborg, Odder Å ved Fillerup syd for Aarhus og Saltø Å syd for Slagelse, er nærmere beskrevet i /3/. I hvert opland er der udført målinger ved en hovedstation som beskrevet i /4/ og ved et antal synkronstationer (tabel 1). Vandprøver er ved synkronstationerne udtaget hver uge i det første måleår (år 1: okt. 2014 til okt. 2015) samt hver 14. dag i det andet måleår (år 2: okt. 2015 til okt. 2016). Desuden er øjebliksvandføringen målt ca. hver 14. dag. For hver synkronstation er der etableret

BOKS 1

Kildeopsplitning af kvælstoftransporten fra et opland

Kildeopsplitningen af kvælstoftransporten fra et opland gennemføres ved anvendelse af en massebalance ligning /1/.

$$T_o = L_E - L_E R_L + P_E - P_E R_P + B_E - B_E R_B + A_E - A_E R_A$$

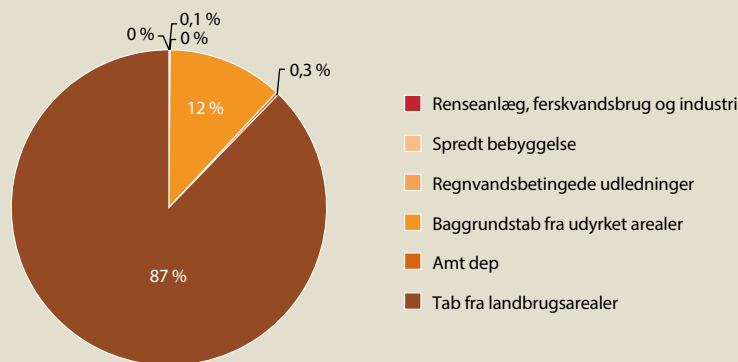
Hvor:

T_o = Total kvælstoftransport ud af et opland. L_E = Udledninger (emissioner) fra det dyrkede areal i oplandet til ferskt overfladevand. P_E = Udledninger (emissioner) af total kvælstof til ferskt overfladevand fra alle punktkilder i oplandet (rensning, særskilte industrielle udledninger, ferskvandsdambrug, spredt bebyggelse og regnvandsbetingede udledninger). B_E = Udledninger (emissioner) fra alle naturarealer i oplandet til ferskt overfladevand, hvorfra der naturligt altid vil være en baggrundsemission af total kvælstof. A_E = Den atmosfæriske deposition direkte på åbne vandoverflader i oplandet. R_x = Retentionen af total kvælstof i overfladevand i oplandet.

Figuren viser et eksempel fra Saltø Å opland over den procentmæssige andel af de forskellige udledninger der indgår i kvælstoftransporten fra oplandet. I Saltø Å opland er overfladevandsretentionen estimeret til 4 % ud fra den nationale kvælstofmodel /2/.

Det vil sige, at den målte transport (T_o) er summen af alle kilders udledning fratrukket retentionen, som hver enkelt kilde har været påvirket af på vejen igennem ferskvandssystemet i oplandet. Den samlede mængde kvælstof, der er fjernet via den retention, som hver enkelt kilde har været udsat for, benævnes ofte R_o , som er opgjort i procent. Beregningen af emissionen af total kvælstof fra dyrkede arealer kan derfor estimeres ved hjælp af følgende ligning, hvor det antages, at alle kilder er udsat for samme retention:

$$L_E = T_o / (1 - R_o) - P_E - B_E + A_E$$



Kildeopsplitning af den totale kvælstoftransport. Eksempel fra Saltø Å pilotopland.

en lineær sammenhæng til vandføringen ved hovedstationen målt den samme dag. De opstillede sammenhænge har generelt en høj forklaringsværdi, hvor flertallet har en $R^2 > 0,9$, dog har enkelte en R^2 på ned til 0,7. Sammenhængene er anvendt ved hver synkronstation til at beregne en døgnmiddelvandføring for de 2 måleår ud fra døgnmiddelvandføringen ved hovedstationen. Transporten af total kvælstof (TN) og nitrat-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) er beregnet ved lineær interpolation og er blevet biaskorrigeret med de afvigelser, som er beskrevet i /4/, hvor en gennemsnitlig underestimering i størrelsesordenen -2,7 til 0,9 % blev konstateret for de 3 vandløb. Afgrænsningen af oplandene er sket i ArcGIS under hensyntagen til viden om drænforhold indsamlet fra landmændene i områderne. Data om arealanvendelse er fra BaseMap /5/ og data om udledning fra punktkilder i deloplandene er hentet fra spildevandsdatabasen ved Miljøstyrelsen. Nitratudvaskning er beregnet med NLES4 modellen som årlige udvaskninger i de 2 agrohydrologiske år 2014-15 og 2015-16. Gennemsnittet for kvælstofretentionen i grundvand for deloplandene i de 2 måleår er beregnet ud fra forskellen mellem gennemsnitligt tab af total kvælstof fra dyrkede arealer til vandløbskant og gennemsnitlig udvaskning fra rodzonen fra dyrkede arealer i de 2 måleår /6/.

Deloplandenes størrelse i Jegstrup Bæk opland varierer mellem 448 ha og 1183 ha, og dyrkningsgraden mellem 54 % og 77 %. For Odder Å opland varierer deloplandene fra 132 ha op til 692 ha med dyrkningsgrad fra 14 % til 72 %. Deloplandene i Saltø Å varierer fra 266 ha til 992 ha, og dyrkningsgraden varierer mellem 55 og 94 % (Tabel 1).

Kvælstoftab fra dyrkede arealer i deloplande

I figur 1 fremgår resultaterne af de 2 års målinger for hvert af de deloplande, der fremkommer fra synkronmålestationerne i de 3 pilotoplande. Generelt er vandafstrømningen størst i oplandet til Odder Å. Samtidig ses det, at kvælstoftabet fra de dyrkede arealer og de vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof er langt større i de mere detailldrænedede oplande til Odder Å og Saltø Å end i det mere sandede og nærmest ikke-drænedede opland til Jegstrup Bæk (Fig. 1). Derudover er der konstateret en generel stigning fra år 1 til år 2 på ca. 0,5 mg N/l i koncentrationen af organisk kvælstof i vandløbene i de 3 pilotoplande, mest udtalt for deloplandene i Odder Å. Organisk kvælstof er i denne artikel defineret som total-N fratrukket nitrat-N.

Der er generelt ikke de store forskelle mellem 1. og 2. års målinger af afstrømningen i

Tabel 1. Oversigt over deloplande i de 3 pilotstudieområder.

Oplands ID	Station nr.	Vandløbs navn	Oplands-areal (ha)	Dyrkningsgrad (%)
1	19000042	Hovedstation, Tingvad bro	541	77
2	19000043	Jegstrup Bæk, Viborg	448	68
3	19000044	Jegstrup Bæk, Jegstrupvej	1183	54
	Samlet opland Jegstrup bæk		2173	63
1	27000552	Hovedstationen, OS Odder by	202	59
2	27000003	Odder Å, Naturstyrelsen	692	72
3	27000277	Dyrehave Bæk, Bjørnegrotten	217	71
4	27000557	Odder Å Lundsgaard	543	55
5	27000810	Ulvskov Bæk, Vandværket	132	54
	Samlet opland Odder Å		1786	57
1	57000643	Hovedstation, Ting Jellinge bro	485	79
2	57000878	Pibergrøft	403	87
3	57001034	Ellebæk	298	88
4	57001035	Maglemose rende	266	94
5	57001036	Piber å	347	83
6	57001037	Snogebæk	945	55
7	57001038	Snogebæk Tilløb	992	80
	Samlet opland Saltø Å		3737	77

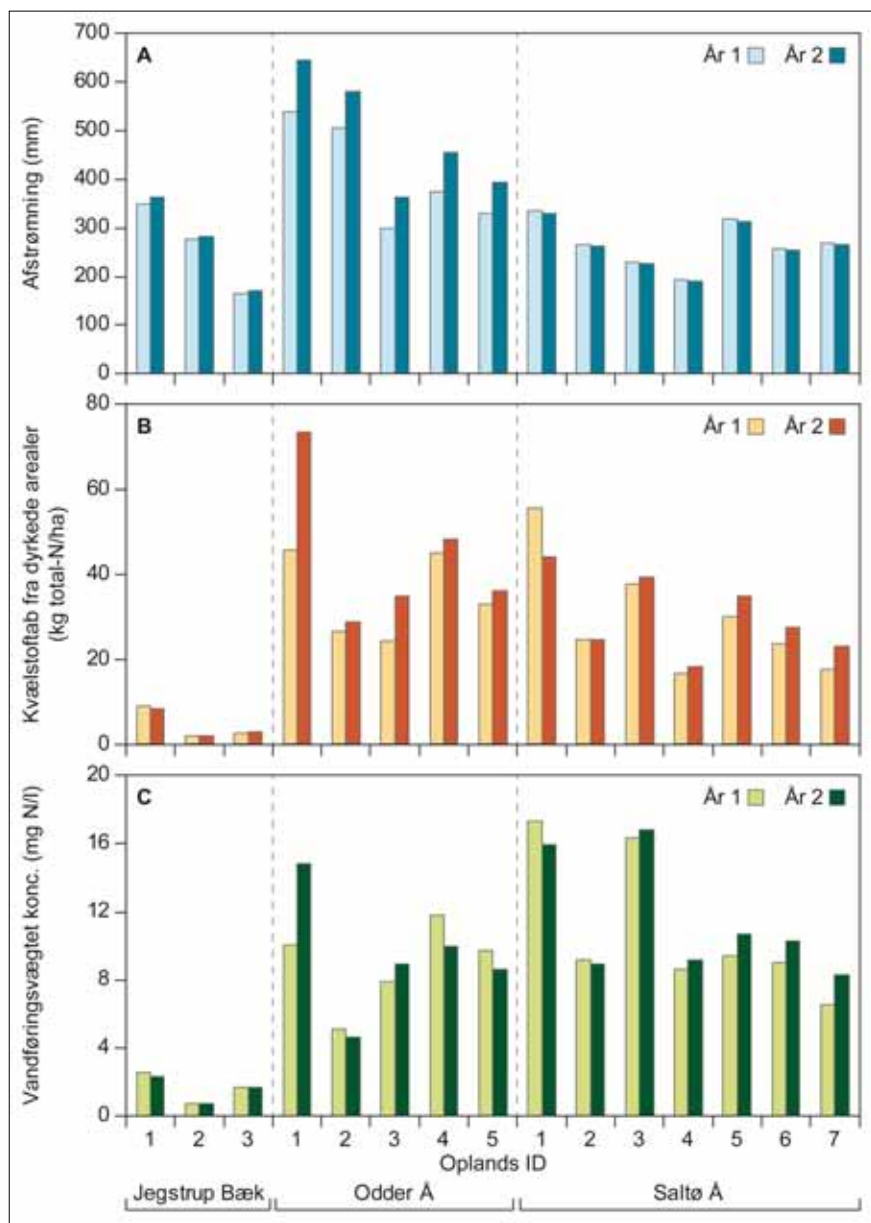
deloplandene i Jegstrup Bæk og Saltø Å (<5 %). Derimod stiger afstrømningen i Odder Å fra år 1 til år 2 i alle deloplande med 10-20 % (Fig. 1). Der er givetvis tale om, at grundvandsmagasiner fyldes op efter det tørre forår og sommer 2014, da der ikke er væsentlige forskelle i vinternedbøren i de 2 måleår (Østjylland: år 1: 446 mm; år 2: 432 mm. Hele landet år 1: 245 mm; år 2: 223 mm /7/).

Tabet af kvælstof fra dyrkede arealer og de vandføringsvægtede koncentrationer er nærmest ens i de 2 måleår i Jegstrup Bæk og Saltø Å oplandene, dog med mindre udsving i enkelte deloplande (Fig. 1). Mest udtalt er ændringen i opland 1 og 3 i Odder Å oplandet, hvor tabet af kvælstof fra dyrkede arealer stiger med henholdsvis 61 % og 43 %, mens den vandføringsvægtede koncentration stiger med 34 % og 19 % fra det 1. til 2. måleår (Fig. 1). Den relativt store stigning i de 2 deloplande i Odder Å kan kun delvist forklares med stigningen i afstrømningen. I delopland 1 er en stor andel af stigningen forårsaget af en stigning i koncentrationen af organisk kvælstof i vandløbet, mens en mindre del er fra stigning i nitrat-N. I delopland 1 er der da også beregnet en større stigning (42 %) i rodzoneudvaskningen af nitrat-N fra år 1 til år 2, mens stignin-

gen i organisk N både kan stamme fra udledninger fra punktkilder og andre aktiviteter, som rydning af skov mv. i nærheden af vandløbet, da en stor del af deloplandet består af skov (34 %). I Saltø Å oplandet er der observeret en mindre stigning i tab af kvælstof fra dyrkede arealer og den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof i nogle deloplande og fald i andre (Fig. 1). Ændringerne kan ikke umiddelbart forklares ud fra en ændret udvaskning af nitrat fra år 1 til år 2, men kan hænge sammen med den generelle stigning i koncentrationen af organisk kvælstof i vandløbene, som kan skyldes flere faktorer såsom større udledning fra punktkilder, sløjfning af randzonerne etableret i 2012 i foråret 2016, mv.

Etablering af et kvælstofudledningskort

Et lokalt kvælstofudledningskort for dyrkede arealer baseret på et gennemsnit af de to års målinger for de 3 pilotoplande fremgår af figur 2. Kortet viser kvælstofudledningen til vandløbskant i hvert af de små deloplande. Kvælstofudledningen fra de dyrkede arealer til overfladevand i Jegstrup Bæk er forholdsvis lille fra alle deloplande (<3 kg N/ha), hvilket



Figur 1. Forskelle mellem de to måleår i afstrømning, kvælstoftab fra dyrkede arealer efter biaskorrektion af kvælstoftransporten og vandføringsvægtet koncentration i de 3 pilotoplunde.

også er tilfældet med de vandføringsvægtede koncentrationer af kvælstof (Fig. 2). Afstrømningen varierer en del mellem de enkelte deloplunde, hvilket formentlig kan relateres til indflydelsen fra befæstede arealer i den østlige del og beliggenheden af kildepladser med vandindvinding nord for oplandet.

I Odder Å er både afstrømningen og den totale kvælstofudledning fra de dyrkede arealer til overfladevand relativt stor og med en stor rumlig variation fra henholdsvis 330-591 mm og fra 28-59 kg N/ha (Fig. 3). Den resulterende vandføringsvægtede koncentration i det afstrømmende vand fra dyrkede arealer har derfor også en relativ stor variation mellem deloplundene på 5-11,4 mg N/l (Fig. 3).

Afstrømningen er i oplandet til Saltø Å i intervallet 191-331 mm med størst afstrømning i

de nederste oplunde i hovedløbet af Saltø Å. Tilvæksten i afstrømning skyldes formentlig, at et større område med lavbundsjord er afvandet med en pumpestation. Tabet af kvælstof fra dyrkede arealer til vandløbskant varierer fra 17-50 kg N/ha (Fig. 3). Den vandføringsvægtede koncentration i det afstrømmende vand fra dyrkede arealer varierer med ca. en faktor 2 inden for oplandet (7-17 mg N/l) med de højeste koncentrationer i det vestlige delopland 3 og det sydligste delopland 1 (Fig. 3). I det sidste er der fundet et relativt højt organisk kvælstofindhold (34 %).

Usikkerhed ved etablering af et kvælstofudledningskort

I kvælstofudledningskortet i figur 3 er der hvert år korrigeret for den bias (afvigelse),

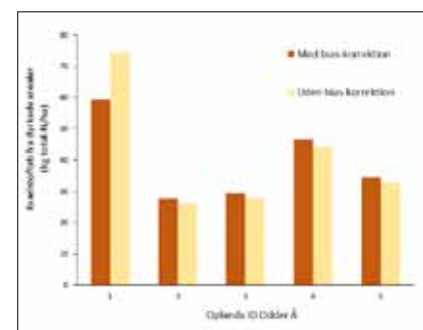
som fremkommer ved, at der ved synkronstationerne er udtaget punktprøver til analyse af kvælstof, som det er vist i /4/. Er der tale om måling ud fra en 14. dags strategi til bestemmelse af den årlige kvælstoftransport ved en synkronstation, er der en forventet bias i form af en underestimering af kvælstofudledningen beregnet for Jegstrup Bæk på gennemsnitlig -0,3 %, Odder Å på -4,7 %, og Saltø Å på -2,7 %. Betydningen af den bias, som fremkommer ved stoftransportberegningen ud fra punktprøver før og efter bias-korrektion er vist i figur 2 for deloplundene i Odder Å oplandet.

Hvor præcist det resulterende kvælstoftab er og dermed også den vandføringsvægtede koncentration af kvælstof er bestemt, er nærmere beskrevet i /4/. I de 3 pilotoplunde er der konstateret en gennemsnitlig præcision på bestemmelse af den årlige kvælstoftransport ved en 14. dags prøvetagningsstrategi udtrykt som et 95 % konfidens interval på 3,1 % i Jegstrup Bæk, 3,3 % i Saltø Å og 5,0 % i Odder Å.

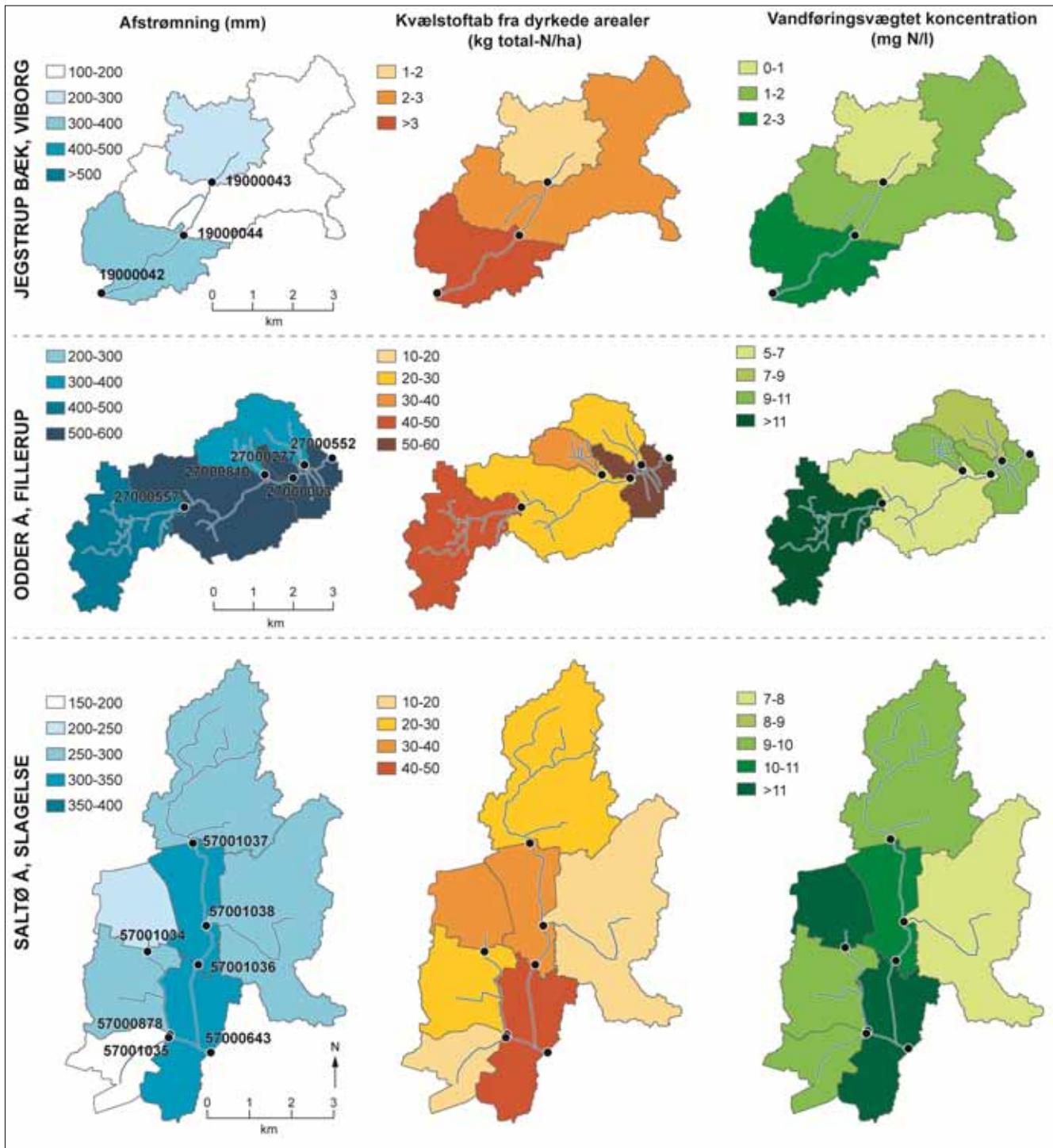
Beregnet kvælstofretention i grundvand

Resultaterne af den beregnede kvælstofretention i grundvand i deloplundene til Jegstrup Bæk viser, at retentionen er større end 80 % i alle deloplunde (Fig. 4). I deloplundene til Odder Å er der derimod en stor variation i den beregnede kvælstofretention ud fra synkronmålingerne, der varierer fra at være mindre end 0 til intervallerne 20-40 % og 40-60 % (Fig. 4). I Saltø Å varierer kvælstofretentionen ligeledes mellem deloplundene (Fig. 4). Den gennemsnitlige grundvandsretention i hver af de 3 pilotoplunde er beregnet til 93 % i Jegstrup Bæk oplandet, 30 % i Odder Å og 36 % i Saltø Å. Kvælstofretentionen i grundvand er i dette tilfælde beregnet ud fra 2 års data.

Det fremgår i en analyse af betydningen af antal måleår ved retentionsberegninger /6/, at middelfvigelsen fra "den sande retention" ved brug af 2 års data er på 10 %. Antallet af



Figur 2. Forskel på gennemsnitligt kvælstoftab fra dyrkede arealer mellem de to måleår i Odder Å deloplunde henholdsvis med og uden biaskorrektion af de årlige kvælstoftransporter.



Figur 3. Gennemsnit mellem de 2 års måledata fra deloplände i de 3 pilotoplände. Der er vist afstrømning, tab af total kvælstof fra dyrkede arealer til vandløbskant beregnet ved hjælp af kildeopsplitning og vandføringsvægtet koncentration af total kvælstof fra dyrkede arealer efter biaskorrektion af kvælstoftransporten.

måleår har altså en stor betydning for sikkerheden ved beregning af retentionen. Ved brug af 10 års måledata opnås en middelfvigelse fra "den sande retention" på 4% /6/. Derudover er grundvandsretentionen beregnet alene ved at sammenholde udvaskningen af nitrat-N fra rodzonen med emissionen af total N fra dyrkede arealer ved vandløbskanten. Betydningen af emissionen af organisk kvælstof er derfor ikke inkluderet. Det fremgår dog, at organisk kvælstof i nogle deloplände er af stor

betydning, f.eks. i delopländ 1 i Odder Å, hvor nitrat-N kun gennemsnitligt udgør 66 % i de 2 måleår og ved delopländ 1 i Saltø Å, hvor nitrat-N tilsvarende kun udgør 73 %. Begge deloplände er derfor markeret med en negativ retention i grundvandet, som ikke er reel (Fig. 4). Andre udfordringer ved beregning af grundvandsretentionen er beskrevet i /6/.

Kvælstofudledning og målsætninger

Der foreligger pt. ingen målsætninger eller

krav for kvælstofudledningen til vandløbskanten i et vandløb på lokal geografisk skala. Det eneste officielle, som de lokale målinger kan holdes op imod, er målsætningerne på kystvandsopländsniveau. Herefter kan anvendelse af retentionen i overfladevand og grundvand fra det officielle N-retentionskort på ID15 niveau bringe målsætningen ind i delopländet i det samlede kystvandsopländ /2/.

Sammenlignes udledningskortets kvælstoftab med målsætningen for kystvandene til de

3 pilotoplande i 2027 ifølge vandområdeplanerne, fremgår det overordnet set, at målsætningen for Jegstrup Bæk allerede opfyldes selv efter en beregnet normaliseret kvælstofudledning med referenceperioden 2000-2015. Derimod er der behov for en stor reduktion af den normaliserede kvælstofudledning fra de dyrkede arealer i både Odder Å (ca. 70 %) og Saltø Å (ca. 50 %) (Tabel 2). Ses der på udlædningskortets kvælstoftab inden for hvert pilotopland i forhold til målsætningen, fremgår det, at alle deloplande i Jegstrup Bæk opfylder målsætningen (Fig. 3). I Odder Å er delopland 2 med et tab på 28 kg N/ha det delopland som er tættest på at opfylde målsætningen. I Saltø Å er delopland 4 med et tab på 17 kg N/ha tæt på at opfylde målsætningen på 10,7 kg N/ha (Tabel 2). I dette delopland skal der altså ikke anvendes lige så mange virkemidler, som i eksempelvis delopland 1, hvor tabet er på 50 kg N/ha (Fig. 3). Kvælstofudledningskortet kan altså bruges til at målrette virkemidler mod de deloplande, hvor effekten af virkemidlerne er størst.

Konklusion og perspektivering

Målingerne af kvælstofemission i vandløb giver en god mulighed for via udarbejdelse af et kvælstofudledningskort fra dyrkede arealer at få overblik over de lokale "hot spot" områder på en skala ned til 200-400 ha deloplande. Dette kræver vel og mærke, at de hydrologiske oplande kan afgrænses med en rimelig stor sikkerhed.

Den lokale grundvandsretention af kvælstof kan derefter bestemmes ud fra synkronmålinger, selvom der skal tages højde for, dels at der skal måles i flere år, og dels at der kan være lokale forhold, som betinger, at der kan findes vandløbsoplande med en lav andel nitrat-N ud af total kvælstof (66-73%). Resultaterne fra både Odder Å og Saltø Å viser tydeligt, at der kan være meget store variatio-

Tabel 2. Tabellen viser målsætningsopfyldelse for 2027 i de 3 slutrecipienter til pilotoplandene fra vandområdeplanerne 2015-2021 /8/ og /9/. Derudover fremgår en beregnet normaliseret kvælstofudledning fra de dyrkede arealer fratrukket overfladevandsretentionen for referenceperioden 2000-2015.

Pilotopland	Kystvandoplandsniveau (slutrecipient)	Max gns. udledning fra landbrugsarealer ved målbelastning 2027 ifølge vand-områdeplaner 2015-2021, (kg N/ha)	Normaliseret kvælstofudledning fra de dyrkede arealer fratrukket retention (kg N/ha)
Jegstrup Bæk	Hjarbæk fjord	9,7	3,7
Odder Å	Norsminde fjord	6,6	19,4
Saltø Å	Karrebæk fjord	10,7	21,9

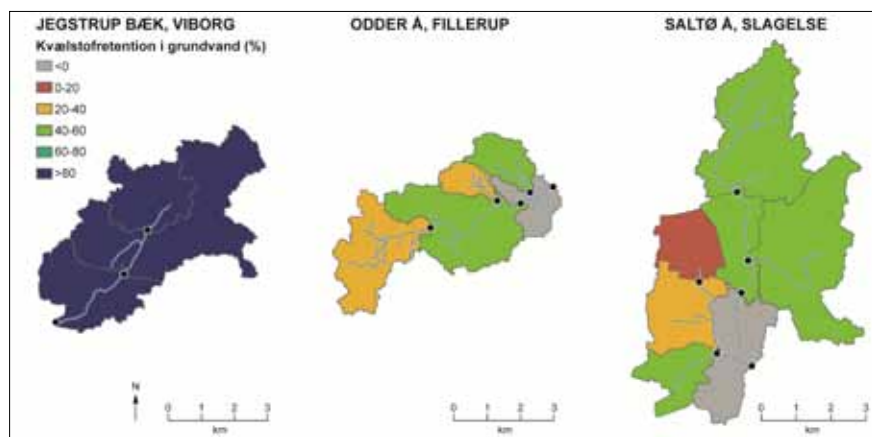
ner i retentionen af nitrat i grundvand inden for et større opland. De store forskelle i grundvandsretention betyder, at der er stor forskel på effekten af kvælstofvirkemidler på dyrkningsfladen mellem de enkelte deloplande. Dette betyder, at vandløbsmålinger over en årrække fremadrettet kan udnyttes til at kalibrere kvælstofretentionen på lokal skala. Det vil kunne understøtte en optimering af målretningen af virkemidler, som efterafgrøder, minivådområder mv. mod de deloplande, hvor effekten af virkemidlerne er størst, under den kollektive og den nye målrettede regulering.

Referencer

- /1/ Poulsen J.R., Tornbjerg H., Windolf J., Larsen S.E., Kronvang B., Højberg A.L. 2016; Vandløbsmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet
- /2/ Højberg, A. L., Windolf, J., Børgesen, C. D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernsten, V. 2015; National kvælstofmodel. Oplandsmodel til belastning og virkemidler, kortleverancer. GEUS, DCE og DCA, Aarhus Universitet
- /3/ Hvid S. K. 2018; Projektbaggrund og pilotoplande, Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /4/ van't Veen S. G. W., Tornbjerg H., Windolf J., Kjeldgaard A., Ovesen N. B., Poulsen J. R. & Kron-

vang, B. 2018; Hvordan måles kvælstof i vandløb?, Vand & Jord, 2018, nr. 4.

- /5/ Levin, G., Iosub, C.-I. & Jepsen, M.R. 2017; Basemap02. Technical documentation of a model for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 64 pp. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 95 <http://dce2.au.dk/pub/TR95.pdf>
 - /6/ Christensen I. M. V. og Højberg A. L. 2018; Udfordringer ved estimering af lokal nitratretention, Vand & Jord, 2018, nr. 4.
 - /7/ Rubek F., 2016; Vejret i Danmark, Danmarks Meteorologiske Institut. <https://www.dmi.dk/vejrer/arkiver/maanedsaesonaar/vejret-i-danmark-vinteren-2015-2016/>
 - /8/ Ørum, J. E., Kjærgaard, C., & Thomsen, I. K. 2017; Landbruget og vandområdeplanerne: omkostninger og implementering af virkemidler i oplandet til Norsminde Fjord. Institut for Fødevarer- og Ressourceøkonomi, Københavns Universitet. IFRO Rapport, Nr. 258
 - /9/ Hvid S. K. 2018; Personlig kommunikation, SEGES
- S. VAN'T VEEN er videnskabelig assistent, B. KRONVANG er professor, G. BLICHER-MATHIESEN er seniorrådgiver, N. OVESEN er akademisk medarbejder, A. KJELDGAARD er IT-medarbejder, H. TORNBJERG er akademisk medarbejder, J. WINDOLF er emeritus, alle fra Bioscience, Aarhus Universitet.



Figur 4. Beregnet retention i grundvand i deloplande. Kortene viser den gennemsnitlige kvælstofretention i grundvand for de 2 måleår i deloplandene beregnet ud fra biaskorrigeret kvælstoftransport til beregning af tab af total kvælstof fra dyrkede arealer.

Enkel metode til måling af nitrat i vandløb

Måling af nitrat i vandløb og dræn er et vigtigt redskab til at følge udviklingen i N-transport og effekt af tiltag, der skal reducere tab af kvælstof. Prøvetagning med Sorbisense-metoden® tilbyder langtids passiv prøvetagning som et alternativ til traditionelle vandprøver. Metoden er billigere og enklere at anvende på steder, hvor der kræves mange punktprøver med traditionelle metoder.

HUBERT DE JONGE, SOFIE G. W. VAN'T VEEN, BRIAN KRONVANG & PETER MORTENSEN

Udfordringer ved måling af nitrat i vandløb

Målinger af næringsstoffer i dræn og vandløb kan være en ganske omfangsrig opgave, fordi koncentrationer og vandføringer kan svinge meget afhængigt af lokalitet og årstid. Undersøgelser fra Aarhus Universitet /1/ viser, at antallet af vandprøver for at opnå en bestemt målesikkerhed afhænger af vandløbets hydrologiske regime. I nogle vandløb skal der f.eks. tages op til 26 vandprøver pr. år for at komme under en afvigelse på 10 % fra den "sande" årlige kvælstoftransport.

Det store antal prøver, som er nødvendige for at opnå et tilstrækkeligt nøjagtigt billede af den samlede årlige kvælstoftransport, betyder store udgifter til prøvetagning og til efterfølgende laboratorieanalyser. Selv hvor det er muligt at opstille automatiske prøvetagningsstationer vil udgifterne til tilsyn, vedligehold og laboratorieanalyser udgøre et anseeligt beløb. I praksis betyder det, at omfanget af målinger ofte bliver reduceret til skade for vidensniveauet og sikkerheden på resultater, der træffes konklusioner ud fra.

Beskrivelse af Sorbisense-metoden

I projektet om emissionsbaseret regulering er der undersøgt en alternativ prøvetagnings-

metode baseret på passiv vandprøvetagning. Kort fortalt fungerer Sorbisense-prøvetagning ved, at en vandstrøm langsomt ledes gennem en målecelle, som indeholder en adsorbent, som kan holde næringsstoffer som f.eks. nitrat tilbage (Figur 1). Ved måleperiodens slutning tages cellen op og sendes til laboratoriet for analyse. Metodens store fordel er, at målecellen kan placeres på målestedet, f.eks. et vandløb, i en periode på flere uger uden særlige krav til målestedets indretning.

Under prøvetagningen er SorbiCellen placeret i et montagesystem, der kan genbruges. Cellen er således det eneste, som skiftes mellem måleperioder. Figur 2 viser tre montage-systemer parat til at blive sat ud i et vandløb. På billedet til højre ses, hvorledes monteringerne kan fastgøres til en pæl nedrammet i vandløbsbunden.

I laboratoriet bliver SorbiCellen ekstraheret og mængden af f.eks. nitrat bestemt. Analyse-metoderne er de samme, som anvendes ved traditionelle vandanalyser. Analyserne er akkrediteret i henhold til ISO 17025 /2/. SorbiCellen er foruden adsorbenten også forsynet med et sporsalt, som bestemmer vandmængden, der strømmer gennem cellen i måleperioden. På baggrund af analyserne af adsorbent og sporsalt beregner man den gennemsnitlige koncentration af næringsstoffer gennem målecellen i måleperioden /3,4/.

Beskrivelse af de gennemførte forsøg

Projektets tre undersøgelseslokaliteter er valgt, så de dækker 3 forskellige vandløbsty-

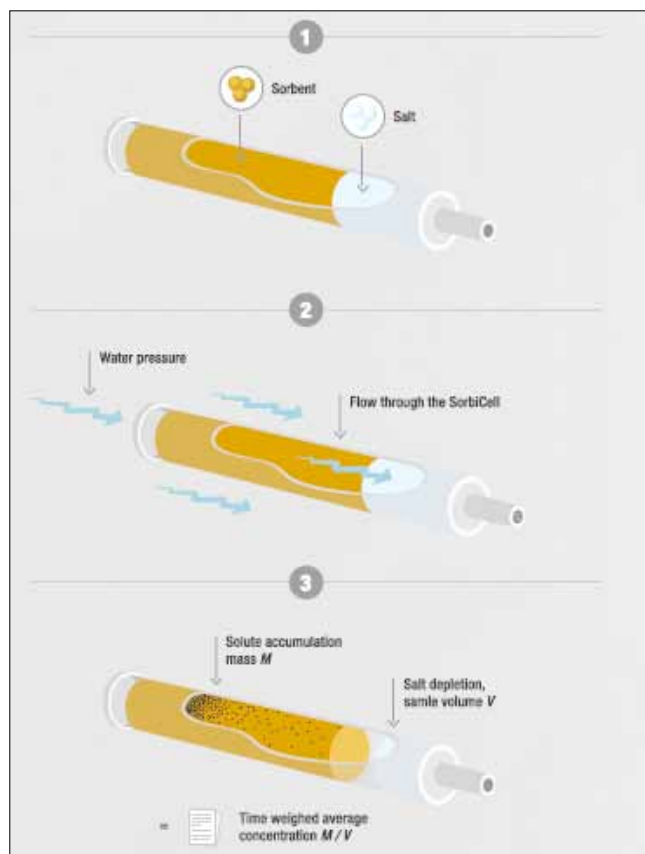
per i Danmark /5/. Jegstrup Bæk ved Viborg repræsenterer et grundvandsfødt vandløb med begrænset årsvariation i vandmængde og lave nitratkoncentrationer. Saltø Å syd for Slagelse er typisk for et område med intensiv dræning, og vandføringen er derfor meget varierende over året ligesom nitratkoncentrationen svinger i forhold til både årstid og sted i vandløbssystemet. Odder Å er typisk for et østjysk vandløb med tilløb fra både grundvand og dræn med svingninger i både vandføring og nitratkoncentration, om end mindre end i Saltø Å.

På alle tre lokaliteter blev der gennemført målinger af nitrat med SorbiCeller™. Målingerne blev foretaget som gennemsnitsmålinger over cirka 4 uger og strakte sig over en periode på ca. 1,5 år i perioden fra efteråret 2015 til august 2017. SorbiCellerne blev analyseret af Eurofins Miljø A/S.

Aarhus Universitet gennemførte sideløbende daglige prøvetagninger og analyser af vandprøver for bl.a. nitrat-N fra de samme vandløb. Disse målinger er bl.a. rapporteret i /1, 6/ og er anvendt som sammenligningsgrundlag i dette delprojekt.

Sammenligning af daglige vandprøver og gennemsnitsmålinger med Sorbisense

Figur 3 viser de målte nitrat-N koncentrationer ud fra de 2 forskellige metoder i de 3 vandløb. De daglige målinger viser for specielt Odder Å og Saltø Å en stor tidlig variation med tydeligt højere koncentrationer i vinter-



Figur 1. Funktionsprincippet for en SorbiCell (venstre) og billede af to SorbiCell prøvetagere efter eksponering (højre).

perioden og lavere koncentrationer i løbet af forår og sommer. I Jegstrup Bæk, som primært er grundvandsfødt, er koncentrationerne generelt meget lavere og variationerne er mindre.

Det ses også af graferne, at der generelt er en god overensstemmelse mellem kurverne for SorbiCeller og kurverne for de daglige målinger med den traditionelle teknik, dog med enkelte udsving. I Jegstrup Bæk ses f.eks. større relative afvigelse i starten af forsøgsperioden, og en god overensstemmelse i perioden efter april 2016. Det formodes at hænge

sammen med små justeringer/forbedringer i montagesystemerne og desuden kortere prøvetagningstider (4 uger) efter foråret 2016. I Saltø Å optræder de største variationer i vinterperioderne. Her er der betydeligt større dynamik både i afstrømning og udsving i koncentrationerne /l/. Årsagen til disse afvigelser kan ikke entydigt identificeres, men en mulig forklaring er, at de daglige vandprøver er taget med en ISCO prøvetager, som udtager en delprøve hver tredje time, som så puljes til en samlet dagsprøve, mens passiv sampling foregår som kontinuerlig prøvetagning.

I tabel 1 herunder er måleresultaterne for SorbiCeller og traditionelle vandprøver omregnet til en gennemsnitskoncentration for hele perioden af nitrat-N koncentrationen i de 3 vandløb. Som det fremgår, er der en endog meget god overensstemmelse mellem de 2 sæt måledata. Forskellen på gennemsnittene for måleperioderne er for Odder Å og Saltø Å mindre end usikkerheden på laboratorie-analysemetoderne, som typisk ligger på 10 % af måleværdien. Forskelle i absolutte resultater er $<0,5$ mg nitrat-N/L for alle 3 vandløb.

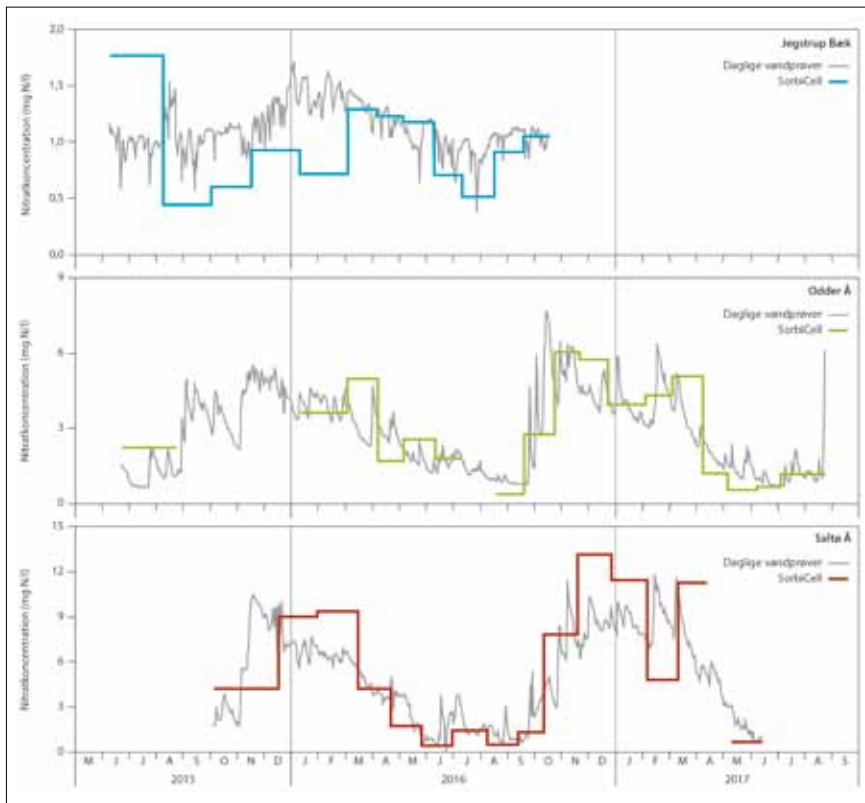
Når resultaterne opstilles som regressionsplot kan det ses, at korrelationen har en regressionskoefficient $R_2 = 0,80$ og en afvigelse fra 1:1 linjen med en hældning på 1,13 (Figur 4). De største afvigelser optræder ved høje koncentrationer i Saltø Å (> 6 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$), som det også fremgår af figur 3. De høje koncentrationer optræder som tidligere nævnt i vinterperioden.

Beregning af nitrat-N transport

Transporten af nitrat-N i de tre vandløb i testperioden kan beregnes ved at multiplicere de målte nitratkoncentrationer med den beregnede afstrømning i måleperioden. Figur 5 viser estimatet af nitrattransporten i de tre vandløb ved anvendelse af SorbiCeller sammenlignet med den 'sande' nitrattransport beregnet ud fra daglige vandprøver og daglige vandføringsmålinger.



Figur 2. SorbiCeller med monteringer klar til placering i vandløb (venstre) og billede af systemet fastgjort til nedrammet pæl (højre).



Figur 3. Gennemsnitsmålinger med SorbiCeller og daglige nitratmålinger på de 3 lokaliteter. Bemærk, at y-akserne ikke har samme skalering.

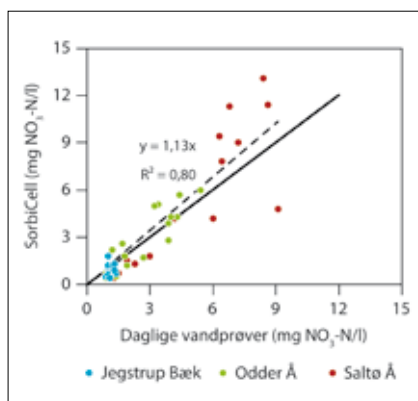
Tabel 2 viser de samme resultater i tabelform suppleret med en beregning af afvigelserne mellem SorbiCeller og den "sande" transport beregnet ud fra daglige målinger. Desuden vises transporten beregnet ud fra den anbefalede målestrategi med vandprøver /1/.

I Jegstrup Bæk ses en stor relativ afvigelse (-17 %) mellem transportestimerne beregnet med SorbiCeller sammenlignet med daglige vandprøver. Årsagen vurderes at være, at nitratkoncentrationerne i Jegstrup Bæk er lave i hele måleperioden, hvilket bevirker større

analyseusikkerhed på de nitratanalyser, som ligger til grund for beregningerne. Som tidligere nævnt blev metoden i Jegstrup Bæk justeret midtvejs i måleperioden, hvilket også kan have haft indflydelse. På grund af de lave nitratkoncentrationer er forskellen målt som differensen på koncentrationer og på den samlede nitrat-N transport i måleperioden imidlertid begrænset – henholdsvis 0,2 mg N/L og ca. 1.300 kg N over måleperioden på 18 måneder.

I Odder Å og Saltø Å er afvigelserne på transportestimerne henholdsvis -6 og 3 %. Det er næppe sandsynligt, at afvigelserne mellem de to metoder kan reduceres yderligere, når usikkerheden ved de bagvedliggende analyser og efterfølgende beregninger tages i betragtning.

Når der ses bort fra lokaliteten Jegstrup Bæk med lave nitratkoncentrationer, viser de gennemførte forsøg, at Sorbisense metoden giver gennemsnitværdier for nitratkoncentrationen og estimerer nitrat-N transport i vand-



Figur 4. Gennemsnitsmålinger med SorbiCeller og daglige nitratmålinger på de 3 lokaliteter vist som korrelationsplot med vandprøver på x-aksen. Lineær regressionslinje er beregnet for det samlede datasæt for de 3 vandløb (n=43).

løbene i de undersøgte måleperioder, som ligger indenfor 10 % af tilsvarende målinger foretaget med daglige målinger med traditionelle metoder. I takt med, at der opnås flere erfaringer med Sorbisense metoden i forskellige vandløbstyper, vil det være muligt at vurdere, om de observerede afvigelser mellem metoderne er tilfældige – dvs. skyldes almindelig analyseusikkerhed – eller skyldes en systematisk forskel ved målinger i f.eks. meget dynamiske vandløb.

Fordele ved Sorbisense

Andre dele af projektet om emissionsbaseret kvælstofregulering har demonstreret, at der kan være behov for et betydeligt antal målinger af nitrat /1, 6/, hvis der ønskes en stor sikkerhed på estimer af N-transport over tid. Det nødvendige måleomfang kan være op til 26 vandprøver pr. år i nogle vandløb, hvis afvigelserne fra den "sande" årlige transport skal bringes under 10 %.

Projektet har demonstreret, at man med 12 målinger efter Sorbisense metoden kan dække hele året. Hermed kan behovet for enkeltprøver reduceres væsentlig i f.eks. dynamiske små vandløb og grøfter, men også i større vandløb som f.eks. Odder Å. Det skal nævnes, at der til beregning af kvælstoftransporten altid vil være behov for at bestemme vandføringen i vandløbene.

Sorbisense systemet er, som det fremgår, meget let at montere, og der er ikke behov for specialister til eksempelvis at betjene eller vedligeholde udstyret. At systemet ikke kræver adgang til strøm er endvidere en stor fordel i forhold til de fleste målesteder i det åbne land, hvor etablering af strøm enten ikke er mulig eller vil være meget dyrt. Opstilling af sensorer eller automatisk prøvetagning kræver strøm.

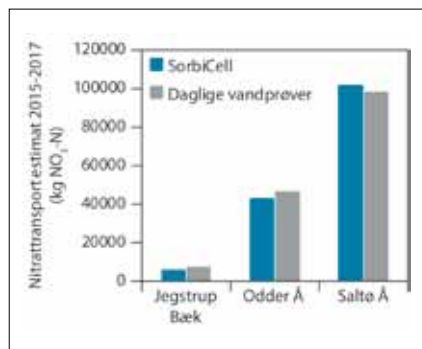
Reduktionen i antallet af målinger og den enkle brug af Sorbisense systemet gør, at metoden kan udgøre et økonomisk fordelagtigt alternativ til traditionelle vandprøver med tilhørende laboratorieanalyser. En tabel med omkostninger ved brug af Sorbisense metoden er præsenteret i /7/.

Perspektiver

Udledningen af kvælstof til vandløb og kyst-

Tabel 1. Gennemsnitskoncentration af nitrat-N på 3 lokaliteter i de dele af måleperioden 2015-2017, hvor SorbiCeller har været anvendt.

	SorbiCeller (mg N/L)	Vandprøver (mg N/L)	Afvigelse (mg N/L)	Afvigelse (%)
Jegstrup Bæk	0,9	1,1	-0,2	-17%
Odder Å	2,9	2,7	0,2	+6,5%
Saltø Å	5,4	4,9	0,5	+9,3%



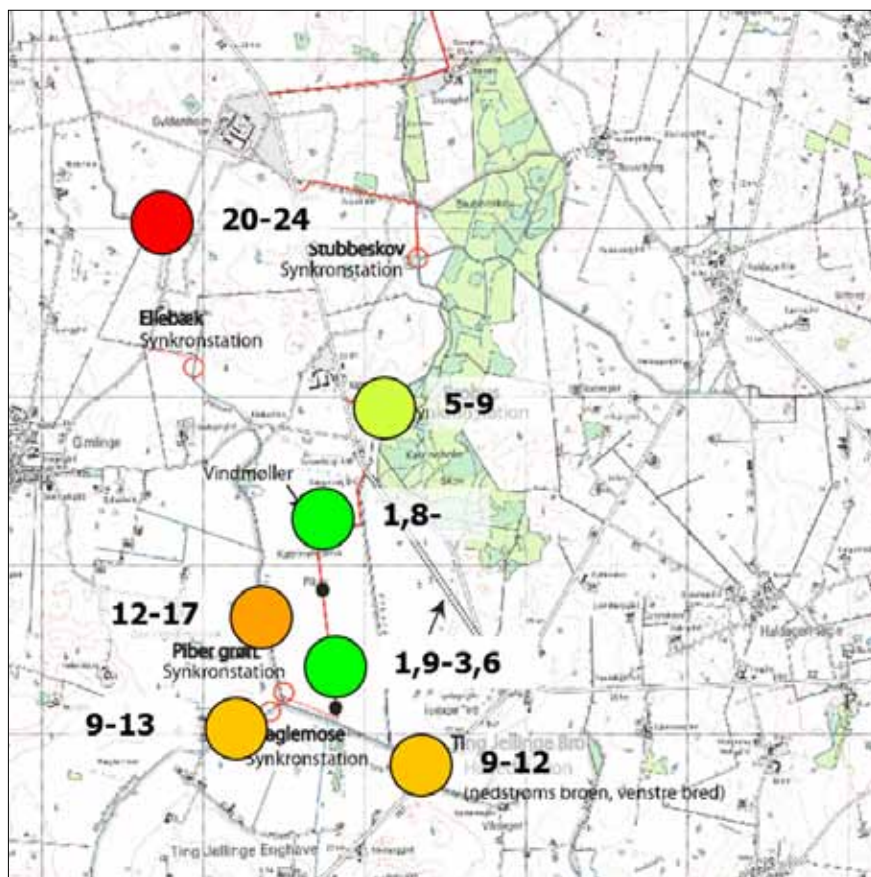
Figur 5. Estimat af samlet nitrat-N transport i måleperioden på 3 lokaliteter.

nære områder er i disse år underlagt stærk opmærksomhed. Beslutningerne, som træffes på området, har ofte stor betydning for såvel miljøet som for en lang række interessenter som f.eks. private lodsejere, organisationer og myndigheder. Det er derfor vigtigt, at beslutninger træffes på et så objektivt og sikkert grundlag som teknisk og økonomisk muligt.

Sorbisense metoden kan være et økonomisk attraktivt alternativ til traditionelle vandprøver til bestemmelse af nitratkoncentrationer i vandløb. Med få ressourcer og 12 årlige prøver giver metoden mulighed for at opnå sammenlignelige resultater med traditionelle vandprøver, og derved mulighed for at understøtte målretningen af kvælstofregulering og

kvælstofindsatser på et styrket vidensgrundlag. Hvis metoden bliver kombineret med bestemmelse af vandføringen i et vandløb er det muligt at opnå viden om den samlede nitrat-N transport i vandløbet.

Udover detaljerede målinger af nitratkoncentrationen i et vandløb kan metoden også bruges til en effektiv og hurtig screening af et vandløbssystem. Figur 6 herunder viser nitratkoncentrationen på en række punkter i det samme vandløbs-/drænsystem nær Saltø Å, herunder overfladevand, grøfter og drænvand. Sådanne kort giver et godt grundlag for planlægning af indsatser og udpegning af områder, hvor man kan forvente de største effekter af tiltag.



Figur 6. Screening for nitrat i et vandløbssystem i Saltø Å. Tallene angiver nitratkoncentration i mg nitrat-N/l. Der er målt både i selve vandløbet og ved drænudløb.

Tabel 2. Estimat af samlet nitrat-N transport i måleperioden på tre lokaliteter med henholdsvis SorbiCeller, daglige vandprøver og vandprøver udtaget efter den anbefalede prøvetagningsstrategi.

	Estimat af samlet nitrat-N transport i måleperioden, kg				
	SorbiCeller	Vandprøver (daglige)	Afvigelse	Afvigelse (%)	Vandprøver (anbefalet strategi)
Jegstrup Bæk	6.500	7.800	-1.300	-17%	8.000
Odder Å	44.000	47.000	-3.000	-6%	46.000
Saltø Å	102.000	99.000	3.000	+3%	100.000

Som ovenfor vist har Sorbisense teknologien også været anvendt i projektet til nitratmåling i drænen. Mængden af data fra drænen er ikke tilstrækkelig til en sikker konklusion, men de data, som foreligger, synes at vise, at metoden med fordel også kan bruges på dette område. Der mangler fortsat udvikling af de rigtige montagesystemer for at kunne gennemføre flowproportionale målinger, men Sorbisense teknikken giver sammenlignelige tidsvægtede resultater med vandprøver.

Referencer

- 1/ van't Veen S. G. W., Tornbjerg H., Windolf J., Kjeldgaard A., Ovesen N. B., Poulsen J. R. & Kronvang, B. 2018. Hvordan måles kvælstof i vandløb? Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- 2/ ISO/IEC 17025:2017. General requirements for the competence of testing and calibration laboratories.
- 3/ Jonge, H. de; Rothenberg, G. 2005. New device and method for flux-proportional sampling of mobile solutes in soil and groundwater. Environment. Sci. Technol., 39: 274-282.
- 4/ Rozemeijer, J; Velde, Y van der; Jonge, H. de; Geer, F. v.d.; Broers, H.-P.; Bierkens, M. 2010. Application and evaluation of a new passive sampler for measuring average solute concentrations in a catchment scale water quality monitoring study. Environment. Sci. Technol., 44: 1353-9.
- 5/ Hvid S. K. 2018. Projektid og pilotoplade, Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- 6/ van't Veen S. G. W., Tornbjerg H., Windolf J., Kjeldgaard A., Ovesen N. B., G. Blicher-Mathiesen & Kronvang, B. 2018. Et kvælstofudledningskort, Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- 7/ Hvid S. K. 2018. Kvælstofregulering og målretning med målinger, Vand & Jord, 2018, nr. 4.

HUBERT DE JONGE er Salgschef ved Eurofins Miljø A/S (hubertdejonge@eurofins.dk). SOFIE VAN'T VEEN (svv@bios.au.dk) er videnskabelig assistent og BRIAN KRONVANG er professor ved Bioscience, Aarhus Universitet. PETER MORTENSEN er BU Manager, Eurofins Miljø A/S

Udfordringer ved estimering af lokal nitratretention

Det nationale nitratretentionskort anvendes til prioritering af kvælstofvirkemidlers placering og indgår i det nationale potentialekort for drænvirkemidler. Kortet er baseret på nationale data, og det ville være ønskeligt at kunne eftervise kortets præcision lokalt. I denne artikel undersøges muligheder og udfordringer ved anvendelse af lokale vandløbsmålinger til estimering af nitratretentionen.

IDA M. V. CHRISTIANSEN &
ANKER L. HØJBERG

Baseret på nationale data i kombination med modelberegninger er der udviklet et nationalt nitratretentionskort, der angiver fjernelsen (reduktion og tilbageholdelse) af nitrat mellem rodzonen og kysten opdelt på hhv. grundvands- og overfladevandsretention /1/. Kortet er anvendt til en prioritering af, hvor kvælstofvirkemidler skal placeres samt en beregning af den nødvendige dosering af disse for at opnå målopfyldelse i kystvandene. Det forventes endvidere, at retentionskortet vil indgå som et vigtigt redskab i den målrettede regulering, der skal indføres fra 2019. Med Fødevarer- og Landbrugspakken /2/ blev der åbnet op for en "udfordringsret" med lokale målinger fra vandløbsoplande. Disse data kan potentielt anvendes til "udfordre" det nationale kort og forbedre estimatet af retentionen lokalt.

Beregning af kvælstofretention

Kvælstof reduceres naturligt i undergrunden under iltfrie/reducerende forhold. I undergrunden forekommer de iltfrie forhold generelt i de dybere dele under den såkaldte redoxgrænse. Det nationale retentionskort beskriver den kvælstofreduktion, der sker inden for godt 3000 oplande med en middel størrelse på ca. 15 km² (herefter ID15 oplande). Retentionen, angivet i procent, er frem-

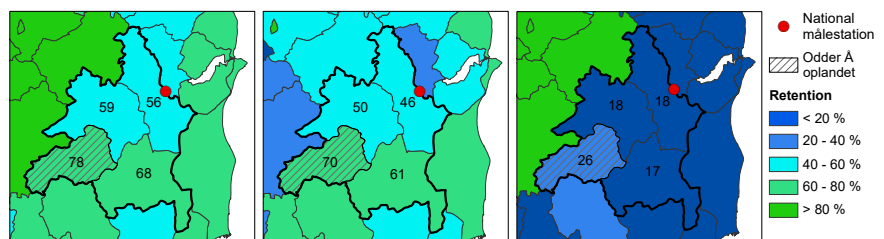
kommet ved at sammenholde en beregnet mængde kvælstof, der udvasker fra rodzonen, med observerede data fra vandløbsstationer. Vandløbsstationernes oplande er af varierende størrelser og kan således dække én eller flere ID15 oplande. Baseret på en model, der beskriver variationen i de fysiske forhold, er retentionen for hvert ID15 opland bestemt. Da den samlede kvælstoftransport til målestationen skal passe med den observerede værdi, er retentionerne i de enkelte ID15 oplande indbyrdes afhængige. Hvis retentionen er underestimeret i ét opland, vil den være overestimeret i et andet. Ligeledes gælder det for samspillet mellem grundvand og overfladevand. Hvis retentionen i grundvandet i det enkelte ID15 opland er overestimeret, er overfladevandsretentionen underestimeret og omvendt.

Lokalt estimeret retention

Til at belyse fordele og udfordringer ved lokalt estimeret retention er Odder Å oplandet ud-

valgt som case område. Odder Å oplandet, som er markeret på Figur 1, ligger sydvest for Odder by og dækker omtrent 1800 ha, hvoraf 57 % er dyrket. Figur 1 viser det nationale estimat af den samlede retention samt retentionen for hhv. grundvand og overfladevand. Baseret på estimeret udvaskning fra rodzonen og målinger ved den lokale vandføringsstation, er der i projektet om emissionsbaseret regulering beregnet en grundvands retentionsprocent på 44 % for oplandet /3/. Med en retention på 27 % i overfladevandet er den samlede retention for oplandet 59 %. Det ses, at det nationale estimat for Odder Å oplandet på 78 %, er væsentligt højere end retentionen baseret på lokale måldata.

Forskellen mellem de to estimater af retentionen kan skyldes flere forskellige ting. Først og fremmest kan retentionskortet være fejlbæftet og retentionen overestimeret. Det kan dog også skyldes et misforhold mellem det areal, som udvaskningen beregnes for, og det



Figur 1. Udsnit af det nationale retentionskort fra Odder Å området. Fra venstre: den samlede procentuelle retention fra rodzone til kyst, den procentuelle retention i grundvand og den procentuelle retention i overfladevand. Odder Å oplandet (case område) er skraveret. Den nationale vandføringsstation, der er benyttet i det nationale retentionskort, er markeret med en rød prik.

areal som vandløbet modtager vand fra, dvs. en fejlaftgrænsning af oplandet for målestationen. Anvendes et forkert areal, vil den estimerede samlede kvælstofudvaskning fra oplandet være forkert og dermed resultere i en fejlestimering af retentionen. Ligeledes kan der være forskel på det topografiske opland og grundvandsoplandet, således at der sker en udveksling af nitratholdigt vand på tværs af det topografiske opland. En anden fejlkilde kan være det begrænsede antal måleår fra Odder Å oplandet (i ovenstående er der anvendt et års data), der således ikke kan udligne klimatiske variationer fra år til år samt forsinkelsen af kvælstoffet i undergrunden.

Afgrænsning af oplande

En korrekt afgrænsning af det kvælstofbidragende opland til en målestation inkluderer ikke blot kortlægning af det topografiske opland, men også en afgrænsning af drænoplande, da der kan ske dræning på tværs af det topografiske opland, samt en afgrænsning af grundvandsoplandet. Det topografiske opland er relativt nemt at kortlægge ud fra højdemodeller, hvorfor der ikke er stor usikkerhed behæftet hermed. Lokal afgrænsning af drænoplande kræver derimod lokal viden og repræsenterer dermed en større udfordring. Endelig er der udveksling af nitratholdigt vand via grundvandet, der kun kan undersøges ved brug af en grundvandsmodel.

For at undersøge betydningen af afgrænsningen af drænoplande samt den mulighed, at der kan ske en grundvandstilstrømning til oplandet, er der opstillet en grundvandsmodel for case-oplandet ved Odder Å. Modellen er opstillet i MIKE SHE/MIKE 11, som er et integreret grundvands- og overfladevands model-system. Modellen er kalibreret i forhold til vandføring og grundvandspotentialer. Vandføringsdataet består af tre års data fra hovedstationen ved oplandets topografiske udløb samt data fra fire mindre målestationer fordelt ud over oplandet /4/. Modellen er herefter benyttet til at estimere, hvor vandet og kvælstoffet i vandløbet stammer fra, og hvor meget vand og nitrat de enkelte drænoplande bidrager med.

Drænoplande

En detaljeret gennemgang af de drænedede områder i Odder Å oplandet afslørede to drænoplande, der dræner på tværs af den oplandsgrænse, der er anvendt i det nationale retentionskort (ID15 oplandet). De to arealer er markeret på Figur 2 og udgør tilsammen omkring 5 % af det samlede oplandsareal (Tabel 1). I Tabel 1 ses desuden, at de to ekstra drænoplandes bidrag til vandføringen

er proportional med det øgede areal, hvormod kvælstofbidraget procentuelt er større. Den arealvægtede kvælstoftransport fra de to ekstra oplande er altså større end middel for det øvrige opland. På figur 2 er der en yderligere arealændring i forhold til ID15 oplandet, hvilket blot skyldes den faktiske placering af målestationen, der giver et ændret topografisk opland.

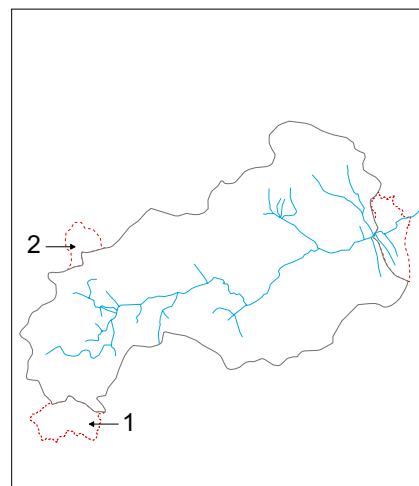
Grundvandsbidrag på tværs af oplandsgrænser

Odder Å oplandet er afgrænset ud fra topografi og ikke ud fra grundvandsopland. Der vil således potentielt kunne ske en indstrømning af kvælstofholdigt grundvand på tværs af oplandets afgrænsning, som evt. kunne forklare de høje kvælstofmålinger ved vandløbsstationen. Modellen for Odder Å oplandet viser, at der sker såvel en grundvandsind- som udstrømning til oplandet, der udgør henholdsvis ca. 32 % og 16 % i forhold til den samlede vandføring. Transporten sker dog primært i de dybe geologiske lag under redoxgrænsen (skellet mellem iltede og ikke-iltede forhold), hvor nitrat omsættes til frit kvælstof. Grundvandstilstrømningen burde derfor ikke have nogen særlig betydning for de målte kvælstofkoncentrationer ved vandløbsstationen.

Betydningen af antal måleår

Det nationale retentionskort er beregnet på basis af kvælstoftransporten for en 21 år lang måleperiode, og der er anvendt en model til at beskrive transporttiden/forsinkelsen mellem udvaskningen fra rodzonen og målestationen i vandløbet. Når man vælger at udfordre retentionskortet med lokale målinger, vil man typisk have færre år til rådighed og ikke mulighed for at anvende en model, der kan tage højde for tidsforsinkelsen. Det er derfor vigtigt at have kendskab til betydningen af de antal måleår, der benyttes til retentionsberegningerne.

Der er foretaget en analyse baseret på data fra hele landet, for perioden 1990 til 2011. Kvælstofmålinger for minimum 15 år er tilgængelige fra 345 vandløbsstationer af forskellige oplandsstørrelser. For disse stationer er der ligeledes data tilgængelig for kvælstofudvaskningen for de tilhørende vandoplande, og en retentionsprocent kan derved beregnes. For



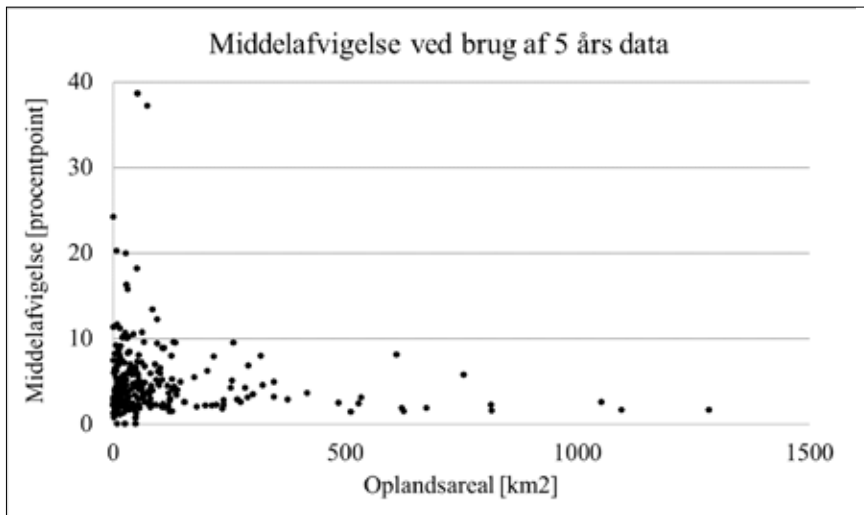
Figur 2. Ekstra drænoplande, der dræner på tværs af den eksisterende oplandsgrænse.

hvert opland er der beregnet "en sand retention" på basis af samtlige måleår, dvs. minimum 15 år. Dernæst er der udregnet retentionsprocenter baseret på et varierende antal måleår. Der er lavet beregninger med ét års data samt retentionsprocenter baseret på henholdsvis 2, 3, 4, 5 og 10 års data fra 1990 til 2011. For retentionerne baseret på de forskellige antal måleår, er der udregnet en middelfvigelse fra "den sande retention" for hvert opland. Ligeledes er den maksimale afvigelse bestemt for alle stationer. Hydrologisk var året 1995 meget specielt og er udeladt af beregningerne.

Resultaterne er præsenteret i Tabel 2. I venstre side ses et gennemsnit for den maksimale afvigelse fra den sande retention for alle oplande samt 25 % og 75 % fraktilen. Til højre ses et gennemsnit for middelfvigelsen for alle oplandene samt 25 % og 75 % fraktilen. Som forventet resulterer beregningerne baseret på ét års data i den største afvigelse fra "den sande retention". Ved brug af kun ét års data er der en middelfvigelse på 13 procentpoint og en gennemsnitlig maksimal afvigelse for alle oplande på helt op til 38 procentpoint. Disse beregninger er baseret på den antagelse, at det kvælstof, der udvaskes ét år, kan måles i vandløbet samme år. Dermed tages der ikke højde for den forsinkelse, der sker af kvælstoffet i undergrunden. For at udligne betydningen af denne og andre år-til-år variationer og dermed opnå en større sikkerhed for

Tabel 1. Vandflux og kvælstof masseflux fra de tilføjede drænoplande.

	Drænopland 1	Drænopland 2	I alt
Areal i % af samlet areal	3,3	1,6	4,9
Vandflux i % af samlet vandføring	3,4	1,6	5,0
Masseflux i % af samlet N-transport	5,2	2,8	8,0



Figur 3. Middelfvigelse fra den sande retention ved brug af 5 års måledata som funktion af oplandsareal.

den udregnede retention, bør flere måleår medtages i analysen. Således viser det sig også i Tabel 2, at afvigelsen fra ”den sande retention” falder med det stigende antal måleår. Ved brug af 10 års måledata opnås en middelfvigelse fra den sande retention på 4 procentpoint, imens gennemsnittet af de maksimale afvigelser for alle oplande falder til 7 procentpoint.

Figur 3 præsenterer sammenhængen mellem oplandsarealet og middelfvigelsen fra den sande retention baseret på 5 års data. Der ses en tydelig sammenhæng, hvor aftagende oplandsareal giver en større afvigelse fra den sande retention. Samme mønster ses i Figur 4, hvor den rumlige fordeling af middelfvigelsen for 5 års data er præsenteret, og hvor det igen er de mindre oplande, der præsenterer den største afvigelse. På kortet ses desuden, at de største middelfvigelser forekommer i Himmerland samt i veldrænede områder, specielt på Sjælland. For Himmerland er det fra tidligere studier erkendt, at der er lange transporttider i grundvandet under iltede forhold, der kan forklare den store forskel. For de veldrænede områder er transporttiderne derimod små, og årsagen til, at usikkerheden ved anvendelse af få måleår er stor i disse områder, er ikke umiddelbart klar.

Konklusion

Lokale målinger i vandløb er velegnede til opgørelse af den samlede kvælstofbelastning fra et delopland inden for den måleusikkerhed, der er beskrevet i /5/. Kombineret med et estimat af kvælstofudvaskningen fra rodzonen inden for oplandet, kan der estimeres en retention baseret på de lokale data, der kan holdes op imod det nationale retentionskort, og potentielt identificere områder, hvor det nationale kort ikke i tilstrækkelig grad tager højde for de lokale forhold.

Præcisionen af retentionen, bestemt på basis af lokale målinger vil afhænge af, hvor god oplandsafgrænsningen er, samt hvor mange måleår beregningen er baseret på. For Odder Å blev der identificeret to drænoplande, der ikke indgår i det topografiske opland. Disse dræn bidrager arealmæssigt proportionalt i forhold til den samlede vandføring, men bidrager procentuelt mere med kvælstof. Forskellen mellem vand- og kvælstofbidraget er dog ikke stor, idet oplandet er intensivt drænet. I oplande med en mindre dræningsintensitet vil en upræcis ID15 oplandsafgrænsning på grund af manglende afgrænsning af drænoplande kunne have en større betydning, da der generelt sker en større kvælstoftransport via dræn end med grundvandet.

Baseret på modelberegningerne er udvekslingen af nitratholdigt grundvand ikke bety-

dende for Odder Å, hvilket understøtter resultaterne i /1/, hvor det blev fundet, at udvekslingen af nitratholdigt vand over de topografiske oplande generelt er meget lille på ID15 skala. Risikoen for udveksling af nitrat via grundvandet, vil dog stige med faldende oplandsstørrelse.

Den potentielt største fejlkilde ved estimering af lokal retention for Odder Å vurderes derfor at være relateret til den begrænsede måleperiode. Til trods for, at der er en væsentlig usikkerhed på såvel det nationale kort som retentionen bestemt på baggrund af de lokale målinger, er der en så væsentlig forskel på de to estimater, at det giver anledning til at revurdere forudsætningerne for de nationale beregninger i området. Da den samlede kvælstofbelastning til den nationale målestation, Figur 1, skal være uændret, vil en justering i retentionen for Odder Å oplandet samtidigt resultere i et opdateret resultat for de øvrige ID15 oplande opstrøms den nationale målestation.

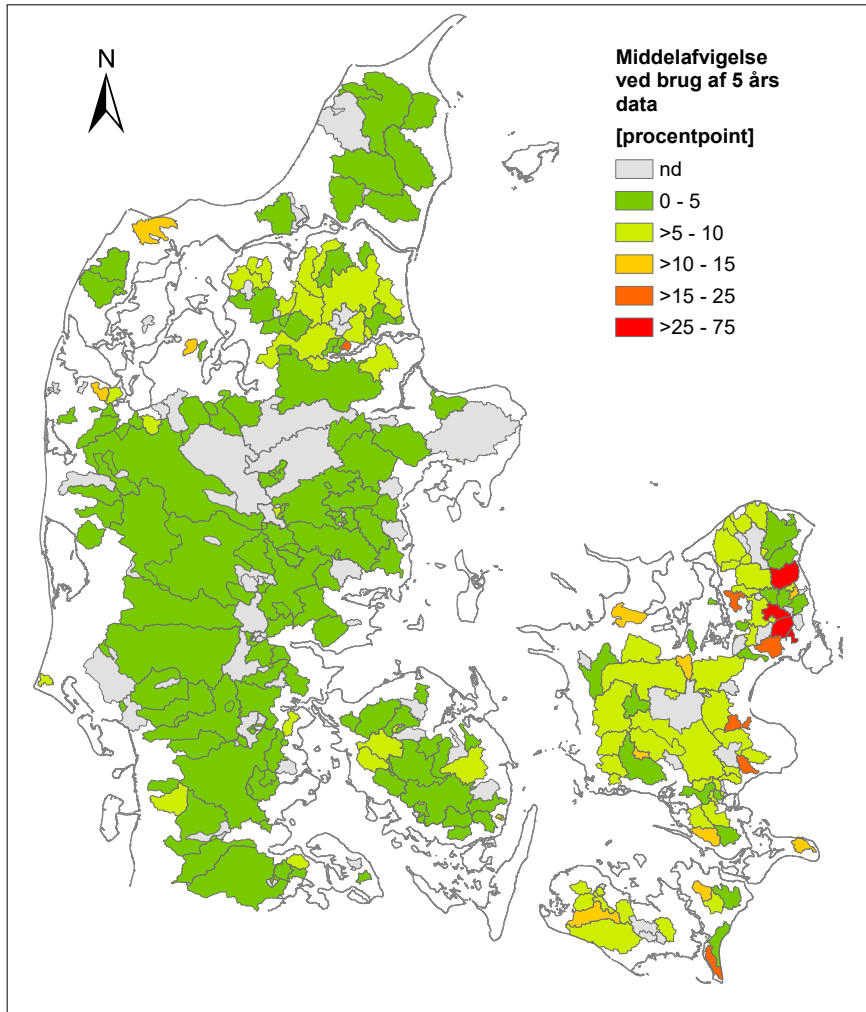
Referencer

- /1/ Højberg, A. L., Windolf, J., Børgesen, C. D., Troldborg, L., Tornbjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H., Ernsten, V. (2015). National kvælstofmode – Oplandsmodel til belastning og virkemidler. Metode rapport. Revideret udgave sep. 2015. De nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland, Aarhus Universitet DCE DCA.
- /2/ MFVM, Miljø- og Fødevareministeriet (2015). Aftale om Fødevarer- og Landbrugspakken. Officiel aftale om Fødevarer- og Landbrugspakken. Tilgængeligt 26/9 2018 via: https://mfvm.dk/fileadmin/user_upload/FVM.dk/Dokumenter/Landbrug/Indsats/Foedevare_og_landbrugspakke/Aftale_om_foedevare_og_landbrugspakken.pdf
- /3/ Blicher-Mathiesen, G., Tornbjerg, H., Pii, K., Iversen, B.V., Poulsen, J.R., van't Veen, S., Kronvang, B., Højberg, A.L., Hvid S.K. 2018. Vand og kvælstof fra mark til fjord. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /4/ van't Veen, S.G.W., Kjeldgaard, A., Tornbjerg, H., Windolf, J., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B. 2018. Et kvælstofudledningskort. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /5/ van't Veen, S.G.W., Tornbjerg, H., Windolf, J., Kjeldgaard, A., Ovesen, N.B., Poulsen J.R., Kronvang, B. 2018. Hvordan måles kvælstof i vandløb? Vand & Jord, 2018, nr. 4.

IDA M. V. CHRISTIANSEN (imvc@geus.dk) er videnskabelig medarbejder og ANKER L. HØJBERG (alh@geus.dk) er seniorforsker begge ved GEUS.

Tabel 2. Resultater fra analyse af betydningen af antal måleår ved retentionsberegninger.

Antal måleår	Max afvigelser [Procentpoint afvigelse fra den sande middel]						Middelfvigelser [Procentpoint afvigelse fra den sande middel]					
	1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	10 år	1 år	2 år	3 år	4 år	5 år	10 år
Middel	38	34	21	16	13	7	13	10	7	6	6	4
25% fraktil	20	18	10	7	6	4	7	6	4	3	2	2
75% fraktil	45	42	24	19	16	8	16	13	9	7	6	4



Figur 4. Middelfvigelse fra den sande retention ved brug af 5 års måledata. Oplande med mindre end 15 års data er markeret med grå.



Hovedstation ved Odder Å. Foto: Sofie W. van't Veen

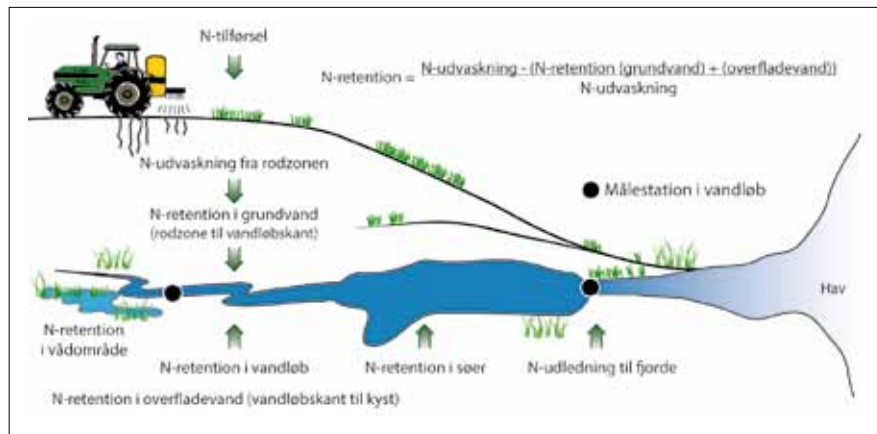
Vand og kvælstof fra mark til fjord

På baggrund af målinger kan virkemidler placeres på marker og i oplande med stor kvælstofudledning til vandløb og kyst. Herved opnås en stor effekt af virkemidler. Det viser studier i tre pilotoplande. Det er også vist, at for fire drænoplande findes en god sammenhæng mellem det målte indhold af uorganisk kvælstof i rodzonen om efteråret og kvælstoftransporten i drænene den efterfølgende vinter.

GITTE BLICHER-MATHIESEN, HENRIK TORNBJERG, KRISTOFFER PIIL, BO VANGSØ IVERSEN, JANE R. POULSEN, SOFIE VAN'T VEEN, BRIAN KRONVANG, ANKER LAIER HØJBERG & SØREN KOLIND HVID

I Emissionsprojektet /1/ er der gennemført detaljerede målinger i jord, dræn og vandløb med det formål at undersøge, om målinger kan give virkemidler en bedre effekt og økonomi, når virkemidler skal målrettes. Formålet med at målrette virkemidler er at reducere udledningen af kvælstof til kystvande på den mest effektive måde. Ideen er at placere virkemidler som efterafgrøder, vådområder og bufferzoner langs vandløb i oplande, hvor effekten af virkemidlerne er størst. Retentionen, dvs. hvor meget af rodzonens udvaskede kvælstof, der fjernes under transporten mod kysten, varierer imidlertid fra mark til mark og fra opland til opland. Hvis markens eller oplandets retention er lille, vil en stor andel af rodzonens kvælstof nå frem til kysten og vice versa. Derfor er der økonomisk gevinst i at målrette virkemidler til de marker og oplande med relativ stor kvælstofudledning til vandløb og kyst.

Helt centralt for effekten og økonomien er, at retentionen er opgjort præcist. I tre pilotoplande er der hertil gennemført målinger af kvælstoftransporten i dræn og vandløb, der afvander oplandene /2,3/. Målingerne, der præsenteres i denne artikel, viser, at retentionen og dermed effekten af virkemidler varierer betydeligt imellem oplande og at reten-



Figur 1. Kvælstof fra mark til fjord. Kvælstof retention både i grundvand og overfladevand.

tion kan være anderledes end forventet, når vandløbstransporten af kvælstof er målt frem for modelberegnet. Studiet viser, at kvælstofudledning til vandløb kan reduceres mere effektivt ved at virkemidler i højere grad placeres i oplande, hvor det med målinger vises, at en stor andel af rodzonens kvælstof når frem til kysten. Udledningen kan desuden reduceres ved at omfordele afgrøder, så dyrkning, der giver lav udvaskning fra rodzonen, i højere grad foregår på drænedede marker med stort bidrag af kvælstof til vandløb (lav retention), mens dyrkning, der giver høj udvaskning, foregår på ikke-drænedede marker (som alt andet lige har højere retention).

Udledning og retention

Hvor meget kvælstof, der fjernes mellem rodzone og kyst, er helt centralt for hvor meget af rodzoneudvaskningen, der når frem til kysten /4/. Under kvælstoftransport mellem rodzone

og kyst sker der en større eller mindre fjernelse af kvælstof. Dette foregår hovedsagelig gennem denitrifikation, hvorved nitrat omdannes til frit kvælstof. Det fjernede kvælstof benævnes retention. Retention i grundvand beregnes ved at opgøre den mængde kvælstof, der fjernes mellem bunden af rodzonen og kanten af vandløb i forhold til den samlede udvaskning fra rodzonen. Retention i overfla-

Tabel 1. Fordeling af landets areal i forhold til hvor stor en procent af kvælstofudvaskningen fra rodzonen, der udledes til kysten.

Udledning til kyst (%)	Retention (%)	Andel af landets areal (%)
<20	> 80	4
20-39	61-80	19
40-59	41-60	48
>60	<40	29

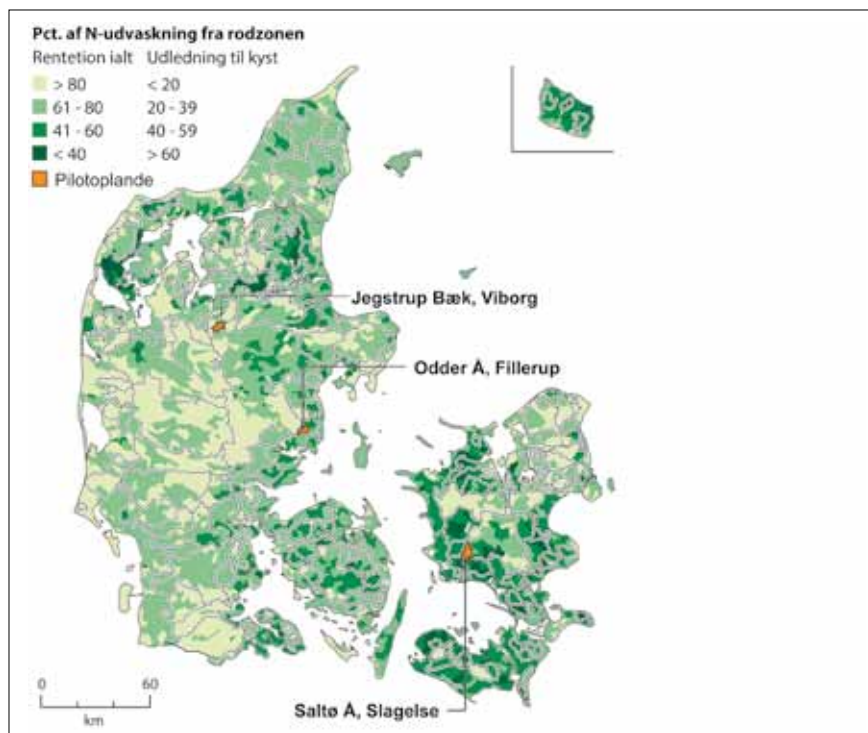
devand foregår fra vandløbskanten og ud til kysten (Figur 1). Ved at måle kvælstoftransport i vandløb kan der derved foretages en beregning af kvælstofretention, som kan være anderledes end hvis kvælstoftransport er beregnet med en model /4, 5/. I dette projekt er retentionen i begge tilfælde opgjort med udgangspunkt i en modelberegnet kvælstofudvaskning fra rodzonen.

Et oplands kvælstofudledning kan variere fra næsten 0 til over 60 pct. af kvælstofudvaskningen fra rodzonen (Figur 2). Knap en tredjedel af hele landets areal udgøres af oplande med en gennemsnitlig retention på under 40 pct. (Tabel 1). I disse oplande fjerner retentionen altså kun en lille andel af nitratudvaskningen, og derfor har virkemidler på dyrkningsfladen gennemsnitlig for oplandet en stor effekt på kvælstofudledningen til kysten. I disse oplande vil omkostningen pr. kg mindre udledt kvælstof derfor være relativt lavere.

Det nationale kvælstofretentionskort er behæftet med en betydelig usikkerhed på den samlede retention, som i gennemsnit for alle ID15 oplande er angivet til +/- 19 procentpoint /5/. Vandløbstransporten af kvælstof er målt for ca. 50 pct. af landets areal og modelberegnet for den resterende del (Figur 3). Men en del af målingerne er udført i store oplande, så reelt er kun ca. 2 pct. af landets 3.135 ID15 oplande målt på en skala, hvor oplandets areal svarer til ID15 skalaen på gennemsnitlig ca. 15 km². For de øvrige 98 pct. af ID15 oplandene er retentionen modelberegnet. For ID15 oplande, der ligger i et større målt opland er vandløbstransporten af kvælstof kalibreret, så transporten samlet for det store målte opland rammer resultatet for oplandets målestation. Måltretning af virkemidler som efterafgrøder, vådområder og bufferzoner langs vandløb kan dermed blive mere effektiv, hvis retentionen opgøres mere præcist på mindre skala. Det vil kræve flere målinger i vandløb og eventuelt også i dræn.

Grøn, gul og rød

Som en del af projektet blev der udarbejdet et landsdækkende trafiklyskort, der viser om vandløb i et ID15 opland opfylder en række hydrologiske krav, som gør vandløbet potentielt egnet til at måle kvælstofemissionen til vandløb fra dyrkede arealer og hvor transporten af kvælstof kan opgøres med en acceptabel sikkerhed på ID15 niveau /6/. Der blev anvendt fire hydrologiske kriterier for et oplands egnethed til vandløbsmålinger: i) Tilvækst i vandafstrømning over et ID15 opland. Er tilvæksten i afstrømningen lav skal der gennemføres urealistisk mange målinger for at bestemme tilvæksten. ii) Tætheden af vandløb

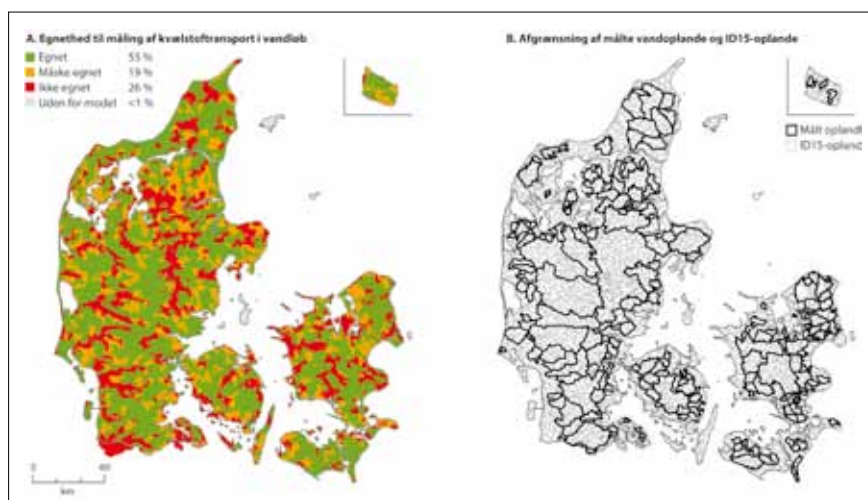


Figur 1. Kvælstof fra mark til fjord. K Figur 2. Landsdækkende kort over samlet kvælstofudledning og retention (A) og kvælstofretention i overfladevand (B) begge i pct. af nitratudvaskning fra rodzonen. vækst retention både i grundvand og overfladevand.

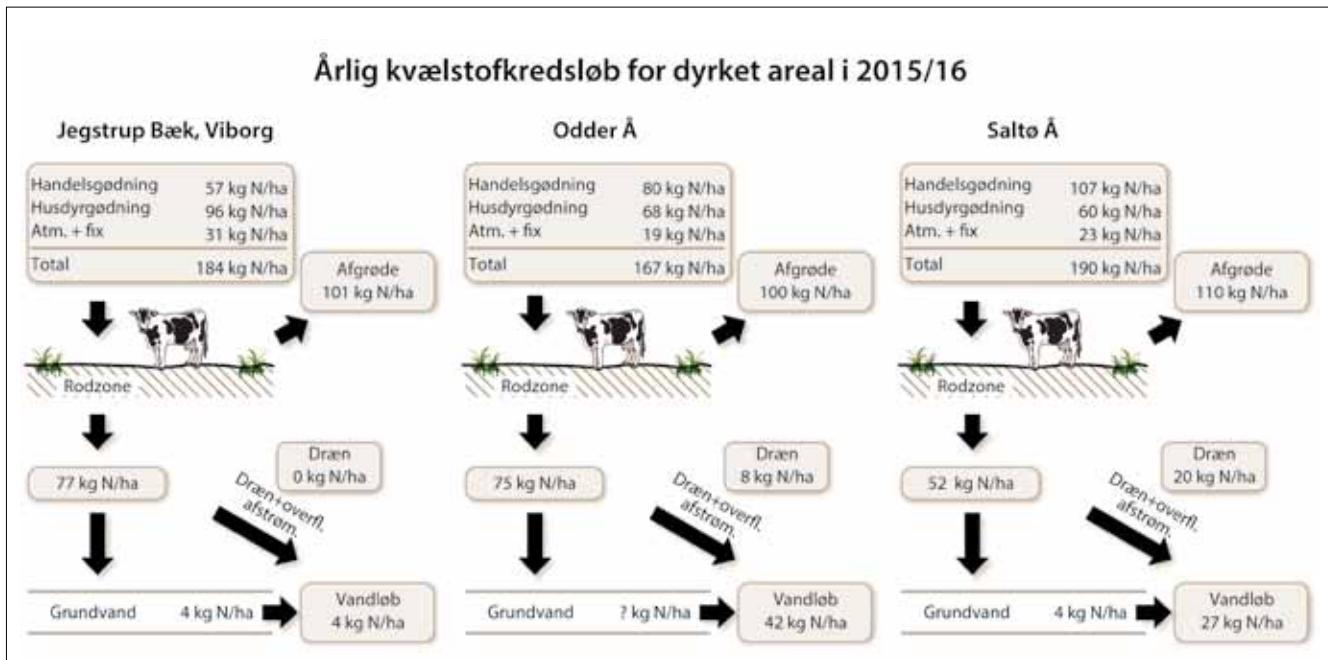
i de kystnære ID15 oplande. Hvis tætheden er lille (< 1,41 km/km²) vil der forventeligt være en stor grundvandsudstrømning til kysten, så en stor del af kvælstofemissionen kan risikere at ske med grundvandet uden om vandløb. iii) Alder af det iltede og nitratbærende grundvand. Oplande, hvor det tager mere end 12 år inden 90 pct. af det iltede grundvand når frem til vandløbet, vil ikke være egnet til en monitoring, da det vil tage for lang tid at bestemme emissionen og vurdere effekten af virkemidler på kvælstoftransporten i vandløbet. iv) Grundvandsudsivning under ID15 oplandsgrænsen til andre oplande. Det er med DK-modellen

blevet undersøgt, om transporten af iltet grundvand overstiger 5 pct. af den samlede grundvandstransport fra det enkelte ID15-opland. Ingen af de 3.135 ID15 oplande i det nationale retentionskort oversteg denne grænse. Med de fire kriterier dækker de måleegne ID15 oplande 55 pct. af landet areal (Figur 3).

Det er i alle tilfælde nødvendigt at udføre en visuel inspektion af vandløbsforholdene for at fastlægge, om hydrometrstationer kan oprettes, uden at vandføringen bliver påvirket af tidevand og vindstuvning. Og om der eventuelt kan anvendes ekstra måleudstyr, som gør måling muligt trods disse vanskeligheder.



Figur 3. Trafiklyskort som viser hvilke id15-oplande, der er egnet til at måle vandløbets kvælstoftransport med en økonomisk overkommelig målefrekvens og samtidig sikkerhed på den opgjort transport. Grøn, gul og rød farver viser henholdsvis velegnede, måske egnede og ikke egnede til målinger.



Figur 4. Kvælstofstrømme for det dyrkede areal i tre oplande i det agrohydrologiske år 2015/16. Udvaskning er modelberegnet, vandløbstransporten er målt mens transport i dræn ikke dækker alle dræn i oplandet, da der kun er målt på kun et enkelt drænopland i Odder Å og på 4 i oplandet til Saltø Å

For mange af de måle-egnede ID15 oplande er vandløbets kvælstoftransport i dag modelberegnet (Figur 3B). Det kan gøre en stor forskel, om retentionen er opgjort på baggrund af målt eller modelberegnet vandløbstransport af kvælstof.

Fra mark til fjord

Kvælstofkredsløbet er opstillet for det dyrkede areal for 3 pilotoplade, som er undersøgt i emissionsprojektet (Figur 4). Data for gødningsforbrug stammer fra landmændenes indberetning af gødningsregnskaber for 2015. Kvælstof fjernet med de høstede afgrøder er beregnet på grundlag af normudbytter og normal for afgrøders kvæstofindhold. Udvaskning er beregnet med den empiriske model NLES4 og opgjort for det agrohydrologiske år fra 1. april 2015 til 31. marts 2016. Den målte kvælstoftransport i vandløb er opgjort for samme periode og her vist som bidraget fra det dyrkede areal. Herved kan grundvandsretention baseret på en målt

vandløbstransport opgøres for året 2015/16.

I oplandet til Jegstrup Bæk tilføres der i alt 184 kg N/ha med gødning, kvæstoffiksering og via atmosfærisk deposition. Den modelberegnete udvaskning fra rodzonen udgør 77 kg N/ha, mens udledningen til vandløbet er målt til 4 kg N/ha. I dette opland når kun 5 pct. af kvælstofudvaskningen fra rodzonen frem til vandløbet. I oplandet til Odder Å tilføres knap så meget, nemlig 167 kg N/ha. Udvaskningen fra rodzonen er beregnet til 75 kg N/ha, mens udledningen til vandløbet er målt til 42 kg N/ha. I oplandet til Saltø Å tilføres der 190 kg N/ha, der udvaskes 52 kg N/ha og den målte udledning til vandløbet udgør 27 kg N/ha. I modsætning til Jegstrup Bæk oplandet når godt halvdelen af kvælstofudvaskningen fra rodzonen frem til vandløbet i de to østdanske oplande, Odder Å og Saltø Å. Begge oplande har en forholdsvis stor overfladenær transport til vandløbet via dræn.

Retention og virkemidler

Kvælstoftransporten har ikke hidtil været målt i de tre pilotoplade, og der forelå således for måleprojektet udelukkende en modelberegnet retention. For oplandet til Jegstrup Bæk er den modelberegnete grundvandsretention 77 pct., mens der er en betydelig højere retention på 95 pct., når retentionen beregnes ud fra vandløbsmålingerne i 2015/16 (Tabel 2). For oplandet til Odder Å er de tilsvarende tal henholdsvis 70 og 44 pct., og for oplandet til Saltø Å henholdsvis 36 og 48 pct. De viste tal for grundvandsretentionen er baseret på målt vandløbstransport for et enkelt år.

Grundvandsretentionen baseret på målinger i vandløb og baseret på model for vandløbstransporten viser så store afvigelser for året 2015/16 med nogenlunde gennemsnitlige vejrforhold, at der er gode grunde til at få opgjort en mere præcis retention baseret på målinger. Med måledata for vandløbstransporten for et enkelt år er det vist, at den samlede retention som gennemsnit kan afvige op til 13 procentpoint i forhold til retentionen opgjort med 20 års data. Det er primært fordi, at der over 20 år indgår år med både høj og lav nedbør og at 20 års data inkluderer år til år variation og en eventuel tidforsinkelse i transporten til vandløbet /8/. Måleresultaterne viser derfor især den store forskel imellem de tre pilotoplade. Målinger i vandløb kan give en mere præcis retention, men det kræver flere års målinger.

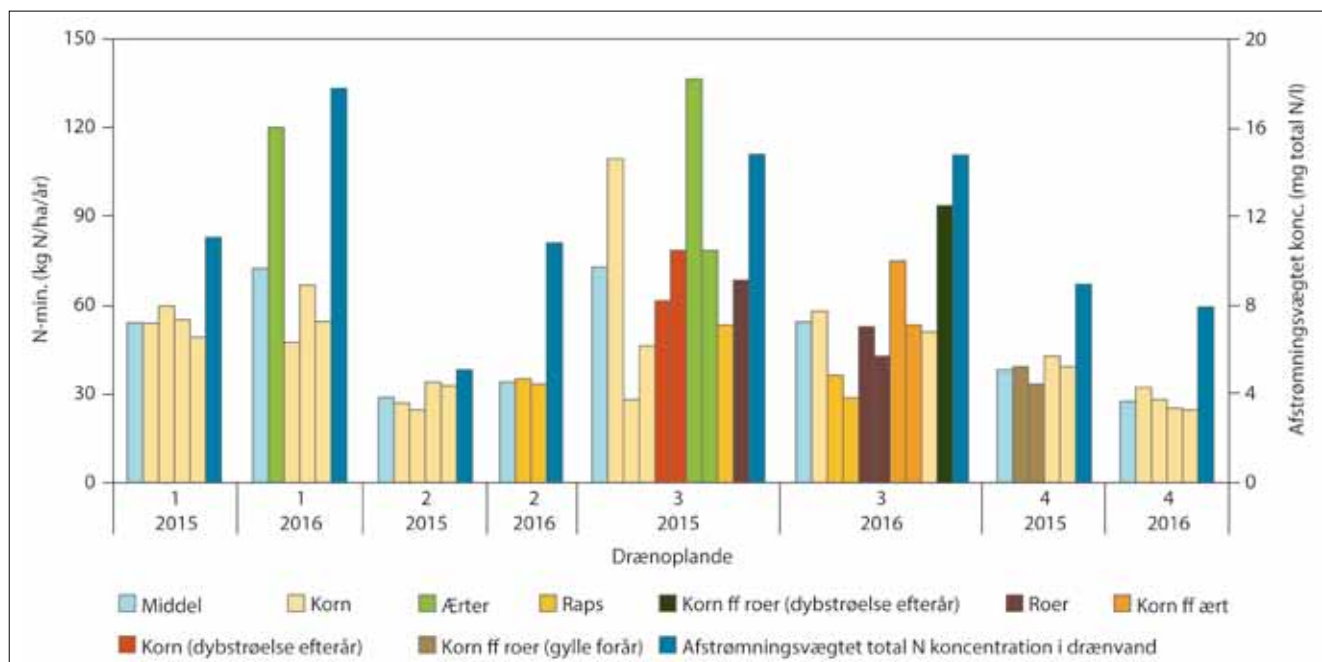
Virkemidler i oplandet til Jegstrup Bæk vil have en meget lille effekt på kvælstofudledningen til Hjarbæk Fjord, da kun 5 pct. af rodzoneudvaskningen når frem til vandløbet. Derimod vil virkemidler på dyrkningsfladen i oplandet til Odder Å og Saltø Å gennemsnitligt slå meget igennem, da henholdsvis 56 og 52 pct. af rodzoneudvaskningen når frem til vandløbet. Derfor vil effekten af efterafgrøder være knap 10 gange mere effektiv i oplandet til Saltø Å end i oplandet til Jegstrup Bæk.

Måling af kvælstof i jord og transport i dræn

Helt afgørende for de høje udledningsprocenter i de to østdanske oplande er drænbidraget. I Saltø Å opland blev drænvandets

Boks 1. N-min, mængden af nitrat og ammonium i jord

Jordens indhold af uorganisk kvælstof, her nitrat og ammonium blev målt i oktober. Til hver jordprøve blev der udtaget ned til 100 cm under terræn /h/. Der blev udtaget 16 stik i hver af 7, 6, 18 og 8 transekter, hvor markerne var placeret i henholdsvis drænopland 1-4. Hver mark repræsenterer ca. 5 ha af det dyrkede areal i oplandet /8/



Figur 5. N-min. målt som nitrat og ammonium indholdet i jord og vist for målte marker med forskellige afgrøder og forfrugt i fire drænoplande for de to år 2015 og 2016.

Tabel 2. Kvælstofretention i 3 pilotoplande opgjort på grundlag af modelberegninger og målinger i vandløb.

	Modelberegnet 1990-2010			Baseret på målt vandløb 2015/16		
	Retention (%)			Udvaskning (kg N/ha/år)	Vandløb (kg N/ha/år)	Retention (%) Grundvand
	Total	Grundvand	Overfladevand			
Jegstrup Bæk	79	77	8	77	4	95
Odder Å	78	70	27	75	42	44
Saltø Å	41	36	9	52	27	48

transport af total kvælstof målt i fire drænoplande. Målingerne blev opdelt i afstrømningsperioden 1. december til 28. februar i de to år, 2015/16 og 2016/17.

I de samme fire drænoplande blev indholdet af ammonium og nitrat (N-min) i rodzonen målt på alle marker i de to relevante efterår 2015 og 2016. På markerne blev der dyrket vårbyg, vinterhvede, vinterraps, sukkerroer og ærter enten som hovedafgrøde eller som forfrugt. Ikke alle de nævnte afgrøder var

repræsenteret i alle drænoplande (Figur 5).

Forskelle mellem marker

Resultatet af målingerne viste, at der var forholdsvis stor forskel på markernes gennemsnitlige indhold af uorganisk kvælstof (N-min) imellem de fire drænoplande. I 2015 var jordens indhold af N-min størst (73 kg N/ha) i drænopland nr. 3, men i 2016 var det højeste indhold af N-min på 72 kg N/ha i drænopland nr. 1. Det var derfor ikke de samme drænoplande, der havde henholdsvis et højt og et lavt indhold af uorganisk kvælstof i jorden de 2 år. Forskellene i markernes indhold af uorganisk kvælstof kan relateres til lave værdier for raps og korn og til høje værdier, hvor der var ærter eller ærter var forfrugt til korn. Et højt indhold af N-min blev også målt på marker, der fik en relativt stor mængde dybstrøelse i november året før målingen af N-min, og hvor der derfor i måleåret var en stor eftervirkning af det omsatte organiske stof i gødningen.

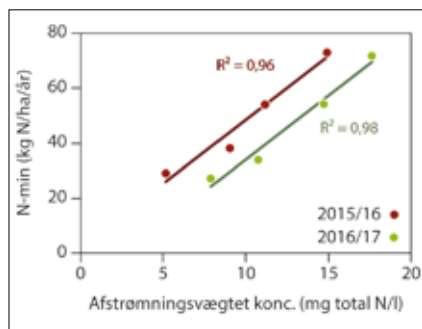
Kvælstof i jord og dræn

De store målte forskelle i jordens indhold af

uorganisk kvælstof i efteråret kan genfindes som forskelle i drænenes transport af kvælstof (Figur 6). Der er registreret en meget god sammenhæng med en korrelationskoefficient (R^2) på 0,96 og 0,98 for de 2 afstrømningsår 2015/16 og 2016/17. Desuden ses, at selvom jordens indhold af uorganisk kvælstof ligger på samme niveau i de to år er den afstrømningsvægtede totale kvælstofkoncentration ca. 4 mg N/l højere i det forholdsvis tørre år 2016/17 end i det meget fugtige år 2015/16.

Konklusion og perspektivering

Med målinger i vandløb kan der opnås en større sikkerhed på bestemmelsen af retentionen og dermed på effekten af virkemidler. Med målinger i vandløb kan virkemidler målrettes mere præcist mod oplande med stor kvælstofudledning til kyst. En mere præcis bestemmelse af retention forudsætter, at der gennemføres målinger i vandløb i flere år. Anvendelsen af virkemidler som efterafgrøder, vådområder og bufferzoner langs vandløb kan blive mere effektiv, hvis retention opgøres mere præcist og på mindre skala. Mange små



Figur 6. Sammenhæng mellem målt N-min i jord og dræns totale kvælstoftransport for fire drænoplande for afstrømningsperioden 1. dec.-28. feb. i 2015/16 og 2016/17.

vandløbsoplande er velegnede til at blive målt, også oplande, hvor der i dag ikke måles. Den viste gode sammenhæng mellem målt kvælstof i jord om efteråret (N-min) og kvælstoftransporten i dræn peger på, at afgrøder med lav udvaskning med fordel i højere grad kan dyrkes på drænedede marker, hvor der udledes en stor andel af rodzonens kvælstof til vandløb og kyst. Herved kan kvælstofudledningen til kysten reduceres mere omkostningseffektivt.

Referencer

- /1/ Hvid, S.K. Projektid og pilotoplande. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /2/ van't Veen, S.G.W., Tornbjerg, H., Windolf, J., Kjeldgaard, A., Ovesen, N-B. Poulsen, J.R., og Kronvang, B. Hvordan måles i vandløb? Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /3/ Iversen, B.V. Drænmålinger i Saltø Å oplandet. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /4/ Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgaard, A., Ernsten, V., Højbjerg, A.L., Jakobsen, P.R., von Planten, F., Tougaard, L. & Børgesen, C.D. 2007. Kvælstofreduktion fra rodzone til kyst for Danmark. Faglig rapport fra DMU nr. 616.
- /5/ Højbjerg, A.L., Windolf, J., Børgesen, C.D., Troldborg, L., Tombjerg, H., Blicher-Mathiesen, G., Kronvang, B., Thodsen, H. og Ernsten 2015: National kvælstofmodel, Oplandsmodel til belastning og virkemidler- Metoderapport. GEUS, DCE og DCA, Aarhus Universitet.
- /6/ Poulsen J.R., Tornbjerg H., Windolf J., Larsen S.E., Kronvang B., Højbjerg A.L. 2016: Vandløbsmålinger som grundlag for emissionsbaseret kvælstofregulering, Institut for BioScience, Aarhus Universitet.
- /7/ van't Veen, S.G.W., Kjeldgaard, A., Tornbjerg, H., Windolf, J., Blicher-Mathiesen, G., og Kronvang, B. Et kvælstofudledningskort. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /8/ Udfordringer ved estimering af lokal nitratretention. 2018: Christensen, I., Højbjerg, A.L. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- /9/ N-min varierer med afgrøde og dyrkningshistorie. Lemming, C., Pii, K., Trénel, P. & Hvid, S.H. Vand & Jord, 2018, nr. 4.
- GITTE BLICHER-MATHIESEN () er seniorrådgiver, HENRIK TORNBERG er akademisk medarbejder, SOFIE G. W. VAN'T VEEN er videnskabelig assistent, BRIAN KRONVANG er professor, alle ved Bioscience, Aarhus Universitet. KRISTOFFER PIIL er specialkonsulent, og SØREN KOLIND HVID er landskonsulent, begge ved SEGES. BO VANGSØ IVERSEN er seniorforsker ved Agroøkologi, Aarhus Universitet. ANKER LAIR HØJBERG er Seniorforsker ved GEUS. JANE R. POULSEN er projekt manager ved EnviDan A/S.



Jegstrup Bæk ved Viborg. Foto: Sofie W. van't Veen

Vand & Jord har brug for sponsorer

Vand & Jord publicerer faglige artikler, der handler om miljø i relation til vand og jord i bred forstand. Emner omfatter alle forhold i vandets kredsløb i naturen, rent eller forurenede, hvad enten det er nedbør, grundvand, å, sø, hav eller spildevand.

Bladet bidrager således til at vedligeholde og udbygge den faglige formidling i Danmark for de mange, der har interesse for disse emner.

Det er også en vigtig opgave for bladet at sikre, at det er muligt at få offentliggjorte artikler finansieret af offentlige og internationale midler. Det er ofte et krav, at resultater opnået med finansiering af denne type skal publiceres på dansk i en form, der kan forstås af borgerne. Uden borgernes information og accept af de midler, der bruges, er der en risiko for, at offentlige midler til undersøgelser bliver mindre.

Selvom redaktionsarbejdet udføres som frivilligt arbejde, kan omkostninger ved at udgive bladet ikke dækkes af abonnementsindtægter alene. Tidsskriftet kan derfor kun bestå ved, at bladet også får bidrag fra sponsorer.

Derfor opfordrer vi faglige aktører, der værdsætter miljøfaglig formidling, til at tegne et sponsorat for tidsskriftet.

Blandt de mange virksomheder, som gennem årene har sponsoreret tidsskriftet, er

- DHI
- COWI
- Orbicon
- Sweco
- Rambøll
- NIRAS
- VandCenter Syd
- ATV Jord og Grundvand
- GEO
- Ferskvandscentret

Sponsorer kan tegnes ved henvendelse til Claus Hagebro (mail: hagebro3@hotmail.com)