VIDENCENTRET FOR LANDBRUG

Drænvandsundersøgelserne 2011 til 2014

Resultater

December 2014

Konsulent Kristoffer Piil
Chefkonsulent Leif Knudsen

vfl.dk

Forord

Denne rapport er en afrapportering af resultaterne fra de drænvandsundersøgelser, som er blevet gennemført under Dansk Landbrugsrådgivning i vinterhalvårene 2011/12, 2012/13 og 2013/14. Undersøgelser af næringsstofkoncentrationerne i drænvand blev igangsat i 2011 efter ønske fra landmænd. Sektorbestyrelsen for Planteproduktion besluttede, at Videncentret for Landbrug skulle tilrettelægge prøvetagninger og dataindsamling samt analysere resultaterne. Tidligere er to rapporter udgivet med resultaterne fra drænvandsundersøgelserne fra henholdsvis 2011/12 (Lemming et al. 2012) og 2012/13 (Piil & Knudsen 2013). De drænvandsprøver, der er udtaget i regi af landmænd, er finansieret af de deltagende landmænd. Videncentret for Landbrug har bidraget med drænvandsprøver, der har indgået som en del af forskellige projektarbejder. I 2011/12 var projektet finansieret af hhv. Promilleafgiftsfonden for landbrug og Den Europæiske Union ved Den Europæiske Fond for Udvikling af Landdistrikter og Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri. I 2012/13 og 2013/14 var projektet alene finansieret af Promilleafgiftsfonden for landbrug. Undersøgelsens kerne udgøres af mere end 3.500 analyserede drænvandsprøver, som er udtaget af henholdsvis landmænd og konsulenter på ca. 700 forskellige prøvesteder over undersøgelsens tre år. Institut for Bioscience, Aarhus Universitet har velvilligt bistået med rådgivning om, hvordan undersøgelen kunne gennemføres. I 2011/12 har Aarhus Universitet, Bioscience analyseret prøverne, mens AnalyTech Miljølaboratorium A/S har analyseret prøverne i 2012/13 og 2013/14.

Rapporten sammenholder data fra alle tre måleår. Hovedvægten er lagt på at uddrage generelle konklusioner, der er gældende for alle tre måleår. Data for 2011/12 og 2012/13 har tidligere været publiceret (Lemming & Knudsen 2012; Piil & Knudsen 2013), mens data for 2013/14 publiceres for første gang i sin fulde udstrækning i nærværende rapport.

Tak til alle deltagende landmænd, som gennem prøveudtagning af drænvand på deres bedrift har bidraget til denne rapport og til et forbedret kendskab til næringsstofkoncentrationer i drænvand.

Konsulent Kristoffer Piil

Chefkonsulent Leif Knudsen

Videncentret for Landbrug, December 2014

Sammendrag og konklusioner

Landbrugets drænvandsundersøgelser er gennemført i vinterhalvårene 2011/12, 2012/13 og 2012/14. Prøvetagningen er foretaget af landmænd samt konsulenter fra de lokale rådgivningsvirksomheder. Videncentret for Landbrug (VFL) har koordineret prøvetagningerne og stået for indsamling af oplysninger. I 2011/12 har Aarhus Universitet, Bioscience analyseret prøverne, mens AnalyTech Miljølaboratorium A/S har analyseret prøverne i 2012/13 og 2013/14. Prøverne er analyseret for nitrat-N, total-N og ortho-P.

Der er udtaget drænvandsprøver på 700 individuelle prøvesteder over tre år. Af disse er 87 prøvesteder prøvetaget i alle årene. Antallet af tilmeldte prøvesteder var i 403, 503 og 254 i henholdsvis 2013/14, 2012/13 og 2011/12. Data er kvalitetssikret således, at kun prøvesteder, der er prøvetaget i alle månederne november, januar og marts, er medtaget i dataanalysen. Desuden er kun prøvesteder, hvor der måles på drænvand (drænudløb, drænbrønde, pumpestationer og drængrøfter) medtaget, ligesom dræn hvor der tilledes spildevand eller regnvand ikke er medtaget i dataopgørelsen. Prøveantallet i dataanalysen er således 294, 391, og 201 i henholdsvis 2013/14, 2012/13 og 2011/12. For at sikre at data er sammenlignelige på tværs af måleår, er kvalitetssikringen af data blevet standardiseret for alle måleår, hvorfor resultaterne kan afvige en smule fra data opgjort i Lemming & Knudsen (2012) og Piil og Knudsen (2013). Disse afvigelser er dog i alle tilfælde små og uden betydning for rapportens samlede konklusioner. Med mindre andet er angivet, vises resultaterne for de kvalitetssikrede prøvesteder.

	2013/14			2012/13			2011/12			Gns. af tre år[1]		
	Total-N	Nitrat-N	Ortho-P	Total-N	Nitrat-N	Ortho-P	Total-N	Nitrat-N	Ortho-P	Total-N	Nitrat-N	Ortho-P
	Mg pr. liter											
Gennemsnit	7,9	6,3	0,08	8,0	6,7	0,07	6,9	6,3	0,07	7,6	6,5	0,07
Median	6,9	5,3	0,03	7,5	6,4	0,03	5,7	5,0	0,03	-	-	-
Spredning mellem prøvesteder	5,1	4,8	0,23	4,7	4,5	0,25	4,6	4,8	0,10	2,8	2,7	0,12
Antal	294	294	294	391	391	391	201	201	201	295	295	295

[1]Simpelt gennemsnit af tre års gennemsnit

Koncentrationerne på disse prøvesteder er i gennemsnit af de tre måleår 7,6 mg total-N, 6,5 mg nitrat-N og 0,07 mg ortho-P, som vist i ovenstående tabel. De gennemsnitlige koncentrationer dækker over store variationer imellem prøvesteder (fra 0,4 til 39 mg total-N pr. liter, over alle måleår), og undersøgelsens mål har været at undersøge årsagerne til denne variation.

Den gennemsnitlige koncentration af total-N er 1,0 og 1,1 mg total-N lavere i 2011/12 end i henholdsvis 2012/13 og 2013/14. De lavere koncentrationer i 2011/12 i forhold til de andre undersøgelses år skyldes formentlig den meget våde sensommer i 2011. Den våde eftersommer betød, at afdræningen i 2011/12 begyndte tidligere end i de efterfølgende år, hvilket formentlig har bidraget til en vis kvælstofudvaskning inden måleprogrammet, samt at totalafstrømningen var højere i 2011/12, hvilket har givet en fortynding af det udvaskede kvælstof og dermed lavere koncentrationer. I forhold til det statslige overvågningsprogram for natur og vandmiljø (NOVANA) i de såkaldte landovervågningsoplande (LOOP) ligger kvælstofkoncentrationerne i landbrugets drænvandsun-

dersøgelse 20-40 pct. lavere. Forskellen kan skyldes, at der kun er syv dræn med i LOOP, og at de er udvalgt specifikt efter en lav grundvandstilstrømning. Desuden måles der i NOVANA kun i et enkelt dræn på lavbundsjord.

Drænvandsundersøgelserne viser, at der sker en betydelig reduktion af kvælstofindholdet i drænvand i forhold til rodzonevand. Det skyldes denitrifikation omkring grundvandsspejlet eller en tilstrømning af ældre grundvand med lavt kvælstofindhold på grund af denitrifikation. Reduktionen er mest udpræget på lavbundsarealer uden for ådale, hvor grundvandsspejlet står højt. I områder med størst reduktion vil kvælstofafstrømningen gennem dræn stort set være uafhængig af landbrugspraksis på arealerne, og virkemidler som efterafgrøder, nedsat kvælstoftildeling mv. vil stort set ikke have effekt.

Drænvandsundersøgelserne kan ikke anvendes til at vurdere, om kvælstofudledningen til det marine miljø er beregnet korrekt. Resultaterne tyder dog på, at beregningen af udledningen fra de såkaldte ”umålte oplande” i nogle tilfælde kan være overvurderet, fordi der ikke i tilstrækkelig grad er taget hensyn til kvælstoffjernelsen ved denitrifikation i områder med lavbundsjord med høj grundvandsstand.

I drænvandsundersøgelserne er der kun målt koncentrationer af kvælstof og fosfor og ikke afstrømningen af vand. Målinger af vandafstrømning kan i modsætning til næringsstofkoncentrationer ikke foretages ved få punktmålinger over vinteren, fordi afstrømningen er meget variabel. Udledningen af kvælstof gennem de enkelte dræn kan derfor ikke beregnes direkte i undersøgelserne.

Sammensætningen af drænvand
Forskelle i sammensætningen af drænvand kan bidrage betydeligt til variationen i kvælstofkoncentrationer imellem prøvesteder. Årsagen er, at det afdrænede vand kan have forskellige oprindelser og dermed meget forskellige kvælstofkoncentrationer.

I de fleste dræningssituationer begynder drænene at løbe, når grundvandsspejlet overstiger drændybden, og dermed stammer den overvejende del af drænvand i princippet fra grundvand. Kilden til dette øvre grundvand kan dog være forskellig på højbunds- og lavbundsarealer. På højbundsjord vil drænvandet primært bestå af vand, der er afstrømmet fra rodzonen i samme efterår/vinter, og på disse arealer vil den overvejende del af afstrømningen ske om efteråret og vinteren, når grundvandsspejlet når drændybden. Dette vand betegnes i rapporten som ”rodzonevand”, og man må forvente, at kvælstofkoncentrationen i rodzonevand er påvirket af landbrugspraksis på arealerne. På lavbundsjord vil grundvandsspejlet ofte stå over drænene i det meste af året, og drænene løber derfor også om sommeren. Dette grundvand kan være dannet i årene forud og på andre arealer, og nitratkvælstof kan gennem kemiske processer omkring grundvandsspejlet være blevet reduceret, således at nitrat-N koncentrationerne i vandet er meget lave. Forholdet mellem rodzonevand og reduceret kvælstoffattigt grundvand kan således have stor betydning for kvælstofkoncentrationerne i drænvand.

Variation i kvælstofkoncentrationer i drænvand
Den gennemsnitlige total-N koncentration på 7,6 mg pr. liter i gennemsnit over tre år, dækker over en stor variation imellem prøvesteder. Koncentrationerne på prøvestederne varierer imellem 0,4 og 39 mg N pr. liter, når alle prøvesteder i alle år betragtes samlet. Variationen i de enkelte år er i samme størrelsesorden. Statistiske analyser viser, at denne variation imellem prøvesteder blandt

andet kan forklares af landskabstypen (alle år) og afgrøden (2012/13 og 2013/14) på arealet. Desuden er der teoretiske grunde til at forvente, at jordtypen har indflydelse på kvælstofudvaskningen fra landbrugsarealer, men en sådan effekt er kun til stede i datasættet for 2012/13 og vekselvirker med husdyrgødningstildeling. Det er vigtigt at forstå, at de variable, der forklarer variation i kvælstofkoncentrationen, ikke er uafhængige af hinanden. F.eks. forekommer de forskellige jordtyper ikke lige hyppigt på højbunds- og lavbundsjorder, og landskabstyperne forekommer ikke lige hyppigt i forskellige geografiske områder. Denne sammenhæng mellem forklarende variable komplicerer analysen.

Den geografiske fordeling af prøvesteder afspejler sig i kvælstofkoncentrationerne i drænvandet. Der måles relativt høje koncentrationer i Østjylland, Himmerland, på Sjælland, Fyn og øerne, mens der måles relativt lave koncentrationer i Vestjylland, Thy og Nordjylland. Denne forskel kan skyldes forskelle i landskabstype og nedbørsmønster.

Landskabstypen har betydning for kvælstofkoncentrationen i drænvand. I gennemsnit måles der en højere total-N koncentration på højbundsarealer (8,4 mg N pr. liter) end på lavbundsarealer uden for ådalene (6,2 mg N pr. liter). Den væsentligste årsag til landskabstypens betydning for kvælstofkoncentrationen i drænvand er, at disse landskabstyper adskiller sig fra hinanden med hensyn til både hydrologi og geografisk forekomst. Kategorien 'lavbundsarealer - ikke i ådale' - er domineret af prøvesteder på den nordjyske litorina-flade (hævet havbund), der er karakteriseret ved et meget fladt landskab med højtliggende grundvandsspejl, sandet jord og reducerende forhold omkring drændybden. Højbundsarealerne domineres af prøvesteder beliggende i morænelandskaber i Østjylland og på Fyn og Sjæland, hvor terrænet er bakket, og jorden er mere leret. Forskellen i hydrologi gør, at drænvandet på højbundsarealer må antages hovedsageligt at stamme fra rodzonevand, mens der på lavbund er en øget andel af grundvandstilstrømning og en kvælstoffjernelse ved denitrifikation omkring grundvandsspejlet. Afstrømningen af vand gennem dræn må antages at være højere på lavbundsjord end på højbundsjord. Derfor kan kvælstofudledningen gennem dræn trods en lavere kvælstofkoncentration være højere på lavbundsjord end på højbundsjord.

Afgrøden på arealet har også indflydelse på kvælstofkoncentrationen i drænvandet. Der måles højere koncentrationer i drænvand på arealer med majs og vinterraps efterfulgt af vintersæd, end hvor der er f.eks. korn efterfulgt af bar jord, vintersæd eller efterafgrøder. Lave drænvandskoncentrationer måles typisk på arealer med roer eller græs. Det er dog også værd at bemærke, at der på arealer med korn efterfulgt af vinterraps, efterafgrøder eller udlæg kun blev målt lidt lavere koncentrationer end på arealer med korn efterfulgt af bar jord eller vintersæd. Der er således ikke nogen tydelig effekt af efterafgrøder på kvælstofkoncentrationen i drænvandet.

Effekten af jordtype i pløjelaget var ikke statistisk signifikant, men der var dog en tendens til at koncentrationerne på JB 5 og JB 6 var højere end på andre jordtyper. Dette kan dog også skyldes, at JB 5 og JB 6 er mere udbredte på højbundsarealer. Jordtypen i jorden under pløjelaget blev vurderet som 'Sandet' eller 'Leret' ud fra GIS-data, og kvælstofkoncentrationerne i drænvandet var i gennemsnit lavere på sandet underjord end på leret underjord for alle jordtypeklasser undtagen JB 11. Koncentrationen af kvælstof på de forskellige jordtyper skal også ses i lyset af afstrømningen. Afstrømningen af vand er alt andet lige større, jo mindre lerindholdet er i jorden. Derfor vil der f.eks. på JB 1 være en større fortynding af kvælstof end på JB 5 og JB 6.

Betydningen af **tilstrømning af grundvand** til drænene blev undersøgt ud fra en deltagervurdering af sommervandføring i drænet. Der var en tendens til faldende kvælstofkoncentrationer i drænvandet med stigende vurderet sommervandføring, og således til faldende kvælstofkoncentrationer med øget grundvandsandel. Denne tendens var dog ikke statistisk signifikant.

Det er undersøgt, om drænvandskoncentrationerne kan forudsiges med udvaskningsmodellen N-LES$_3$, men dette er ikke tilfældet. I sammenligningen blev det antaget, at drænvandet på højbundsarealer løber ureduceret i drænet, da der ikke sker fortynding med grundvand (ingen sommervand). Der var dog ikke nogen sammenhæng mellem koncentrationer beregnet med N-LES$_3$ og drænvandskoncentrationerne, hvorfor modellen ikke er velegnet til at forudsige kvælstofkoncentrationer i drænvand. Afvigelsen imellem den N-LES$_3$ beregnede rodzone koncentration og den målte kvælstofkoncentration i drænet var størst ved lave og høje drænvandskoncentrationer. Årsagen til afvigelsen imellem modelresultaterne og de målte drænvandskoncentrationer kan være, at der også på højbund sker kvælstofreduktion inden rodzonevandet løber i drænet, eller at N-LES$_3$ modellen overestimerer rodzonekoncentrationerne.

Variation i drænvandskoncentrationer inden for en enkelt mark
I en enkelt mark, er drænvandskoncentrationerne i 19 dræn ud af 57 parallelle dræn undersøgt i 2013/14. Der er stor variation imellem drænvandskoncentrationerne i de 19 dræn, idet den maksimale forskel mellem to dræn var på 4,8 mg total-N pr. liter. Da dyrkningspraksis og sædskifte er ens, skyldes denne variation den underliggende geologi i marken. Omvendt viser undersøgelsen også, at variationen mellem 2 nabodræn, hvor de geologiske forhold er tilnærmelsesmæssigt ens, er relativ begrænset.

Forholdet mellem nitrat-N og total-N
Andelen af nitrat-N ud af total-N i drænvandsundersøgelsen er i gennemsnit over de tre år 79 pct. Det er dog variationer imellem landsdele og imellem højbund og lavbund. Generelt er nitratandelen i drænvandsundersøgelserne lavere, end hvad der typisk findes i LOOP-oplandene. Dette skyldes i vidt omfang, at drænvandsundersøgelsen inkluderer mange prøvesteder på lavbund, hvor nitratandelen er lavere end på højbund, og at drænene i LOOP-oplandene primært findes på højbundsarealer og ikke er grundvandsbelastede. Nitratandelen i denne undersøgelse er sammenlignelig med LOOP-oplandene, når der kun ses på dræn på højbund, der ikke er vandførende om sommeren.

Både total-N koncentrationer og nitratandelen er særligt lave på lavbundsarealerne på den nordjyske litorina-flade. De lave nitratandele og lave total-N koncentrationer på disse arealer skyldes denitrifikation i jorden, inden vandet løber i drænet.

Sammenligning mellem forskellige måleår
De gennemsnitlige koncentrationer af kvælstof i drænvand i 2013/14 og 2012/13 var på samme niveau (henholdsvis 7,9 mg total-N pr. liter og 8,0 mg total-N pr. liter), mens de var lavere i 2011/12 (6,7 mg nitrat-N pr. liter). Dette skyldes formentligt forskelle i nedbørsmængderne og nedbørsmønstre imellem måleårene. På grund af en meget våd august begyndte afstrømning fra markerne tidligere i 2011/12, hvorfor en del kvælstof formentligt blev udvasket, inden drænvandsmålingerne blev påbegyndt, hvilket medførte lave kvælstofkoncentrationer i målesæsonen.

På trods af forskellige gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer mellem årene var der en god sammenhæng mellem total-N koncentrationer mellem år på de prøvesteder, der blev undersøgt i flere

år. Dette gælder for sammenligninger af alle par af måleår. Der var således en vis robusthed mellem år på samme prøvested. For enkelte prøvesteder var der dog store koncentrationsforskelle imellem måleår. En del af disse forskelle kunne forklares ved ændring i afgrøderne på arealet.

Fosfor i drænvand
I drænvandsundersøgelsen er fosfor i drænvandet målt som orthofosfat (ortho-P), og den totale fosformængde i drænvand er ikke målt. Det skyldes, at den partikelbårne fosfor, som udgør hovedparten af fosforafstrømningen, varierer så meget over tid, at den ikke kan bestemmes med få punktmålinger. Der var endog meget stor variation i ortho-P koncentrationerne mellem prøvesteder, og koncentrationerne spænder således fra mindre end 0,01 mg pr. liter til 4,25 mg pr. liter. Mediankoncentrationen var alle år 0,03 mg ortho-P pr. liter. I langt hovedparten af målingerne er koncentrationerne dog lave, og kun 13-15 pct. af prøverne viser højere koncentrationer af ortho-P end koncentrationerne af total-P i vandløb.

Variationen i ortho-P koncentrationerne skal i vidt omfang ses i forhold til geologien og landskabstypen på de undersøgte arealer. Marine aflejringer, fosfat i grundvand samt landskabstypen er alle faktorer, der medvirker til at påvirke fosfatkoncentrationerne. Landbrugspraksis betyder formentlig mindre for ortho-P koncentrationen, idet der ikke var nogen signifikant effekt af afgrøde på ortho-P koncentrationen i de gennemførte statistiske analyser.

Undersøgelsens repræsentativitet
Undersøgelsen vurderes at give et dækkende billede af drænvandskoncentrationer i Danmark. Undersøgelsen er den danske undersøgelse, der antalsmæssigt har dækket det største antal dræn i Danmark. Drænvandsundersøgelserne må derfor siges at give et godt billede af de gennemsnitlige koncentrationer af kvælstof og ortho-fosfat i drænvand.

Den geografiske fordeling af prøvesteder viser en vis overvægt i prøvesteder i Nordjylland og på det vestlige og sydlige Sjælland, men der er prøvesteder fordelt over hele landet og i alle georegioner. Fyn er dog ikke særligt velrepræsenteret.

Der er en vis overrepræsentation af lavbundsarealer i forhold til fordelingen mellem høj- og lavbundsarealer på landsplan, når deltagerne vurderer landskabstypen. Der er ingen systematisk afvigelse mellem deltagernes vurdering af landskabstypen på prøvestedet og vurdering ud fra GIS-temaet 'okker risiko'.

Afgrødesammensætningen på de undersøgte prøvesteder er overordnet repræsentativ for afgrødesammensætning på landsplan.

Kvælstofkoncentrationer i det hydrologiske kredsløb og udledning til det marine miljø i forhold til vandplanerne
Kvælstof udvaskes fra rodzonen og transporteres overfladenært via dræn eller grøfter eller via grundvandet til vandløb og søer. Der sker en betydelig kvælstofretention i jordlagene, når rodzonevandet transporteres ned gennem jorden til grundvandsmagasiner, og når rodzonevand afstrømmer til vandløb gennem de øvre grundvandslag. Når rodzonevandet afstrømmer gennem dræn, vil retentionen på mange arealer være mindre, men drænvandsundersøgelsen viser, at der allerede i drænvandet er sket en reduktion af kvælstofindholdet i forhold til rodzonevand. Denne reduktion er størst på lavbundsjorderne.

Kvælstofkoncentrationerne i det hydrologiske system er højest i rodzonevand (ca. 13-18 mg pr. liter) og aftager med dybden afhængigt af redoxforholdene i grundvandsmagasinerne (ca. 0-15 mg pr. liter). Ligeledes aftager koncentrationerne fra rodzonen (ca. 13-18 mg pr. liter) til drænvand (gennemsnit 8,0 mg pr. liter), til vandløb (ca. 4 mg pr. liter) til søer (ca. 2 mg pr. liter) og til marine områder (ca. 0,3 mg pr. liter). Kvælstofretention i transportvejen fra rodzone mod grundvand og marint miljø er betinget af lokale geologiske og hydrologiske forhold, og nogle områder er således mere sårbare over for kvælstofudledning end andre.

På nær i rodzonevand, nogle drænudløb og visse grundvandsmagasiner er kvælstofkoncentrationerne i det hydrologiske system generelt lavere end EU's grænse for nitrat i drikkevand på 11,3 mg nitrat-N pr. liter. Denne grænseværdi er dog ikke relevant i forhold til kvælstofudledningen til vandmiljøet, da den er sat på baggrund af skadevirkninger i den menneskelige organisme, og ikke på baggrund af kvælstofs virkning i vandmiljøet. Drikkevandsgrænsen kan altså ikke bruges til at fastsætte acceptable grænser for kvælstofkoncentrationer i det hydrologiske system. Kvælstoffets betydning for algevæksten i det marine miljø er afhængig af den samlede kvælstofudledning og ikke af koncentrationen af kvælstof alene. Derfor skal koncentrationerne sammenholdes med den afstrømmende vandmængde.

Indholdsfortegnelse

Forord ... 1
Sammendrag og konklusioner ... 2
Sammensætningen af drænvand ... 3
Variation i kvælstofkoncentrationer i drænvand ... 3
Variation i drænvandskoncentrationer inden for en enkelt mark ... 5
Forholdet mellem nitrat-N og total-N ... 5
Sammenligning mellem forskellige måleår ... 5
Fosfor i drænvand ... 6
Undersøgelsens repræsentativitet ... 6
Kvælstofkoncentrationer i det hydrologiske kredsløb og udledning til det marine miljø i forhold til vandplanerne ... 6
Indholdsfortegnelse ... **Fejl! Bogmærke er ikke defineret.**
1 Indledning ... 11
1.1 Baggrund for undersøgelsen ... 11
1.1 Andre drænvandsundersøgelser ... 12
1.2 Sammensætningen af drænvand ... 13
1.2.1 Hvad består drænvand af? ... 13
1.2.2 Drænvand på højbundsjorder ... 14
1.2.3 Drænvand på lavbundsjorder ... 15
1.2.4 Konklusion ... 16
2 Oversigt og metode ... 19
2.1 Deltagersammensætning og prøvetyper ... 19
2.2 Prøvetagning og tidspunkter for prøvetagning ... 20
2.3 Analyse af prøver ... 21
2.4 Oplysninger ... 22
2.5 Analyse af resultaterne ... 22
3 Gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer i undersøgelsen ... 24
3.1 Overordnede resultater ... 24
3.2 Geografisk fordeling ... 27
3.3 Udvikling gennem sæsonen ... 32
3.4 Betydning af nedbør ... 34
3.5 Konklusion ... 35
4 Årsager til variationen i koncentrationsniveauer mellem prøvesteder ... 37
4.1 Statistisk analyse på total-N ... 37

4.2 Betydning af forholdet mellem rodzonevand og grundvand ... 39
4.2.1 Sommervandføring ... 39
4.2.2 Landskabstype ... 42
4.2.3 Okkerbelastede lavbundsarealer ... 46
4.2.4 Grundvandsspejlets beliggenhed og dybden af redoxgrænsen ... 48
4.3 Typen af prøvested ... 49
4.4 Afgrødefordeling ... 51
4.5 Jordtypefordeling ... 54
4.6 Øvrige dyrkningsoplysninger ... 58
4.7 Konklusion ... 61
5 Variation i drænvandskoncentrationer inden for en enkelt mark ... 62
5.1 Konklusion ... 64
6 Forhold mellem total-N og nitrat-N og specielle forhold på litorina-fladerne ... 65
6.1 Konklusion ... 66
7 Målte kvælstofkoncentrationer sammenlignet med rodzonekoncentrationer beregnet med N-LES modellen ... 68
7.1 Overordnede resultater ... 68
8 Resultater for udvalgte dræn med hyppigere prøvetagning ... 73
8.1 Gamle drænvandsstationer ... 75
8.2 Konklusion ... 76
9 Sammenligning af resultater fra drænvandsundersøgelserne imellem sæsoner ... 77
9.1 Overordnede resultater ... 77
9.2 Sammenligning mellem enkelt år ... 77
9.3 Ændringer i dyrkningspraksis imellem afstrømningssæsoner ... 80
9.4 Konklusion ... 87
10 Fosfor ... 88
10.1 Generelt om fosfor i drænvand ... 88
10.2 Koncentrationer af ortho-P i undersøgelsen ... 88
10.2.1 Statistisk analyse på ortho-P koncentrationen ... 94
10.2.2 Marine aflejringer ... 95
10.2.3 Lavbundsarealer ... 96
10.2.4 Sammenligning af resultater imellem måleår ... 97
10.3 Konklusion ... 99
11 Repræsentativitet af prøvesteder ... 100
11.1 Den geografiske sammensætning af prøvesteder ... 100

11.2 Fordeling på landskabstype ... 100
11.3 Fordeling på jordtype ... 102
11.4 Afgrødesammensætning ... 102
11.5 Konklusion ... 104
12 Kvælstofkoncentrationer i det hydrologiske kredsløb ... 105
12.1 Det hydrologiske kredsløb ... 105
12.2 Koncentrationer af kvælstof i grundvand ... 106
12.3 Koncentrationer af kvælstof i drænvand og overfladevand ... 107
12.4 Grænser for kvælstof i vand ... 109
12.5 Konklusion ... 110
13 Referenceliste ... 111
Bilag ... 114
Bilag A. Indhentede oplysninger ... 114
Bilag B. Afstrømning i måleårene 2011/12, 2012/13 og 2013/14 ... 118
Bilag C. Grundvandspejlets beliggenhed ... 119
Bilag D. Redoxgrænsens beliggenhed ... 120
Bilag E. Jordtyper i pløjelaget ... 121
Bilag F. Modifikationer og tilnærmelser i N-LES$_3$-beregningen ... 122
Bilag G. Dræn med hyppig prøveudtagning ... 123
Bilag H. Baggrundskoncentration af total opløst fosfor ... 131
Bilag I. Jordartskort ... 132
Bilag J. Koncentration af total opløst fosfor i boringer med fosforanalyser af hhv. det nedre/reducerende grundvand og det øvre/iltende grundvand ... 133
Bilag K. Opdeling i georegioner efter Greve (2006) ... 135

1 Indledning

1.1 Baggrund for undersøgelsen

Kvælstofudledning til vandmiljøet gennem markdræn udgør en betydelig del af den samlede kvælstofudledning fra landbrugsarealer. Mere end 50 pct. af landbrugsarealet er drænet, og det antages normalt, at dræningen betyder, at kvælstof udledes ureduceret fra rodzonen til vandløb. I modsætning hertil sker der en stor reduktion af nitrat ved denitrifikation af nitrat til atmosfærisk kvælstof i den del af afstrømningen til vandløb fra dyrkede arealer, der sker via grundvandet, hvis vandet og dermed nitraten passerer iltfrie jordlag.

I forbindelse med kravene om reduktion af kvælstofudledningen i Grøn Vækst og vandplanerne udtrykte mange landmænd ønske om at få målinger fra egne arealer, der belyser udvaskningen af kvælstof ved den nuværende landbrugspraksis. Ønsket var bl.a. næret af nye resultater af målinger på dræn i forbindelse med ansøgning om tilskud til etablering af minivådområder, der i flere tilfælde viste meget lave kvælstofkoncentrationer.

Sektorbestyrelsen for Planteproduktion under Landbrug & Fødevarer besluttede, at Videncentret for Landbrug skulle iværksætte et program til monitering af kvælstofindholdet i drænvand. Moniteringen skulle bygges op, så landmænd selv kunne tilmelde prøvesteder og udtage prøver. Prøveudtagning og analyser skulle betales af landmanden selv. Desuden skulle der måles på 16 dræn, som skulle vælges systematisk af Videncentret efter geografi, jordtype, bevoksning mv. Denne prøveudtagning skulle foretages af konsulenter i Dansk Landbrugsrådgivning, og omkostningerne hertil skulle afholdes af Videncentret.

Videncentret for Landbrug tilrettelagde derfor en monitering af indholdet af kvælstof og fosfor i drænvand i afstrømningsperioden 2011/2012, og denne monitering er fortsat i de følgende to afstrømningsperioder, 2012/13 og 2013/14. Moniteringsprogrammet 2011/2012 blev diskuteret med forskere fra Aarhus Universitet. På baggrund af data fra intensive målinger på dræn i Landovervågningsoplande siden 1990 kunne forskerne rådgive om det nødvendige antal prøver i afstrømningsperioden og hvilke analyser og metoder, der med fordel kunne inddrages. Resultatet af denne diskussion blev, at der skulle udtages minimum tre prøver pr. dræn i afstrømningsperioden, og der skulle analyseres for nitrat- og totalkvælstof samt orthofosfat. Dette skulle give en rimelig sikker bestemmelse af gennemsnitskoncentrationen af kvælstof henover afstrømningsperioden. Derimod blev det vurderet, at det ikke var muligt indenfor rammerne af denne monitering at bestemme vandafstrømningen gennem drænene, fordi det ville kræve langt flere målinger over afstrømningsperioden. Moniteringsprogrammerne i 2012/2013 og 2013/14 fortsatte efter samme metoder som moniteringsprogrammet 2011/2012. Fordi prøvestederne i vidt omfang udvælges af de enkelte landmænd er alle prøvesteder ikke undersøgt hvert år. I alt er der over de tre år undersøgt ca. 700 prøvesteder og 150 af disse er undersøgt i alle tre år. Over de tre år er der foretaget mere end 3500 enkeltmålinger.

Formålet med moniteringen var at få et bedre kendskab til niveauet for kvælstofkoncentrationer i drænvand og specielt til variationen i kvælstofkoncentration mellem lokaliteterne. Formålet var desuden, at forsøge at forklare variationen i koncentrationer ud fra indsamlede oplysninger om landskabs- og jordtyper samt landbrugspraksis på lokaliteterne. Resultaterne af moniteringen skal sammenlignes med koncentrationerne af kvælstof fundet i tidligere drænvandsundersøgelser. For

den enkelte landmand var formålet desuden at få kendskab til kvælstoftabet fra egne marker og at kunne sammenligne det med andre målinger.

1.1 Andre drænvandsundersøgelser

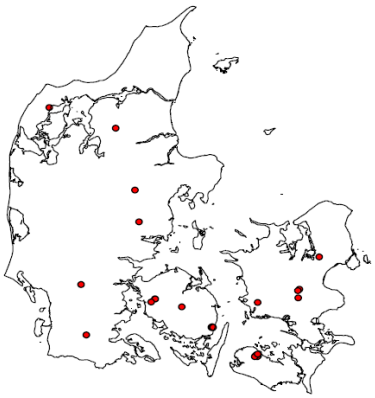
Der er gennem tiden foretaget en række undersøgelser af drænvand i forskellige i sammenhænge og i forskellige tidsperioder. I figur 1 ses en oversigt over undersøgelser i fire forskellige sammenhænge. På alle de nævnte dræn er der foretaget afstrømningsmålinger, og i programmerne VAP og LOOP er der også foretaget målinger af næringsstofkoncentrationer.

Udover de i figur 1 nævnte undersøgelser har også Danmarks JordbrugsForskning (tidligere Statens Planteavlsforsøg) gennemført undersøgelser af drænvand. Drænvandsundersøgelserne blev startet i 1971 på 15 morænelerjorder fordelt over landet (Hansen & Pedersen 1975). I 1978 blev programmet reduceret til fire stationer, som var i drift indtil 1994. I forbindelse med andre projekter blev der i 70'erne opstartet yderligere tre stationer, som ligeledes har været i drift indtil 1994. Målingerne blev ved fem stationer genoptaget i perioden 1998-2005 for midler fra Erhvervsfinansieret Planteforskning bevilget af Sektorbestyrelsen for Planteproduktion.

Ved vurderingen af næringsstofkoncentrationerne i de forskellige undersøgelser skal man være meget opmærksom på, hvordan markerne er valgt ud. Fælles for de nævnte undersøgelser er, at hovedparten af drænene er placeret på højbundsarealer på typiske morænelersjorder, hvor en grundvandstilstrømning fra tilstødende arealer er vurderet at være begrænset (se blandt andet oversigten i Figur 1).

I tabel 1 er vist koncentrationer fra tre LOOP-oplande, i alt syv dræn, og fire dræn fra Statens Planteavlsforsøg. Alle er baseret på ca. ugentlige målinger. Af de i alt 11 dræn i tabel 1 er de 10 af dem placeret på højbundsarealer. Generelt er næringsstofkoncentrationer i drænvand på lavbundsjorder dermed ikke særlig velbelyst.

Station	Program	Tidsperiode	JB-nr.	Jordart
Slæggerup	VAP	2002-2004	7	Moræneler
Estrup	VAP	2002-2010	5,5	Ferskvandssand
Fårdrup	VAP	2002-2010	5,5	Moræneler
Silstrup	VAP	2002-2012	7	Moræneler
Prisbro	SMP (DMU)	1993-1995	6	Moræneler
Farre	SMP (DMU)	1993-1995	6	Moræneler
Lille Egesgård	Suså-projektet	1977-1980	6	Moræneler
Aversi Østergård	Suså-projektet	1977-1980	7	Moræneler
Stølsgård	Suså-projektet	1977-1980	6	Moræneler
LOOP 1, st. 103	LOOP	1990-	7	Moræneler
LOOP 1, st. 105	LOOP	1990-	6	Moræneler
LOOP 1, st. 106	LOOP	1990-	6	Moræneler
LOOP 1, st. 107	LOOP	1994-	7	Moræneler
LOOP 4, st. 401	LOOP	1990-1999	7	Moræneler
LOOP 4, st. 402	LOOP	1990-	7	Moræneler
LOOP 4, st. 404	LOOP	1990-1999	7	Moræneler
LOOP 4, st. 405	LOOP	1990-1999	7	Moræneler
LOOP 4, st. 406	LOOP	1990-	7	Moræneler
LOOP 2, st. 201	LOOP	1990-	4	Moræneler



Figur 1. Til venstre er vist en oversigt over drænstationer med afstrømningsmålinger. Koncentrationsmålinger er foretaget på stationerne i programmerne VAP og LOOP. Oversigten er lavet på baggrund af Iversen (2011). VAP = The Danish Pesticide Leaching Assessment Programme, SMP (DMU) = et projekt under 'Det strategiske Miljøforskningsprogram' kørt af DMU, LOOP = Landovervågningsoplande. Til højre er vist placeringen af de 19 stationer.

Tabel 1. Koncentrationer i LOOP og Statens Planteavlsforsøg. Baseret på ugentlige koncentrationsmålinger

Lokalitet	Antal dræn	Måleserie	Jordtype	Arealtype	Periode	Nitrat-N (mg/l)	Total-N (mg/l)
LOOP 1 (Lolland)	4	Landovervågningen[1]	Lerjord	Højbund	2000/01-2010/11	14,4	15,3
LOOP 2 (Himmerland)	1	Landovervågningen[1]	Sandjord	Lavbund	2000/01-2010/11	5,9	6,8
LOOP 4 (Fyn)	2	Landovervågningen[1]	Lerjord	Højbund	2000/01-2010/11	12,0	12,9
Åbenrå	1	Statens Planteavlsforsøg[2]	Lerjord (JB8)	Højbund	1998-2005	3,8	4,7
Lunding (Haderslev)	1	Statens planteavlsforsøg[2]	Lerjord (JB6)	Højbund	1998-2005	18,0	19,8
Næstved	1	Statens Planteavlsforsøg[2]	Lerjord (JB6)	Højbund	1998-2005	11,7	12,7
Silstrup	1	Statens planteavlsforsøg[2]	Lerjord (JB6)	Højbund	1998-2005	8,5	9,4

[1)] Koncentrationer er angivet som afstrømningsvægtede gennemsnit for perioden på baggrund af datasæt stillet til rådighed af Institut for Bioscience, Aarhus Universitet

[2)] Koncentrationer er angivet som afstrømningsvægtede gennemsnit for perioden på baggrund af datasæt stillet til rådighed af Institut for Agroøkologi, Aarhus Univeristet

1.2 Sammensætningen af drænvand

1.2.1 Hvad består drænvand af?

I de fleste dræningssituationer begynder drænene at løbe, når grundvandsspejlet overstiger drændybden (Jensen 2010). Dermed stammer alt drænvand i princippet fra grundvand bortset fra bidraget fra makroporeafstrømning.

En mindre del af afstrømningen gennem dræn er vand, der transporteres direkte fra jordoverfladen til dræn via makroporer. Det kan give et bidrag til drænafstrømningen, selvom om grundvandsspejlet står under drændybden. Det er ukendt, hvor stor en andel af drænvandafstrømningen, der

stammer fra makroporestrømning. Det vurderes generelt dog kun at udgøre en mindre del af den samlede drænafstrømning, selvom der må forventes en vis forskel mellem jordtyper. Makroporestrømning har generelt primært betydning for stoffer, der ikke ellers er tilbøjelige til udvaskning (Jacobsen & Kjær 2007; Petersen et al. 2012).

For at forklare oprindelsen af det vand, der løber i drænene, opdeler vi her drænvandet i 'rodzonevand' og 'grundvand'.

Rodzonevand

Med 'rodzonevand' menes her vand, som er strømmet ned gennem rodzonen, enten via jordmatricen eller via makroporer, og ikke har været ret meget længere nede end drændybden. I perioder med store nedbørsmængder og kun lille fordampning/optagelse (typisk vinter) kan strømningen medføre en midlertidig hævning af grundvandsspejlet, således at vandet fra rodzonen løber mere eller mindre direkte ud gennem drænene. Koncentrationen af kvælstof i rodzonevandet er meget afhængig af landbrugspraksis, men denitrifikation i rodzonen og omkring et fluktuerende grundvandsspejl kan være medvirkende til at sænke kvælstofindholdet i vandet. Denitrifikation i rodzonen er især relevant på visse lavbundsjorder, hvor denitrifikation kan fjerne en betydelig del af kvælstoffet, inden vandet løber i drænet (se afsnit 6).

Grundvand

Med 'grundvand' menes her vand, der stammer fra mere blivende grundvandsmagasiner, og som løber ud gennem drænene i situationer med permanent højt grundvandsspejl (lavbundsarealer) eller i situationer, hvor grundvandet 'presses' op til jordoverfladen (trykvand). I dræningssammenhæng vil der primært være tale om det øvre grundvand, som dog godt kan være mere eller mindre blandet med grundvand fra dybereliggende magasiner. Koncentrationen af kvælstof i det øvre grundvand er typisk lavere end i rodzonevandet, og den er typisk faldende med dybden på grund af geokemisk og mikrobiel betinget nitratreduktion (denitrifikation) i grundvandsmagasinerne (Grant et al. 2011).

1.2.2 Drænvand på højbundsjorder

På de fleste systematisk drænede højbundsjorder består drænvandet hovedsageligt af rodzonevand, det vil sige vand, som er strømmet mere eller mindre direkte ned gennem rodzonen og ud i drænene. På disse jorder vil man forvente, at der næsten udelukkende sker afstrømning gennem drænene om vinteren, hvor nedbøren overstiger fordampningen, og der derfor dannes et midlertidigt højtliggende grundvandsspejl (se figur 3). Det afstrømmende vand gennem dræn vil her hovedsageligt stamme fra nedbør, der er faldet indenfor det sidste halve år. Koncentrationen af kvælstof i drænvandet vil under disse forhold kunne forventes at svare til koncentrationen i rodzonevandet. Dette ses f.eks. på to drænede højbundsjorder i Landovervågningsoplandene, hvor der måles stort set samme koncentrationer i drænvandet som i jordvandet (Grant et al. 2011). I udviklingen af N-LES$_3$-modellen, der anvendes til beregning af udvaskning fra rodzonen, har indgået 94 observationer fra drænvand på højbundsjorder (Kristensen et al. 2003), hvilket understreger, at det

er en udbredt opfattelse, at udvaskningen gennem dræn på højbundsjorder svarer til udvaskningen fra rodzonen.

Nogle højbundsjorder kan dog også være mere lokalt drænede, enten grundet lavninger i terrænet, hvor vandet ”samles”, og grundvandsspejlet derfor står tæt ved jordoverfladen (Figur 3), eller hvis der forekommer såkaldt trykvand, hvor teksturen i jordlagene er på en sådan måde, at dybereliggende grundvand presses op til jordoverfladen i ”pletter” i marken (Figur 4). Afhængigt af påvirkningen af trykvand vil sådanne dræn løbe i en større eller mindre del af sommerperioden. I begge tilfælde vil koncentrationen, udover at være direkte påvirket af dyrkningsforhold på det lokalt afdrænede areal, også være påvirket af koncentrationen i det grundvand, der strømmer til drænet, som kan komme fra et større areal. Hvis dette grundvand har været under redoxgrænsen, vil nitratholdet være reduceret, og koncentrationen vil derfor være lav. Samtidig kan der ske en denitrifikation omkring det fluktuerende grundvandsspejl, som også reducerer nitratindholdet. Det kan derfor være vanskeligt at tolke koncentrationen af kvælstof i drænvand for sådanne arealer.

1.2.3 Drænvand på lavbundsjorder

Lavbundsjorder kan opdeles i lavbund i ådale og lavbund, som ikke er placeret i ådale.

Lavbund - ikke i ådale

Lavbundsarealer, der ikke er placeret i ådale, er typisk flade lavtliggende arealer tæt ved fjorde. Arealerne er ofte minerogene (lavt indhold af organisk stof) og ikke organogene (højt indhold af organisk stof) lavbundsjorder. Arealerne er drænede, fordi grundvandsspejlet permanent ligger højt, og ofte vil der også om sommeren være afstrømning gennem drænene (Figur 5). Drænvandet om sommeren vil stort set udelukkende være grundvand, mens det om vinteren vil være en blanding af grundvand og vand, der er strømmet ned gennem rodzonen samme efterår og vinter. Kvælstofkoncentrationen vil derfor i mindre grad være direkte påvirket af dyrkningsforhold, og koncentrationen vil i højere grad være afhængig af andelen af grundvand i drænet og reduktionsforholdene i grundvandet. Det forventes, at koncentrationen ligger på et lavt niveau, dels fordi tilstrømningen af grundvand fortynder vandet fra rodzonen, og dels fordi det højtstående grundvandsspejl kan betyde udbredt denitrifikation i rodzonen/drændybden. Denitrifikation kan på disse arealer øges, hvis vandstanden i det vandløb, eller den grøft, der afdrænes i perioder, er højere end drænudløbet, idet der derved kan opstuves vand over drændybden, der medfører iltfrie forhold og lang opholdstid i jorden.

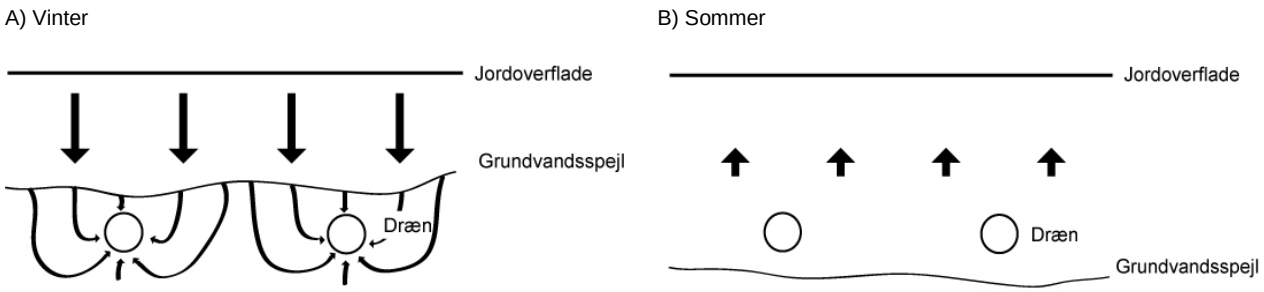
Lavbund i ådale

Lavbundsarealer i ådale vil ofte ligge lavt i forhold til omkringliggende arealer, og de kan være drænede, både som følge af en stor tilstrømning af vand fra højereliggende arealer og som følge af en generelt høj grundvandsstand (Figur 6). Der vil typisk være tale om organogene lavbundsjorder. Sammensætningen af drænvandet kan derfor være meget kompleks, og koncentrationen vil afhænge af, hvor meget vand der strømmer til fra forskellige steder. Grundet ofte forholdsvist fugtige

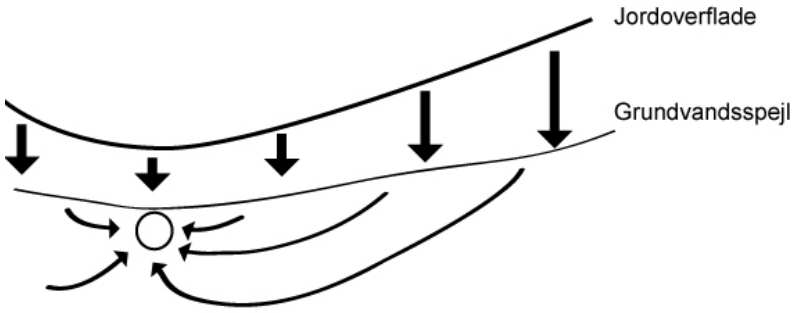
forhold på arealerne, kan der også være udbredt denitrifikation på arealet, som forstærkes af, at der normalt er et højt indhold af organisk stof i jorden.

1.2.4 Konklusion

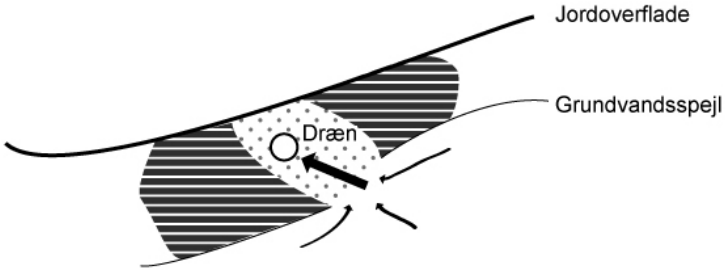
Koncentrationen i drænvand vil være påvirket af, om det hovedsageligt består af rodzonevand, der er strømmet ned gennem jorden i løbet af samme efterår eller vinter, eller om det består af grundvand, der kan være tilstrømmet fra tilstødende arealer og dannet i mange år forud. Består drænvandet hovedsageligt af rodzonevand, vil det være påvirket af den aktuelle landbrugspraksis på arealet. Består drænvandet hovedsageligt af grundvand, vil koncentrationen mest være påvirket af reduktionsforholdene for nitrat i grundvandet og denitrifikation omkring det fluktuerende grundvandsspejl. Forholdet mellem rodzonevand og grundvand i det enkelte dræn kan vurderes ud fra, hvor stor afstrømningen er om sommeren, idet afstrømningen om sommeren primært vil bestå af grundvand.



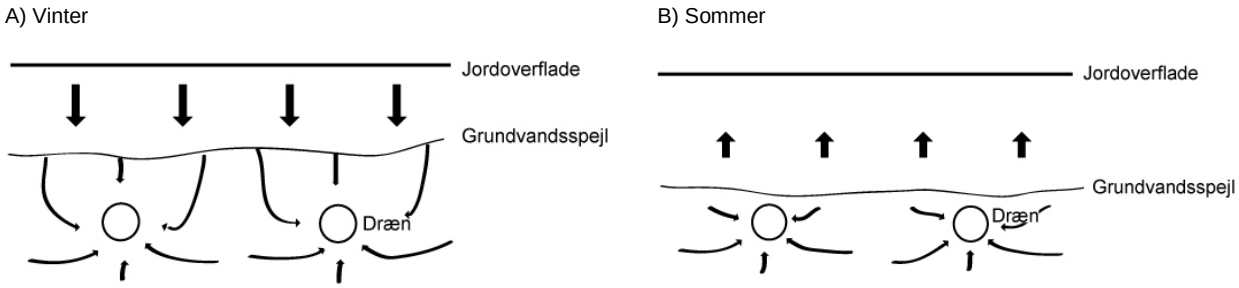
Figur 2. Vandstrømninger på systematisk drænet højbundsjord. Om vinteren (til venstre) løber drænene, fordi grundvandsspejlet står over drænene. Drænvandet består overvejende af vand, som er strømmet ned gennem rodzonen samme efterår og vinter. Om sommeren (til højre) vil grundvandsspejlet være sænket til under drændybde, og der vil typisk ikke løbe vand i drænene. Der kan være en svag opadgående vandbevægelse.



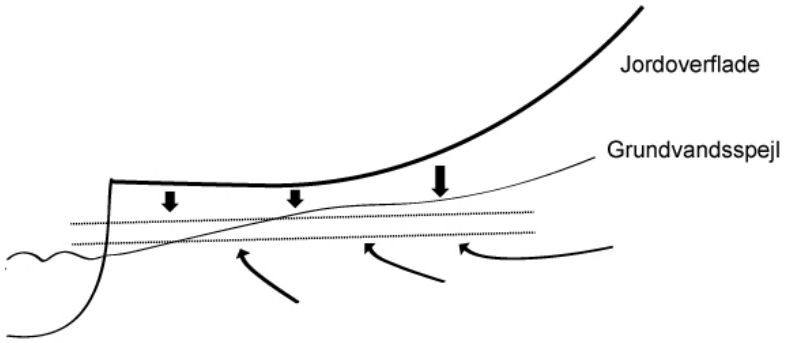
Figur 3. Vandstrømninger ved dræning af lavning på højbundsjord. Vandet samles i lavningen og medfører et højtstående grundvandsspejl. Vandet i drænet er en blanding af vand, der er strømmet ned gennem rodzonen samme efterår og vinter, og grundvand, der kan komme fra højereliggende arealer. Afhængigt af, hvor stærk påvirkningen er, vil drænet også løbe om sommeren.



Figur 4. Dræning ved forekomst af trykvand på højbund. Vandstandsende lag (det skraverede) over grundvandsspejlet medfører et tryk fra grundvandet, som gør, at grundvandet presses ud gennem mere let gennemtrængelige lag (det prikkede), hvorfor der her kan være behov for dræning. Drænvandet består af grundvand, som kan have meget forskellig oprindelse.



Figur 5. Dræning på flade homogene lavbundsjorder (lavbundsarealer ikke i ådale). Både vinter (til venstre) og sommer (til højre) står grundvandsspejlet typisk over drænene. Om vinteren består drænvandet dels af vand, der er strømmet ned gennem rodzonen samme efterår og vinter, og dels af grundvand, der kan have forskellige oprindelsessteder. Om sommeren består drænvandet næsten udelukkende af grundvand, og der kan være en svag opadgående vandbevægelse.



Figur 6. Dræning på lavbundsjord i ådale. Dræningen sker som følge af tilstrømning af vand fra højereliggende arealer og en generelt høj grundvandsstand. Sammensætningen af drænvandet kan derfor være meget kompleks.

2 Oversigt og metode

Drænvandsundersøgelsen er hvert af årene 2011/12, 2012/13 og 2013/14 gennemført i vinterhalvåret fra november til marts. Prøvetagningen er foretaget af landmænd og konsulenter. På tre dræn, hvor der tidligere er gennemført drænvandsundersøgelser, er anvendt samme prøveudtagere, som det daværende Danmarks JordbrugsForskning anvendte. VFL (Videncentret for Landbrug) har koordineret prøvetagningerne og stået for indsamling af oplysninger. I 2011/12 blev prøverne analyseret af Aarhus Universitet, Institut for Bioscience, mens de i 2012/13 og 2013/14 blev analyseret af AnalyTech miljølaboratorium.

Over de tre år er der taget prøver på 700 lokaliteter, hvoraf ikke alle er dræn. Antallet af prøvesteder var mindst i 2011/12, hvor 254 lokaliteter blev undersøgt, og størst i 2012/13 hvor 503 lokaliteter blev undersøgt. Fordelingen af prøver på prøvestedstype fremgår af tabel 2.

Tabel 2. Fordeling af prøver på prøvestedstype

Type prøvested	Antal 2013/2014	Antal 2012/2013	Antal 2011/2012
Drænudløb	182	235	115
Drænbrønd	129	190	105
Pumpebrønd/pumpestation	6	14	6
Afvandingskanal eller grøft	30	35	13
Andet	5	21	10
Ikke oplyst	38	8	5
I alt	403	503	254

2.1 Deltagersammensætning og prøvetyper

I undersøgelsen har indgået forskellige former for deltagelse (se Tabel 3 for fordeling)

- **Systematisk udvalgte dræn:** Disse dræn er udvalgt efter kriterier fastsat af VFL. Kriterierne er fastsat for at opnå en spredning på geografi, jordtype og afgrøde. De systematisk udvalgte dræn er undersøgt i alle tre år. Prøvetagningen er foretaget af lokale konsulenter og er finansieret af VFL. Der er sigtet efter prøvetagning fem gange (november, december, januar, februar, marts). Data fra disse dræn indgår i den samlede opgørelse, men resultater herfra er også specifikt beskrevet i afsnit 8**.**
- **Gamle drænvandsstationer**: Disse er dræn, hvorfra der også tidligere er udtaget prøver under Danmarks JordbrugsForskning (tidligere Statens Planteavlsforsøg) (Hansen et al. 2007). Prøvetagningen i 2012/13 er foretaget af lokale beboere, som også tidligere har udtaget prøver. Disse dræn er undersøgt i alle tre år. VFL har finansieret prøvetagningen. Der er sigtet efter prøvetagning fem gange (november, december, januar, februar, marts). Disse dræn indgår i den samlede opgørelse, men resultater herfra er også specifikt beskrevet i afsnit 8.
- **Landmand:** Denne gruppe af prøver er udtaget af landmænd, som har tilmeldt sig og selv finansieret prøvetagningen. Der er sigtet efter prøvetagning tre gange (november, januar, marts). Oplysninger om prøvestederne og prøvetagningen er primært indhentet via elektronisk spørgeskema (SurveyXact).

- **Konsulent for landmand:** For denne gruppe prøver har landmænd betalt en konsulent for at stå for prøveudtagning og indberetning af oplysninger. Der er sigtet efter prøvetagning tre gange (november, januar, marts). Oplysninger om prøvestederne og prøvetagningen er indhentet af konsulenten og indberettet til Videncentret for Landbrug i et standardiseret regneark.

Tabel 3. Fordeling af prøvesteder ud fra formen for deltagelse og planlagte antal prøvetagningsgange. De systematisk udvalgte dræn samt de gamle drænvandsstationer er identiske over alle tre sæsoner.

	Antal 2013/2014	Antal 2012/2013	Antal 2011/2012	Prøvetagninger
Systematisk udvalgte dræn	16	16	16	5
Gamle drænvandsstationer	3	3	3	5
Konsulent for landmand	277	354	133	3
Landmand	105	130	102	3
I alt	401	503	254	

2.2 Prøvetagning og tidspunkter for prøvetagning

VFL har efter rådgivning fra Institut for Bioscience, Aarhus Universitet udarbejdet en vejledning i prøveudtagning, som alle prøvetagere har fået tilsendt. Vejledningen har været enslydende alle tre år.

Der er sigtet efter prøvetagning hhv. tre og fem gange i løbet af vinterhalvåret, afhængig af formen for deltagelse. Af tabel 4 fremgår de tilsigtede datoer for prøvetagning. Den første prøvetagning (november) blev i 2013/14 udskudt fjorten dage i forhold til det oprindeligt planlagte prøvetagningstidspunkt (11.-12. november). Dette skyldtes, at der på grund af en meget tør sensommer og efterår kun var afstrømning i få dræn på lerjord på det oprindeligt planlagte prøvetagningstidspunkt.

Antallet af prøvetagninger og tidspunktet for prøvetagningen er i høj grad blevet gennemført som planlagt. Der er dog undtagelser fra dette, og enten tørlagte dræn eller dykkede dræn har betydet, at nogle prøvetagninger måtte udskydes eller udelades på visse prøvesteder. Ligeledes har der været landmænd, der af forskellige årsager ikke har taget en prøve på det planlagte tidspunkt. Fordelingen på antallet af prøveudtagninger pr. prøvested fremgår af tabel 5, og i tabel 6 ses fordelingen af antal prøver udtaget i hver måned.

I forbindelse med drænvandsundersøgelsen 2011/12 blev prøvetagningsstrategien grundigt evalueret i samarbejde med Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, og det blev konkluderet, at tre prøvetagninger i november, januar og marts giver et retvisende billede af kvælstofkoncentrationerne i vinterhalvåret. For yderligere diskussion af prøvetagningsstrategien henvises til drænvandsundersøgelsen 2011/12 (Lemming & Knudsen 2012).

Tabel 4. Tilsigtet tidspunkt for prøvetagning

Dato for prøvetagning 2013/14	Dato for prøvetagning 2012/13	Dato for prøvetagning 2011/12	Ved tre prøvetagninger	Ved fem prøvetagninger
25. – 26. november	12. – 13. november	14. – 15. november	X	X
9. – 10. december	10. – 11. december	12. – 13. december		X
6. – 7. januar	7. – 8. januar	16. – 17. januar	X	X
10. – 11. februar	11. – 12. februar	13. – 14. februar		X
10. – 11. marts	11. – 12. marts	12. – 13. marts	X	X

Tabel 5. Antal prøveudtagninger fordelt på prøvesteder

	Antal prøveudtagninger					
	0	1	2	3	4	5
Antal prøvesteder 2013/14	18	17	46	293	4	22
Antal prøvesteder 2012/13	3	13	48	420	3	15
Antal prøvesteder 2011/12	1	12	15	209	2	15

Tabel 6. Antal prøver udtaget de enkelte måneder

	November	December	Januar	Februar	Marts
Antal prøver 2013/14	372	27	383	27	379
Antal prøver 2012/13	475	34	490	20	459
Antal prøver 2011/12	233	31	245	23	245

2.3 Analyse af prøver

Alle udtagne prøver er analyseret efter standardforskrifter i henhold til Dansk Standard. I 2013/14 og 2012/13 er analyserne foretaget af AnalyTech miljølaboratorium, mens prøverne i 2011/12 er analyseret af Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. Prøverne er analyseret for indhold af nitrat-N, total-N og ortho-P. AnalyTech miljølaboratorium har anvendt analyseforskrifterne DS/EN 13395, DS/EN ISO 11905-1:1998 og DS/EN ISO 6878:2004 ved analyse af henholdsvis nitrat-N, total-N og ortho-P. Aarhus Universitet har analyseret for samme stoffer efter Dansk Standard 223, 221 og 291. Analysemetoderne er i al væsentlighed de samme for begge laboratorier, idet der blot er tale om, at AnalyTech har anvendt opdaterede metodebeskrivelser fra Dansk Standard.

For at undersøge om der var overensstemmelse mellem analyseresultater fra AnalyTech og Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, blev der i 2012 gennemført et interkalibreringsforsøg. Hvert laboratorium analyserede ti prøver og tre standarder for indhold af nitrat-N, total-N og ortho-P. Uden laboratoriernes vidende bestod de ti prøver af drænvand fra fem prøvetagninger, således at der var tale om fem drænvandsprøver, som hver blev analyseret to gange. På baggrund af dobbeltbestemmelsen af alle prøver var det muligt at evaluere både overensstemmelsen mellem samme prøve og mellem de to laboratorier. Nøjagtigheden, hvormed laboratorierne bestemte kon-

centrationen af nitrat-N, total-N og ortho-P, blev evalueret ud fra deres analyse af de tre standarder. Denne interkalibrering viste, at der var god overensstemmelse mellem analyseresultaterne fra de to laboratorier, idet der ikke var systematiske forskelle i de bestemte koncentrationer mellem laboratorierne. Typisk afveg koncentrationerne mindre end 13 pct. fra hinanden mellem laboratorierne. Internt hos de enkelte laboratorier var forskellen mellem koncentrationerne ved dobbeltbestemmelser af en enkelt drænvandsprøve typisk mindre end 8 pct.. Nøjagtigheden hos begge laboratorier var også tilfredsstillende, da de målte koncentrationer af nitrat-N, total-N og ortho-P i standarderne aldrig afveg mere end 16 pct. fra standardens kendte koncentration og typisk afveg mindre end 9 pct.. Resultaterne i dette års drænvandsundersøgelse er således ikke påvirket af skiftet til et andet analyselaboratorium, og resultaterne kan sammenlignes direkte med resultaterne i drænvandsundersøgelsen 2011/2012 og med andre drænvandsundersøgelser.

2.4 Oplysninger

For hvert prøvested er der indhentet en række grundoplysninger til brug i dataanalysen. De indhentede oplysninger for de enkelte år fremgår af bilag A. Efter den første undersøgelse i 2011/12, blev detaljeringsgraden for enkelte af de indsamlede grundoplysninger øget en til undersøgelsen 2012/13. Der er ingen ændring i de indhentede oplysninger mellem 2012/13 og 2013/14.

Hvis der i et år ikke er svaret på alle spørgsmål i spørgeskemaet, er der indhentet oplysninger fra andre år, såfremt prøvesteder har deltaget i flere af årene. En sådan substitution med et andet års data sker kun i få tilfælde i det samlede datasæt. For dyrkningsform (økologisk/konventionel/ blandet), kløvergræs (inden for de sidste 5 år) og husdyrgødningstildeling (tildeles der normalt husdyrgødning), kan substitutionen give små afvigelser i forhold til faktisk dyrkningspraksis, idet dyrkningsformen f.eks. kan være omlagt, der kan være indgået gylle aftaler på et planteavlsbrug etc. Disse afvigelser vurderes dog at være små, da landbrugspraksis i langt de fleste tilfælde vil være nogenlunde konstant inden for den korte årrække som undersøgelsen dækker. Fordelene ved at have et mere komplet datasæt vurderes derfor at opveje den mindre usikkerhed der på denne måde introduceres i data.

Det fremgår af det indsamlede datamateriale, at der på nogle af prøvestederne kan ske iblanding af spildevand eller regnvand til drænvandet. Disse steder er efterfølgende blevet kategoriseret som spilde-/regnvandsbelastede. Kategoriseringen er sket ifølge kommentarer fra deltagerne, hvori de har givet uddybende oplysninger om deres prøvested.

2.5 Analyse af resultaterne

I arbejdet med at analysere resultaterne er der fokuseret på resultater fra prøvesteder, hvor der er udtaget prøve af drænvand, det vil sige fra drænudløb, drænbrønd, pumpebrød eller pumpestation, afvandingskanal eller grøft. Samtidig er der kun medtaget resultater fra steder, hvor der er udtaget prøver af drænvand i månederne november, januar og marts, og som ikke er spilde/regnvandsbelastede. Af tabel 7 fremgår, hvor mange prøvesteder der overholder kriterierne for at medtages i analysen for hvert år.

I de dræn, hvor der ikke er udtaget prøver tre gange i november, januar og marts, skyldes det oftest, at drænene enten ikke løber eller at de er dykkede i et omfang, så de ikke kan prøvetages. Man skal være opmærksom på, at frasorteringen af disse dræn kan indføre en bias i datasættet. Det må forventes, at de dræn, der har mindst afdræning, samt de dræn, der ligger på arealer, hvor chancen for at dykke er størst, er dårligere repræsenteret i datasættet.

Tabel 7. Antal prøvesteder hvor der er taget prøver, samt hvor mange prøvesteder der overholder kriterierne for at medtages i analysen.

	Antal prøvesteder	Antal prøvesteder medtaget i analysen
2013/14	401	294
2012/13	503	391
2011/12	254	201

Denne rapport sammenskriver resultaterne for alle tre år, hvor drænvandsprøver er udtaget. For bedst muligt at kunne sammenligne resultaterne mellem de tre år er rådata fra alle tre år gennemgået, kvalitetssikret og klassificeret efter ensartede procedurer. Der kan derfor forekomme mindre afvigelser i resultaterne for de tidligere år, i forhold til disse års rapporter. Disse afvigelser er dog altid små og har ingen praktisk betydning for rapportens konklusioner.

3 Gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer i undersøgelsen

3.1 Overordnede resultater

I tabel 8 er vist gennemsnit og median-koncentrationer af total-N og nitrat for de prøvesteder, hvor der blev taget prøver af drænvand mindst tre gange i perioden, og som ikke var spilde- eller regnvandsbelastede, for undersøgelsens tre år. Koncentrationen af total-N var i gennemsnit over de tre år 7,6 mg total-N pr. liter, mens den for nitrat-N var 6,5 mg Nitrat-N pr. liter. Den gennemsnitlige koncentration af både total-N og nitrat-N var lavere i 2011/12 end i de to efterfølgende år (tabel 8). Dette kan skyldes forskelle i nedbørmønstret imellem de to undersøgelsesperioder. Dette diskuteres nærmere i afsnit 3.4.

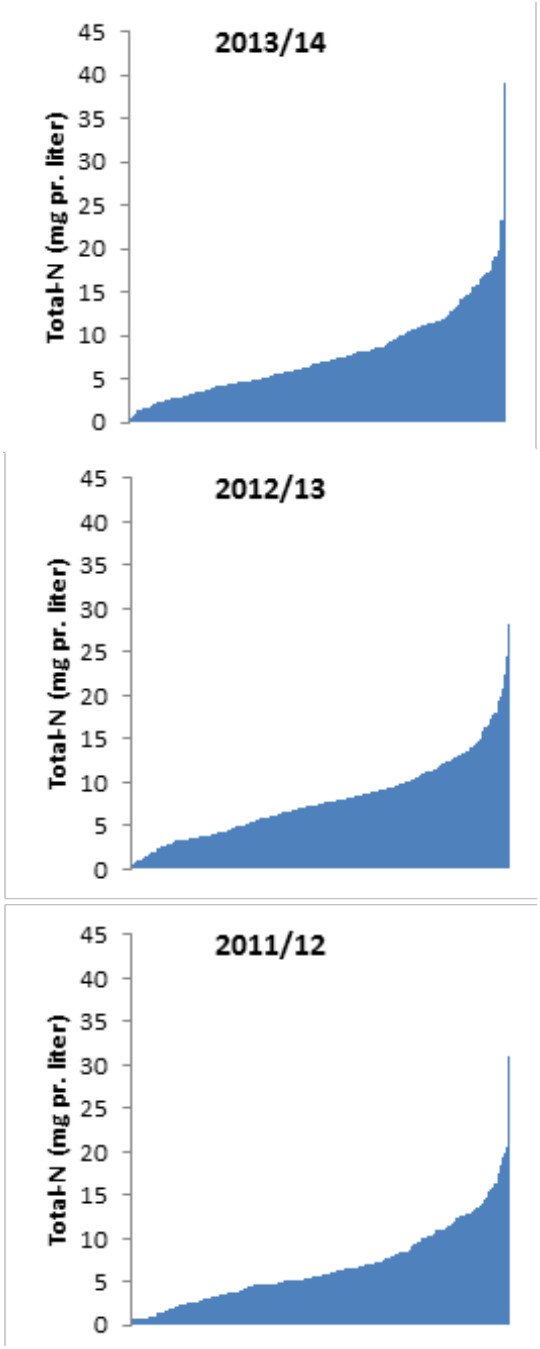
Da undersøgelsen baserer sig på frivillig deltagelse fra landmændene, er kun en mindre andel af prøvestederne målt igennem alle årene. Forskellen i kvælstofkoncentrationer mellem måleår kan dog ikke tilskrives at prøvestederne ikke er de samme hvert år, men skyldes variation i kvælstofkoncentrationen mellem måleår. Dette ses af gennemsnitskoncentrationerne på 87 prøvesteder, der er moniteret alle tre år. Når de årsgennemsnitlige total-N koncentrationer beregnes på basis af disse 87 prøvesteder, er total-N koncentrationerne i 2011/12 ca. 1 mg total-N pr. liter lavere end i de to følgende målesæsoner (7,5, 7,4 og 6,3 mg total-N pr. liter i henholdsvis 2013/14, 2012/13 og 2011/12), lige som i det fulde datasæt.

Median-koncentrationen var 6,9, 7,5 og 5,7 i henholdsvis 2013/14, 2012/13 og 2011/12. Median-koncentrationerne er i alle årene lavere end gennemsnitskoncentrationerne, hvilket viser, at en række høje koncentrationer er med til at trække landsgennemsnittet op (se også Figur 7).

Tabel 8. Gennemsnitlige og median-koncentrationer af total-N og nitrat i drænvandsundersøgelserne 2013/14 (294 prøvesteder), 2012/2013 (391 prøvesteder) og 2011/12 (201 prøvesteder). Data dækker i alle årene perioden november til marts. Gennemsnittet er et simpelt gennemsnit af de tre års koncentrationer. Spredningen mellem prøvesteder er angivet som standardafvigelsen

	2013/14		2012/13		2011/12		Gns. af tre år	
	Total-N	Nitrat-N	Total-N	Nitrat-N	Total-N	Nitrat-N	Total-N	Nitrat-N
	mg pr. liter							
Gennemsnit	7,9	6,3	8,0	6,7	6,9	6,3	7,6	6,5
Median	6,9	5,3	7,5	6,4	5,7	5,0	-	-
Spredning mellem prøvesteder	5,1	4,8	4,7	4,5	4,6	4,8	2,8	2,7

Figur 7 viser gennemsnitskoncentrationen af total-N over målesæsonen for hvert prøvested, opstillet efter størrelsen af total-N koncentrationen. Total-N indholdet i drænvand er meget variabelt imellem prøvesteder, og koncentrationerne varierer alle år fra ca. 0,5 mg total-N pr. liter til mellem 28 og 39 mg total-N pr. liter, afhængig af måleåret. De gennemsnitlige koncentrationer dækker således over en meget stor spredning i koncentrationerne imellem prøvesteder. På 20 pct. af prøvestederne er koncentrationerne under 3,1 – 3,8 mg total-N pr. liter, mens total-N koncentrationerne på de 20 pct. af prøvestederne, hvor koncentrationerne var højest, er i området 10,1 – 11,5 mg total-N pr. liter, afhængig af måleår (Tabel 9).



Figur 7. Koncentrationer af total-N i drænudløb, drænbrønde, pumpestationer og afvandingskanaler. Vist som gennemsnit af 3 – 5 målinger i fra november til marts. Data er sorteret efter stigende total N-koncentration.

Udover total-N er der i alle tre år målt nitratkoncentrationer i drænvandet. Gennemsnitskoncentrationen af nitrat var 6,3 mg nitrat-N pr. liter i både 2013/14 og 2011/12 mens den var 6,7 mg nitrat-N pr. liter i 2012/13. Variationen i nitrat koncentrationerne var, lige som i total-N koncentrationerne betydelig.

Nitrat-N udgjorde i gennemsnit 74 pct. af total-N i 2013/14 og henholdsvis 78 pct. og 84 pct. i 2012/13 og 2011/12. En del af denne variation imellem årene skyldes, at de fleste prøvesteder kun indgår i et eller to af måleårene. Ser man udelukkende på de 87 prøvesteder, der indgår i alle tre år, er nitrat-andelen 77, 79 og 84 pct. i henholdsvis 2013/14, 2012/13 og 2011/12.

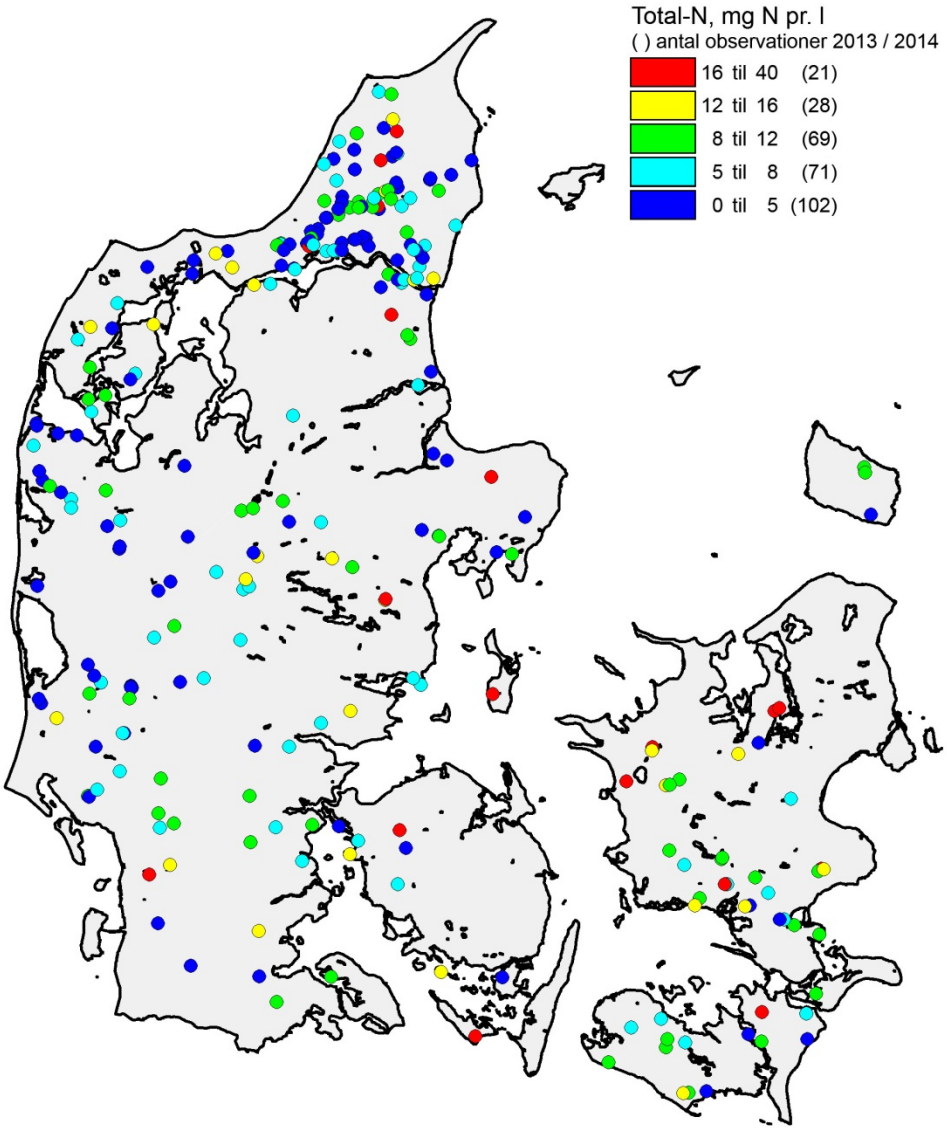
Andelen af nitrat varierede meget imellem de enkelte prøvesteder, og der indgår i undersøgelsen prøvesteder, hvor nitrat udgør alt fra 0 til 100 pct. af total-N. Generelt er nitrat-andelen lavest på lavbundsarealer højest på højbundsarealer. I gennemsnit over de tre år var nitrat-andelen på højbund 85 pct., på lavbund i ådale 74 pct. og på lavbund ikke i ådale 67 pct. I LOOP-oplandene måles der på en række dræn på højbund og et enkelt dræn på et sandet lavbundsareal, og erfaringen herfra er, at nitrat-N typisk udgør 90 – 96 pct. af total-N i drænvandet (Blicher-Mathiesen et al. 2012; Grant et al. 2011; Grant et al. 2010). Den gennemsnitlige nitrat-andel er i drænvandsundersøgelsen således lidt lavere på højbundsarealer og betydeligt lavere på lavbundsarealer, end hvad der er erfaringen fra LOOP-oplandene. Årsagerne til dette diskuteres i afsnit 6.

Tabel 9. Den maksimale total-N og nitrat-N koncentration på de 20-80 pct. af prøvestederne, der har de laveste koncentrationer

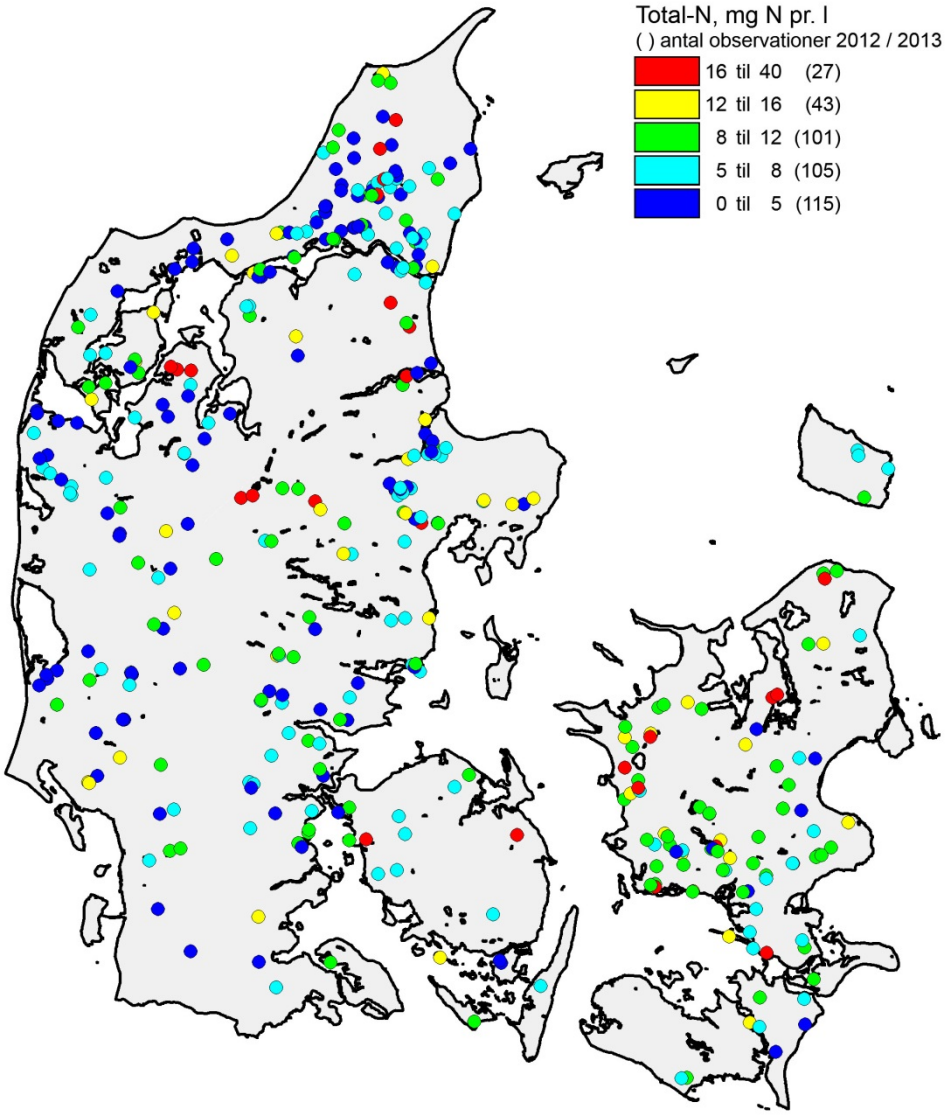
Fraktil	2013/14		2012/13		2011/12	
	Total-N	Nitrat-N	Total-N	Nitrat-N	Total-N	Nitrat-N
	mg pr. liter					
20 pct.	3,7	2,2	3,8	2,7	3,1	2,2
40 pct.	5,7	4,2	6,5	5,2	5,0	4,3
60 pct.	8,1	6,7	8,4	7,3	6,7	6,0
80 pct.	11,5	9,7	11,4	10,1	10,5	10,3

3.2 Geografisk fordeling

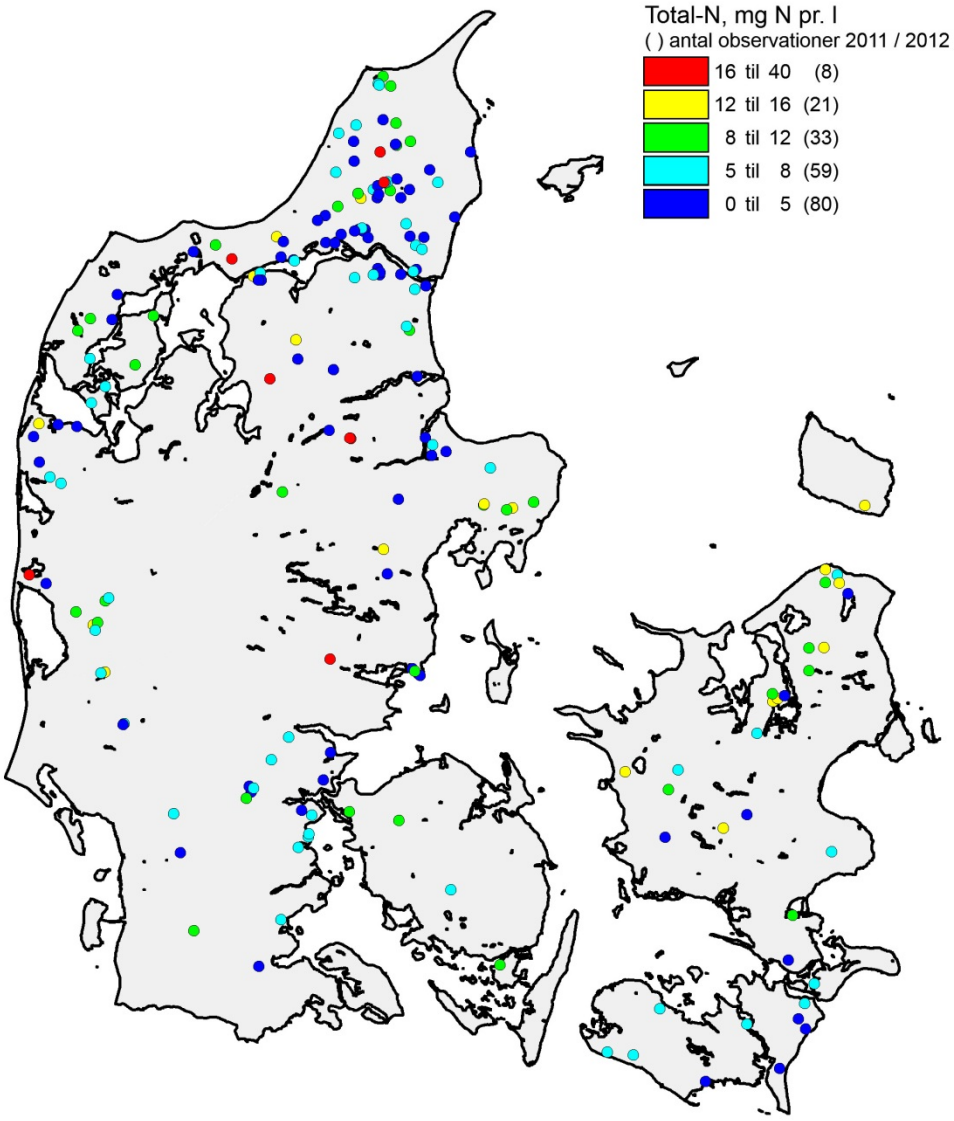
På kortene i figur 8, figur 9 og figur 10 er prøvestederne kategoriseret efter indholdet af total-N, og i tabel 10 er vist de gennemsnitlige koncentrationer i de ni georegioner opstillet af Greve (2006). Opdeling i georegioner er foretaget efter landskabstype, jordtyper, geologi mv.



Figur 8. Kort over den geografiske fordeling af prøvesteder i 2013/14. Prøverne er kategoriseret i fem kategorier efter indhold af total-N.



Figur 9. Kort over den geografiske fordeling af prøvesteder i 2012/13. Prøverne er kategoriseret i fem kategorier efter indhold af total-N.



Figur 10. Kort over den geografiske fordeling af prøvesteder i 2011/12. Prøverne er kategoriseret i fem kategorier efter indhold af total-N.

Det fremgår af kortene i figur 8, figur 9 og figur 10, at både lave (<5 mg total-N pr. liter) og høje (>12 mg total-N pr. liter) koncentrationer forekommer i hele landet. Ligeledes er det tydeligt, at tætheden af prøvesteder ikke er lige stor i alle områder af landet. Der er i alle år en større prøvetæthed i Vendsyssel end i resten af landet. Dette er dog mest udtalt i 2011/12. De undersøgte prøvesteders repræsentativitet for drænvand i landet som helhed behandles mere indgående i afsnit 11.

Koncentrationerne varierer imellem de ni georegioner, som Danmark kan inddeles i (Tabel 10). I georegionerne Thy og Nordjylland og Djursland er de gennemsnitlige koncentrationer generelt lave og er i alle år ≤7,0 mg total-N pr. liter. I Vestjylland er koncentrationerne også lave (<7 mg total-N pr. liter), med undtagelse af i 2011/12, hvor koncentrationerne i denne region i gennemsnit er 7,8 mg total-N pr. liter (Tabel 10). I 2011/12 var der dog kun 19 prøvesteder i Vestjylland, hvor af koncentrationerne var >12 mg total-N pr. liter på fire af disse. I georegionerne Himmerland, Nordsjæl-

land, Bornholm samt Østjylland, Fyn og øvrige øer er de gennemsnitlige koncentrationer højere, og typisk >8 mg total-N pr. liter (Tabel 10).

Andelen af total-N, der findes som nitrat-N, var højere i 2011/12 end i 2012/13 og 2013/14. Dette var gældende i alle georegioner. Nitrat-N andelen var alle år >80 pct. i georegionerne Bornholm, Nordsjælland, samt Østjylland, Fyn og øvrige øer, og nitrat-N andelen i disse georegioner ligger alle årene over landsgennemsnittet (Tabel 10). Til gengæld var nitrat-N andelen i alle årene under landsgennemsnittet i georegionerne Nordjylland og Himmerland (Tabel 10). I 2013/14 var nitrat-andelen 67 pct. i georegion Thy, på trods af, at den i de foregående år har været 9 – 23 pct. point højere i denne georegion (Tabel 10).

Forskellen i kvælstofkoncentrationer mellem de enkelte regioner siger ikke noget om forskelle i kvælstofudvaskningen generelt eller gennem dræn mellem de forskellige georegioner. Det skyldes, at afstrømningen også varierer mellem georegionerne. Afstrømningen gennem dræn på drænet lerjord i Østdanmark vil typisk være under halvdelen af afstrømningen gennem drænet hævet hav-bund i Nordjylland.

Tabel 10. Antal prøver, gennemsnitlige koncentrationer af total-N og nitrat-N samt den gennemsnitlige andel af nitrat-N af total-N fordelt på georegioner i drænvandsundersøgelserne 2013/14, 2012/13 og 2011/12

	2013/14				2012/13				2011/12			
	Antal	Total-N	Nitrat-N	Andel nitrat-N af total-N	Antal	Total-N	Nitrat-N	Andel nitrat-N af total-N	Antal	Total-N	Nitrat-N	Andel nitrat-N af total-N
Georegion		mg N pr. liter		Pct.		mg N pr. liter		Pct.		mg N pr. liter		Pct.
Thy	21	6,0	4,7	67	35	6,8	5,9	76	15	6,2	6,1	90
Nordjylland	93	7,0	5,5	69	79	6,7	5,1	66	66	5,9	5,2	78
Vestjylland	51	6,5	5,2	71	52	6,5	5,4	76	19	7,8	7,7	93
Himmerland	23	8,1	6,0	71	38	9,1	7,0	72	25	7,7	6,5	77
Djursland	5	6,6	4,9	73	13	6,7	5,2	69	9	6,8	6,5	81
Midtjylland	18	7,9	6,3	75	38	8,2	6,9	82	14	6,2	5,6	85
Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer	79	9,9	8,4	82	124	9,5	8,5	87	45	7,2	6,9	91
Nordsjælland	0	-	-	-	6	11,2	9,5	86	7	9,8	9,5	91
Bornholm	2	10,7	9,0	84	4	8,0	7,0	88	1	13,7	13,3	97

3.3 Udvikling gennem sæsonen

Gennemsnitskoncentrationerne af total-N, nitrat-N varierer i alle måleårene igennem målesæsonen. Variationen i gennemsnitskoncentrationen for total-N var intet år højere end 1,8 mg N pr. liter og variationen i gennemsnitskoncentration over sæsonen udgjorde 20-23 pct. af årsgennemsnittet, afhængigt af måleår.

Tabel 11. Gennemsnitlige drænvandskoncentrationer i november, januar og marts af total-N, nitrat-N og Ortho-P

	2013/14			2012/13			2011/12		
	Nov	Jan	Mar	Nov	Jan	Mar	Nov	Jan	Mar
	mg pr. liter								
Total-N	8,1	8,9	7,1	8,0	9,0	7,3	5,9	7,3	6,4
Nitrat-N	6,3	7,4	5,8	6,6	7,7	6,1	6,0	6,7	5,7
Ortho-P	0,07	0,08	0,08	0,08	0,07	0,07	0,11	0,10	0,09

I alle årene er gennemsnitskoncentrationerne højest i januar (tabel 11). I 2013/14 og 2012/13 var gennemsnitskoncentrationerne lavere i marts end i november, mens det omvendte var tilfældet i 2011/12 (tabel 11). Den lavere gennemsnitskoncentration i november 2011 kan muligvis skyldes stor udvaskning i august og september, der i 2011 var meget nedbørsrige. Gennemsnitsbetragtningerne dækker over en stor variation, hvor nogle dræn varierede meget over sæsonen, mens N-koncentrationerne i andre dræn var stabile over sæsonen. Denne variation er illustreret i tabel 12, hvoraf det fremgår på hvor mange procent af prøvestederne total-N koncentrationen stiger eller falder mere end 20 pct. af prøvestedets årsgennemsnit, fra henholdsvis november til januar og fra januar til marts. Fra januar til marts ses i alle årene fald eller uændrede koncentrationer på ≥90 pct. af prøvestederne, hvilket er i overensstemmelse med de faldende gennemsnitskoncentrationer fra januar til november i tabel 12. Kun i 2011/12 er der en tydelig tendens til, at total-N koncentrationen stiger fra november til januar på en større andel af prøvesteder end hvor den falder. Ortho-P-koncentrationen varierede kun lidt over sæsonen.

Tabel 12. Procent af prøvesteder hvor koncentrationen ændrer sig mere end 20 pct. af prøvestedets årsgennemsnit fra henholdsvis november til januar og januar til marts

	2013/14		2012/13		2011/12	
	Nov → Jan	Jan → Mar	Nov → Jan	Jan → Mar	Nov → Jan	Jan → Mar
	Pct. af prøvesteder					
Stiger	32	10	34	10	47	6
Ingen ændring	36	43	46	41	42	57
Falder	32	47	21	49	11	37

De observerede koncentrationsforskelle over sæsonen kan skyldes forskelle i nedbør og størrelsen på den mobile kvælstofpulje i jorden hen over sæsonen. En lav afstrømning kan i nogle tilfælde resultere i en høj koncentration, fordi den udvaskede kvælstofmængde ikke fortyndes. I andre tilfælde kan det være omvendt, fordi udvaskningen begrænses af den lave afstrømning. Tilsvarende kan være tilfældet ved høje afstrømninger. Udvaskningen fra rodzonen kontrolleres blandt andet af vandtransporten gennem rodzonen og afhænger således af afstrømningen, som igen er proportional med nedbøren. De lave koncentrationer i marts 2011/12 og 2012/13 kan skyldes, at februar og marts var tørre i disse år (tabel 13), og at udvaskningen derfor har været begrænset til en relativt lille afstrømning. De lave koncentrationer i marts ses også i 2013/14, hvor februar var relativt våd efterfulgt af en tør marts (tabel 13). Derfor kan de lave koncentrationer i marts også skyldes, at puljen af mobilt kvælstof er relativt lille i marts, fordi en stor andel af det mobile kvælstof er udvasket tidligere på sæsonen. De høje koncentrationer i januar kan skyldes, at december og januar generelt er vådere end oktober og november og den mobile kvælstofpulje stadig er stor på dette tidspunkt.

Tabel 13. Aktuel og normal nedbør i afstrømningssæsonen i de tre måleår. Normal nedbør for 1961-1990

	Nedbør (mm)										
	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dec	Jan	Feb	Mar	Apr
Aktuel nedbør (2013/14)	68	19	49	92	102	69	90	77	55	27	37
Aktuel nedbør (2012/13)	98	91	69	95	93	65	77	57	22	9	25
Aktuel nedbør (2011/12)	75	75	132	92	61	18	99	79	31	21	55
Normal nedbør (1961 – 1990)	55	66	67	73	76	79	66	57	38	46	41

Det anvendte gennemsnit for hvert enkelt dræn er et simpelt gennemsnit af målingerne i november, januar og marts, og det er således ikke vægtet i forhold til den afstrømmende vandmængde. Fordi mængden af kvælstof, der transporteres i drænet, afhænger af både den opløste koncentration i drænvandet og af mængden af drænvand, der afstrømmer gennem drænet, vil afstrømningsvægtede koncentrationer give et mere retvisende billede af kvælstofafstrømningen. For at belyse effekten af at bruge et vægtet gennemsnit til at beskrive årsmiddelkoncentrationen, er der i drænvandsundersøgelsen 2012/13 (Piil & Knudsen 2013) gennemført en analyse af forskellen mellem et simpelt og et afstrømningsvægtet gennemsnit. Da der i undersøgelsen ikke er målt afstrømning, antages afstrømningen at være proportional med nedbøren i den periode, hvor jorden har nået markkapacitet. De afstrømningsvægtede gennemsnit for total-N, nitrat-N og ortho-P var i gennem-

snit henholdsvis, 6 pct., 8 pct. og 4 pct. højere end de simple gennemsnit i 2012/13. Afstrømningsvægtning havde således en relativt lille indflydelse på periodens gennemsnitskoncentrationer, og det er derfor besluttet at anvende de simple gennemsnit til at beskrive undersøgelsens resultater. For flere detaljer, se Piil & Knudsen (2013).

På trods af at den afstrømningsvægtede koncentration af total-N, nitrat-N og ortho-P ikke er væsentligt forskellige fra de simple gennemsnit, er det vigtigt at forstå, at dræntransporten af disse stoffer kan variere meget over sæsonen. Som nævnt, er afstrømningen gennem drænene ikke målt, hvorfor dræntransporten ikke kan beregnes. Men som beskrevet ovenfor, kan at drænafstrømningen estimeres ud fra nedbørsdata, i den periode hvor jorden er ved markkapacitet. En sådan analyse blev gennemført af Piil & Knudsen (2013) for målesæsonen 2012/13, ud fra nedbøren en måned på hver side af hver prøvetagning. Denne analyse viste, at dræntransporten fra medio oktober til medio februar i gennemsnit udgør 92 pct. – 96 pct. af målesæsonens totale drænvandstransport af total-N, nitrat-N og ortho-P, og at denne transport er ca. ligeligt fordelt over de to perioder: medio oktober til medio december og medio december til medio februar. Således udgør drænvandstransporten fra medio februar til medio april i 2012/13 i gennemsnit mindre end 10 pct. af sæsonens drænvandstransport for alle de målte stoffer. Se Piil & Knudsen (2013) for detaljer. En tilsvarende analyse kan ikke med rimelighed gennemføres for måleåret 2013/14. Årsagen er, at mange marker, især på lerjord, ikke var ved markkapacitet i november måned på grund af den tørre sommer i 2013 (Tabel 13), og afstrømningen derfor ikke kan antages at være proportional med nedbøren i tiden omkring den første prøvetagning i 2013/14.

3.4 Betydning af nedbør

Koncentrationerne af både total-N og nitrat-N er som beskrevet i afsnit 3.1, højere i drænvandsundersøgelsen 2012/13 og 2014/14 end i drænvandsundersøgelsen 2011/12. En mulig forklaring på dette kan være forskelle i nedbør mellem afstrømningssæsonerne.

Dræn, der ikke er grundvandspåvirkede, begynder at løbe, når jorden når markkapaciteten, og der stadig tilføres vand i form af nedbør. Således vil tidspunktet for afstrømningens begyndelse, og mængden af afstrømmende vand, i et dræn afgøres af et samspil mellem markens vandbalance og nettonedbøren, hvor nettonedbøren er den nedbør, der falder på et areal minus fordampningen fra arealet. I en sammenligning mellem de tre afstrømningssæsoner må man altså både tage nedbørsmængderne og den forudgående vandbalance i markerne i betragtning, for at forstå drænafstrømningen gennem sæsonen.

I et typisk år opnår de fleste arealer markkapacitet i løbet af oktober eller november, hvorefter drænene begynder at løbe. For at opnå viden om afstrømningen i afstrømningssæsonerne 2011/12 til 2013/14 blev afdræningen fra en typisk mark (JB5 i Østjylland, bevokset med vinterhvede) simuleret for hvert måleår i programmet DLBR Vandregnskab Online (se bilag B for resultater og metode for afstrømningssimuleringer).

Simuleringerne viste, at drænafstrømning i sæsonen 2013/14 kunne forventes at begynde i midten af november, mens den kunne forventes at begyndte i slutningen af oktober i 2012/13. I sæsonen 2011/12 viste simuleringerne derimod en forventet startdato for drænafstrømningen i midten af august. Årsagen til forskellene i tidspunktet for afdræningens start, skal findes i nedbørsmønstre-

ne i de forskellige måleår. Den tidlige afdræning i 2011/12 skyldes formentlig de store regnmængder i august 2011, hvor der faldt 65 mm nedbør mere end normalt (Tabel 13). Desuden var sommeren 2011 generelt våd, og der faldt også mere nedbør i juni og juli end normalt. Disse forhold kan forklare, at afdræningen begyndte ca. 1-2 måneder tidligere i 2011/12 end i 2012/13. Sommeren 2012/13 var mere våd end normalt (Tabel 13), men den var ikke så våd, at afstrømningen startede tidligere end normalt. Afdræningen begyndte derimod relativt sent i 2013/14, hvilket formentlig skyldes den tørre sommer 2013. Især juli, hvor afgrøden stadig står på marken og bidrager til fordampningen, var meget tør (Tabel 13). Vandbalanceunderskuddet kan i denne situation blive meget stort, fordi afgrøden faciliterer fordampningen fra hele roddybden i en meget tør måned. Særligt på lerjord, hvor både markkapaciteten og den effektive roddybde er størst, kan vandbalanceunderskuddet blive stort. Dette kan være forklaringen på den lidt senere afdræning i 2013/14 i forhold til 2012/13, der simuleres her. Den totale beregnede afstrømning til grundvand og dræn gennem afstrømningssæsonerne var ca. 250 mm, ca. 240 mm og ca. 330 mm i henholdsvis 2013/14, 2012/13 og 2011/12, på den simulerede mark. Den totale beregnede afstrømning var således ca. 50 pct. højere i 2011/12 end i 2012/13 og 2012/13, og hovedparten af denne merafstrømning fandt sted i august og september 2011, se bilag B.

De lavere koncentrationer af total-N og nitrat-N i drænvandsundersøgelsen 2011/12 i forhold til 2012/13 og 2013/14 kan skyldes den tidlige afdræning og det lange tidsrum, hvor markjorden var vandmættet i 2011/12. Med hensyn til tidlig afdræning, må det forventes, at der udvaskes kvælstof sammen med det afdrænende vand. Derfor må der i 2011 være udvasket kvælstof fra markerne allerede i august og september, hvilket må forventes at reducere mængden af kvælstof, der var tilgængeligt for udvaskning ved målekampagnens start i oktober. Den tidlige vandmætning af markjorden vil desuden kunne reducere kvælstofindholdet i vandet, fordi vandmætning fremmer iltfrie forhold i jorden, under hvilke nitrat kan omsættes til frit kvælstof ved denitrifikationen. Ydermere ville denne merdenitrifikation finde sted i august, hvor jordtemperaturen er højere og denitrifikationsraten derfor også ville være højere. Den gennemsnitlige total-N koncentration i drænvand var, som nævnt ovenfor, lavere i november 2011 end i marts 2012, hvor november koncentrationen i de efterfølgende måleår var højere end marts koncentrationen. Dette understøtter, at der før november 2011 er sket en fjernelse af kvælstof fra jordpuljen, gennem en kombination af udvaskning og denitrifikation. De lavere koncentrationer af total-N og nitrat-N 2011/12 i forhold til i 2013/14 og 2012/13 kan således formentlig tilskrives den megen nedbør i sommeren 2011 (Se Lemming & Knudsen (2012) for flere detaljer).

3.5 Konklusion

Den gennemsnitlige koncentration af total-N i drænvand over tre år er 7,6 mg total-N pr. liter. Dette tal dækker kun prøvesteder, der ikke er spildvandbelastede, og hvor der er udtaget prøver minimum tre gange i løbet af sæsonen. De gennemsnitlige koncentrationer var lavere i 2011/12 end i de følgende år, idet de gennemsnitlige koncentrationer var henholdsvis 7,9, 8,0 og 6,9 i 2013/14, 2012/13 og 2011/12. De årlige gennemsnit dækker over stor variation i de målte koncentrationer, idet koncentrationerne varierer fra ca. 0,5 mg total-N pr. liter til mellem 28 og 39 mg total-N pr. liter afhængig af måleåret. Koncentrationerne af total-N var i gennemsnit højest i Nordsjælland, på Bornholm og i Østjylland, Sjælland, Fyn og øvrige øer, men de var lavest i Thy, Nordjylland og på Djursland.

De gennemsnitlige koncentrationer af total-N varierer imellem måneder, hvor de gennemsnitligt højeste koncentrationer er målt i januar og de laveste i marts, med undtagelse af 2011/12, hvor de laveste koncentrationer blev målt i november. Ud fra nedbørsdata må afstrømningen forventes at variere betragteligt mellem måneder, men afstrømningsvægtede koncentrationer afviger kun lidt fra de simple gennemsnit, der er anvendt i rapporten.

De målte koncentrationer af total-N og nitrat-N er ca. ens i 2013/14 og 2012/13, men lavere i 2011/12. Dette antages at bero på den meget våde august i 2011, som kan have bidraget til udvaskning før målekampagnen blev iværksat og kan have bidraget til en øget denitrifikation i jorden.

4 Årsager til variationen i koncentrationsniveauer mellem prøvesteder

Af figur 7 fremgår det, at koncentrationen af total-N har varieret fra ca. 0,5 mg total-N pr. liter til mellem 28 og 39 mg total-N pr. liter afhængig af måleåret. For blandt andet at kunne identificere marker/områder, hvor der kan opnås effekt af tiltag til reduktion af kvælstofudledningen, er det vigtigt at kunne forklare denne store variation imellem prøvesteder.

Som beskrevet i afsnit 1.2 består drænvand både af rodzonevand og grundvand. Koncentrationen af kvælstof i drænvandet vil afhænge af forholdet mellem rodzonevand og grundvand i drænvandet samt koncentrationerne af kvælstof i disse. Hvis drænvandet består af en stor andel af grundvand, kan der ikke forventes at være nogen klar sammenhæng mellem koncentrationen af kvælstof i drænvandet og landbrugspraksis på arealet. Hvis drænvandet hovedsageligt består af rodzonevand, vil det forventes, at koncentrationen er påvirket af landbrugspraksis og jordtype mv.

I dette afsnit er resultaterne opdelt efter en række enkeltparametre. Ved en sådan opdeling vil der meget ofte være sammenfald med andre parametre. Landskabstypen 'Lavbundsareal (ikke i ådal)' vil f.eks. have en overrepræsentation af sandjord og en underrepræsentation af lerjord i forhold til landskabstypen 'Højbund', hvilket der skal tages hensyn til ved tolkning af resultaterne.

4.1 Statistisk analyse på total-N

For at undersøge, om der var statistiske forskelle på Total-N koncentrationen i de forskellige dræn, er der foretaget en række statistiske undersøgelser. For hvert års data er der udført en variansanalyse med $\sqrt{Total - N}$ som responsvariabel og med inddragelse af faktorerne 'Landskabstype', 'Jordtype', 'Afgrøde', 'Husdyrgødning', 'Kløvergræs' og 'Sommervand'. Modellerne inddrager vekselvirkninger mellem alle faktorer, men inddrager ikke vekselvirkninger mellem tre eller flere faktorer. Modellerne blev reduceret ved trinvis fjernelse af de ikke-signifikante modeltermer, hvor den mindst signifikante modelterm blev fjernet først. Der er ikke er gennemført nogen samlet analyse for alle tre måleår. Årsagen er, at fællesmængden af prøvesteder for de tre år kun er 87 prøvesteder. Dette antal er for begrænset til at gennemføre en selvstændig analyse.

Der er i alle tre år færre end 19 prøvesteder beliggende på "Lavbundsareal, ådal", og på grund af det lave antal observationer er prøvesteder på "Lavbundsareal, ådal" udeladt fra den statistiske analyse. Således er kun landskabstyperne "Højbundsarealer" og "Lavbundsarealer, ikke ådal" inkluderet i den statistiske analyse. Der er desuden gennemført en selvstændig analyse, hvor kun prøvesteder på "Højbundsarealer" er inkluderet. Årsagen er, at der på "lavbund, ikke ådal" kan ske en betydelig kvælstofreduktion omkring drændybden (se afsnit 6.1), og denne reduktion kan muligvis sløre effekten af dyrkningspraksis på kvælstofkoncentrationen i drænvandet.

Når de to landskabstyper "Højbundsareal" og "Lavbundsareal, ikke ådal" inkluderes, er landskabstype signifikant i alle årene, mens afgrøden er signifikant i 2012/13 og 2013/14. I 2012/13 er der en signifikant interaktion mellem jordtype og husdyrgødningstildeling, hvilket viser, at effekten af husdyrgødningstildeling på drænvandskoncentrationen afhænger af, hvilken jordtype der er på arealet. Drænvandskoncentrationen af total-N er i denne analyse lavere på JB 2&4 og JB 11 uden tildeling af husdyrgødning i forhold til arealer, der regelmæssigt får husdyr gødning. På arealer med JB 1&3 og JB 7&8&9 er total-N koncentrationen i drænvandet til gengæld højere, når der ikke tilføres hus-

dyrgødning, end på arealer uden husdyrgødningstilførsel. Interaktionerne er dog drevet af relativt få prøvesteder, idet der på sandjord kun er få prøvesteder, der ikke modtager husdyrgødning. Se afsnit 4.6 for yderligere diskussion af jordtypens vekselvirkning med husdyrgødningstildeling.

Tabel 14. Modeller for 2011/12, 2012/13 og 2013/14. Landskabstype inkluderer kategorierne "Højbundsareal" og "Lavbundsareal, ikke ådal". Parametrenes signifikans er angivet som: *** ≤0,001; ** ≤0,01, *≤0,05

År	Model	Signifikante parametre
2011/12	$\sqrt{Total - N} \sim Landskabstype$	Landskabstype ***
2012/13	$\sqrt{Total - N} \sim Landskabstype + Afgrøde + Jordtype + Husdyrgødning + Jordtype * Husdyrgødning$	Landskabstype*** Afgrøde*** Jordtype* Husdyrgødning Jordtype*Husdyrgødning*
2013/14	$\sqrt{Total - N} \sim Landskabstype + Afgrøde$	Landskabstype*** Afgrøde**

Tabel 15. Modeller for 2011/12, 2012/13 og 2013/14. Kun landskabstype ”Højbundsareal”. Parametrenes signifikans er angivet som: *** ≤0,001; ** ≤0,01, *≤0,05

År	Model	Signifikante parametre
2011/12	$\sqrt{Total - N} \sim$	
2012/13	$\sqrt{\text{Total-N}} \sim \text{Afgrøde}$	Afgrøde**
2013/14	$\sqrt{Total - N} \sim Afgrøde + Husdyrgødning + Jordtype + Jordtype * Husdyrgødning$	Afgrøde* Jordtype* Husdyrgødning Jordtype*Husdyrgødning**

I analysen kun for landskabstypen ”Højbundsareal” var ingen af de forklarende variable signifikante i 2011/12, og modellen kunne således reduceres til et simpelt gennemsnit. I både 2012/13 og 2013/14 var afgrøden signifikant, mens der i 2013/14 var en signifikant interaktion mellem jordtype og husdyrgødning. Igen viste en nærmere analyse, at total-N koncentrationen på arealer med JB 1&3 er lavere på arealer, der tildeles husdyrgødning i forhold til arealer uden tildeling af husdyrgødning. Der er kun begrænset forskel i drænvandskoncentrationerne ved forskellig husdyrgødningstildeling på JB 5&6, mens der er på JB 11 var en tendens til lavere koncentrationer ved fravær af husdyrgødningstildeling. Der var ingen observationer med husdyrgødningstildeling på JB 7-9.

4.2 Betydning af forholdet mellem rodzonevand og grundvand

For at få et billede af grundvandstilstrømningen til de undersøgte dræn er der indhentet oplysninger om henholdsvis sommervandføringen og landskabstypen:

<u>Sommervandføring:</u>

- Deltagervurdering i efteråret 2011/12: Løber der i normale år vand i drænet i sommerperioden? (Ja / Nej / Ved ikke / Er ikke et dræn)
- Deltagervurdering i efteråret 2012/13 og 2013/14: Løber der i normale år vand i drænet i sommerperioden? (Ja, næsten altid / Løber af og til / Nej, stort set aldrig / Ved ikke / Er ikke et dræn) For sammenligning med 2011/12 svarer kategorierne ”Ja, næsten altid” og ”løber af og til” to kategorien ”Ja” og ”Nej, stort set aldrig” til ”Nej”.

<u>Landskabstype:</u>

- Spørgsmål til deltagerne: Hvilken landskabstype afvander drænet? (Højbundsareal / Lavbundsareal i ådal / Lavbundsareal ikke i ådal).

4.2.1 Sommervandføring

Der er en tendens til lavere kvælstofkoncentrationer på prøvesteder, hvor det er vurderet, at drænet løber om sommeren i forhold til prøvesteder, hvor drænet er vurderet som tørlagt om somme-

ren (Tabel 16). Når prøverne for 2012/13 og 2013/14 analyseres selvstændigt, falder den gennemsnitlige total-N koncentration på prøvesteder, hvor drænet løber af og til, imellem koncentrationerne i dræn med og uden sommervandføring. Det skal bemærkes, at der er stor variation mellem de enkelte prøvesteder, hvilket kan skyldes andre varierende faktorer mellem prøvesteder. For at minimere sammenfald med andre parametre er de gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer med og uden sommervandføring også beregnet for forskellige delmængder af prøvesteder. Når man kun ser på de prøvesteder, hvor afgrøden er korn / vintersæd (n = 91, gennemsnit af tre år), er tendensen til lavere total-N koncentrationer på prøvesteder med sommervandføring tydeligere, og koncentrationsforskellen er endnu større, hvis der udelukkende ses på prøvesteder med korn / vintersæd på højbund (n = 51, gennemsnit af tre år). Der er også en tendens til, at en lavere andel af total-N udgøres af nitrat-N i forhold med tiltagende sommervandføring, men forskellene er små og dækker også her over stor spredning imellem prøvesteder.

De lavere koncentrationer og den lavere andel af nitrat-N ud af total-N med øget sommervandføring antyder, at der, i de dræn der løber om sommeren, er en tilstrømning af reduceret grundvand. Der kan dog være store lokale forskelle både i mængde og redoxstatus af det tilstrømmende grundvand, og dette kan lokalt påvirke indflydelsen af grundvandstilstrømning på kvælstofkoncentrationerne i drænvandet. Forskellen i koncentrationer mellem dræn med og uden sommervandføring er ikke stor. Det kan tyde på, at indflydelsen af grundvandstilstrømning til drænene ikke er så afgørende for drænvandskoncentrationen, som det ofte hævdes.

Tabel 16. Gennemsnitlige koncentrationer på prøvesteder med forskellig sommervandføring

Sommervand	2013/14			2012/13			2011/12			Alle tre år		
	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal
Ja	7,7	73	185	7,9	77	258	6,8	81	89	7,5	77	177
Nej	8,5	75	74	8,7	81	88	6,9	87	106	8,0	81	89

4.2.2 Landskabstype

Der er i de fleste år, jfr. afsnit 4.1, en statistisk signifikant sammenhæng mellem kvælstofkoncentrationerne i drænvand og landskabstypen (Højbund eller lavbund, ikke ådal). For deltagervurderingerne af landskabstypen ses i alle tre år en højere gennemsnitskoncentration på højbundsareal end på lavbundsareal (Tabel 17). I gennemsnit over de tre år er koncentrationen på højbund 8,4 mg total-N pr. liter og 6,2 mg total-N pr. liter på lavbund, ikke ådal. Forskellen i de gennemsnitlige total-N koncentrationer mellem højbund og lavbund, ikke ådal er 1,9-2,6 mg pr. liter, afhængig af år. De gennemsnitlige total-N koncentrationer på prøvesteder på lavbund, ådal falder i 2013/14 og 2011/12 mellem koncentrationerne for højbund og lavbund, ikke ådal, mens de i 2012/13 er højere end på højbund. Kun få prøvesteder (<20 i alle år) er vurderet som ”lavbund, ådal”, og på grund af det lave antal prøvesteder, er det ikke muligt at drage sikre konklusioner om kvælstofkoncentrationerne på disse prøvesteder.

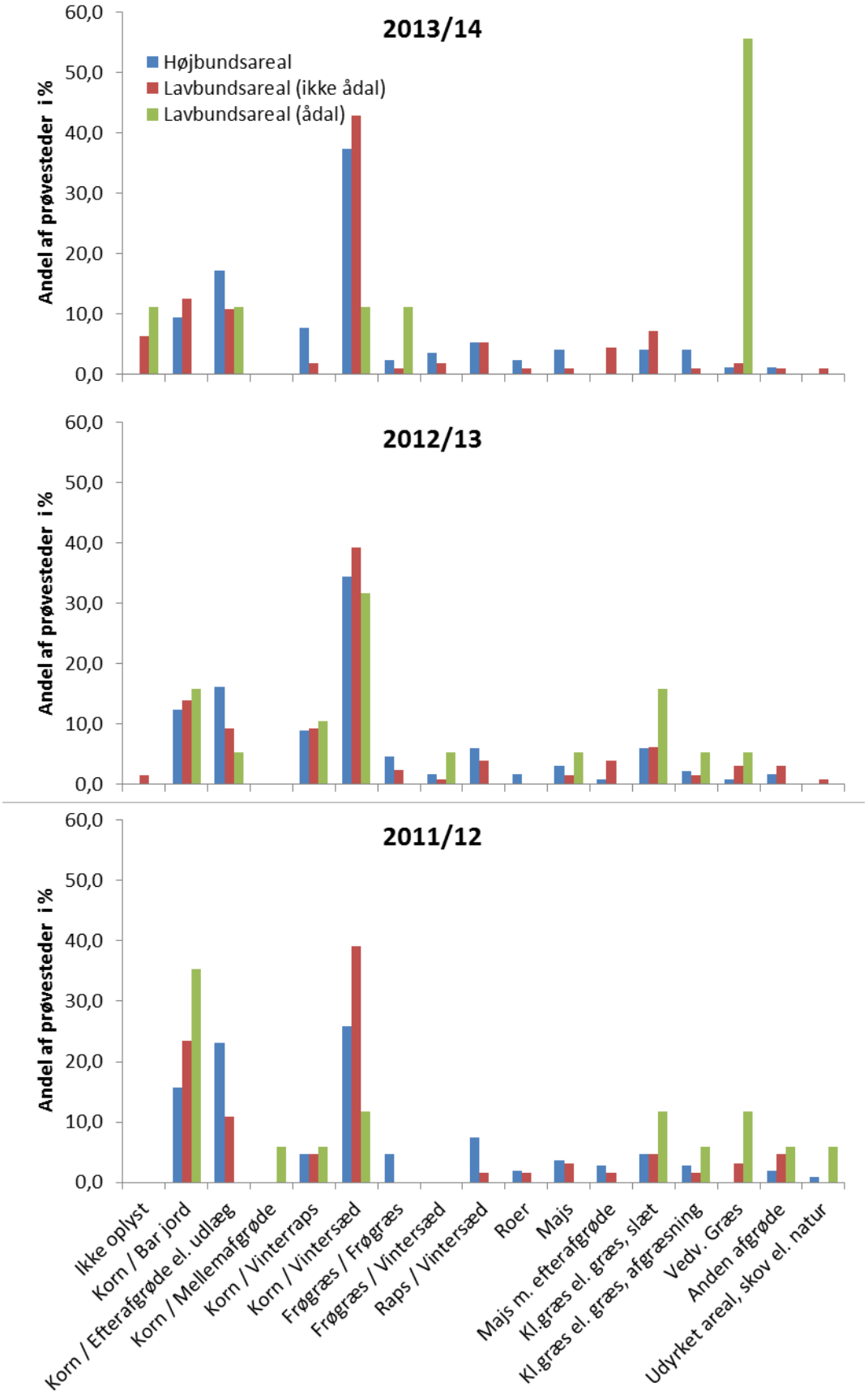
Når man ser man på forholdet mellem nitrat-N og total-N, fremgår det også, at der er stor forskel mellem landskabstyper. På højbundsarealerne udgør nitrat-N i gennemsnit over de tre måleår 86 pct. af total-N, mens nitrat kun udgør 67 pct. af total-N på lavbundsarealer, ikke ådal (Tabel 17). I alle måleårene udgør nitrat således 15-20 pct. point mindre af total-N på lavbund, ikke ådal end på højbund. Den gennemsnitlige andel af nitrat-N ud af total-N er på lavbund, ådal 75 pct. over de tre måleår (Tabel 17) og falder i alle årene imellem de observerede nitratandele på højbund og lavbund, ikke ådal. Det skal dog bemærkes, at der i alle måleårene er <20 prøvesteder på lavbund, ådal.

Forskellen i total-N og nitrat-N koncentrationer er formentlig mere et resultat af arealernes geologi og hydrologi end af forskellig landbrugspraksis og afgrødefordeling, idet afgrødefordelingen på højbund og lavbund (ikke i ådal) ikke afviger betydeligt fra hinanden (Figur 11). Afgrødefordelingen på lavbund (ådal) viser en overvægt af græsarealer, særligt i 2013/14, og en lidt lavere andel kornafgrøder (Figur 11), men det er usikkert, om denne forskel afspejler en reel forskel i udnyttelsen af arealerne, eller om den skyldes det lave antal prøvesteder på lavbund (ådal) (n<20).

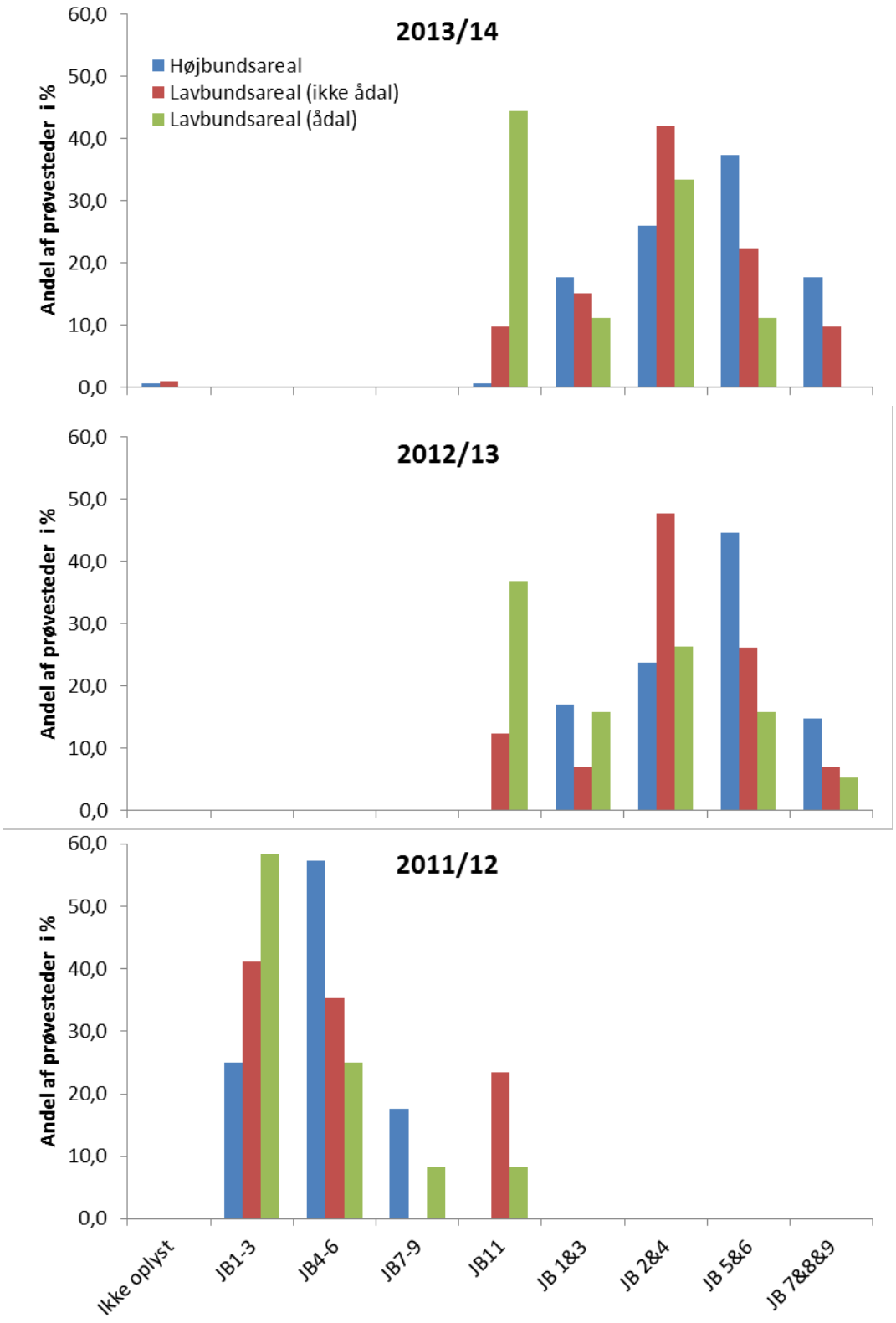
Når lavbundsarealerne ikke slås sammen til en gruppe, trods det lave antal prøver fra ’lavbund i ådal’, skyldes det, at der kan være meget stor forskel på de to typer af lavbund. ’Lavbund ikke i ådal’ dækker generelt flade udstrakte lavbundsarealer, typisk i Nordjylland omkring Limfjorden, typisk sandet jord, JB 2 eller JB 4 (Figur 12). Tillige dækker den en række humusjorder (JB 11), typisk i store og lille vildmose i Nordjylland. ’Lavbund i ådal’ er en landskabstype, som vil forekomme i hele landet, og dræn på sådanne arealer kan tænkes at modtage en del vand fra omkringliggende højere arealer. Jordtypesammensætningen i ’Lavbund i ådal’ er karakteriseret af en større andel JB 11 (Figur 12). ’Lavbund i ådal’ dækker dog over en meget heterogen gruppe af arealer med forskelligartet hydrologi, idet der f.eks. også kan være tale om meget brede ådale, hvor drænene kun afdræner de lavtliggende områder, og hvor grundvandstilstrømningen kan variere meget over korte afstande. Den store heterogenitet i gruppen fremgår også af jordtypefordelingen (Figur 12).

Tabel 17. Gennemsnitlige koncentrationer fordelt på landskabstyper

Landskabstype	2013/14			2012/13			2011/12			Alle tre år		
	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal
Alle prøvesteder	7,9	74	294	8,0	76	391	6,9	84	201	7,6	79	295
Højbund	9,0	81	168	8,7	84	236	7,5	90	108	8,4	86	171
Lavbund, ikke ådal	6,4	62	112	6,7	64	130	5,4	75	64	6,2	67	102
Lavbund, ådal	6,9	68	9	9,3	75	19	6,5	81	17	7,6	75	15
Ved ikke/Ikke oplyst	5,3	79	4	5,2	81	6	9,2	87	12	5,5	83	7



Figur 11. Afgrødekombinationer fordelt på landskabstype for hvert af de tre måleår. Data er opgjort for den afgrøde, der er opgivet som primær afgrøde og dækker størstedelen af det afdrænede areal.



Figur 12. Jordtypefordeling indenfor de forskellige landskabstyper. Jordtypekategorierne er forskellige i 2011/12 i forhold til 2012/13 og 2013/14JB. For 2011/2 er JB 1-3 sandjord, JB 4-6 finsandet jord og sandblandet lerjord, JB 7-9 Lerjord og JB 11 humus jord. I 2012/13 og 2013/14 er 1 & JB 2 grovsandet jord, JB 2 & JB 4 er finsandet jord, JB 5 & JB 6 er sandblandet lerjord, JB 7 & JB 8 & JB9 er lerjord, og JB 11 er humusjord.

4.2.3 Okkerbelastede lavbundsarealer

GIS-temaet ’okkerrisiko’ (Danmarks JordbrugsForskning, u.d.) indeholder en klassifikation af lavbundsarealer i forhold til okkerrisiko varierende fra ingen til høj risiko. Prøvestederne kan således deles op i ’lavbund’ eller ’ikke lavbund’ på baggrund af GIS-temaet ’okkerrisiko’.

Overensstemmelsen mellem den deltagervurderede landskabstype og landskabstypen vurderet ud fra GIS er rimelig, men ikke perfekt. Begge opgørelsesmetoder giver ca. samme antal prøvesteder på højbund og lavbund (Tabel 17 og Tabel 18), men kun ca. to tredjedel af de prøvesteder, der i GIS-teamet angives som lavbund, opgives som lavbund i deltagervurderingen. Der er altså for en række prøvesteder uoverensstemmelse mellem deltagervurdering og GIS-temaet.

Når opdelingen i landskabstyper foretages på baggrund af GIS-temaet, er total-N koncentrationerne på lavbundsarealer lavere end på højbundsarealer, som det også er tilfældet, når opdelingen sker på baggrund af deltagervurdering. Koncentrationerne på lavbund er dog lidt højere, end når opdelingen sker på basis af landmandens klassificering af arealet. Forskellene mellem årene er ikke anderledes, end når der opdeles på basis af landmandsindberetning. På trods af uoverensstemmelserne mellem GIS-temaet og deltagervurderingen er resultaterne for de to opgørelsesmåder således sammenlignelige.

Graden af okkerbelastning har ikke nogen indflydelse på kvælstofkoncentrationerne på lavbundsarealerne (Tabel 18). Pyrit, som kan give anledning til okkerdannelse, er en reduceret forbindelse og kan bidrage til at reducere nitrat. For at der kan ske nitratreduktion under indflydelse af pyrit, kræver det dog, at drænvandet passerer under redoxgrænsen, inden det løber i drænet. På de flade lavbundsarealer, der dominerer lavbundsarealerne i undersøgelsen, forventes dette ikke at være tilfældet. På disse arealer forventes hydrologien derimod at være den afgørende faktor for de observerede lave kvælstofkoncentrationer (se afsnit 6).

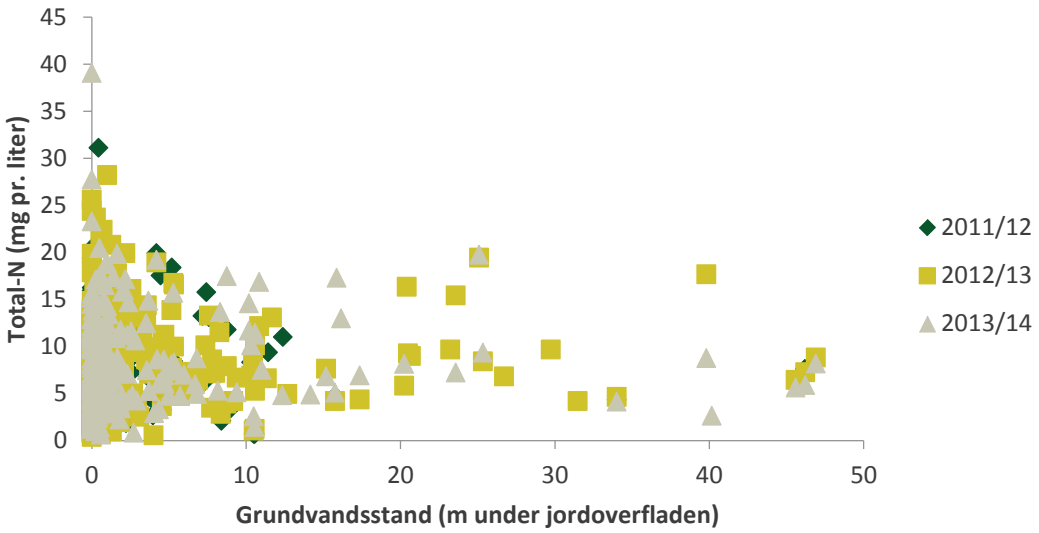
Tabel 18. Kvælstofkoncentrationer og andel af nitrat fordelt på landskabstyper opdelt efter GIS-teamet 'okkerrisiko'. Kategorien 'Lavbund (alle)' medtager alle lavbundsarealer uafhængigt af okkerrisiko. Lavbund og højbund er i her klassificeret efter GIS-temaet 'okkerrisiko' og ikke efter landmandens indberetning.

Landskabstype	2013/14			2012/13			2011/12			Alle tre år		
	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal
Højbund	8,6	80	165	8,8	85	225	7,2	88	108	8,2	86	166
Lavbund (alle)	6,9	66	129	6,9	68	166	6,5	80	93	6,8	74	129
Ingen risiko	6,9	65	74	6,5	64	81	5,1	78	51	6,2	71	69
Lav risiko	7,1	73	12	6,2	74	13	7,2	91	4	6,8	83	10
Middel risiko	6,6	63	17	6,2	69	24	5,8	69	11	6,2	68	17
Stor risiko	5,7	65	20	6,2	62	26	9,8	85	19	7,2	74	22
Uklassificeret lavbundsareal	11,3	77	6	10,7	86	22	7,8	87	8	9,9	86	12

4.2.4 Grundvandsspejlets beliggenhed og dybden af redoxgrænsen

Kendskab til grundvandsspejlets beliggenhed og dybden af redoxgrænsen på et areal ville kunne medvirke til at beskrive omfanget af tilstrømning af reduceret grundvand til de dræn, der afvander arealet.

Et kort over grundvandsspejlets beliggenhed baseret på pejlinger er vist i bilag C, hvoraf det fremgår at grundvandsspejlet står højt (< 5 m) i udbredte områder i Vestjylland (hedesletterne), Nordjylland (Litorina- og Yoldiaflader), i Stevnsområdet og på Lolland-Falster (Ernstsen 2005). Ifølge Ernstsen (2005) giver grundvandsspejl inden for 5 m potentiale for denitrifikation i hele den umættede zone (rodzonen + den intermediære zone + den kapillære zone). Der er dog ingen stærk sammenhæng mellem total-N koncentrationen i drænvandet og dybden af grundvandsspejlet (figur 13). På de prøvesteder, hvor grundvandsspejlet ligger inden for 5 m, er der heller ikke nogen god sammenhæng mellem total-N og grundvandsspejlets dybde.



Figur 13. Total-N koncentration som funktion af grundvandsspejlets dybde på prøvestedet.

Den manglende korrelation mellem grundvandsstand og total-N koncentrationer betyder dog ikke, at grundvandsforholdene ikke kan være af betydning for kvælstofkoncentrationerne i drænvandet og for mængden af kvælstof, der udledes fra et givent areal. Et højt grundvandsspejl kan, jfr. afsnit 4.2.4påvirke kvælstofkoncentrationerne i drænvand ved tilstrømning af reduceret grundvand, og desuden kan det ikke udelukkes, at der på visse arealer sker denitrifikation i den umættede zone delvist på grund af et højt grundvandsspejl. F.eks. må det antages at der, på litorina-fladen i Nordjylland, sker en omfattende denitrifikation i den umættede zone, fordi et højt grundvandsspejl (bilag C) og det flade landskab medvirker til, at drænudløbene bliver dækket i dele af vinterhalvåret, hvorfor grundvandsspejlet midlertidigt står højere end drændybden (se afsnit 6 for detaljer).

Redoxforholdene i jorden kan også bidrage til fjernelse af nitrat fra drænvand gennem denitrifikation. Nitrat kan fjernes ved denitrifikation, hvis rodzonevandet strømmer gennem reducerende jordlag, inden det løber i drænet. Dette er f.eks. tilfældet på lavbundsjorder på litorina-fladen i Nordjylland (se afsnit 6), men det kan heller ikke udelukkes, at dette kan ske på andre arealer.

Af kortet, i bilag D, fremgår det, at redoxgrænsens beliggenhed varierer imellem ~1 og 100 m under jordoverfladen, men hvorvidt drænvandet har været under redoxgrænsen, inden det ledes i drænet, kan ikke bestemmes ud fra dette kort. Det skyldes, at vandets strømningsvej vil skulle undersøges eller modelleres for hvert enkelt opland for at få information om afstrømningsvejen (Refsgaard 2011). Desuden varierer redoxgrænsen meget inden for korte afstande, og da kortet i bilag D er baseret på målinger i et 1x1 km grid, tager det ikke højde for de betydelige lokale variationer, der vil forekomme i redoxgrænsens beliggenhed.

4.3 Typen af prøvested

Der er i gennemsnit målt lidt højere koncentrationer i drænbrønde end i drænudløb (Tabel 19). Det kan eventuelt skyldes, at drænbrøndene ligger højere i det hydrologiske system end drænudløbene, og at der derfor kan være mindre tendens til tilstrømning af grundvand til drænbrøndene. De gennemsnitlige koncentrationer på prøvesteder med pumpebrønde/pumpestationer varierer meget, både imellem måleår og imellem prøvesteder i de enkelte år (Tabel 19). Der er dog kun udtaget prøver fra mellem 6 og 13 pumpebrønde/pumpestationer. Pumpede arealer ligger typisk lavt og er derfor ofte grundvandspåvirkede, og man ville forvente lave kvælstofkoncentrationer på disse prøvesteder. I datasættet indgår i alle år både pumpede prøvesteder med koncentrationer <5 mg total-N pr. liter og >10 mg total-N pr. liter, og det er derfor vanskeligt at drage generelle konklusioner om kvælstofkoncentrationerne i drænvandet fra pumpede arealer. De målte koncentrationer i afvandingskanaler og grøfter er i 2012/13 og 2013/14 lavere end for alle de andre typer af prøvesteder (Tabel 19). Det samme gør sig gældende for de fleste prøvesteder i 2011/12, hvor gennemsnittet dog er stærkt påvirket af to prøvesteder med total-N koncentrationer på >20 mg N pr. liter. Lave kvælstofkoncentrationer i grøfter og afvandingskanaler er forventeligt, idet disse ofte afvander udprægede lavbundsområder, som ofte er stærkt grundvandspåvirkede. Samtidig kan der ske denitrifikation i selve grøften eller afvandingskanalen. Den lave nitratandel i afvandingskanaler og grøfter (Tabel 19) indikerer, at der sker denitrifikation i grøfterne, eller at afvandingskanalerne primært afvander områder, hvor der er en stor tilførsel af reduceret grundvand.

Tabel 19. Gennemsnitlige koncentrationer af total-N, nitrat-N samt andel af nitrat-N af total-N fordelt på prøvestedstype

Landskabstype	2013/14			2012/13			2011/12			Alle tre år		
	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Nitrat andel (pct.)	Antal
Drænudløb	7,7	74	158	7,9	76	187	6,3	83	95	7,3	78	147
Drænbrønd	8,7	78	104	8,3	81	160	7,4	88	88	8,1	82	117
Pumpebrønd/-station	6,9	79	6	9,0	82	13	4,3	78	6	6,7	79	8,3
Kanal el. grøft	5,6	58	26	6,6	64	31	9,1	79	12	7,1	67	23

4.4 Afgrødefordeling

Deltagerne er blevet spurgt om kombinationen af afgrøde- og efterårsbevoksning på det areal, som drænudløbet afvander fra. Det har været muligt at angive de tre mest udbredte kombinationer samt den andel de udgør af hele arealet, hvis der er flere afgrødetyper på det drænede areal. Den primære afgrødekombination dækker i langt de fleste tilfælde størstedelen af det afdrænede areal (Tabel 20).

I Tabel 20 er vist gennemsnittet af kvælstofkoncentrationer fordelt efter den primære afgrødekombination. I den statistiske analyse af data er afgrøde signifikant som forklarende variabel på variationen i total-N i både 2012/13 og 2013/14. Det har altså betydning for kvælstofkoncentrationen i drænvandet, hvilken afgrøde der dyrkes på arealet. Der er dog stor variation i total-N koncentrationen indenfor de enkelte afgrøder, hvilket kan skyldes andre varierende faktorer på areal, herunder jordtypen på arealet, tilstrømning af grundvand til drænet, geologien på arealet samt kombinationer af disse faktorer. Der er desuden en del sammenfald mellem afgrøde på arealet og en række af de andre forklarende variable. Som eksempel kan nævnes, at majs i denne undersøgelse primært blev dyrket på sandede jorder (JB 1 – JB 4), men roer fortrinsvis blev dyrket på lerjord. I enkelte afgrødekategorier er der desuden kun få observationer. Trods disse forbehold kan man udlede en række generelle konklusioner.

Korn er den dominerende afgrøde på de undersøgte arealer, der er inddraget i undersøgelsen, idet korn i alle årene er den primære afgrøde på 69 mellem 72 pct. af prøvestederne. Kvælstofkoncentrationerne for korn / barjord og korn / vintersæd er lidt højere end for korn / efterafgrøde og korn / vinterraps (Tabel 20), hvilket også må forventes, idet efterafgrøden og vinterrapsen må forventes at optage kvælstof, der ellers ville udvaskes. Normalt regnes med en effekt af efterafgrøder på 15-45 kg kvælstof pr. ha i reduceret udvaskning. Det svarer ved en afstrømning på 300 mm til, at koncentrationen i det afstrømmende vand skal reduceres med 5-15 mg total-N pr. liter. I praksis ses en meget lavere effekt. Det skyldes, at koncentrationerne på marker uden efterafgrøder er lavere end forventet, og årsagen til dette kan være iblanding af reduceret grundvand i drænene, hvilket også kan udviske forskellen mellem marker med og uden efterafgrøder. Det kan også skyldes, at udvaskningen af kvælstof og koncentrationen i kombinationerne korn/bar jord og korn/vintersæd er betydeligt lavere end forventet ud fra beregninger med udvaskningsmodeller. Den målte effekt af efterafgrøder på koncentrationerne er dog så beskeden, at der kan stilles spørgsmålstegn ved en stor effekt af efterafgrøder i praksis. Det er desuden bemærkelsesværdigt, at der ikke er nogen betydende forskel mellem drænvandskoncentrationerne på arealer med korn / bar jord og korn / vintersæd. Der ses således ikke nogen tydelig effekt af vintersædens efterårsoptag af kvælstof. Dette kan skyldes, at der på korn / bar jord kan være et betydeligt optag af kvælstof i ukrudt og spildkorn. Omvendt er koncentrationerne ikke større under vintersædsbevoksede marker.

De højeste koncentrationer er målt på arealer, hvor den primære afgrøde er raps / vintersæd eller majs med eller uden efterafgrøde. Dette er forventeligt, idet raps og majs er afgrøder, der anses for at have et stort potentiale for udvaskning af kvælstof. Effekten af vinterraps skyldes et stort bladfald og tidlig høst, der giver basis for en stor mineralisering af kvælstof i efterårsperioden, som vinterhvede sået til normal tid ikke kan udnytte. De høje koncentrationer efter majshelsæd kan skyldes, at majshelsæd typisk dyrkes på arealer med stor eftervirkning af husdyrgødning og kløvergræs. Koncentrationer for majs med efterafgrøde er lavere end for majs, hvilket indikerer, at der er en effekt af efterafgrøder i majs.

Majs forekommer hovedsageligt på sandjord (JB 1 – JB 4), og derfor er det ikke muligt at undersøge, om kvælstofkoncentrationerne i drænvand fra majsmarker afhænger af jordtypen. Raps / vintersæd forekommer både på sandjord og på mere leret jord, og det ser ud til, at der er lidt lavere koncentrationer på sandjord. Dette er mod forventning, idet man ville forvente, at der udvaskes mere kvælstof fra arealer, hvor jorden er mere sandet. Mere end halvdelen af prøvestederne med sandjord findes dog på litorina-fladerne i Nordjylland, hvor der muligvis sker en vis kvælstofreduktion omkring grundvandsspejlet, inden vandet løber i drænene (afsnit 6).

På arealer med græs er drænvandskoncentrationerne generelt lave. Dette er ikke overraskende, idet arealerne i denne gruppe har helårligt plantedække, hvorfor mobilt kvælstof hurtigt optages i planterne. Arealer med fodergræs er desuden overrepræsenterede på lavbundsjord, hvor der er gode forhold for denitrifikation i jorden. For alle fodergræsafgrøderne er andelen af total-N, der udgøres af nitrat-N, lav (ca. 70 pct.), hvilket netop indikerer, at der sker en udbredt denitrifikation på disse arealer. Drænvandskoncentrationerne er i særdeleshed lave på prøvesteder med vedvarende græs. Det kan skyldes, at vedvarende græsarealer typisk drives mindre intensivt og tildeles mindre kvælstof end andre græsarealer. Drænvandskoncentrationerne på arealer med slætgræs er lidt højere end på arealer med afgræsningsgræs, hvilket er overraskende, idet udvaskningen fra afgræsningsgræs typisk er højere end fra slætgræs (Lemming et al. 2012). Forskellen her kan også skyldes en mindre intensiv drift af afgræsningsarealer i forhold til arealer med slætgræs.

Drænvandskoncentrationerne på prøvesteder med afgrødekombinationen ’frøgræs / frøgræs’ er lave i 2011/12 (6,1 mg total-N pr. liter) og 2013/14 (4,0 mg total-N pr. liter), mens de var tæt på landsgennemsnittet i 2012/13. Generelt forventes udvaskningen fra frøgræsmarker at være lav på grund af det helårlige plantedække. De højere værdier i 2012/13 skyldes til dels en række arealer, hvor frøgræs kun udgjorde en del af arealet, og hvor resten af arealet var bevokset med en anden afgrøde. Der findes dog også prøvesteder, hvor koncentrationen er høj (>10 mg total-N pr. liter), på trods af at hele arealet er bevokset med frøgræs.

Drænvandskoncentrationerne på ét udyrket areal er alle år <5 mg total-N pr. liter.

Det kan konkluderes, at de højeste kvælstofkoncentrationer forekommer på arealer, hvor der dyrkes majs eller vinterraps efterfulgt af vinterhvede. De laveste koncentrationer findes i begge undersøgelser på arealer med græsafgrøder og på udyrkede arealer. Den udvaskningsreducerende effekt af efterafgrøder afspejles i lavere drænvandskoncentrationer, men effekten er meget mindre, end man ville forvente, hvilket indikerer, at efterafgrøder ikke fungerer lige så godt i praksis som i forsøg. I kornsædskifter kan der ikke ses nogen effekt på drænvandskoncentrationerne af efterårsbevoksning med vintersæd i forhold til bar jord.

Tabel 20. Gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer på prøvesteder med forskellige afgrødekombinationer. Resultaterne er summeret for den primære afgrødekombination. Den primære afgrødes andel af arealet er ligeledes angivet for de enkelte afgrødekombinationer.

Landskabstype	2013/14			2012/13			2011/12			Alle tre år		
	Total-N (mg pr. liter)	Gns. Pct. af areal	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Gns. Pct. af areal	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Gns. Pct. af areal	Antal	Total-N (mg pr. liter)	Gns. Pct. af areal	Antal
Korn / Barjord	8,6	89	31	8,1	90	51	6,5	93	41	7,7	91	41
Korn / Efterafgrøde el. udlæg	6,8	90	43	7,2	89	51	6,5	86	34	6,8	88	43
Korn / Mellemafgrøde	0,9	100	1	-	-	0	-	-	0	0,9	100	0
Korn / Vinterraps	8,4	80	15	7,7	91	39	5,6	97	9	7,2	89	19
Korn / Vintersæd	8,5	93	113	8,4	88	139	6,2	93	59	7,7	91	104
Frøgræs / Frøgræs	4,0	81	6	8,3	82	14	6,0	94	5	6,1	86	8,3
Frøgræs / Vintersæd	9,3	65	8	6,6	66	6	-	-	0	7,9	66	5
Raps / Vintersæd	8,7	98	15	10,6	90	19	10,4	88	9	9,9	92	14
Roer	8,3	84	5	7,5	83	4	4,0	90	3	6,6	86	4
Majs	10,6	91	13	12,8	82	17	11,5	86	11	11,6	86	14
Majs m. efterafgrøde	8,4	100	5	10,1	86	7	8,7	88	4	9,1	91	5
Kl.græs el. græs, slæt	5,6	90	15	6,3	86	25	9,0	81	12	6,9	56	17
Kl.græs el. græs, af-græsning	7,1	91	8	4,3	91	8	6,9	96	5	6,1	92	7
Vedv. Græs	4,1	94	9	3,8	89	7	4,5	88	4	4,1	90	7
Anden afgrøde	14,8	97	3	6,8	85	8	5,9	90	6	9,2	91	6
Udyrket areal, skov el. natur	3,3	100	1	3,2	100	1	6,5	85	2	4,3	95	1

4.5 Jordtypefordeling

I tabel 21 ses de gennemsnitlige kvælstofkoncentrationer opdelt på jordtypekategorier. Deltagerne har haft mulighed for at vælge to dominerende jordtyper på det afdrænede areal samt at angive andelen for hver jordtype på arealet.

Deltagerne blev i 2011/12 bedt om at angive jordtyperne som JB 1-3, JB 4-6, JB 7-9 og JB 11. I grove træk kan disse kategorier siges at dække henholdsvis sandjord, sandblandet lerjord, lerjord og humusjord. I 2012/13 og 2013/14 blev deltagerne bedt om at angive jordtyperne som enkelt JB-nummer. Jordtyperne er i de fleste af analyserne i nærværende rapport slået sammen til fem klasser, JB 1&3, JB 2&4, JB 5&6, JB 7-9 og JB 11. Disse kategorier dækker henholdsvis grovsand, finsand, sandblandet lerjord, lerjord og humusjord. På grund af de forskellige klassificeringer i 2011/12 og efterfølgende år, er resultaterne ikke helt sammenlignelige. Rådata fra 2012/13 og 2013/14 tillader, at jordtyperne kan kategoriseres som i 2011/12, men klassificeringen fra 2012/13 og 2013/14 forventes at repræsentere jordtypens egenskaber med hensyn til kvælstofudvaskning bedre. Det er derfor valgt at arbejde videre med den jordtypeklassificering, der anvendtes i 2012/13 og 2012/14. I nedenstående analyse er det dog valgt at repræsentere JB 2 og JB 4 separat, da JB 2 primært forekommer Nordjylland, mens JB 4 forekommer mange steder i landet og med en mere variabel underliggende geologi.

For at kunne repræsentere data fra 2011/12 efter samme jordtypeklassifikation som i de to efterfølgende år er det valgt at anvende en kombination af deltagervurdering af jordtypen og jordtypen bestemt ud fra GIS-temaet 'jordtypekort 2014'. For alle prøvesteder er jordtypen således angivet som et enkelt JB-nummer ud fra GIS-temaet 'jordtypekort 2014', såfremt JB-kategorien fra deltagervurderingen indeholder den jordtype der angives i GIS-temaet. Hvis JB fra GIS-temaet og deltagerangivelsen ikke stemmer overens, blev data ekskluderet fra nedenstående analyse. Data fra 2011/12 kan således kategoriseres på samme vis som data fra de to efterfølgende år, om end der i processen sker et tab af data.

I 2011/12 var JB nummeret i GIS-temaet 'Jordtypekort 2014' ikke indeholdt i JB-kategorien på 103 ud af 201 prøvesteder. Ca. halvdelen af prøvestederne fra 2011/12 er således ikke inkluderet i nedenstående analyse. Overensstemmelsen mellem JB-nummer fra GIS-temaet og JB-nummeret fra deltagervurderingen blev også undersøgt for data fra 2012/13 og 2013/14. Der var overensstemmelse mellem deltagervurdering og GIS-tema på henholdsvis 140 ud af 391 og 95 af 294 prøvesteder disse år. Den bedre overensstemmelse mellem GIS-data og deltagervurdering i 2011/12 skyldes, at deltagervurderingen i 2011/12 dækkede bredere jordtypekategorier, i forhold til de efterfølgende år. Den relativt dårlige overensstemmelse mellem deltagervurdering og GIS-data skyldes formentlig, at den lokale variation i jordtyper sker på en langt mindre skala, end hvad der er afspejlet i GIS-temaet 'Jordtype kort 2014'.

Den primære jordtype udgør i gennemsnit >74 pct. af arealet på alle jordtyper, og typisk >80 pct. For at få bedre indblik i hvorfor arealet er drænet og i de generelle afvandingsforhold på arealet, er deltagervurderingen af jordtypen i pløjelaget kombineret med oplysninger om jordtypen i undergrunden. Jordtypen i undergrunden er vurderet ud fra GIS-data.

Den gennemsnitlige total-N koncentration ligger mellem 7,0 og 8,9 mg total-N pr. liter for alle jordtypekategorierne undtagen JB 7 & JB 8 & JB 9 og JB 11 (Tabel 21). Ikke overraskende findes de

højeste koncentrationer på de jordtyper, der dominerer på højbundsarealer i Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer.

Med undtagelse af JB 11 er total-N koncentrationen på alle jordtyper lavere på prøvesteder med sandet underjord end på prøvesteder med leret underjord (Tabel 21). Jordtyperne forekommer ikke lige hyppigt over hele landet og i de enkelte landskabstyper, hvorfor sammenligning af koncentrationerne imellem jordtyper er påvirket af, at nedbørsforhold, geologiske forhold og hydrologi ikke varierer uafhængigt af jordtype.

Hver enkelt jordtype er herunder diskuteret i forhold til dræningsforhold, jordtyperne i overjord og underjord, landskabstypen og kvælstofkoncentrationerne på arealerne. Diskussionen er generel for typen af prøvesteder, og forholdene kan variere betydeligt inden for den enkelte gruppe.

JB 1 & JB 3

Langt hovedparten af prøvestederne i gruppen har sandet underjord, og i alle årene er to tredjedele eller flere af prøvestederne placeret på højbundsarealer. Geografisk er ca. to tredjedele af arealerne placeret i Vestjylland, mens de resterende er fordelt bredt ud over landet. Man må formode, at dræning primært skyldes, at det skal afhjælpe problemer med højtliggende grundvandsspejl, selvom oplysningerne ikke tyder på, at der er tale om lavbundsjord. En anden årsag til dræning kan evt. være tilstedeværelsen af vandstandsende lag, f.eks. i form af 'al-lag', som typisk dannes i meget sandede og næringsstoffattige jorder (Jensen 2010). På sandet underjord ligger koncentrationerne under landsgennemsnittet for højbundsarealer. Dette kan evt. skyldes, at der falder mere nedbør i Vestjylland end i resten af Danmark, hvorfor koncentrationen i drænvandet bliver lavere. Dette afspejles også i at kvælstofkoncentrationerne i Vestjylland generelt er laver end landsgennemsnittet (Tabel 10). Der er ikke noget, der tyder på, at afgrødefordelingen er anderledes end på andre arealer. Andelen af total-N, der findes som nitrat-N, er meget variabel over årene, og variere betydeligt mellem prøvesteder. Der kan ikke drages konklusioner om total-N koncentrationen på leret underjord, idet der er få prøver, og variationen mellem prøvesteder er stor.

JB 2

Alle prøvesteder undtagen et enkelt har sandet underjord. Arealerne er i overvejende grad placeret i georegion Nordjylland, men der findes også en række prøvesteder i Himmerland. Mere end halvdelen af prøvestederne findes i alle årene på landskabstypen 'lavbundsareal, ikke ådal', men der er også en række prøvesteder på højbund. Arealerne er formentlig drænet på grund af høj grundvandsstand på arealerne (bilag C). Det kan undre, at total-N koncentrationerne på JB 2 ikke er lavere, idet total-N koncentrationerne på de nordjyske lavbundsarealerne generelt er lave. Der indgår dog i gennemsnittet en række prøvesteder, hvor total-N koncentrationerne er >12 mg total-N pr. liter. Variationen er generelt stor inden for gruppen, og der findes prøvesteder med både høje (>15 mg total-N pr. liter) og lave (<3 mg total-N pr. liter) total-N koncentrationer. Den store variation afspejles også i høje standard afvigelser.

Tabel 21. Gennemsnitlige total-N koncentrationer og nitratandel for de enkelte jordtyper. Jordtypen under pløjelaget er angivet som leret eller sandet. Uoverensstemmelse mellem totalt antal for jordtyper og summen af leret og sandet underbund skyldes manglende GIS-information om underbundens beskaffenhed. For 2011/12 er jordtypen vurderet ud fra deltagerindberetning i brede klasser kombineret med information fra GIS. Se tekst for detaljer.

	2013/14				2012/13				2011/12				Alle tre år			
	Antal	Total-N	Std. afv.	Nitrat andel	Antal	Total-N	Std. afv.	Nitrat andel	Antal	Total-N	Std. afv.	Nitrat andel	Antal	Total-N	Std. afv.	Nitrat andel
		mg N pr. liter		Pct.		mg N pr. liter		Pct.		mg N pr. liter		Pct.		mg N pr. liter		Pct.
JB 1 & JB 3																
Leret	3	7,3	2,5	86	7	9,1	4,5	81	0	-	-	-	3	8,2	2,5	84
Sandet	46	7,6	5,0	68	44	7,2	3,3	78	8	7,6	3,1	91	33	7,4	2,2	79
JB 2																
Leret	0	-	-	-	1	12,1	-	96	0	-	-	-	0	-	-	-
Sandet	39	8,9	6,9	74	45	7,8	4,9	69	19	8,3	4,3	89	34	8,4	3,1	78
JB 4																
Leret	7	8,1	3,9	80	24	8,1	6,1	80	8	9,4	2,9	97	13	8,5	2,6	86
Sandet	45	6,3	3,7	75	55	7,4	4,7	73	18	7,3	4,8	86	39	7,0	2,5	78
JB 5 & JB 6																
Leret	41	9,4	4,6	83	85	9,2	4,1	88	21	8,1	4,4	96	49	8,9	2,5	89
Sandet	14	8,8	5,0	78	20	10,5	5,7	86	3	5,1	0,2	91	12	8,1	2,5	85
JB 7 & JB 8 & JB 9																
Leret	26	8,9	4,3	82	31	7,8	4,2	84	6	3,6	2,5	84	21	6,8	2,2	83
Sandet	14	6,5	5,2	67	14	6,4	5,0	63	1	0,8	-	94	10	4,5	-	75
JB 11																
Leret	1	2,1	-	77	5	6,0	5,3	73	0	-	-	-	2	4,0	-	75
Sandet	15	8,3	7,8	45	18	8,0	6,6	54	8	8,0	5,2	75	14	8,1	3,8	58

JB 4

Jordtypen fordeler sig i to ca. lige store grupper. Første gruppe af prøvesteder har sandet underbund og er placeret i georegion Nordjylland. Anden gruppe af prøvesteder er mere heterogene. De forekommer blandet i hele landet og har fortrinsvist sandet underjord i Vestjylland, Djursland og Himmerland, blandet underjord i Thy, og fortrinsvist leret underjord i resten af landet. De lavere koncentrationer og den lavere nitratandel på arealer med sandet undergrund kan skyldes, at dræningen af disse arealer afhjælper problemer med højt grundvandsspejl. De nordjyske arealer minder meget om de nordjyske prøvesteder med JB 2, og de samme betragtninger gør sig gældende for disse prøvesteder som for JB 2. Total-N koncentrationen på disse prøvesteder er lavere end for gruppen som helhed (6,8 mg total-N pr. liter i gennemsnit af tre år).

Det er vanskeligt at sige noget generelt om den anden gruppe af prøvesteder på grund af gruppens geografiske spredning og generelt store heterogenitet. Ca. halvdelen af prøvestederne ligger på højbund, mens resten ligger på lavbund.

JB 5 & JB 6

Disse prøvesteder er fortrinsvis placeret i georegionerne Midtjylland og Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer. Prøvesteder af denne type findes dog også på Mors i georegion Thy. Prøvestederne med leret underjord er typisk højbundsarealer, mens arealerne med sandet underjord fordeler sig ca. ligeligt på højbund og lavbund. Arealerne med leret underjord er drænede, fordi den lerede underjord kun tillader langsom gennemsivning af vand, og der derfor kan opstå vandstuvning. Man må forvente, at disse arealer generelt vil have en lav grundvandstilstrømning, hvorfor drænvandet primært består af rodzonevand. Arealerne med sandet underbund på lavbund forventes at være drænet på grund af høj grundvandsstand, og der kan være betydelig tilstrømning af grundvand.

Prøvestederne med leret underbund har højere koncentrationer af total-N end for de andre jordtyper (Tabel 21). Der er flere mulige forklaringer på dette. For det første vil fortynding med reduceret grundvand sandsynligvis være begrænset, fordi arealerne ligger på højbund. Desuden falder der typisk mindre nedbør på disse arealer end på de lettere jorder i Vestjylland. Fordi det udvaskede kvælstof opløses i en mindre vandmængde, kan dette resultere i højere koncentrationer i drænvandet på trods af, at den totale udvaskning fra disse arealer forventes at være lavere end for lettere jorder.

Ca. halvdelen af arealerne med på JB 5 & JB 6 med sandet underbund er lavbundsarealer. De koncentrationer, der fremgår af Tabel 21, er således gennemsnit af koncentrationer på højbund og lavbund. Koncentrationerne på lavbundsarealerne er 1-2 mg total-N pr. liter lavere, og på højbundsarealerne 1-2 mg total-N pr. liter højere, end de angivne gennemsnit.

JB 7 & JB 8 & JB 9

Denne gruppe domineres næsten totalt af JB 7. De fleste af disse arealer er beliggende i georegionerne Midtjylland, samt Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer, og er højbundsarealer. Næsten

alle disse arealer har leret underjord, mens arealer uden for disse georegioner typisk er lavbundsarealer med sandet underjord.

Total-N koncentrationerne for højbundsarealerne med leret underjord ligger ikke så højt, som man kunne forvente. Forholdene på disse jorder må forventes at ligne forholdene på JB 5 & JB 6, dvs. jorder der er drænet for at undgå vandstuvning i jorden, har lav grundvandstilstrømning til drænene og er placeret i områder med relativt lave nedbørsmængder. Derfor kan det undre, at koncentrationerne ikke er lige så høje som dem, der findes på arealer med JB 5 & JB 6. En forklaring kunne være, at der sker en vis kvælstoffjernelse, inden vandet løber i drænene, fordi vandet strømmer til drænet under redoxgrænsen, eller fordi det høje lerindhold bevirker, at der kan være reducerende forhold i partier i rodzonen. Nitratandelen i drænvandet på disse stationer er dog høj, hvilket indikerer, at kvælstoffjernelsen er begrænset.

På lavbundsarealerne med sandet underjord er både koncentrationer og nitratandelen lav, hvilket indikerer, at der på disse arealer sker omfattende denitrifikation, inden vandet løber i drænet.

JB 11

Disse prøvesteder har fortrinsvis sandet underbund og er alle lavbundsarealer (både 'i ådal' og 'ikke i ådal'). Prøvesteder med JB 11 forekommer over hele landet, med undtagelse af georegionerne Østjylland, Fyn og øvrige øer samt Bornholm. De fleste af arealerne har sandet underbund. Total-N koncentrationen er højest på arealerne med sandet underbund, mens de er lave på arealerne med leret underbund. Den lave andel af nitrat-N ud af total-N viser, at der sker omfattende denitrifikation på arealerne, eller at der udvaskes store mængder organisk bundet kvælstof. De få prøvesteder gør det vanskeligt at drage yderligere konklusioner for arealer med JB 11.

4.6 Øvrige dyrkningsoplysninger

Øvrige indhentede dyrkningsoplysninger omfatter følgende:

- Har der været kløvergræs på arealet inden for de seneste 5 år? (Tabel 22)
- Tilføres der normalt husdyrgødning til arealer? (Tabel 23)
- Dyrkningsform på det afdrænede areal (konventionel, økologisk, blandet)? (Tabel 25)

I de tilfælde, hvor der har manglet data, er disse informationer indhentet fra tidligere års datasæt. Se afsnit 2.4 for detaljer.

Koncentrationerne på arealer, hvor der har været dyrket kløvergræs inden for de sidste 5 år, er ikke systematisk forskellige fra de arealer, hvor der ikke er kløvergræs i sædskiftet (Tabel 22). Det er velkendt, at der kan ske betydelig mineralisering og udvaskning efter ompløjning af kløvergræs (Lemming et al. 2012), men denne effekt slår ikke igennem i drænvandskoncentrationerne, når der spørges om kløvergræs inden for de sidste fem år. Det kan skyldes, at effekten er størst umiddelbart efter ompløjning, og effekten således sløres af at der medtages prøvesteder, hvor der er gået 4 eller 5 års siden ompløjningen. Der er dog på mindst ét prøvested, der er målt alle år, set en betydelig stigning i drænvandskoncentration efter ompløjning af kløvergræs forud for majs (se afsnit

9.3). Den manglede forskel imellem areal med og uden kløvergræs i sædskifter kan også skyldes, at arealer med kløvergræs er overrepræsenteret på lavbundsarealer i forhold til andelen af lavbund og højbund i undersøgelsen. Dette kan muligvis sløre effekten af kløvergræsompløjning, fordi drænvandskoncentrationerne typisk er lavere på lavbund end på højbund.

Total-N koncentrationerne på prøvesteder, hvor der tilføres husdyrgødning, er i gennemsnit over tre år på ca. samme niveau med arealer, hvor der ikke tilføres husdyrgødning (tabel 23). Dette dækker over, at total-N koncentrationerne er højere på arealer med husdyrgødningstildeling i 2011/12 og 2012/13 end på arealer uden husdyrgødningstildeling, mens det omvendte er tilfældet i 2013/14. I de statistiske analyser på total-N koncentrationen, er der i 2012/13 en signifikant vekselvirkning mellem husdyrgødning og jordtype i modellen, der inkluderer landskabstype, og i 2013/14, i modellen kun for højbund. Desuden må det forventes, at der i højere grad tildeles husdyrgødning på sandjordsarealer i Jylland, mens der kun i mindre grad tildeles husdyrgødning på lerjordene på Sjælland og Lolland-Falster.

For at undersøge vekselvirkningen mellem jordtype og husdyrgødningstildeling er i tabel 24 vist drænvandskoncentrationer af total-N for hver jordtypekategori. Det fremgår af tabellen, at der på næsten alle prøvesteder på sandjord tildeles husdyrgødning, mens der på sandjord og sandblandet lerjord er næsten lige mange prøvesteder med og uden husdyrgødningstildeling. På sandjord er total-N koncentrationerne højest på de få arealer uden husdyrgødningstildeling. På sandblandet lerjord er koncentrationerne derimod i niveau eller lidt højere på arealer uden husdyrgødningstildeling. På lerjord er der kun få prøvesteder (≤25) i hver kategori, og i 2012/13 og 2013/14 er der en tendens til højere koncentrationer, når der ikke tildeles husdyrgødning, mens det modsatte er tilfældet i 2011/12. Husdyrgødning anses normalt for at give ekstra udvaskning i forhold anvendelse af handelsgødning, men den forventede øgede udvaskning kan ikke erkendes som en systematisk øgning af kvælstofkoncentrationen i drænvandet. Dette er heller ikke tilfældet, når jordtypekategorierne analyseres særskilt. Årsagen er formentlig, at effekten er lille, og at tildeling af husdyrgødning, udover jordtype, er meget sammenfaldende med bedriftstype og sædskifte samt geografi og nedbørsmønster. Den overordnede konklusion af opdelingen med og uden husdyrgødning er, at husdyrgødning ikke giver anledning til markant højere koncentrationer end arealer uden husdyrgødning.

Tabel 22. Har der været d kløvergræs på arealet indenfor de seneste 5 år?

	2013/14		**2012/13**		**2011/12**		**Gns. af tre år**	
	Total-N	**Antal**	**Total-N**	**Antal**	**Total-N**	**Antal**	**Total-N**	**Antal**
	mg N pr. liter		**mg N pr. liter**		**mg N pr. liter**		**mg N pr. liter**	
Kløvergræs	8,1	53	7,4	76	7,9	37	7,8	55
Ikke kløvergræs	7,9	229	8,2	303	6,6	163	7,6	232

Tabel 23. Husdyrgødningstilførsel

	2013/14		2012/13		2011/12		Gns. af tre år	
	Total-N	Antal	Total-N	Antal	Total-N	Antal	Total-N	Antal
	mg N pr. liter		mg N pr. liter		mg N pr. liter		mg N pr. liter	
Husdyrgødning	7,7	201	8,1	278	7,2	137	7,7	205
Ikke husdyrgødning	8,5	82	7,9	101	6,0	63	7,5	82

Tabel 24. Husdyrgødningstilførsel opdelt på jordtyper Jordtypeklasser for 2012/13 og 2013/14 med normal font, jordtypeklasser for 2011/12 i kursiv.

		2013/14		2012/13		2011/12	
		Total-N	Antal	Total-N	Antal	Total-N	Antal
		mg N pr. liter		mg N pr. liter		mg N pr. liter	
JB 1 & 3	Husdyrgødning	7,0	43	7,2	44	7,7	49
eller *JB 1-3*	Ikke husdyrgødning	11,5	5	4,8	2	6,7	19
JB 2 & 4	Husdyrgødning	8,0	79	7,9	109		
eller i*ngen*	Ikke husdyrgødning	5,3	12	6,4	16		
JB 5 & 6	Husdyrgødning	8,3	55	9,1	85	7,2	68
eller *JB 4-6*	Ikke husdyrgødning	8,6	35	8,5	56	5,6	30
JB 7 & 8 & 9	Husdyrgødning	6,4	16	6,7	25	6,0	17
eller *JB 7 – 9*	Ikke husdyrgødning	9,2	23	8,4	19	5,0	8
JB 11 eller	Husdyrgødning	8,0	7	8,3	15	8,4	3
JB 11	Ikke husdyrgødning	9,2	7	6,2	8	7,4	6

Der måles generelt lavere koncentrationer af total-N og nitrat-N fra økologiske bedrifter end fra konventionelle (Tabel 25). Dette kan skyldes et lavere gødningsniveau eller anden afgrødeforde-ling på økologiske bedrifter. Der er dog meget få økologiske bedrifter med i undersøgelsen, hvorfor det er vanskeligt at drage stærke konklusioner om forholdet mellem konventionel og økologisk drift. Desuden skal man bemærke, at det for alle dyrkningsoplysningerne gælder, at der kan være sammenfald med andre faktorer f.eks. landskabstype, jordtype, afgrøde o.l.

Tabel 25. Dyrkningsform på det afdrænede areal (konventionel, økologisk, blandet)

	2013/14		2012/13		2011/12		Gns. af tre år	
	Total-N	Antal	Total-N	Antal	Total-N	Antal	Total-N	Antal
	mg N pr. liter		mg N pr. liter		mg N pr. liter		mg N pr. liter	
Konventionel	8,0	270	8,1	356	6,9	187	7,7	271
Økologisk	5,9	8	7,1	18	6,5	10	6,5	12
Blandet	8,8	5	7,1	5	6,0	3,0	7,3	4

4.7 Konklusion

Den store variation i total-N koncentrationer imellem prøvesteder er forsøgt forklaret ud fra oplysninger om landskabstype, jordtype og dyrkningsforhold for de enkelte lokaliteter. Der er både set på faktorerne enkeltvis og gennemført en række variansanalyser med inddragelse af første ordens vekselvirkninger mellem de forklarende variable. Faktorerne 'landskabstype' og 'afgrøde' havde en signifikant effekt på kvælstofkoncentrationerne i 2012/13 og 2013/14, mens kun landskabstype var signifikant i 2011/12. Når analysen blev begrænset til landskabstypen 'højbund' var kun afgrøden signifikant i 2012/13 og 2013/14, mens ingen variable var signifikante i 2011/12, når datasættet begrænses til 'højbund'. Der var i to af modellerne en signifikant vekselvirkning mellem jordtype og husdyrgødningstildeling, men denne vekselvirkning var vanskelig at tolke og er muligvis drevet af få prøvesteder på sandjord med høje koncentrationer.

Kvælstofkoncentrationen er signifikant mindre på lavbund (ikke i ådal) end på højbund. Dette kan skyldes, at en del dræn på lavbund er grundvandspåvirkede, og at der på disse lavbundsarealer i perioder kan foregå omfattende denitrifikation, inden vandet løber i drænet. Dette bekræftes af, at andelen af nitrat-N ud af total-N i drænvandet ofte er lav på disse lavbundsarealer samt af undersøgelser på tre lavbundsjorder udført af Aarhus Universitet (Kjærgaard et al. 2014) (se også afsnit 6) På lavbundsområder i ådale er total-N koncentrationen i drænvandet højere end på højbund, men dette kan skyldes, at der kun er få af denne type prøvesteder inkluderet i undersøgelsen.

Effekten af jordtype på total-N koncentrationen var ikke i sig selv statistisk signifikant. Der var dog en tendens til, at koncentrationerne var højere på JB 5 & JB 6 end på de andre jordtyper. Dette kan dog skyldes, at JB 5 & 6 oftere forekommer på højbund end andre af de dominerende jordtyper i undersøgelsen. Derimod var koncentrationerne af kvælstof relativt lave på JB 7-9. Forskellene imellem jordtyper er generelt vanskelige at skille fra landskabstypen og nedbørsforholdene, idet jordtypernes forekomst varierer med disse. Der sås generelt lavere koncentrationer på arealer, hvor underjorden var sandet.

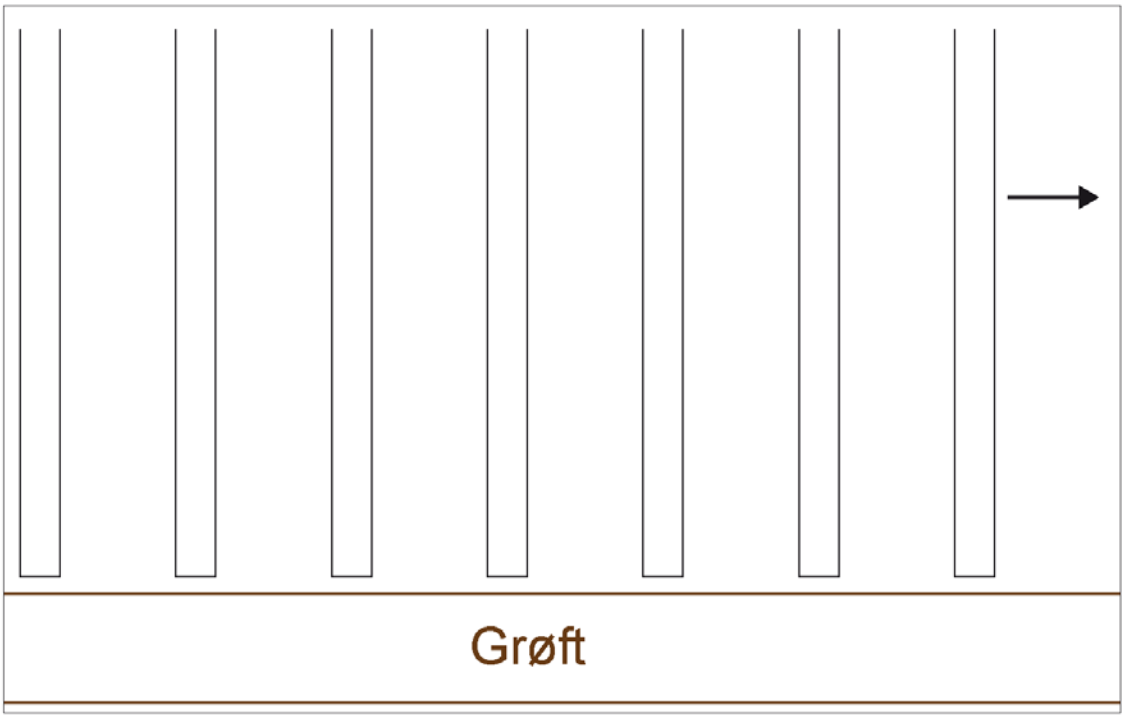
Afgrødekombinationen havde en signifikant effekt på koncentrationen af total-N i drænvandet. Generelt var koncentrationerne højest på arealer, hvor der dyrkes majs, og hvor vintersæd var etableret efter vinterraps. Der er ikke målt nogen betydelig effekt af, om jorden ligger bar efter korn, eller om der etableres vintersæd efter korn. Ligeledes er effekten af efterafgrøde eller udlæg i korn beskeden og betydeligt mindre end man ville forvente ud fra efterafgrøder etableret i forsøg. En af forklaringerne er, at koncentrationerne på arealer uden efterafgrøder generelt er målt til at være lave.

Der ses kun en lille forskel i total-N koncentration imellem arealer, der tildeles husdyrgødning, og arealer der ikke tildeles husdyrgødning. Denne forskel afhænger muligvis af jordtypen, men der er betydelig sammenfald i data med hensyn til husdyrgødning og geografiske variable, der gør en tolkning af data usikker. Husdyrgødning har ikke givet anledning til en markant stigning i koncentrationerne af kvælstof. Total-N koncentrationen i drænvandet på arealer, hvor der har været kløvergræs indenfor de sidste 5 år, er forskellige på arealer med og uden kløvergræs i sædskiftet. Det kan skyldes at der er gået lang tid siden sidste ompløjning og at kløvergræs er overrepræsenteret på lavbund i forhold til fordelingen mellem lavbund og højbund i undersøgelsen.

5 Variation i drænvandskoncentrationer inden for en enkelt mark

Som det fremgår af undersøgelsens resultater, kan der være meget store forskelle i drænvandskoncentrationen imellem forskellige marker. Dette kan også være tilfældet imellem marker med samme jordtype og afgrøde, og som ligger i geografisk nærhed af hinanden. Variationen mellem nabomarker, med samme jordtype og afgrøde, kan skyldes to ting. Først og fremmest kan de geologiske forhold på markerne være forskellige, således at der er forskelle i afstrømningsmønstre til drænet, potentialet for kvælstofreduktion i rodzonen, eller andre forhold der kan påvirke kvælstofkoncentrationen. Desuden kan der være forskel i landmandens drift, der ikke afspejles i driftsoplysningerne om marken, f.eks. hvor god en etablering af afgrøde eller efterafgrøde landmanden formår at lave, om drænet tildeles spildevandsslam etc. For at undersøge variationen i drænvandskoncentrationen indenfor en enkelt mark og betydningen af de geologiske forhold for drænvandskoncentrationen er drænvandskoncentrationerne i 19 dræn i en enkelt mark undersøgt i 2013/14.

Forsøget blev udført på en mark med 57 parallelle dræn, der afdræner enkeltvis til en grøft. Fordi drænene ikke samles i et hoveddræn, kan hvert dræn prøvetages enkeltvis. En skitse af marken er vist i figur 14 Der er taget drænvandsprøver fire gange i afstrømningssæsonen 2013/14 i hvert tredeje dræn på marken. I alt er der taget prøver i 19 dræn. Jordtypen på marken er JB 6, og afgrøden på arealet er vinterhvede / vinterhvede, og gødes efter gældende normer med handelsgødning. Arealet er beliggende i georegion Nordjylland på lavbund, ikke ådal, og ligger på litorina-fladen. Det er derfor muligt, at de forhold, der er beskrevet i afsnit 6.1 omkring kvælstofreduktion på litorina-fladen, kan gøre sig gældende på arealet.

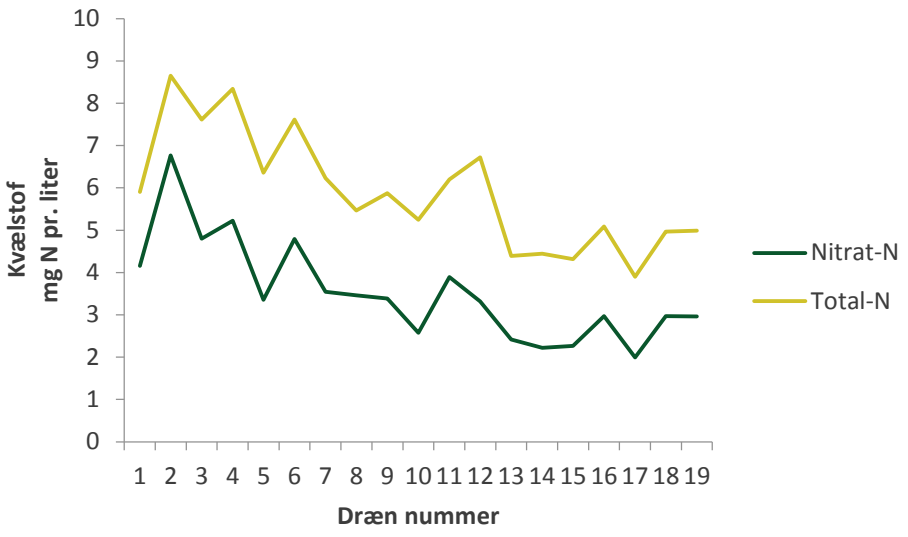


Figur 14. Skitse af drænforsøg. Drænene løber parallelt i marken og afdræner individuelt til en afvandingsgrøft. Der er 57 parallelle dræn, og der måles på hvert tredje dræn. I alt måles der på 19 dræn.

I gennemsnit af fire prøvetagninger var den gennemsnitlige drænvandskoncentration på marken 5,9 mg total-N pr. liter. Der var dog meget stor variation i total-N koncentrationen mellem de enkelte dræn (Figur 14). Den maksimale forskel mellem to dræn var på 4,8 mg total-N pr. liter.

Der var en tydelig udvikling i kvælstofkoncentration og nitratandele i drænvandet over marken, idet kvælstofkoncentrationen faldt fra den sydlige til den nordlige ende af marken (Figur 14). Således var kvælstofkoncentrationen i de fem sydligste dræn 7,4 mg totalkvælstof pr. liter, hvoraf 65 procent udgøres af nitratkvælstof og i de fem nordligste dræn 4,7 mg totalkvælstof pr. liter, hvoraf 56 procent var nitratkvælstof.

De generelt lave kvælstofkoncentrationer på marken indikerer, at redoxforholdene på arealet muliggør nitratreduktion i rodzonen, efter samme principper som beskrevet for andre lokaliteter på litorina-fladen. De faldende kvælstofkoncentrationer og faldende andele af nitrat fra den sydlige til den nordlige ende på arealet indikerer desuden, at potentialet for nitratreduktion er størst i den nordlige ende af arealet.



Figur 15. Total-N og nitrat-N koncentrationer i drænvand fra 19 individuelle dræn i en enkelt mark. De 19 dræn, hvor der er taget prøver, fordeler sig jævnt over marken, således at der er taget prøver i hvert tredje dræn ud af i alt 57. Drænafstanden på arealet er ca. 16 m og afstanden mellem to prøvetagede dræn er således ca. 45 m.

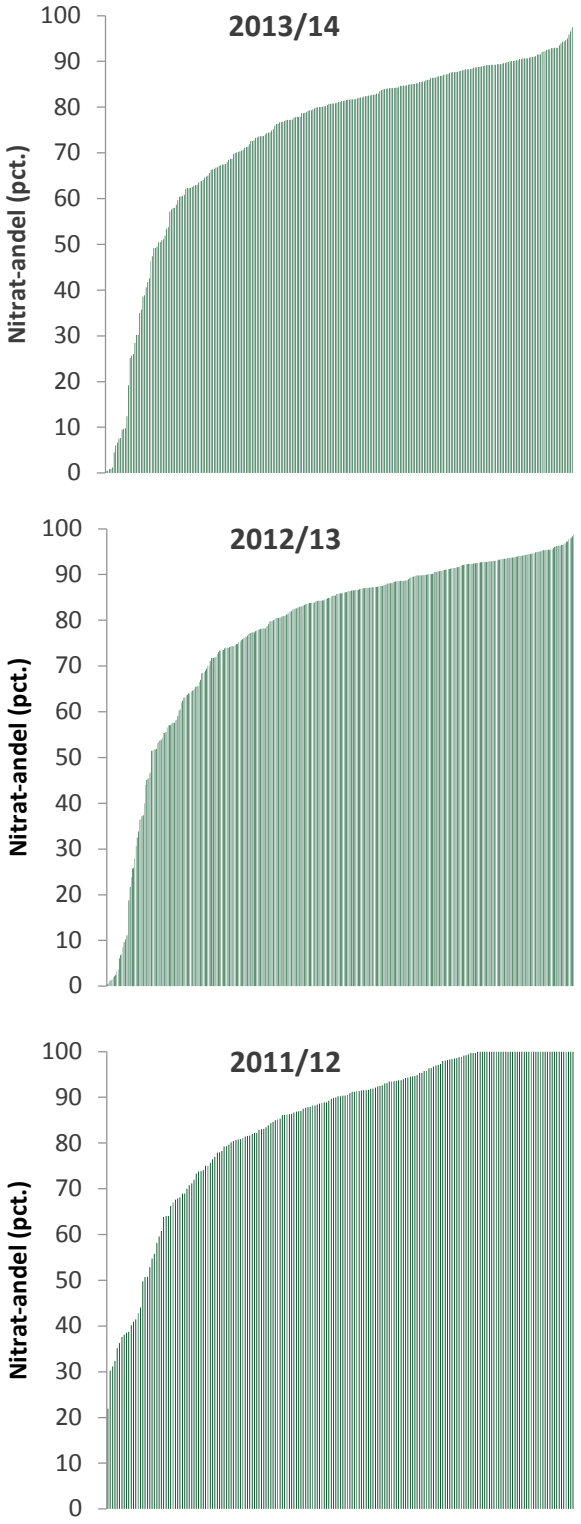
Fordi den undersøgte mark dyrkes som en enkelt mark, er dyrkning, etablering og jordbehandling ens for hele arealet, både i forsøgsåret og i en lang årrække bagud. Derfor viser den store variation i drænvandskoncentrationerne, at geologiske forhold, på en relativt lille rummelig skala, kan forårsage betydelige forskelle i kvælstofkoncentrationen i det afstrømmende drænvand. Kvælstofkoncentrationen i drænet med lavest kvælstofkoncentration er således under halvdelen af kvælstofkoncentrationen i drænet med højest kvælstofkoncentration. Denne forskel findes vel og mærke inden for mindre end 1 km afstand.

Omvendt viser undersøgelsen også, at variationen mellem 2 nabodræn, hvor de geologiske forhold er tilnærmelsesmæssig ens, er relativ begrænset.

5.1 Konklusion

Der er stor variation i drænvandskoncentrationerne i 19 dræn i samme mark. Da dyrkningspraksis og sædskifte er ens, skyldes denne variation den underliggende geologi i marken. Omvendt viser undersøgelsen også, at variationen mellem 2 nabodræn, hvor de geologiske forhold er tilnærmelsesmæssig ens, er relativ begrænset.

6 Forhold mellem total-N og nitrat-N og specielle forhold på litorina-fladerne



Figur 16. Andel af total-N der findes som nitrat-N på hvert prøvested sorteret efter størrelse. Nitratandele over 100 pct. er rundet ned til 100 pct.

Nitrat udgør i gennemsnit over de tre år 79 pct. af total-N på landsplan. Den gennemsnitlige nitratandel er faldet over årene og er henholdsvis 84 pct., 78 pct. og 74 pct. i 2011/12, 2012/13 og 2013/14. Gennemsnittet i 2011/12 er påvirket af, at den laveste målte nitrat andel dette år er 22 pct., hvor den i de efterfølgende år er <0,5 pct. Der er dog en betydelig spredning i nitrat-N's andel af total-N (figur 16) og nitratandelen kan variere fra næsten 0 til 100 pct. Generelt er nitrat andelen i landbrugets drænvandsundersøgelse lavere end hvad der er erfaringen fra LOOP-oplandene, hvor nitrat-N typisk udgør 90 pct. – 96 pct. af total-N i drænvand (Grant et al. 2010; Grant et al. 2011; Blicher-Mathiesen et al. 2012).

Nitratandelen er forskellig mellem georegioner. Nitratandelene er i alle årene højest i georegionerne Bornholm, Nordsjælland samt Østjylland, Fyn og øvrige øer, mens de er lavest i Nordjylland og Himmerland og Djursland (tabel 10). I georegionerne Thy, Midtjylland og Vestjylland er nitratandelene relativt høje i 2011/12 og lavere i de efterfølgende år. Årsagen til at der i disse georegioner ikke er konsistens mellem årene kan være, at der er relativt få prøvesteder i disse georegioner (<20 i 2011/12).

Georegionerne, hvor nitratandelen er konsistent høj, dækker de sjællandske, fynske og østjyske moræne landskaber der består af typiske højbundsarealer, er domineret af lerjord JB 5 – JB 7 (bilag E) og har et grundvandsspejl, der de fleste steder ligger dybere end i resten af landet (bilag C). De laveste nitratandele i undersøgelsen findes primært på lavbundsarealerne (ikke ådal) beliggende på litorina-fladerne, der primært findes i Vendsyssel og Himmerland. Her udgør nitrat mindre end 80 pct. af total-N på 47 – 70 pct. af prøvestederne afhængigt at måleår, og udgør mindre end 50 pct. af total-N på 17-21 pct. af prøvestederne. Litorina-fladerne er domineret af JB 2 med enkelte større områder i Lille og Store Vildmose domineret af JB 11 (bilag E), har ofte et overfladenært (0 – 5 m) grundvandsspejl (bilag C) og en generelt højtbeliggende redox-grænse (bilag D). Da landskabstyper og geologi ikke er uafhængige, medfører ovennævnte mønster, at nitrat-

andelen er forskellig imellem landskabstyper. Således er nitratandelen på højbundsarealer i gennemsnit 86 pct. over de tre måleår (81-90 pct., afhængig af måleår), mens den på lavbundsarealer i ådale er 75 pct. (68-81, afhængig af måleår) og på lavbundsarealer, der ikke ligger i ådale, kun er 67 pct. (75-62 pct., afhængig af måleår). En del af forklaringen på de lavere nitratandele på landsplan i landbrugets drænvandsundersøgelse, i forhold til hvad der ses i LOOP-oplandene er således de lave nitrat andele på de nordjyske lavbundsarealer - en landskabstype der ikke er repræsenteret i LOOP oplandene.

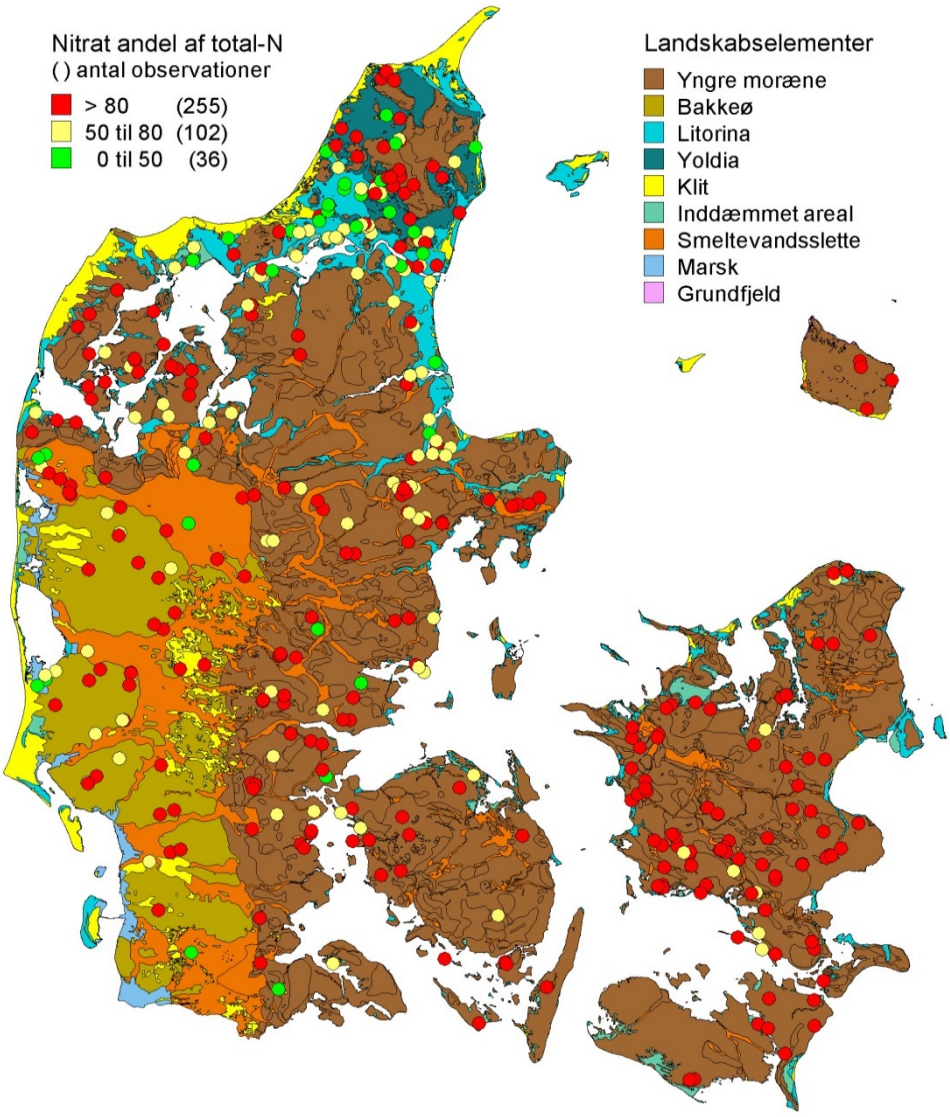
På grund af de meget lave kvælstofkoncentrationer og lave nitrat andele på litorina fladen blev det, i samarbejde med Charlotte Kjærgaard, Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet, besluttet at igangsætte et detaljeret studie af drænvand og reduktionsprocesser i jorden på litorina fladen. Der blev udvalgt tre lokaliteter der er blevet undersøgt både med hensyn til kvælstofreduktion i jorden, drænvandskoncentrationer og drænafstrømningen fra arealet (Kjærgaard et al. 2014). Resultaterne af disse undersøgelser demonstrerer, at der sker betydelig nitratreduktion i jorden, der omsætter nitrat til luftformigt kvælstof. Dette forklare både de overordnet lave koncentrationer, og de lave nitrat andele der observeres, idet nitratreduktionen fjerner nitrat, men ikke omsætter organisk kvælstof. Den omfattende denitrifikation på disse arealer skyldes en kombination af reducerende forhold i jordprofilen, og at vandet har land opholdstid i jordprofilen, inden det når drænet. Den lange opholdstid skyldes vandstandsende lerlag i profilen, der standser vandet vertikale nedsivning mod drænet.

Hvis der i drænvandsundersøgelsen ses isoleret på højbundsarealer er nitratandelen stadig lidt lavere end i LOOP oplandene, idet de gennemsnitlige nitratandele på højbundsarealer i nærværende undersøgelse er 81-90 pct., afhængig af måleår. Det kan skyldes iblanding af reduceret grundvand i nogle af drænene i denne undersøgelse, hvor drænene på højbund i LOOP oplandene er specifikt udvalgt, så de ikke at modtage grundvand. Hvis der udelukkende ses på dræn på højbund, der ikke er vandførende om sommeren er nitratandelen i gennemsnit 85-91 pct. afhængig af måleåret, og således tæt på eller inden for de 90-96 pct. der er erfaringen fra LOOP oplandene.

6.1 Konklusion

Andelen af nitrat-N ud af total-N i drænvandsundersøgelsen er på landsplan lavere end hvad der typisk findes i LOOP-oplandene. Dette skyldes i vidt omfang at drænvandsundersøgelsen inkluderer mange prøvesteder på lavbund, hvor nitratandelen er lavere end på højbund, og at drænene i LOOP-oplandene primært findes på højbundsarealer og ikke er grundvandsbelastede. Nitratandelen i denne undersøgelse er sammenlignelig med LOOP oplandene, når der kun ses på dræn på højbund der ikke er vandførende om sommeren.

Både total-N koncentrationer og nitratandelen er særligt lave på lavbundsarealerne på den Nordjyske litorina-flade. De lave nitratandele og lave total-N koncentrationer på disse arealer skyldes denitrifikation jorden, inden vandet løber i drænet. Den omfattende denitrifikation på disse arealer skyldes en kombination af reducerende forhold i jordprofilen, og at vandet har land opholdstid i jordprofilen, inden det når drænet. Den lange opholdstid skyldes vandstandsende lerlag i profilen, der standser vandet vertikale nedsivning mod drænet.


Nitrat andel af total-N
( ) antal observationer
> 80 (255)
50 til 80 (102)
0 til 50 (36)
Landskabselementer
Yngre moræne
Bakkeø
Litorina
Yoldia
Klit
Inddæmmet areal
Smeltevandsslette
Marsk
Grundfjeld

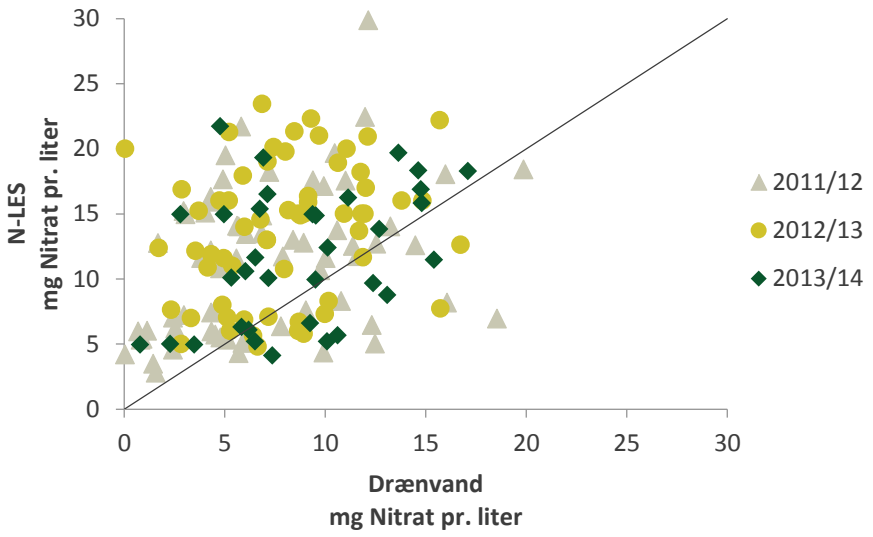
7 Målte kvælstofkoncentrationer sammenlignet med rodzonekoncentrationer beregnet med N-LES modellen

7.1 Overordnede resultater

N-LES$_3$ modellen (Kristensen et al. 2003) er en model, der anvendes til beregning af kvælstofudvaskningen fra rodzonen ud fra oplysninger om blandt andet afgrøde, jordtype, kvælstofniveau og afstrømning fra arealet. Modellen anvendes både i miljøreguleringen af landbrug, og sammen med N-LES$_4$ modellen til at beregne udvaskningen fra landbrugsjord på nationalt plan. Der er gennemført en analyse af, om drænvandsmålingerne viser samme betydning af bevoksningen som N-LES$_3$-modellen.

I drænvandsundersøgelsen er der ved hjælp af N-LES$_3$ modellen beregnet en forventet kvælstofkoncentration i rodzonen for alle prøvesteder. De beregnede værdier er tilnærmede N-LES-værdier, blandt andet fordi ikke alle N-LES-parametre har været kendte, og der derfor er lavet enkelte modifikationer og tilnærmelser i beregningen, herunder afstrømningen fra arealet, som er beregnet ud fra nedbøren på postnummerniveau (se beskrivelse af modifikationer og tilnærmelser i N-LES-beregningen i bilag F). Det vurderes, at tilnærmelserne ikke har nogen afgørende betydning for de beskrevne sammenligninger.

Det er væsentligt at forstå, at N-LES modellerer kvælstofmængden i det vand, der strømmer ud af rodzonen, netop når dette vand forlader rodzonen. Kilden til dette vand er den nedbør, der siver gennem jorden. Når man sammenligner kvælstofkoncentrationer beregnet med N-LES med målte kvælstofkoncentrationer i drænvand, ser man således bort fra et eventuelt bidrag af grundvand til drænet samt fra kvælstofreduktion under vandtransporten fra bunden af rodzone til drænudløbet. Derfor er sammenligning mellem den N-LES-beregnede kvælstofkoncentration og den målte kvælstofkoncentration i drænvandet kun meningsfuld for de prøvesteder, hvor drænvandet ikke er en blanding af rodzonevand og grundvand, men udelukkende består af rodzonevand, og hvor der ikke sker en betydelig denitrifikation undervejs til drænudløbet. Dette kunne forventes at være tilfældet på dræn på højbund, hvor der ikke sker tilstrømning af grundvand. Dette underbygges af, at der i LOOP-oplandene observeres en god sammenhæng i mellem sugecellemålinger af kvælstofkoncentrationen i rodzonevand og kvælstofkoncentrationer i drænvand (Blicher-Mathiesen 2014 Pers. komm.). Derfor er sammenligningen kun lavet for prøvesteder, som er angivet til at afdræne højbundsarealer, og hvor der er svaret ”Nej” til, om der normalt løber vand i drænet i sommerperioden.

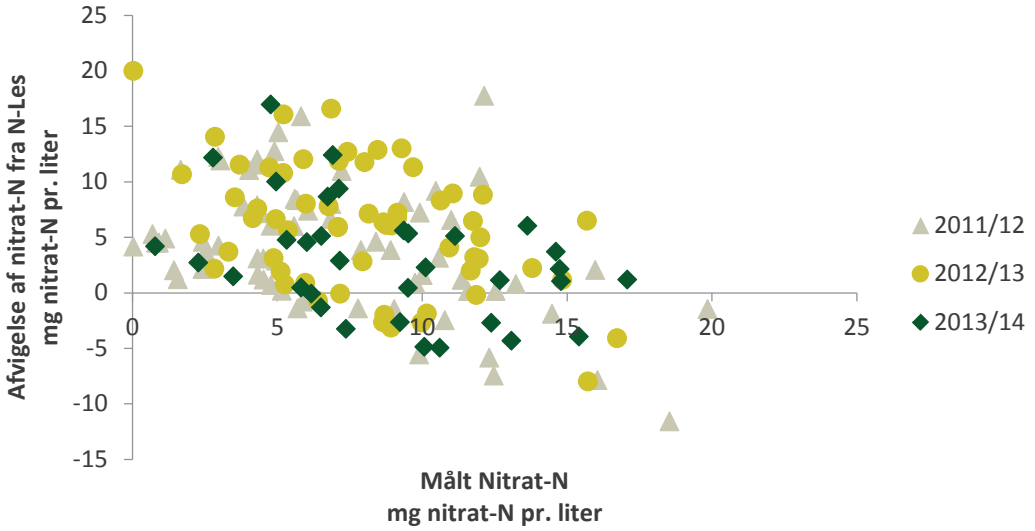


Figur 17. Korrelation mellem den målte koncentration af total-N i drænvand og koncentration af total-N i rodzonevand modelleret med N-LES$_3$. Kun prøvesteder på højbund, hvor der ikke løber sommervand er medtaget. Linjen viser en 1:1 overensstemmelse mellem drænvand og N-LES$_3$ beregnede koncentrationer.

Som det fremgår af figur 16 er kvælstofkoncentrationerne modelleret med N-LES$_3$ i alle årene betydeligt højere end de målte koncentrationer i drænvandet. De målte koncentrationer udgjorde i gennemsnit 72 pct. af de N-LES beregnede værdier. Sammenhæng mellem modelresultaterne og de målte koncentrationer er meget svag, og korrelationen mellem dem forklarer kun 5 pct. af variationen i data (Kendall τ^2 = 0,05). Korrelationen er heller ikke signifikant, omend det er meget tæt på (Kendall τ = 0,22, p =0,052).

Det er undersøgt, om der er systematik i afvigelsen mellem de målte drænvandskoncentrationer og den N-LES-beregnede rodzonekoncentration i forhold til den målte drænvandskoncentration (figur 17). Afvigelsen mellem N-LES og drænvandskoncentrationen er størst ved lave og høje nitrat-N koncentrationer i drænvandet. Ved lave drænvandskoncentrationer beregner N-LES$_3$ højere koncentrationer i rodzonen end der måles i drænvandet, mens modellen beregner lavere koncentrati-

oner end målt ved meget høje drænvandskoncentrationer (Figur 17).



Figur 18. Afvigelsen mellem den målte nitrat-N koncentration i drænvandet og rodzonekoncentrationen beregnet med N-LES$_3$ plottet som funktion af den målte nitrat-N koncentration i drænvandet.

Der kan være flere årsager til den manglende sammenhæng mellem de N-LES$_3$ modellerede koncentrationer og de målte total-N koncentrationer i drænvandet, bl.a.:

- Data, der ligger til grund for N-LES$_3$, er af ældre dato, hvilket kan betyde, at modellen ikke beskriver den nuværende landbrugspraksis tilfredsstillende, hvorfor dyrkningspraksis ikke afspejles i modelresultaterne.
- Der sker tilstrømning af grundvand til flere dræn, på trods af at drænene i sammenligning er udvalgt således, at de alle er dræn på højbundsjord, og hvor der er svaret ”Nej, næsten aldrig” til sommervandføring. En grundvandstilstrømning vil sløre effekten af landbrugspraksis og jordtype på arealet, som indgår i N-LES modellen.
- Der sker en betydende denitrifikation fra rodzonen til drænudløbet.

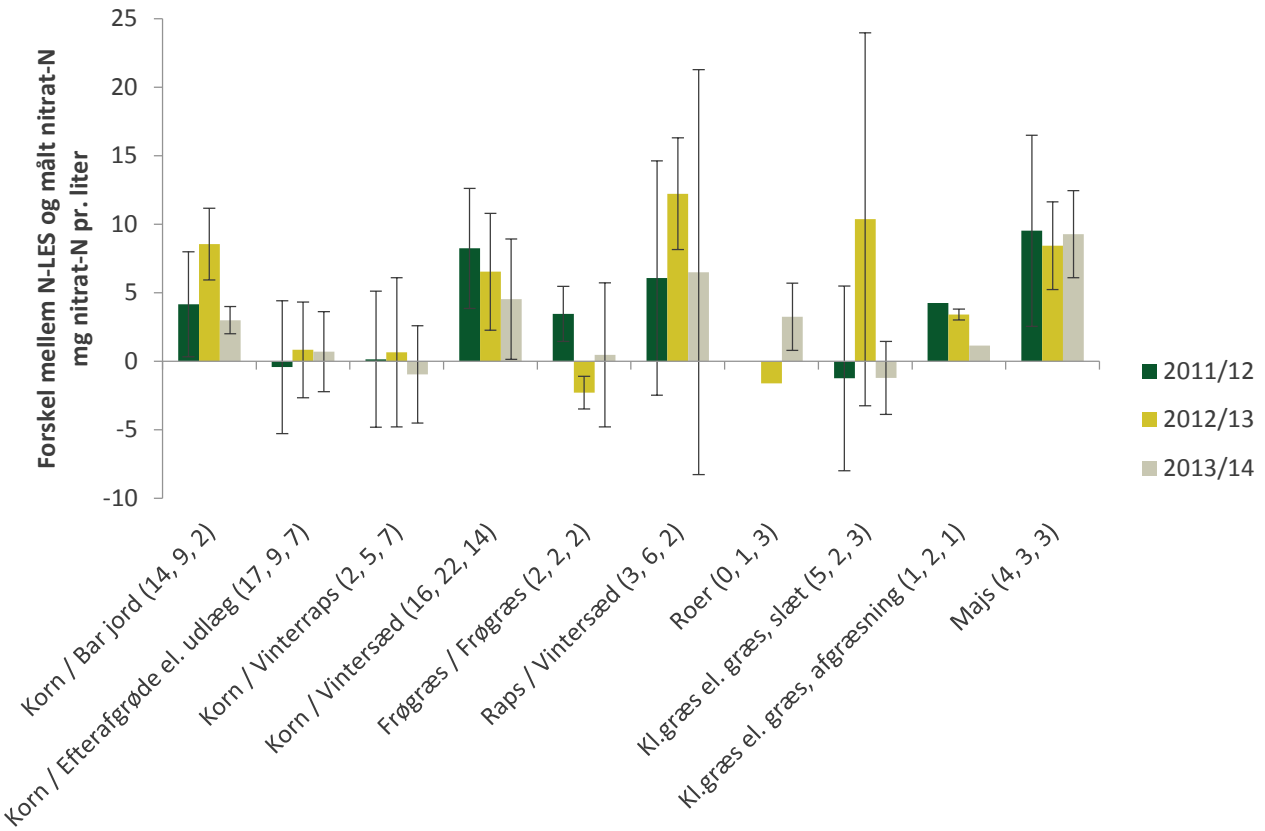
Disse mulige årsager diskuteres mere indgående herunder.

Ud fra de tilgængelige data er det ikke muligt at evaluere, om der er sket tilstrømning af grundvand i måleperioden, selvom der ikke løber vand i drænene om sommeren.

N-LES$_3$ er udviklet på forsøgsdata fra 1990’erne og bagud. Siden har indførelse af bindende kvælstofnormer, regulering af dyrkningspraksis og den generelle udvikling i markbruget, ændret landbrugspraksis markant. I perioden er markoverskuddet reduceret med ca. 45 pct. (Blicher-Mathiesen et al. 2013), ligesom både udvaskning fra rodzonen (Blicher-Mathiesen et al. 2013) og udledning til vandmiljøet (Wiberg-Larsen et al. 2013) er reduceret betydeligt i perioden. Med N-les$_4$ er der beregnet en konstant udvaskning på landsplan fra 2003 til 2012, mens den målte udledning er faldet betydeligt. Forskellen mellem de N-LES beregnede rodzonekoncentrationer og de målte drænvandskoncentrationer kan således også skyldes, at den nuværende landbrugspraksis ikke beskrives tilfredsstillende af N-LES$_3$ modellen.

Det er sandsynligt, at der sker en vis denitrifikation fra rodzonen til drænudløbet, men denne kan ikke umiddelbart forklare forskellen i de N-LES beregnede kvælstofkoncentrationer og de målte koncentrationer i drænvand. Hvis denitrifikationen fra rodzone til udløb er høj, må man forvente lavere andele af nitrat-N ud af total-N i drænvandet, fordi denitrifikationen omsætter nitrat til frit kvælstof. På langt de fleste af prøvestederne, der indgår i figur 16 og figur 17, udgør nitrat-N dog mere end 85 pct. af total-N. Desuden er de N-LES$_3$ beregnede total-N koncentrationer højere end de målte både på prøvesteder, hvor andelen af nitrat-N ud af total-N er større end 85 pct. og hvor den er mindre end 85 pct. På prøvestederne med de laveste drænvandskoncentrationer (under 5 mg nitrat-N pr. liter) udgør nitrat dog kun 78 pct. i gennemsnit, hvilket indikerer, at der på disse prøvesteder sker nogen kvælstofreduktion, inden rodzonevandet løber i drænene. Desuden viser modellen god overensstemmelse med måledata på lokaliteter, hvor N-LES$_3$ beregnede værdier er sammenlignet med faktiske prøver af det udvaskede rodzonevand (Kristensen et al. 2003), hvilket også kan indikerer, at der sker en vis kvælstoffjernelse fra rodzone til drænudløb på de her undersøgte prøvesteder.

Der er, som vist i figur 17, en betydelig systematik i afvigelserne fra modelresultaterne. Det er som beskrevet især ved høje og lave drænvandskoncentrationer, at modelen regner henholdsvis lavere og højere end de observerede koncentrationer (Figur 17). En årsag til de lavere modelresultater ved høje drænvandskoncentrationer kan være, at meget høje drænvandskoncentrationer skyldes en hændelse i markdriften. Det kan f.eks. være en afgrøde, der mislykkes efter at der er udbragt gødning. De højere modelberegnede rodzonekoncentrationer ved lave drænvandskoncentrationer kan måske skyldes, at der på disse arealer sker større denitrifikation i rodzonen end på de andre arealer. Den N-LES beregnede koncentration udgør dog kun 36 pct. af den målte nitrat-N koncentration i drænvandet, og denitrifikationen på disse arealer skal derfor være betydelig for at kunne forklare hele denne forskel mellem modelresultater og drænvandskoncentrationer. Denitrifikationen er størst, når graden af vandmætning i jorden er størst, og det er derfor muligt, at der på disse prøvesteder er en større tendens til, at der løber grundvand i drænet, på trods af at drænene ikke fører vand om sommeren.



Figur 19. Gennemsnitlig forskel mellem N-LES$_3$ beregnede nitrat-N koncentrationer og de målte nitrat-N koncentrationer for de enkelte afgrødekombinationer for prøvesteder, angivet som højbund, og hvor det er angivet, at drænene ikke løber om sommeren. Tallene i parentes angiver antallet af prøvesteder i henholdsvis 2011/12, 2012/13 og 2013/14. Fejllinjer angiver ± 1 standardafvigelse. Afgrødekombinationer med kun et enkelt prøvested i de tre år er udeladt. Den høje kvælstofkoncentration i N-LES$_3$ beregningen for slætgræs i 2012/13 skyldes, at der er majs som sekundær afgrøde, på det ene af de to arealer.

For at undersøge om forskellen i kvælstofkoncentrationer mellem målinger og N-LES$_3$ beregninger skyldes enkelte afgrødekombinationer, der ikke er godt modellerede i N-LES$_3$, blev de gennemsnitlige afvigelser mellem de målte kvælstofkoncentrationer og de N-LES$_3$ beregnede koncentrationer sammenholdt for hver enkelt afgrødetype (Figur 18). For de fleste af de væsentligste afgrødekombinationer, leverer N-LES$_3$ estimater, der er højere end de målte koncentrationer. Kun for korn med efterafgrøde eller udlæg samt for korn efterfulgt af vinterraps leverer N-LES$_3$ en god forudsigelse af de målte drænvandskoncentrationer. Der er to mulige forklaringer på denne observation. Enten underestimerer N-LES$_3$ kvælstofudvaskningen fra arealer med 'Korn / Efterafgrøde el. udlæg' (Kristensen et al. 2003), eller også overestimerer N-LES$_3$ udvaskningen fra andre afgrødetyper, hvilket til dels ville kunne forklare den manglende sammenhæng mellem N-LES$_3$ beregnede og målte koncentrationer.

8 Resultater for udvalgte dræn med hyppigere prøvetagning

For de 16 systematisk udvalgte dræn (se afsnit 2.1) og de tre drænvandsstationer, hvor der tidligere er blevet udtaget prøver gennem Statens Planteavlsforsøg (se afsnit 2.1) er der sigtet efter en prøvetagningshyppighed på 5 prøvetagninger over sæsonen. Drænene er placeret i Nordjylland (6), Østjylland (5) og på Sjælland (5). De nordjyske dræn er placeret på lavbundsjord (ikke i ådal) med finsandet jord (JB 2). De østjyske dræn er placeret på højbundsarealer i et sydøstjysk morænelandskab. Jordtypen er JB 5 og JB 7. De sjællandske dræn er placeret på højbund. Jordtypen er JB 5 – 7. To af de gamle drænvandsstationer er placeret på højbund på JB 5 og JB 6. Den ene af disse ligger i Sønderjylland, mens det andet ligger på Sydsjælland. Den sidste er placeret på lavbund (ikke i ådal), i Sønderjylland.

For hvert dræn er der udarbejdet en figur, der viser total-N koncentrationen i drænvandet ved hver prøvetagning. Dette figurmateriale er vist i bilag G. Som det fremgår af figur materialet i bilag G, er det ikke lykkedes at tage prøver fem gange i løbet af sæsonen i alle drænene i alle årene. Årsagen kan f.eks. være, at drænet har været dykket under vandløbets vandspejl, eller at der ikke har været vand i drænet ved alle prøvetagninger.

I dette kapitel er resultaterne fra de 15 prøvesteder, hvor der er planlagt fem prøveudtagninger i sæsonen, præsenteret. Der er dog ikke foretaget en dybdegående analyse af resultaterne. Grunden er, at det samlede datasæt viser betydelig variation i drænvandskoncentrationerne mellem tilsyneladende ens prøvesteder. Derfor forventes det ikke, at resultaterne af en dybdegående analyse af de relativt få systematisk udvalgte dræn vil kunne adskilles fra denne variation.

Resultaterne fra de systematisk udvalgte dræn afspejler de generelle resultater i undersøgelsen. Total-N koncentrationerne varierer både over sæsonen og imellem de enkelte prøvesteder (bilag G). Som diskuteret i afsnit 9.3, kan store niveauforskelle imellem sæsoner, i nogle tilfælde forklares med skift i afgrødekombination. F.eks. sker der på NJ5 en stor stigning i kvælstofkoncentrationen i 2013/14 i forhold til de foregående år (bilag G) der formentlig skyldes, at der i de to tidligste måleår var kløvergræs på arealet, der i 2013/14 omploøjes og efterfølges af majs.

Som i det resterende datasæt var total-N koncentrationerne generelt højere på højbund (9,9 mg N pr. liter i gennemsnit over tre år) end på lavbund (ikke i ådal) (6,4 mg N pr. liter i gennemsnit over tre år). Med de få prøvesteder er det generelt svært at sige noget om årsagerne til variationer mellem prøvesteder. Som beskrevet i afsnit 4, er koncentrationen bestemt af faktorer som landskabstype, afgrøde, jordtype, arealets hydrologi etc.

I tabel 26 er angivet total-N og ortho-P koncentrationer, samt jordtypen, primær afgrøden, landskabstypen og sommervandføringen for prøvestederne. Flere af de i afsnit 4 nævnte sammenhænge ses også i de systematiske dræn. F.eks. forekommer høje kvælstofkoncentrationer i Nordjylland primært på marker, hvor der dyrkes majs. På arealer med korn / vintersæd og korn / vinterraps er der dog meget stor forskel i total-N koncentrationerne på højbundsarealer, hvilket viser, hvorfor det er vanskeligt at drage konklusioner ud fra de få systematisk udvalgte dræn.

Tabel 26. Total-N og ortho-P koncentrationer i gennemsnit over de tre år, samt jordtype, primær afgrøde, landskabstype og sommervandføring for de systematisk udvalgte dræn. I gennemsnittet af total-N og ortho-P koncentrationer er kun medtaget data, der overholder kvalitetskriterie beskrevet i afsnit 2.5. Således inkluderes kun måleår, hvor der er udtaget prøver i november, januar og marts. Landskabstyper er forkortet som: Højbund = H, Lavbund, ikke i ådal = L (-ådal)

Sted	Antal målinger (gns.)	Total-N (gns.)	Ortho-P (gns.)	Jord -type	Afgrøde	Land-skab	Sommervand
NJ1	5,0	5,9	0,23	JB2	Korn / Vintersæd Korn / Bar jord Korn / Bar jord	L (-ådal)	Ja, næsten altid
NJ2	4,3	5,8	3,81	JB2	Korn / Vintersæd Korn / Vintersæd Majs m. efterafgrøde	L (-ådal)	Ja, næsten altid
NJ3	5,0	7,0	0,06	JB2	Majs m. efterafgrøde Majs m. efterafgrøde Majs m. efterafgrøde	L (-ådal)	Ja, næsten altid
NJ4	5,0	10,2	0,09	JB2	Majs Majs m. efterafgrøde Korn / Efterafgrøde el. udlæg	L (-ådal)	Ja, næsten altid
NJ5	4,3	6,0	0,05	JB2	Kl.græs el. græs, slæt Kl.græs el. græs, slæt Majs m. efterafgrøde	L (-ådal)	Ja, næsten altid
NJ6	5,0	8,4	0,02	JB2	Kl.græs el. græs, afgræsning Kl.græs el. græs, afgræsning Korn / Efterafgrøde el. udlæg	L (-ådal)	Ja, næsten altid
ØJ1	5,0	17,2	0,03	JB5	Frøgræs / Frøgræs Frøgræs / Frøgræs Frøgræs / Vintersæd	H	Ved ikke
ØJ2	5,0	18,6	0,02	JB5	Raps / Vintersæd Korn / Vinterraps Korn / Efterafgrøde el. udlæg	H	Ved ikke
ØJ3	4,0	7,3	0,05	JB7	Korn / Efterafgrøde el. udlæg Korn / Vintersæd Korn / Vintersæd	H	Ved ikke
ØJ4	4,7	16,8	0,04	JB7	Korn / Efterafgrøde el. udlæg Korn / Vintersæd Korn / Vintersæd	H	Ved ikke
ØJ5	3,0	4,7	0,04	JB7	Frøgræs / Frøgræs Frøgræs / Vintersæd Korn / Vintersæd	H	Ved ikke
SJ1	5,0	4,7	0,02	JB5	Korn / Bar jord Korn / Bar jord Korn / Bar jord	H	Ja, næsten altid
SJ2	4,7	6,0	0,02	JB6	Korn / Vintersæd Korn / Vinterraps Korn / Vinterraps	H	Ja, næsten altid

SJ3	5,0	2,0	0,09	JB7	Korn / Efterafgrøde el. udlæg Korn / Vinterraps Korn / Efterafgrøde el. udlæg	H	Løber af og til
SJ4	5,0	7,6	0,03	JB7	Korn / Efterafgrøde el. udlæg Korn / Vintersæd Korn / Efterafgrøde el. udlæg	H	Løber af og til
SJ5	4,0	2,1	0,06	JB6	Frøgræs / Frøgræs Frøgræs / Frøgræs Korn / Vinterraps	H	Nej, stort set aldrig
GLDVS1	4,7	13,7	0,01	JB6	Raps / Vintersæd Korn / Vintersæd Korn / Bar jord	H	Nej, stort set aldrig
GLDVS2	5,0	1,4	0,05	JB8	Vedv. Græs Vedv. Græs Vedv. Græs	L (-ådal)	Ja, næsten altid
GLDVS3	3,7			JB5	Korn / Vinterraps Korn / Vintersæd Korn / Bar jord	H	Nej, stort set aldrig

Tabel 27. Nitrat-N koncentrationer for de gamle drænvandsstationer i tre perioder. Bemærk, at sammenligningen er lavet for nitrat-N og ikke total-N, fordi resultater vedr. total-N ikke har været tilgængelige for den ældste periode. Tal i parentes angiver det gennemsnitlige antal prøver i hvert måleår fra 2011/12 – 2013/14

	1971-1994*	**1998-2005****	**2011/12 – 2013/14**
	Mg nitrat-N pr. liter		
Næstved (GLDVS1)	17,0	11,7	12,2 (4,7)
Åbenrå (GLDVS2)	7,3	3,8	0,6 (5,0)
Lunding (Haderslev) (GLDVS3)	23,3	18,0	12,8 (3,7)

* Baseret på Jørgensen & Kristensen (2004)

** Koncentration angivet som afstrømningsvægtet gennemsnit for perioden på baggrund af datasæt stillet til rådighed af Institut for Agroøkologi, Århus Universitet

8.1 Gamle drænvandsstationer

Beskrivelser af forholdene for de såkaldte 'Gamle drænvandsstationer' fremgår af tabel 26, mens koncentrationerne af nitrat-N i landbrugets drænvandsundersøgelser er sammenholdt med tidligere perioder i tabel 27.

For alle stationer ses et tydeligt fald i koncentrationer fra første periode (1971-1994) til anden periode (1998-2005). Koncentrationerne for drænvandsundersøgelserne 2011/12-2013/14 er lavere end i 1998-2005 på stationerne ved Lunding og Åbenrå, mens de er i ca. samme niveau som i 1998-2005 for stationen ved Næstved. Faldet i nitrat-N koncentration på stationen ved Åbenrå kan til dels forklares med et skift i afgrøde, idet der nu er vedvarende græs på arealet, hvor der tidligere har været en større andel af korn og roer (Knudsen et al. 1999). Jordtypen på dette areal er JB 8, dvs. et lerindhold over 25 pct.. Det er formodentlig årsagen til, at drænene også løber om somme-

ren, fordi en så svær lerjord afdræner meget langsomt. Det meget lave kvælstofniveau kan udover at der er vedvarende græs på arealet skyldes, at denitrifikationen på svær lerjord er betydelig.

8.2 Konklusion

Resultaterne fra drænene med hyppigere prøvetagning afspejler de generelle resultater i undersøgelsen. Total-N koncentrationerne varierer både over sæsonen og imellem de enkelte prøvesteder, men det er vanskeligt at drage mere specifikke konklusioner, for disse dræn, fordi variationen imellem prøvesteder er stor og der kun er 16 prøvesteder med hyppig prøveudtagning.

På de 'gamle drænvandsstationer' er der sket et betydeligt fald i kvælstofkoncentrationerne i det afdrænende vand fra 1970'erne og frem til i dag.

9 Sammenligning af resultater fra drænvandsundersøgelserne imellem sæsoner

9.1 Overordnede resultater

Blandt de deltagende prøvesteder er der en række prøvesteder, der deltager i mere end et år. For de prøvesteder, der går igen imellem årene, og hvor kriterierne for datakvalitet (3 målinger årligt, prøvestedet udleder drænvand og har ingen spildevandstilledning) er overholdt, er der lavet en sammenligning af koncentrationerne imellem årene. Af prøvestederne, der deltog i 2011/12, var der data for 120 og 105 i henholdsvis 2012/13 og 2013/14. Af de prøvesteder steder, der deltog i 2012/13, var der data for 203 prøvesteder i 2013/14. I det følgende sammenlignes data for disse prøvesteder på tværs af år.

9.2 Sammenligning mellem enkelt år

Den gennemsnitlige kvælstofkoncentration var lavere i afstrømningssæsonen 2011/12 end i 2012/13 og i 2013/14 (jfr. afsnit 3.1), og dette skyldes formodentligt forskellige nedbørsmønstre imellem afstrømningssæsonerne (jfr. afsnit 3.4). Forskellen i total-N koncentration mellem 2011/12 og henholdsvis 2012/13 og 2013/14 er ca. den samme forskel imellem de overordnede gennemsnit for enkeltårene (Tabel 28 og Tabel 29). Således var forskellen i det overordnede gennemsnit imellem 2011/12 og 2012/13 1 mg total-N pr. liter, mens forskellen mellem gennemsnittet af de 120 prøvesteder, der var med i begge afstrømningssæsoner, var 1,3 mg pr. liter. Forskellen imellem 2011/12 og 2012/13 var for begge opgørelsesmetoder 1,1 mg pr. liter. Desuden var den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i 2012/13 på samme niveau som i 2013/14 for begge opgørelsesmetoder (Tabel 17 og Tabel 30). For begge årene var de gennemsnitlige koncentrationer dog lidt lavere for fællesmængden af prøvesteder end de overordnede gennemsnit for året. Det kan skyldes, at lavbundsarealer, ikke ådal, er overrepræsenteret i fællesmængden af prøvesteder. De samme tendenser, som beskrevet ovenfor, går igen inden for landskabstyperne ’højbund’ og ’lavbund, ikke ådal’. For landskabstypen ’lavbund, ådal’ er billedet mere vekslende, fordi antallet af prøvesteder i denne kategori er lavt i alle årerne.

Nitratandelene er højere i 2011/12 end i 2012/13 og 2013/14 (Tabel 28 og Tabel 29). Nitratandelen er på samme niveau i 2012/13 og 2013/14 (Tabel 30). Dette gælder både for det samlede datasæt og for landskabstyperne ’højbund’ og ’lavbund, ikke ådal’ for sig. Desuden gælder det både, når de overordnede gennemsnit for årene sammenlignes, og når gennemsnittene for fællesmængderne af prøvesteder sammenlignes for hvert par af måleår. De gennemsnitlige nitratandele er i alle måleår lavere end hvad der normalt måles i landovervågningsoplandene (over 85 pct.). Der måles i landovervågningsoplandene primært på dræn på højbund, og de gennemsnitlige nitratandele på højbund er i gennemsnit på niveau med eller lidt lavere, end hvad man finder i landovervågningsoplandene for fællesmængden af prøvesteder imellem alle årene.

Tabel 28. Gennemsnitlige koncentrationer af total-N og nitrat-N samt andelen af nitrat-N ud af total-N på prøvesteder, der er undersøgt i både 2011/12 og 2012/13. Resultaterne er opgjort samlet og fordelt på landskabstyper

		2012/13		2011/12	
	Antal	Total-N	Andel af total-N som nitrat-N	Total-N	Andel af total-N som nitrat-N
		mg N pr. liter	Pct.	mg N pr. liter	Pct.
Alle prøvesteder	120	7,6	78	6,5	84
Højbund	60	8,5	84	7,2	91
Lavbund, ikke ådal	49	6,8	72	5,6	76
Lavbund, ådal	8	7,0	74	6,7	81
Ved ikke	3	5,5	77	5,1	90

Tabel 29. Gennemsnitlige koncentrationer af total-N og nitrat-N samt andelen af nitrat-N ud af total-N på prøvesteder, der er undersøgt i både 2011/12 og 2013/14. Resultaterne er opgjort samlet og fordelt på landskabstyper

		2013/14		2011/12	
	Antal	Total-N	Andel af total-N som nitrat-N	Total-N	Andel af total-N som nitrat-N
		mg N pr. liter	Pct.	mg N pr. liter	Pct.
Alle prøvesteder	105	7,5	78	6,2	84
Højbund	55	8,2	82	6,8	90
Lavbund, ikke ådal	45	7,0	73	5,7	76
Lavbund, ådal	3	5,5	82	5,8	87
Ved ikke	2	3,9	75	4,4	84

Tabel 30. Gennemsnitlige koncentrationer af total-N og nitrat-N samt andelen af nitrat-N ud af total-N på prøvesteder, der er undersøgt i både 2012/13 og 2013/14. Resultaterne er opgjort samlet og fordelt på landskabstyper

		2013/14		2012/13	
	Antal	Total-N	Andel af total-N som nitrat-N	Total-N	Andel af total-N som nitrat-N
		mg N pr. liter	Pct.	mg N pr. liter	Pct.
Alle prøvesteder	203	7,7	73	7,3	75
Højbund	118	8,8	81	8,2	84
Lavbund, ikke ådal	76	6,1	63	6,1	60
Lavbund, ådal	5	8,8	67	8,0	75
Ved ikke	4	5,3	79	4,1	79

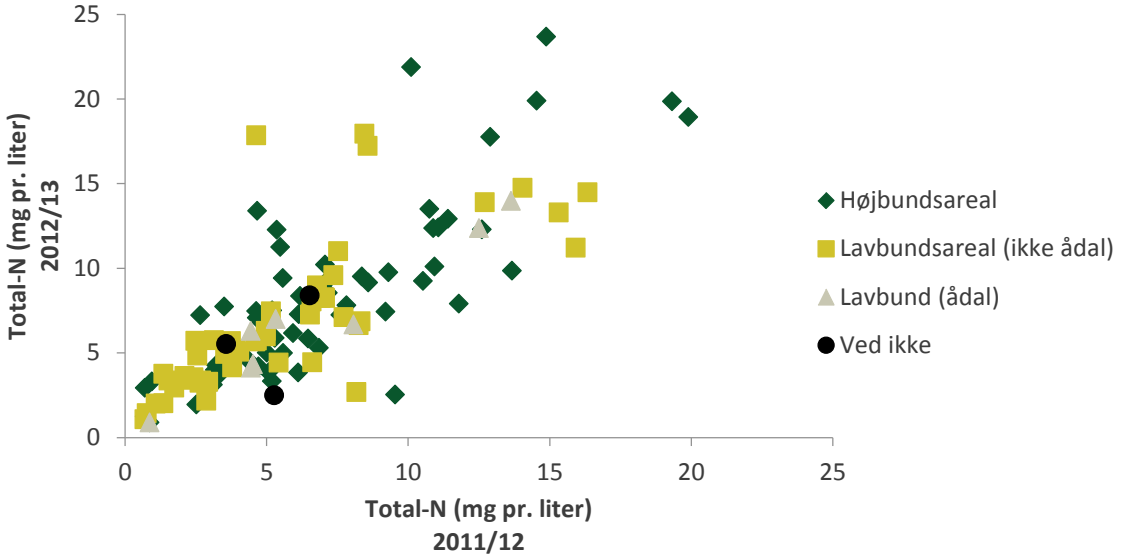
Total-N koncentrationerne på enkeltprøvesteder i hvert par af måleår er sammenlignet i figur 19, figur 20 og figur 21. Der er alle år en stærk og signifikant korrelation imellem total-N koncentrationer i to måleår. Korrelationskoefficienter og p-værdier fremgår af tabel 31. Korrelationen kan forklare mellem 31 og 42 pct. af variationen.

De stærke korrelationer mellem total-N koncentrationer i forskellige måleår viser, at der er en vis robusthed i resultater på samme prøvested imellem år. Det er dog vigtigt, at man er opmærksom

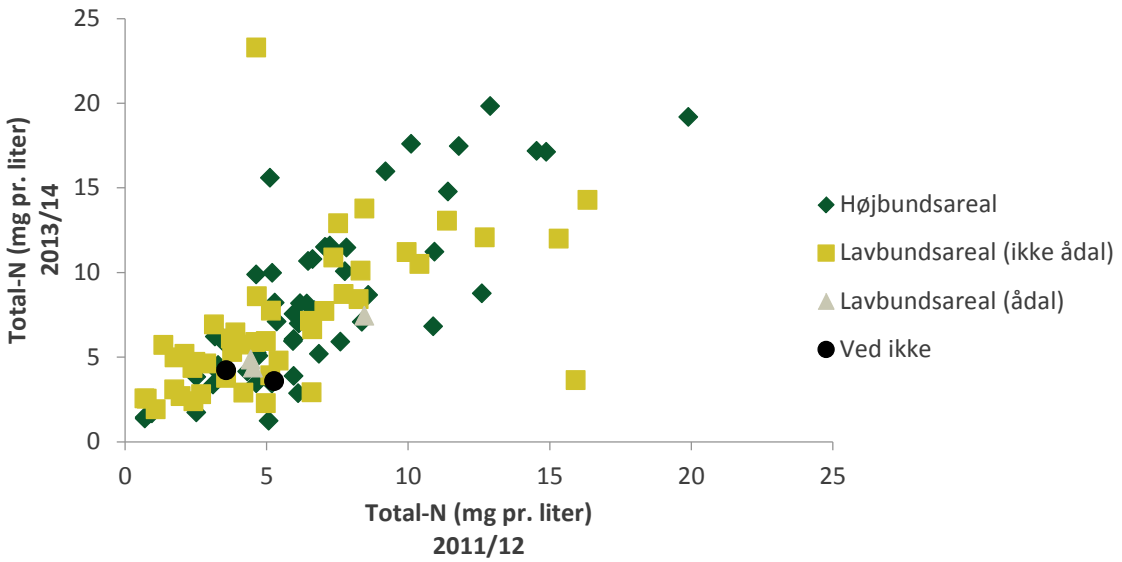
på, at denne robusthed ikke udelukkende kan tilskrives de geologiske betingelser på prøvestedet, om end disse vil have betydning. Det skal dog bemærkes, at robusthed i koncentrationsniveauet på de enkelte prøvesteder også kan tilskrives, at den enkelte landmands dyrkningspraksis ikke ændrer sig meget fra år til år. Undtaget herfra er naturligvis ændringer i afgrødekombinationen og den resulterende gødningstildeling, som kan medvirke til at ændre koncentrationsniveauet fra år til år. Dette diskuteres nærmere i afsnit 9.3.

Tabel 31. Korrelationskoefficienter for korrelationen imellem total-N koncentrationer på individuelle prøvesteder i to måleår. Korrelationen er opgjort som kendall's tau. τ^2 angiver den andel (pct.) af variationen, som er forklaret ved korrelationen.

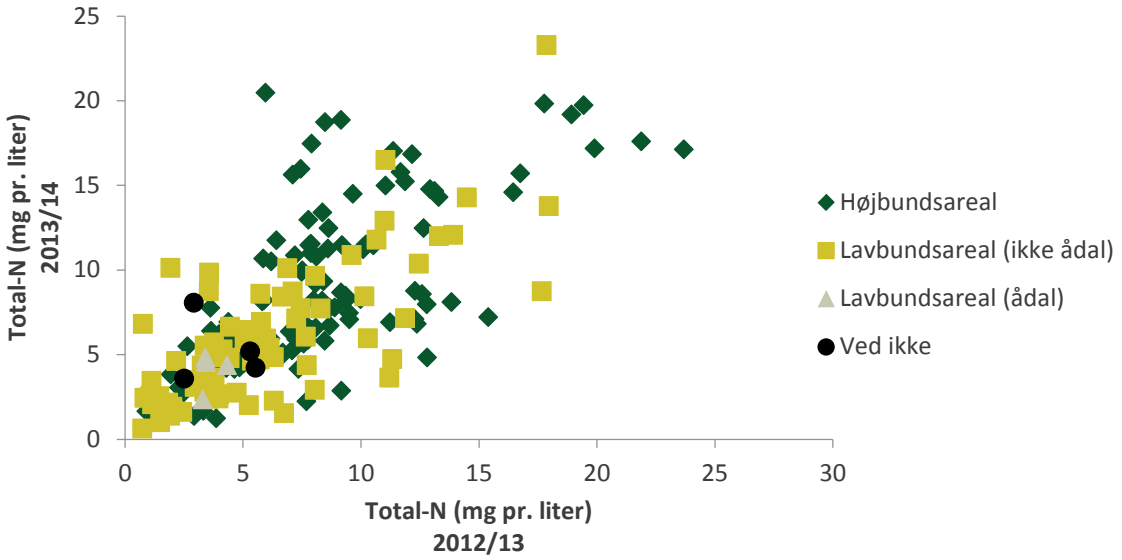
Måleår	Antal	Kendall τ	τ^2	p-værdi
2011/12 mod 2012/13	120	0,64	0,41	<0,001
2011/12 mod 2013/14	105	0,58	0,33	<0,001
2012/13 mod 2013/14	203	0,57	0,32	<0,001



Figur 20. Total-N koncentrationer for afstrømningssæsonen 2011/12 og 2012/13 for prøvesteder inkluderet i begge undersøgelser. n = 120.



Figur 21. Total-N koncentrationer for afstrømningssæsonen 2011/12 og 2013/14 for prøvesteder inkluderet i begge undersøgelser. n = 105.



Figur 22. Total-N koncentrationer for afstrømningssæsonen 2011/12 og 2013/14 for prøvesteder inkluderet i begge undersøgelser. n = 203.

9.3 Ændringer i dyrkningspraksis imellem afstrømningssæsoner

Selvom der er en stor robusthed imellem år, er der enkelte prøvesteder, hvor koncentrationerne har ændret sig meget fra et måleår til et andet. For at undersøge om der kan være dyrkningsmæssige grunde til en stor ændring i drænvandskoncentrationerne, blev prøvesteder med store udsving i total-N koncentrationen undersøgt for ændringer i afgrøde, husdyrgødning og kløvergræsbevoksning imellem alle par af måleår. Prøvesteder med store udsving blev defineret som prøvesteder, hvor koncentrationen det seneste måleår var mere end 50 pct. større eller mindre end i det seneste måleår, og hvor koncentrationsforskellen var større end 3 mg total-N pr. liter fra år til år.

En tilsvarende sammenligning mellem måleårene 2011/12 og 2012/13 blev foretaget i afrapporteringen af drænvandsundersøgelsen 2012/13 (Piil & Knudsen 2013). For at tage højde for de generelt lave koncentrationer i 2011/12 i forhold til 2012/13 normaliserede Piil & Knudsen (2013) koncentrationerne for 2011/12 til gennemsnittet af koncentrationerne for de 142 prøvesteder, der var inkluderet begge år. Dette er ikke gjort i nærværende sammenligning. Årsagen er, at intet år er fælles for alle sammenligninger imellem år, og data kan derfor ikke normaliseres til et fælles enkelt år. Da koncentrationerne i 2011/12 generelt var lavere end i de to følgende år, vil antallet af prøvesteder med store stigninger fra 2011/12 til de to følgende år formentlig være overestimeret, og antallet med store fald være underestimeret. Desuden skal det bemærkes, at sammenligningen mellem 2011/12 og 2012/13 i nærværende rapport og hos Piil & Knudsen (2013) er forskellige, på grund af fravalget af normalisering. På trods af de forskellige opgørelsesmetoder er konklusionerne i forhold til en sammenligning af årene 2011/12 og 2012/13 i vidt omfang de samme som i Piil & Knudsen (2013).

Resultaterne af sammenligninger mellem alle par af år fremgår af tabel 32, tabel 33 og tabel 34.

Tabel 32. Prøver med ændringer på >3 mg total-N pr. liter og hvor ændringen udgør >50 pct. af total-N koncentrationen i det tidligste måleår. Dyrkningsparametre, der er forskellige imellem de to afstrømningssæsoner, er angivet med farvemarkering i kolonnen for 2012/13. Farverne viser ændringernes forventede indflydelse på total-N koncentrationen fra det første måleår til andet måleår: Blå = Der forventes lavere koncentration i andet år i forhold til første år, Rød = Der forventes højere koncentration i andet år i forhold til første år, Grøn = Der forventes ingen eller lille ændring i koncentration imellem årene. Forskel i total-N er ikke korrigeret for den generelle koncentrationsforskel mellem afstrømningssæsoner. Prøvesteder er anonymiseret.

ID	2011/12	2012/13	Forskel	Landskab	2011/12			2012/13		
	Total-N mg pr. liter	Total-N mg pr. liter	Total-N mg pr. liter		Afgrøde	Husdyrdyrgødgødning	Kløververgræs	Afgrøde	Husdyrdyrgødgødning	Kløververgræs
A1	9,5	2,5	-7,0	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej
A2	8,2	2,7	-5,5	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
A3	2,5	5,7	3,2	L (-ådal)	Korn / Vinterraps	Ja	Nej	Raps / Vintersæd	Ja	Nej
A4	5,6	9,4	3,8	H	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Nej	Nej
A5	3,5	7,7	4,2	H	Korn / Vinterraps	Ja	Nej	Raps / Vintersæd	Ja	Nej
A6	2,7	7,2	4,6	H	Korn / Vinterraps	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
A7	5,5	11,3	5,8	H	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Nej	Nej
A8	5,4	12,3	6,9	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
A9	8,6	17,2	8,7	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Nej	Nej
A10	4,7	13,4	8,7	H	Anden afgrøde	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Nej	Ja*
A11	14,9	23,7	8,8	H	Raps / Vintersæd	Nej	Nej	Korn / Vinterraps	Nej	Nej
A12	8,5	18,0	9,5	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
A13	10,1	21,9	11,8	H	Majs m. efterafgrøde	Ja	Ja	Majs m. efterafgrøde	Ja	Ja
A14	4,6	17,9	13,2	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Ja	Nej	Korn / Bar jord	Ja	Nej

Tabel 33. Prøver med ændringer på >3 mg total-N pr. liter og hvor ændringen udgør >50 pct. af total-N koncentrationen i det tidligste måleår. Dyrkningsparametre, der er forskellige imellem de to afstrømningssæsoner, er angivet med farvemarkering i kolonnen for 2013/14. Farverne viser ændringernes forventede indflydelse på total-N koncentrationen fra det første måleår til andet måleår: Blå = Der forventes lavere koncentration i andet år i forhold til første år, Rød = Der forventes højere koncentration i andet år i forhold til første år, Grøn = Der forventes ingen eller lille ændring i koncentration imellem årene. Forskel i total-N er ikke korrigeret for den generelle koncentrationsforskel mellem afstrømningssæsoner. Prøvesteder er anonymiseret *I modstrid med andre opgivne oplysninger

ID	2011/12	2013/14	For-skel	Land-skab	2011/12			2013/14		
	Total-N mg pr. liter	Total-N mg pr. liter	Total-N mg pr. liter		Afgrøde	Husdyr-dyrgød-gød-ning	Kløver ver-græs	Afgrøde	Husdyr-dyrgød-gød-ning	Klø-ver-græs
B1	15.9	3.6	-12.3	L (-ådal)	Majs	Ja	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej
B2	5.1	1.2	-3.8	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Frøgræs / Frøgræs	Ja	Nej
B3	6.6	2.9	-3.7	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
B4	6.1	2.9	-3.3	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej	Frøgræs / Frøgræs	Ja	Nej
B5	3.2	6.2	3.0	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B6	2.1	5.2	3.1	L (-ådal)	Kl.græs el. græs, slæt	Nej	Ja	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja
B7	3.3	6.4	3.1	H	Kl.græs el. græs, af-græsning	Ja	Ja	Kl.græs el. græs, af-græsning	Ja	Ja
B8	1.8	5.0	3.2	L (-ådal)	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej	Majs m. efterafgrøde	Ja	Nej
B9	3.1	6.9	3.8	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Nej	Nej
B10	4.7	8.6	3.9	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B11	6.6	10.8	4.2	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B12	6.5	10.7	4.2	H	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja
B13	7.2	11.6	4.3	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B14	7.1	11.5	4.4	H	Korn / Bar jord	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B15	1.4	5.7	4.4	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	ja	Nej
B16	7.1	11.5	4.4	H	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Nej	Nej
B17	5.2	10.0	4.8	H	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja	Majs	Ja	Ja
B18	4.6	9.9	5.2	H	Anden afgrøde	Ja	Ja	Korn / Vintersæd	Ja	Ja
B19	8.5	13.8	5.3	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B20	7.5	12.9	5.4	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Nej	Ja	Korn / Vintersæd	Ja	Ja
B21	9.2	16.0	6.8	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
B22	12.9	19.8	6.9	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Nej	Nej
B23	10.1	17.6	7.5	H	Majs m. efterafgrøde	Ja	Ja	Korn / Bar jord	Ja	Ja
B24	5.1	15.6	10.5	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Raps / Vintersæd	Ja	Nej
B25	4.6	23.3	18.6	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej

Tabel 34. . Prøver med ændringer på >3 mg total-N pr. liter og hvor ændringen udgør >50 pct. af total-N koncentrationen i det tidligste måleår. Dyrkningsparametre, der er forskellige imellem de to afstrømningssæsoner, er angivet med farvemarkering i kolonnen for 2013/14. Farverne viser ændringernes forventede indflydelse på total-N koncentrationen fra det første måleår til andet måleår: Blå = Der forventes lavere koncentration i andet år i forhold til første år, Rød = Der forventes højere koncentration i andet år i forhold til første år, Grøn = Der forventes ingen eller lille ændring i koncentration imellem årene. Forskel i total-N er ikke korrigeret for den generelle koncentrationsforskel mellem afstrømningssæsoner. Prøvesteder er anonymiseret *I modstrid med andre opgivne oplysninger.

ID	2012/13	2013/14	Forskel	Landskab	2012/13			2013/14		
	Total-N mg pr. liter	Total-N mg pr. liter	Total-N mg pr. liter		Afgrøde	Husdyrgødning	Kløvergræs	Afgrøde	Husdyrgødning	Kløvergræs
C1	17.7	8.7	-8.9	L (-ådal)	Raps / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
C2	15.4	7.2	-8.2	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
C3	12.8	4.8	-8.0	H	Majs	Ja	Ja	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Nej
C4	11.2	3.6	-7.6	L (-ådal)	Majs m. efterafgrøde	Ja	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej
C5	11.3	4.7	-6.6	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Frøgræs / Frøgræs	Ja	Nej
C6	9.2	2.8	-6.3	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej
C7	7.7	2.2	-5.5	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
C8	6.7	1.5	-5.2	L (-ådal)	Anden afgrøde	Ja	Ja	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja
C9	8.0	2.9	-5.1	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
C10	6.3	2.3	-4.0	L (-ådal)	Korn / Bar jord	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
C11	5.2	2.0	-3.2	L (-ådal)	Majs m. efterafgrøde	Ja	Ja	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja
C12	7.2	10.8	3.7	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
C13	3.6	7.8	4.1	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Ja	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
C14	6.2	10.5	4.3	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Ja	Frøgræs / Vintersæd	Ja	Ja
C15	5.9	10.7	4.8	H	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja
C16	9.7	14.5	4.8	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vinterraps	Ja	Nej
C17	8.4	13.4	5.0	H	Frøgræs / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Ja	Nej
C18	2.9	8.1	5.1	NA	Korn / Vinterraps	Nej	Nej	Korn / Bar jord	Nej	Nej
C19	7.8	12.9	5.2	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Nej	Nej	Korn / Bar jord	Nej	Nej
C20	3.5	8.7	5.2	L (-ådal)	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Nej	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja
C21	6.4	11.7	5.3	H	Roer	Nej	Nej	Korn / Bar jord	Nej	Nej
C22	0.8	6.8	6.1	L (-ådal)	Frøgræs / Frøgræs	Ja	Nej	Frøgræs / Vintersæd	Ja	Nej
C23	3.6	9.8	6.3	L (-ådal)	Korn / Vintersæd	Nej	Nej	Korn / Bar jord	Nej	Nej
C24	1.9	10.1	8.2	L (-ådal)	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja	Majs m. efterafgrøde	Ja	Nej*
C25	7.1	15.6	8.5	H	Korn / Bar jord	Nej	Nej	Anden afgrøde	Nej	Nej
C26	7.4	16.0	8.5	H	Korn / Vintersæd	Ja	Nej	Korn / Vintersæd	Ja	Nej
C27	7.9	17.5	9.6	H	Raps / Vintersæd	Ja	Nej	Raps / Vintersæd	Ja	Nej
C28	9.2	18.9	9.7	H	Frøgræs / Frøgræs	Nej	Nej	Korn / Vintersæd	Nej	Nej
C29	8.5	18.7	10.3	H	Korn / Efterafgrøde el. udlæg	Nej	Nej	Korn / Bar jord	Nej	Nej
C30	6.0	20.5	14.5	H	Kl.græs el. græs, slæt	Ja	Ja	Majs	Ja	Ja

Af tabel 32, tabel 33, og tabel 34 fremgår det, at der på de fleste marker med store ændringer i total-N koncentrationen sker ændringer i dyrkningspraksis, men også at store ændringer på markerne kan forekomme tilsyneladende uden ændringer i dyrkningspraksis. På en del af de prøvesteder, hvor der både forekommer store ændringer i koncentrationerne fra år til år og ændringer i dyrkningspraksis, følger den observerede koncentrationsændring det teoretiske i forhold til ændringen i dyrkningspraksis, men det modsatte ses også i nogle marker.

De oplyste ændringer i dyrkningspraksis er for det meste relateret til et skifte af afgrødekombination (tabel 32, tabel 33, og tabel 34). Disse afgrødeskift kan have bidraget til ændringen i total-N koncentration mellem afstrømningssæsonerne. F.eks. ses et fald i total-N på prøvestederne A2, B3 og C3 ved et skifte fra korn / vintersæd eller korn / barjord til korn / vinterraps. Dette er i overensstemmelse med forventningerne, idet vinterraps har et stort kvælstofoptag i efteråret og derfor mindsker udvaskningspotentialet. Ligeledes ses der på prøvested A5 en stigning i total-N ved et skift fra korn / vinterraps til raps / vintersæd. Dette er også forventeligt, fordi vinterrapsen som nævnt har et højt kvælstofoptag i efteråret (lavt udvaskningspotentiale i 2011/12), og fordi der efter vinterraps kan ske en stor mineralisering på grund af bladfald og tidlig høst, og den efterfølgende vintersæd ikke har kapacitet til at optage den mineraliserede kvælstof. På en række prøvesteder, hvor der ses en stigning i total-N koncentrationerne (A7, A9, A12, og C10) skiftes fra korn / bar jord til korn / vintersæd. Stigningen kan skyldes, at udvaskningen fra korn / bar jord kan være lav som følge af forbud mod efterårsjordbearbejdning forud for vårsæd og det deraf afledede spildkornsdække. Omlægning fra kløvergræs til en anden afgrøde kan også medføre store stigninger i kvælstofkoncentrationen i drænvandet. Dette ses f.eks. på prøvestederne C24 og C30, hvor der dyrkes majs efter kløvergræs. Det er velkendt, at der ved ompløjning af fodergræs sker en betydelig mineralisering og udvaskning (Lemming et al. 2012). Derfor er det forventeligt, at der sker store stigninger i total-N koncentrationen på de arealer, hvor kløvergræs lægges om til en efterfølgende afgrøde.

På en række prøvesteder er der som nævnt modstrid mellem den observerede ændring i total-N koncentrationen, og det man ville forvente ud fra ændringer i sædskiftet. Dette ses f.eks. på prøvested C16, hvor total-N koncentrationen stiger med næsten 5 mg total-N pr. liter fra 2012/13 til 2013/14, på trods af et skifte fra korn / vintersæd til korn / vinterraps, som jfr. ovenstående burde resultere i en lavere drænvandskoncentration. Endelig er der på en række prøvesteder sket store ændringer i drænvandskoncentrationerne, uden nogen ændringer i sædskiftet eller andre af de indsamlede dyrkningsoplysninger f.eks. A13, A14, C7, C15, C26 og C27.

Ud over store ændringer i drænvandskoncentrationer, der ikke kan forklares af ændringer i sædskiftet, er der i datasættet mange prøvesteder, hvor der er sket ændringer i sædskiftet, uden at disse har afstedkommet store ændringer i drænvandskoncentrationerne. Fra 2011/12 til 2012/13 sker der ændringer i sædskifter på 70 ud af 120 prøvesteder og fra 2012/13 til 2013/14 på 120 ud af 203 prøvesteder. For hovedparten af disse skift ses ikke store ændringer i total-N koncentrationerne i drænvandet. Langt de fleste af disse afgrødeskift går dog mellem forskellige typer af kornkombinationer, f.eks. fra korn / vintersæd til korn / bar jord eller omvendt, og disse skift må forventes at være forholdsvis udvaskningsneutrale. Der er dog også skift fra eller til majs og raps / vintersæd til eller fra kornafgrøder, der forventes at give lavere udvaskning end majs og raps, uden at dette giver sig udslag i store koncentrationsudsving imellem afstrømningssæsoner. Dette understreger, at afgrødeskift ikke alene kan forklare udsvingene imellem afstrømningssæsoner, hvilket

også illustreres af, at der kan ske meget store udsving på prøvesteder, hvor der ikke ændres på afgrødekombinationen, som f.eks. på A13, A14, C26 og C27.

Tilførsel af husdyrgødning forventes traditionelt at øge vinterudvaskningen, fordi organisk bundet kvælstof også mineraliseres gennem efterårsperioden, hvor afgrødeoptaget er lavt. Det er derfor interessant at undersøge, om ændringer i tilførslen af husdyrgødning kan være årsag til store ændringer i kvælstofkoncentrationer i drænvand. Der er dog kun seks prøvesteder, hvor der sker store ændringer i total-N koncentrationerne, hvor der også sker ændringer i husdyrgødningstilførslen. Med undtagelse af prøvested A9, begynder man i undersøgelsesperioden at tilføre husdyrgødning på arealer, hvor man ikke har gjort det tidligere. Alle prøvesteder, hvor der sker ændringer i husdyrgødningstilførslen, stiger total-N koncentrationen i forhold til de tidligere år. Dette gælder også for prøvested A9, hvor en tildeling af husdyrgødning stoppes. Således passer ændringerne i total-N koncentrationer med forventningen, for fem ud af seks prøvesteder. Datasættet er dog for lille til at drage sikre konklusioner om effekten af tilførsel af husdyrgødning.

Som beskrevet ovenfor kan der ske stor udvaskning efter omlægning af kløvergræs. Der er ganske få prøvesteder med store ændringer, hvor der er sket ændringer i, om kløvergræs har været i sædskiftet de seneste fem år. På disse er der typisk tale om, at det i det seneste år i sammenligningen er mere end 5 år siden, at der har været kløvergræs i sædskiftet. Da det er længe siden, at der har været kløvergræs på disse arealer, bør effekten være lille og resultere i et lille fald i drænvandskoncentration. Der ses dog på alle disse arealer stigninger i koncentrationen. For prøvestederne A10 og C24 er oplysningerne om ændring i kløvergræs i modstrid med de afgivne sædskifteoplysninger. På baggrund af disse observationer vurderes det, at effekten af kløvergræs ikke kan vurderes ud fra det indsamlede datasæt, med undtagelse af de prøvesteder, hvor en omlægning af kløvergræs fremgår af sædskifteoplysningerne.

Ud fra de indsamlede data er det ikke muligt med sikkerhed at afgøre, hvilke dyrkningsmæssige tiltag der bidrager til ændringer i total-N koncentrationerne fra sæson til sæson. Ændringen i sædskifte kan dog i nogle tilfælde forklare ændringer fra år til år, men samme ændring på et andet areal vil ikke nødvendigvis have samme virkning på drænvandskoncentrationerne på det areal. Der er således stor variabilitet i data, og ændringer i dyrkningspraksis kan derfor ikke kobles direkte til ændringer i total-N koncentrationer. Dette kan skyldes flere forhold. For det første er der mange faktorer, der tilsammen afgør total-N koncentrationen i drænvand. Desuden er data for dyrkningspraksis i nærværende undersøgelse indsamlet som kategoriske data. Derfor findes der f.eks. kun oplysninger om tildeling af husdyrgødning i form af ja/nej spørgsmål. Derfor er det ikke muligt at undersøge, om specielle forhold, som f.eks. dårlig etablering af efterafgrøde, tildeling af spildevandsslam o.l., har indflydelse på total-N koncentrationen i drænvand.

For at få et nærmere indblik i betydningen af dyrkningspraksis er der i Nordjylland foretaget en interview-undersøgelse med en række landmænd, der har deltaget i drænvandsundersøgelsen i flere år (Høie 2014). I de gennemførte interview kunne man ofte finde en årsag til store ændringer i drænvandskoncentrationerne fra år til år, som man ikke kan finde årsagen til i de standarddata, der er indsamlet i nærværende undersøgelse (Ingvild Lauvland Høie, pers. komm. 2014). Det kan f.eks. være en mislykket afgrøde, udkørsel af spildevandsslam eller andre hændelser.

9.4 Konklusion

Der var en god korrelation imellem total-N koncentrationer i drænvand fra de to afstrømningssæsoner. Der var således en vis robusthed imellem sæsoner for det enkelte prøvested, men det er ikke muligt at sige, hvorvidt det skyldes dyrkningspraksis eller geologiske/hydrologiske forhold på prøvestedet. På en række prøvesteder er total-N koncentrationerne dog meget forskellige imellem de to sæsoner. I en række tilfælde kan dette forklares ved en ændring i sædskiftet, men ikke i alle tilfælde.

10 Fosfor

10.1 Generelt om fosfor i drænvand

Vandløb i landbrugslandet har typisk koncentrationer af total-P på omkring 0,11 mg total-P pr. liter (Windolf et al. 2011). Der er dog betydeligt regionale forskelle i fosforkoncentrationen i vandløb (Wiberg-Larsen et al. 2013). I drænvandsundersøgelsen er fosfor i drænvandet målt som orthofosfat (ortho-P), hvilket kun er en fraktion af det totale fosforindhold i drænvandet. Den totale fosformængde i drænvand er ikke målt, fordi den partikelbårne fosfor, som udgør hovedparten af fosforafstrømningen, varierer så meget over tid, at den ikke kan bestemmes med få punktmålinger. Hvor stor en andel ortho-P udgør af total-P, kan være meget varierende (Andersen et al. 2006). Det er derfor svært at lave direkte sammenligninger mellem de målte drænvandskoncentrationer og koncentrationer i vandløb. Det kan dog siges, at hvis koncentrationen af ortho-P i drænvandet er over 0,1 mg ortho-P pr. liter, så må koncentrationen anses for at være meget høj, fordi ortho-P-koncentrationen i drænvandet så overstiger den totale fosforkoncentration, der typisk findes i vandløb.

Hvorvidt en målt fosforkoncentration vurderes høj og med miljømæssig belastning vil afhænge af den geografiske placering. Det skyldes, at der er meget store regionale forskelle i 'baggrundskoncentrationen' af fosfor pga. forskelle i undergrundens naturlige indhold af fosfor. Der ses dermed forskelle i P-koncentrationer mellem vandløb i forskellige egne af landet, og vandløb i f.eks. Himmerland har gennemsnitligt højere koncentrationer af fosfor end vandløb i f.eks. Midtjylland (Bøgestrand (red.) 2007)(Bilag H).

10.2 Koncentrationer af ortho-P i undersøgelsen

De målte koncentrationer af ortho-P varierer alle år meget betydeligt. Over de tre måleår er der målt koncentrationer på <0,004 til 4,3 mg pr. liter (Figur 25). Medianen er alle årene 0,03 mg pr. liter, mens gennemsnittet over tre år er på 0,07 mg pr. liter (Tabel 35). Spredningen mellem prøvesteder er på 0,1-0,25 mg pr. liter afhængigt af prøveår (Tabel 35). Den lave spredning i 2011/12 i forhold til de efterfølgende år skyldes, at den højest målte værdi i 2011/12 var 0,86 mg ortho-P pr. liter, mens der i hvert af de efterfølgende år indgik et prøvested, hvor koncentrationen var >3 mg ortho-P pr. liter. Generelt er de målte ortho-P koncentrationer i alle årene i samme størrelsesorden. På mellem 13 og 15 pct. af prøvestederne er ortho-P koncentrationen over 0,1 mg ortho-P pr. liter (Tabel 35).

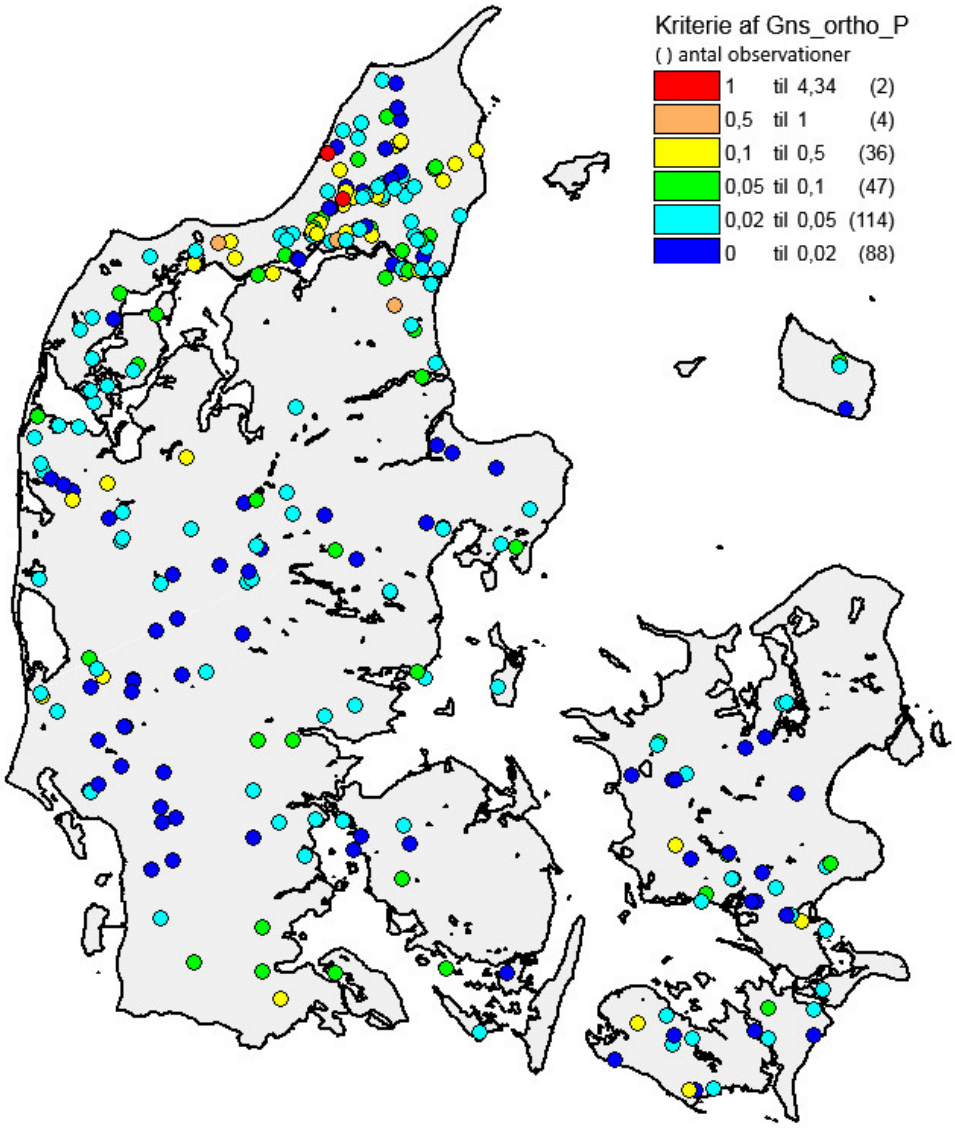
På grund af den store spredning mellem prøvesteder og de meget store forskelle mellem højeste og laveste koncentration (Figur 25), beskriver gennemsnittet ikke en ortho-P koncentration i et typisk dræn. Dertil trækker de meget høje værdier gennemsnittet for meget op. Derfor anvendes i den følgende dataanalyse i dette kapitel medianerne til at beskrive data.

Det blev undersøgt, om der er forskel i ortho-P koncentrationerne på arealer, hvor der normalt tilføres husdyrgødning i forhold til arealer, hvor dette ikke er tilfældet. Afhængig af måleår var medianerne for de husdyrgødede arealer mellem 0,03 og 0,034 mg ortho-P pr. liter og på de ikke husdyrgødede arealer mellem 0,27 og 0,035 mg ortho-P pr. liter. Disse værdier ligger tæt på landsme-

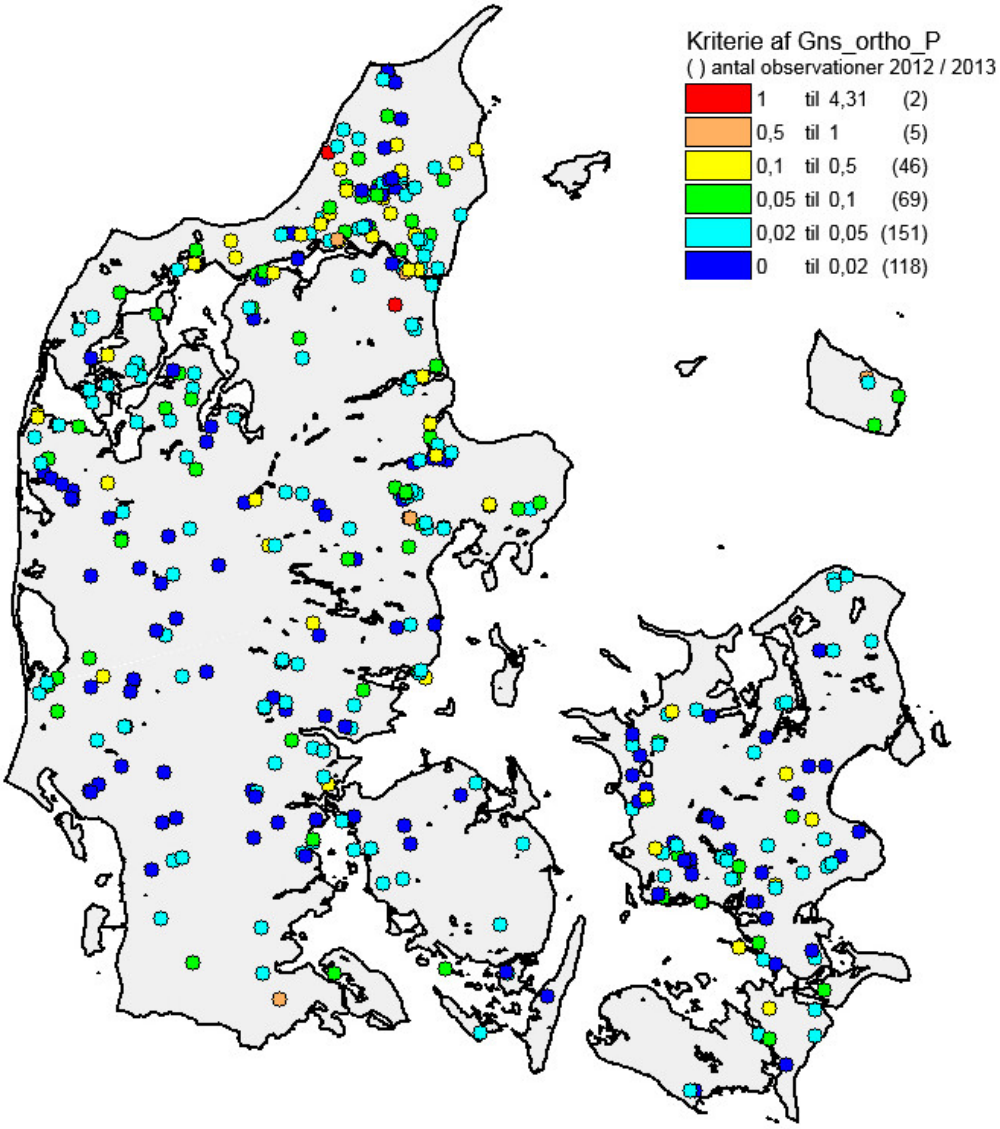
dianen på 0,3 mg ortho-P pr. liter, og der er således ikke tydelig effekt af husdyrgødning på ortho-P koncentrationerne i drænvandet.

Tabel 35. Gennemsnitlige og median-koncentrationer af ortho-P i 2013/14, 2012/13 og 2011/12. Spredningen mellem prøvesteder er angivet som standardafvigelse

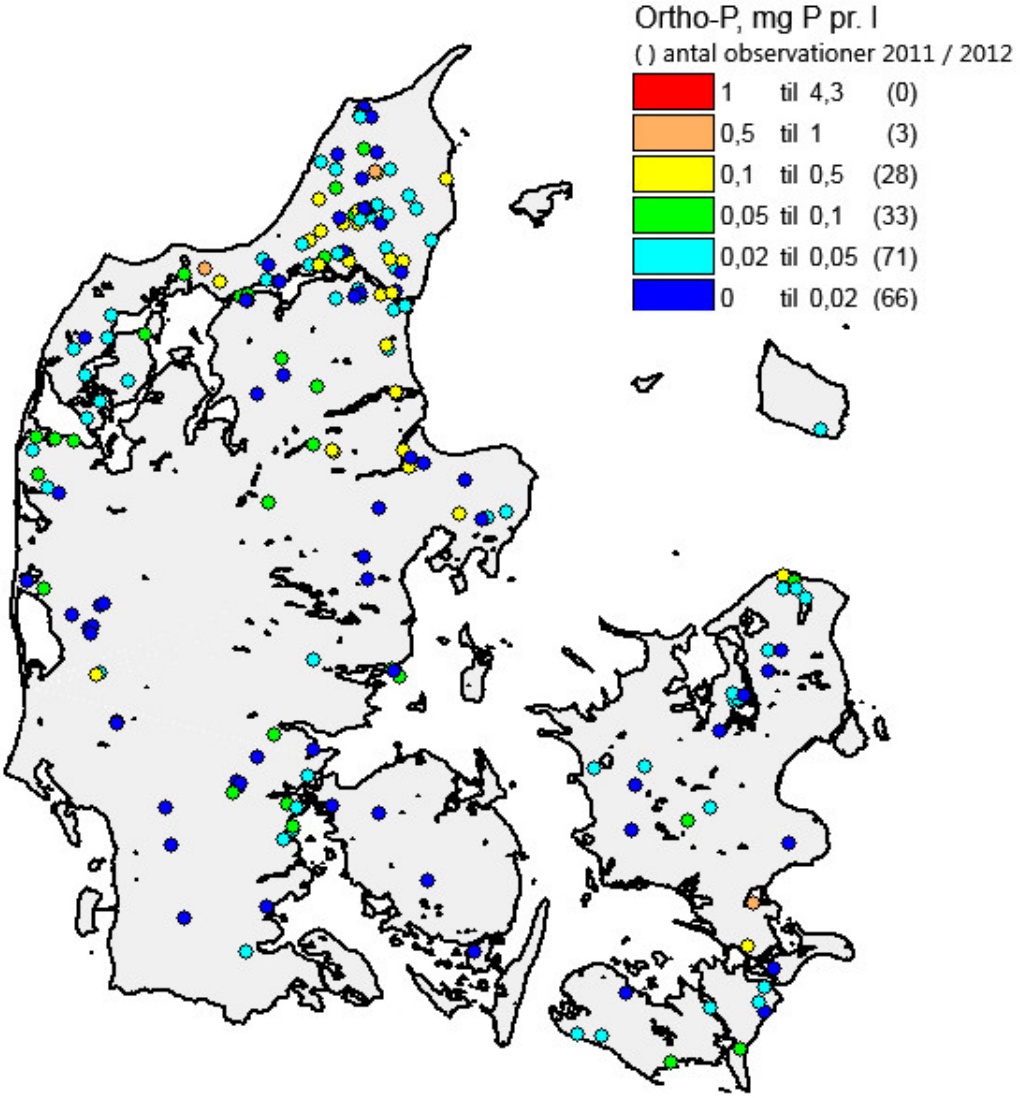
	2013/14	2012/13	2011/12	Alle tre år
	Ortho-P Mg pr. liter			
Gennemsnit	0,08	0,07	0,07	0,07
Median	0,03	0,03	0,03	
Spredning mellem prøvesteder	0,23	0,25	0,10	0,12
Pct. af prøvesteder med ortho-P >0,01 mg pr. liter	14	13	15	14
Antal	294	391	201	295



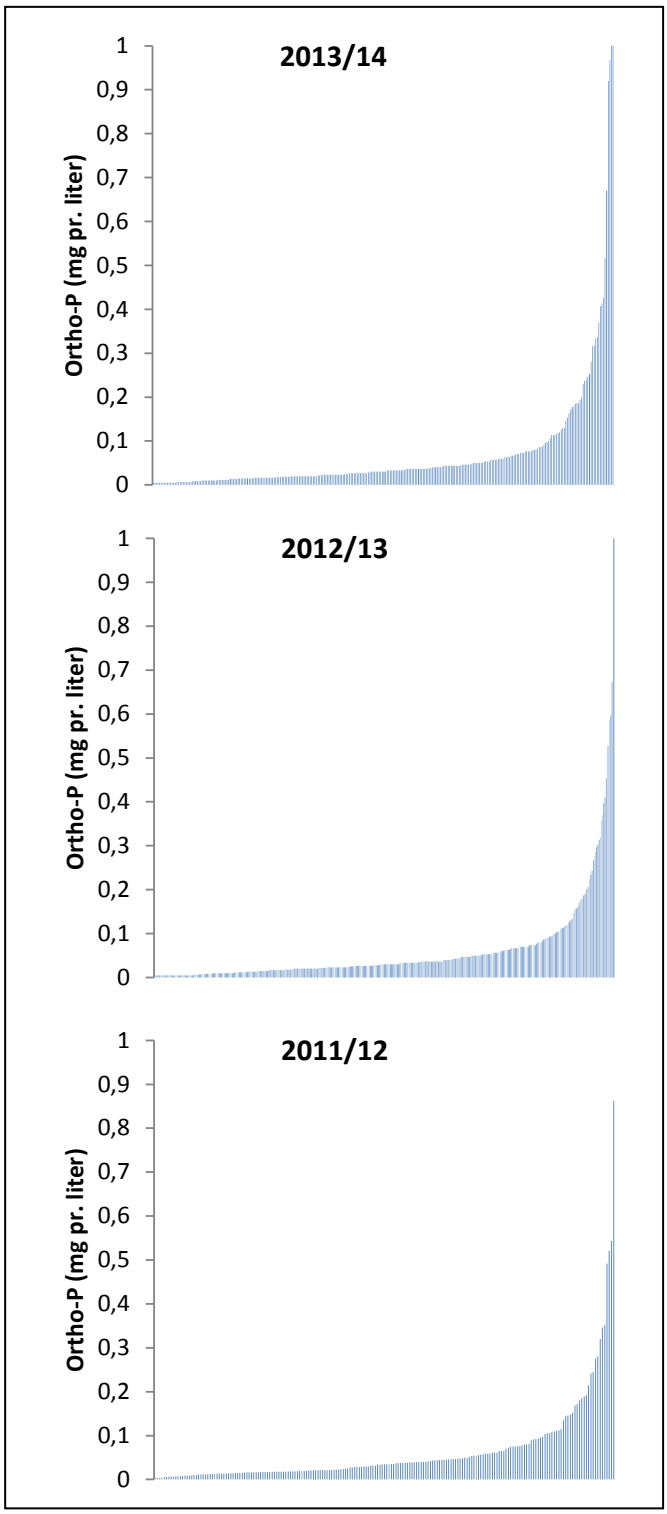
Figur 23. Kort over den geografiske fordeling af prøvesteder i 2013/14. Prøverne er kategoriseret i seks kategorier efter indhold af ortho-P.



Figur 24. Kort over den geografiske fordeling af prøvesteder i 2012/13. Prøverne er kategoriseret i seks kategorier efter indhold af ortho-P.



Figur 25. Kort over den geografiske fordeling af prøvesteder i 2011/12. Prøverne er kategoriseret i seks kategorier efter indhold af ortho-P.



Figur 26. Koncentrationer af ortho-P i dræn, drænbrønde og afvandingskanaler i alle tre måleår. Vist som gennemsnit af 3 målinger i november, januar og marts. Data er sorteret efter stigende total-P koncentration. For to prøvesteder længst til højre i 2012/13 er koncentrationerne så høje, at de rækker ud over figurens skala (1,71 mg pr. liter og 4,25 mg pr. liter). Det samme er tilfældet i 2013/14 (1,1 mg pr. liter og 3,3 mg pr. liter)

10.2.1 Statistisk analyse på ortho-P koncentrationen

For at undersøge om prøvestedernes egenskaber og dyrkning har indflydelse på ortho-P koncentrationerne, er der foretaget en række statistiske undersøgelser. For hvert års data er der udført en variansanalyse med $\log[ortho - P]$ som responsvariabel og med inddragelse af faktorerne 'Landskabstype', 'Jordtype', 'Afgrøde', 'Husdyrgødning' og 'Sommervand'. Modellen inddrager vekselvirkninger mellem alle faktorer, men inddrager ikke vekselvirkninger mellem tre eller flere faktorer. Modellerne blev reduceret ved trinvis fjernelse af de ikke-signifikante modeltermer, hvor den mindst signifikante modelterm blev fjernet først. Der er ikke er gennemført nogen samlet analyse for alle tre måleår. Årsagen er, som for total-N, at fællesmængden af prøvesteder for de tre år (87 prøvesteder) er for begrænset til at gennemføre en selvstændig analyse.

Der er i alle tre år færre end 19 prøvesteder beliggende på "Lavbundareal, ådal". På grund af det lave antal observationer er prøvesteder på "Lavbundsareal, ådal" udeladt fra den statistiske analyse af ortho-P koncentrationerne, ligesom det er tilfældet for analyserne på total-N. Kun landskabstyperne "Højbundsarealer" og "Lavbundsarealer, ikke ådal" er således inkluderet i den statistiske analyse.

Der er meget stor forskel på resultaterne af de statistiske analyser i de enkelte år. I 2011/12 er kun landskabstype signifikant, mens både en hovedeffekt for jordtype og vekselvirkningen mellem jordtype og landskabstype er signifikant i 2012/13 (Tabel 41). Modellen for 2013/14 er kompleks, idet der er en signifikant effekt af landskabstype og tre signifikante vekselvirkninger, hvoraf to berører landskabstypen (Tabel 41). Man skal dog være varsom med fortolkning af modellernes resultater, idet faktorer som forventes at være betydende for ortho-P koncentrationen, f.eks. baggrundskoncentrationen i grundvand, områdets geologi mv., ikke er inddraget i modellen. En del af de observerede forskelle imellem ortho-P koncentrationerne kan skyldes, at de undersøgte faktorer er korrelerede med de ikke undersøgte faktorer. F.eks. skyldes de signifikante effekter af landskabstype i flere af modellerne formentlig, at landskabstypen 'lavbund, ikke ådal' fortrinsvist findes i Nordjylland, hvor den underliggende geologi giver baggrund for højere baggrundskoncentrationer af fosfor jfr. afsnit 10.2.2.

Tabel 36. Modeller for ortho-P i 2011/12, 2012/13 og 2013/14. Landskabstype inkluderer kategorierne "Højbundsareal" og "Lavbundsareal, ikke ådal". Parameterenes signifikans er angivet som: *** ≤0,001; ** ≤0,01, *≤0,05

År	Model	Signifikante parametre
2011/12	$\log(ortho - P) \sim Landskabstype$	Landskabstype***
2012/13	$\log(ortho - P \sim Landskabstype + Jordtype + Landskabstype * Jordtype$	Landskabstype Jordtype*** Landskabstype:Jordtype **
2013/14	$\log(ortho - P) \sim Landskabstype + Jordtype + Husdyrgødning + Sommervand + Landskabstype * Husdyrgødning + Landskabstype * Sommervand + Jordtype * Husdyrgødning$	Landskabstype** Jordtype Husdyrgødning Sommervand Landskabstype:Husdyrgødning* Landskabstype:Sommervand** Jordtype:Husdyrgødning***

10.2.2 Marine aflejringer

Tidligere marine aflejringer er typisk karakteriseret ved høje fosfor-forekomster (Bøgestrand (red.) 2007). Sammenlignes prøvestedernes ortho-P koncentration (Figur 22, Figur 23 og Figur 24) med et jordartskort over Danmark (se bilag I), ser man, at en del af prøvestederne med høje ortho-P koncentrationer er placeret i områder med udbredt forekomst af 'marint sand og ler' (især Nordjylland og Himmerland). En opdeling på georegioner (Tabel 37) viser ligeledes, at de mediankoncentrationer af ortho-P er høje i Nordjylland og Himmerland. Prøvestederne med koncentrationer >1 mg ortho-P pr. liter ligger også i georegionerne Nordjylland og Himmerland. Høje koncentrationer findes dog også i Thy og på Bornholm, mens koncentrationerne ligger lavere i Vestjylland, på Djursland, samt Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer (Tabel 37).

Tabel 37. Mediane koncentrationer af ortho-P fordelt på georegioner

Georegion	2014/11		2012/13		2011/12	
	Median Ortho-P mg ortho- P pr. liter	Antal	Median Ortho-P mg ortho- P pr. liter	Antal	Median Ortho-P mg ortho- P pr. liter	Antal
Thy	0,040	21	0,033	35	0,048	15
Nordjylland	0,037	93	0,042	79	0,040	66
Vestjylland	0,013	51	0,010	52	0,009	19
Himmerland	0,043	23	0,027	38	0,045	25
Djursland	0,017	5	0,040	13	0,021	9
Midtjylland	0,037	18	0,029	38	0,018	14
Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer	0,027	79	0,027	124	0,024	45
Nordsjælland	-	0	0,030	6	0,029	7
Bornholm	0,040	2	0,063	4	0,034	1

Bøgestrand (red.) (2007) har udarbejdet et kort, der viser fosforkoncentrationer (totalt opløst P) i hhv. nedre/reduceret grundvand og øvre/iltet grundvand (se bilag J), samt kort over baggrundskoncentrationen af fosfor (totalt opløst P i vandløb i de enkelte georegioner (bilag H). Kortene viser blandt andet:

- Fosforkoncentrationerne i grundvand er høje i Nordjylland og Nordsjælland og lave i Himmerland
- Baggrundskoncentrationerne i vandløb er specielt høje i Himmerland, men også forhøjede i Thy og Nordsjælland.

Kortene fra Bøgestrand (red.) (2007) viser således ikke samme tendenser for grundvand og for vandløbsvand. Men kombineres de to kort ser man, at områder med høje ortho-P koncentrationer i drænvandet (>0,1m g ortho-P pr. liter) også har høje koncentrationer i enten grundvand eller vandløbsvand.

10.2.3 Lavbundsarealer

Risikoen for fosfortab øges under anoxiske forhold. Anoxiske forhold kan i udbredt grad forekomme på lavbundsjorde, hvor grundvandet står højt. Derfor er det interessant at undersøge forholdene på lavbundsjorde nærmere. En opdeling af de målte ortho-P koncentrationer på landskabstype viser da også højere medianer for begge typer af lavbundsarealer end for højbund (tabel 38). Man skal dog være opmærksom på, at der kun er få prøvesteder, der ligger på landskabstype 'lavbund ådal'. Desuden er landskabstypen 'lavbund, ikke ådal' domineret af prøvesteder i georegionerne Nordjylland og Himmerland, hvor baggrundskoncentrationen jfr. afsnit 10.2.2 er højere end på landsplan. Dette påvirker medianen for disse landskabstyper.

Tabel 38. Mediane koncentration af ortho-P fordelt på landskabstype

Georegion	2014/11		2012/13		2011/12	
	Median Ortho-P	Antal	Median Ortho-P	Antal	Median Ortho-P	Antal
	mg ortho- P pr. liter		mg ortho- P pr. liter		mg ortho- P pr. liter	
Højbundsareal	0,027	168	0,023	236	0,022	108
Lavbundsareal, ikke ådal	0,040	112	0,038	130	0,057	64
Lavbundsareal, ådal	0,067	9	0,033	19	0,030	17

Tabel 39. Mediane koncentration af ortho-P fordelt på jordtype i pløjelaget

	2013/14 Median ortho-P	**Antal**	**2012/13 Median ortho-P**	**Antal**	**2011/12 Median ortho-P**	**Antal**
	mg N pr. liter		**mg N pr. liter**		**mg N pr. liter**	
JB 1 & 3 eller *JB 1-3*	0,020	49	0,017	53	0,040	68
JB 2 & 4 eller i*ngen*	0,033	95	0,037	125		
JB 5 & 6 eller *JB 4-6*	0,027	91	0,027	144	0,028	99
JB 7 & 8 & 9 eller *JB 7 – 9*	0,041	40	0,036	46	0,032	25
JB 11 eller *JB 11*	0,068	16	0,053	23	0,105	9

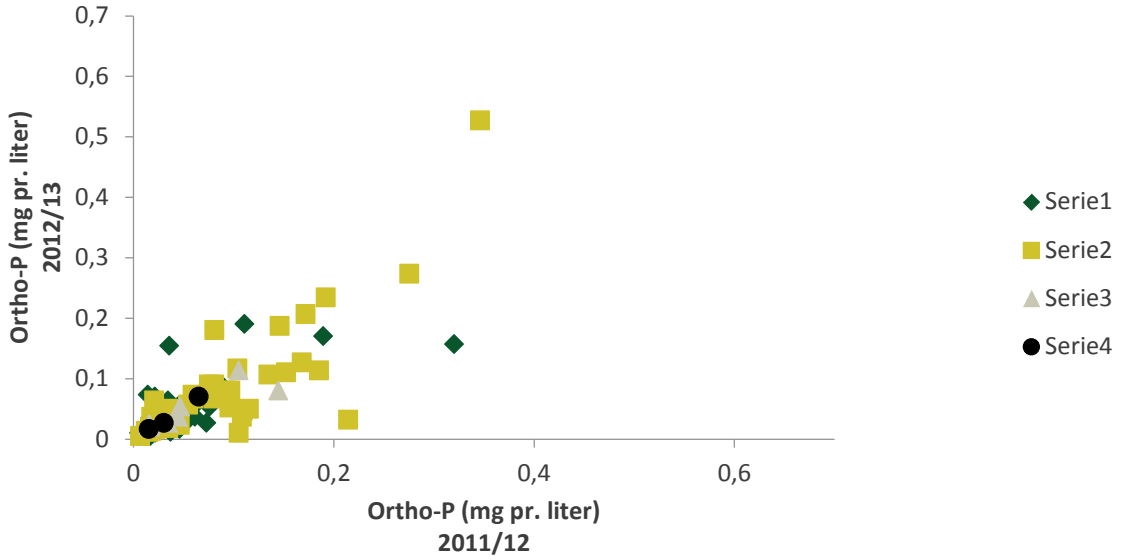
I tabel 39 er vist de mediane ortho-P koncentrationer fordelt på jordtyper. Det ses, at ortho-P koncentrationerne alle år er højest på JB 11. Årsagen til dette kan være, at humusjord kan have et højt indhold af total-P på grund af høj bindingskapacitet for fosfor (Kjærgaard 2007). Denne høje bindingskapacitet er relateret til et højt indhold af vel-krystalinske jernoxider i humusjord. Da humusjord desuden oftest forekommer på lavbundsarealer, vil der ofte kunne forekomme vandmættede, og dermed iltfrie forhold, på arealer med humusjord. Dette vil øge tabsrisikoen for fosfor og kan være en del af forklaringen på de høje ortho-P koncentrationer på arealer med JB 11. Humusjord kan dog også have en lav bindingskapacitet. F.eks. har højmoser en lav bindingskapacitet. Der kan i datasættet ikke ses en effekt af geografisk placering, idet mellem 61 og 93 pct. prøvestederne med JB 11 findes i Nordjylland og Himmerland afhængig af måleår.

Det er af flere årsager vanskeligt at udtale sig om de øvrige jordtypers indflydelse på ortho-P koncentrationen. For det første fordi der ikke er klare mønstre i ortho-P medianerne imellem jordtyperne, der er konsistente på tværs af måleår (tabel 39). Desuden er der betydelige forskelle i, hvor jordtyperne rent geografisk optræder mest hyppigt. JB1 & JB3 er mest udbredt i Vestjylland, hvor baggrundskoncentrationen af fosfor er forholdsvis lav. JB 2 forekommer derimod hyppigst i Vendsyssel, hvor baggrundskoncentrationen er høj. Det kunne forventes, at den geografiske udbredelse af jordtyperne ville være mere afgørende for ortho-P koncentrationerne i drænvandet end selve jordtypen, men sammenfaldet mellem jordtype og geografi er ikke kraftigt nok til at drive systematiske forskelle mellem jordtyperne.

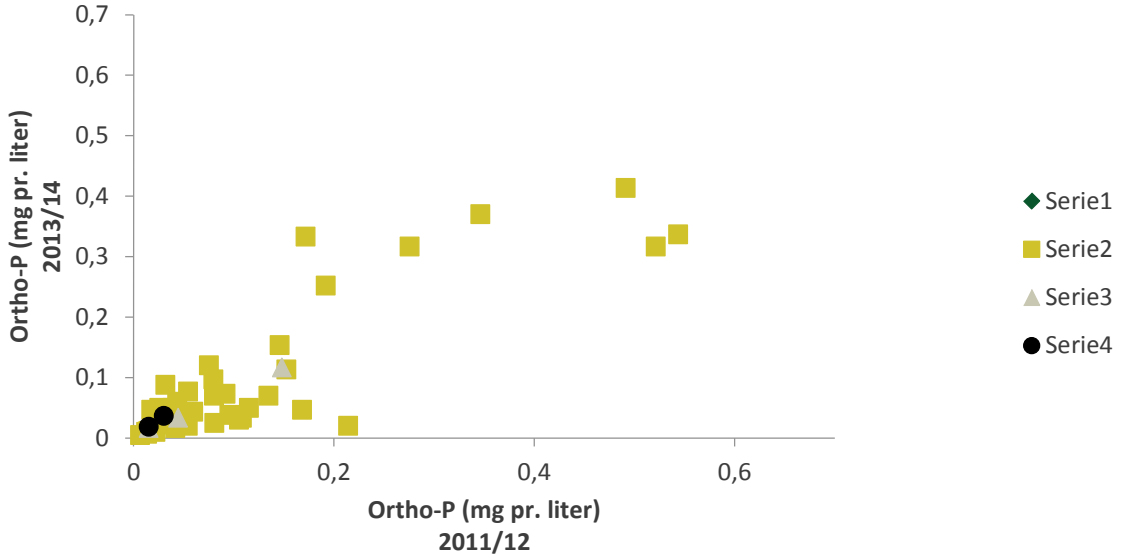
10.2.4 Sammenligning af resultater imellem måleår

Der var i alle par af måleår en stærk og signifikant korrelation imellem ortho-P koncentrationerne på prøvestederne (Tabel 40, Figur 26, Figur 27 og Figur 28). Korrelationen forklarede mellem 35 pct. og 44 pct. af variationen imellem år (Kendall τ^2 = 0,35 – 0,46, afhængigt af måleår), og der er således en vis robusthed i resultater på samme prøvested imellem år. For ortho-P kan dette skyl-

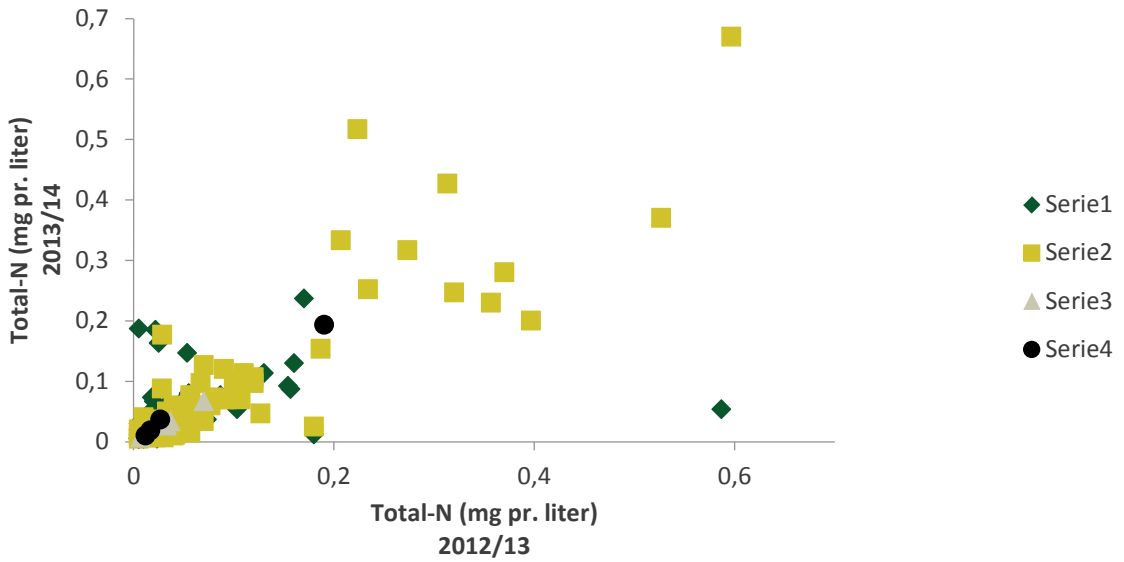
des, at koncentrationerne i vidt omfang ser ud til at være bestemt af geografisk placering og mindre af landbrugspraksis på arealet.



Figur 27. Ortho-P koncentrationer for afstrømningssæsonen 2011/12 og 2012/13 for prøvesteder er inkluderet i begge undersøgelser. Et prøvested, hvor koncentrationen overskrider 0,7 mg ortho-P pr. liter, er ikke vist.



Figur 28. Ortho-P koncentrationer for afstrømningssæsonen 2011/12 og 2013/14 for prøvesteder er inkluderet i begge undersøgelser. Et prøvested, hvor koncentrationen overskrider 0,7 mg ortho-P pr. liter, er ikke vist.



Figur 29. Ortho-P koncentrationer for afstrømningssæsonen 2012/13 og 2013/14 for prøvesteder er inkluderet i begge undersøgelser. Et prøvested, hvor koncentrationen overskrider 0,7 mg ortho-P pr. liter, er ikke vist.

Tabel 40. Korrelationskoefficienter for korrelationen imellem ortho-P koncentrationer på individuelle prøvesteder i to måleår. Korrelationen er opgjort som kendall's tau. τ^2 angiver den andel (pct.) af variationen, som er forklaret ved korrelationen

Måleår	Antal	Kendall τ	τ^2	p-værdi
2011/12 mod 2012/13	120	0,66	0,44	<0,001
2011/12 mod 2013/14	105	0,59	0,35	<0,001
2012/13 mod 2013/14	203	0,62	0,39	<0,001

10.3 Konklusion

Koncentrationer af ortho-P i drænvandet er præget af stor spredning mellem prøvesteder, men på langt de fleste prøvesteder er ortho-P koncentrationer relativt lave. Kun på en lille gruppe af prøvesteder (13-15 pct.) er ortho-P koncentrationerne større end 0,1 mg ortho-P pr. liter.

Tilførsel af husdyrgødning kan ikke påvises at påvirke ortho-P koncentrationerne i drænvandet.

Variationen i ortho-P koncentrationer skyldes mere lokale geologiske forhold end landbrugspraksis på arealet. Høje koncentrationer af ortho-P forekommer således fortrinsvist i områder, hvor der findes marine aflejringer, eller hvor grundvandet har et højt indhold af fosfor. På JB 11 er ortho-p koncentrationerne højere end på andre jordtyper. Dette kan skyldes, at anoxiske forhold på disse lavbundsjorder medvirker til at frigive ortho-P, der under oxiske forhold ville være bundet til jernoxider.

Der var en god sammenhæng mellem ortho-P koncentrationerne imellem alle par af måleår.

11 Repræsentativitet af prøvesteder

Det har ikke været et selvstændigt mål for undersøgelsen, at data skulle give et repræsentativt billede af kvælstofkoncentrationerne i drænvand fra det danske landbrugsareal. Alle interesserede har kunnet tilmelde sig undersøgelsen, og fordelingen af prøver er derfor drevet af, hvor interessen for at deltage har været størst.

Alligevel kan det i forbindelse med tolkningen af resultaterne være interessant at vurdere, hvor repræsentative de medtagne prøvesteder er i forhold til:

- Geografisk fordeling i landet
- Fordeling på landskabstype
- Fordeling på jordtype
- Fordeling på afgrødesammensætning

11.1 Den geografiske sammensætning af prøvesteder

Den geografiske fordeling af prøvesteder fremgår dels af kortene i figur 8, figur 9 og figur 10 og dels af opdelingen på georegioner i tabel 10. Det fremgår, at der alle år er prøvesteder i hele landet, og at næsten alle georegioner er repræsenteret i alle måleår. Den eneste undtagelse er georegion Nordsjælland, hvor der ikke var nogen prøvesteder i 2013/14. Tætheden af prøvesteder er i alle årene særlig stor i Nordjylland og heraf særligt i Vendsyssel. Dette gælder særligt i 2011/12, hvor der er ca. en tredjedel af prøvestederne er beliggende i georegion Nordjylland, men til dels også i de andre år, hvor ca. en femtedel af prøvestederne er beliggende i denne region. Ikke overraskende er der også et stort antal prøver i georegionen Østjylland, Fyn, Sjælland og øvrige øer, der også er den arealmæssigt største. Dette tal dækker dog over en høj prøvestedstæthed på det sydlige og vestlige Sjælland, især i 2012/13, mens der i alle årene kun er taget få prøver på Fyn. Georegionerne Djursland, Nordsjælland og Bornholm er kun repræsenteret af få prøvesteder (≤ 13, tabel 10), men dette er ikke overraskende, da disse georegioner er de arealmæssigt mindste (bilag K). I 2011/12 var der desuden kun få prøvesteder i de centrale dele af Jylland. Generelt inkluderer undersøgelsen over de tre måleår prøvesteder i hele landet, og undersøgelsen må derfor siges at give et billede af drænvandskoncentrationer i hele Danmark.

11.2 Fordeling på landskabstype

Fordelingen af prøvesteder på de enkelte landskabstyper er væsentlig, fordi landskabstypen (højbund/lavbund) kan indikere, hvilken sammensætning drænvandet har, samt om der sker denitrifikation af drænvandet, inden det løber i drænet. Den generelle hypotese er, at der på lavbund vil findes lavere koncentrationer af total-N, fordi drænvandet på lavbund forventes at være mere udsat for denitrifikation og for fortynding med reduceret grundvand. Disse hypoteser er i vidt omfang i overensstemmelse med de målte koncentrationer (jfr. afsnit 4.2.2). En overrepræsentation af en af landskabstyperne vil derfor betyde, at det overordnede gennemsnit i undersøgelsen er trukket i den ene eller anden retning i forhold til gennemsnittet for drænvand i Danmark.

I en opgørelse af Olsen (2009) udgør dyrket lavbundsjord 563.000 ha, hvilket svarer til ca. 20 pct. af i alt 2.859.000 ha landbrugsjord. Olesen (2009) har anvendt 'det udvidede lavbundstema', hvor

563.000 ha landbrugsjord er klassificeret som lavbund, til forskel fra det 'originale lavbundstema', der kun klassificerer 450.000 ha som lavbundsjord. Forskellen mellem de to lavbundstemaer består i, at 'det udvidede lavbundstema' inkluderer arealer med de geologiske sedimenter tørv og gytje, jordklassificeringens farvekode 7, humusjord samt landskabselementerne marsk, litorina og inddæmmet areal. Det samlede landbrugsareal i undersøgelsen er større end opgivet af Danmarks Statistik (2.650.000 ha).

Ifølge Olsen (2009) er ca. 50 pct. af landbrugsarealet systematisk drænet (afvandet med rørdræn 8-20 m afstand). Ifølge undersøgelsen af Olesen (2009) er 48 pct. af højbundsarealet drænet og 51 pct. af lavbundsarealerne.

Ifølge Olesen (2009) kan det drænede areal dermed opdeles i ca. 20 pct. lavbund og 80 pct. højbund. Det skal dog bemærkes, at det drænede areal i Danmark vurderes at være utilstrækkeligt kortlagt, men de af Olesen (2009) opgivne arealer og procenter må anses for at være den bedste vurdering af det samlede dræningsomfang.

I drænvandsundersøgelsen er oplysninger om landskabstypen indsamlet på to måder:

- Som spørgsmål til deltagerne: Hvilken landskabstype afdræner drænet? (Højbundsareal, Lavbundsareal i ådal eller Lavbundsareal ikke i ådal).
- Via GIS-tema om okkerrisiko. Herunder kan angives om prøvestedspunktet er placeret på lavbund eller ikke.

Tabel 41. Opdeling i højbundsarealer og lavbundsarealer på basis af deltagervurdering og GIS temaet 'okkerrisiko'

	2013/14		**2012/13**		**2011/12**		**Olesen (2009) andel af det drænede areal**
	Deltager vurdering (pct./antal)	GIS tema (pct./antal.)	Deltager vurdering (pct./antal)	GIS tema (pct./antal)	Deltager vurdering (pct./antal)	GIS tema (pct./antal)	(pct./antal)
Højbund/Ikke lavbund	58	56	61	58	57	54	80
Lavbund	42	44	39	42	43	46	20
Antal prøvesteder	289	294	385	391	189	201	

Der er alle år en rimelig overensstemmelse mellem den deltagervurderede landskabstype og GIS-temaet. Overordnet er der alle år overensstemmelse mellem deltagervurderingen og GIS-temaet på mellem 76 og 78 pct. at prøvestederne, afhængig af måleår. Der var ingen systematik i afvigelserne mellem GIS-temaet og deltagervurderingen. For de arealer, der klassificeres som højbund i deltagervurderingen, er der overensstemmelse mellem deltagervurderingen og GIS-temaet på ca. 80 pct. af prøvestederne. For de prøvesteder, hvor deltagervurderingen var lavbund, var dette 74-78 pct. afhængig af måleår. Der er således ikke noget, der tyder på en systematisk afvigelse mellem deltagervurderingen af landskabstypen og landskabstypen som klassificeret i GIS-temaet 'okker risiko'. Det skal desuden bemærkes, at der er god overensstemmelse mellem den af Olesen

(2009) opgivne fordeling mellem landskabstyper og fordelingen af landskabstypen for prøvestederne, vurderet ud fra GIS-temaet 'okker risiko'.

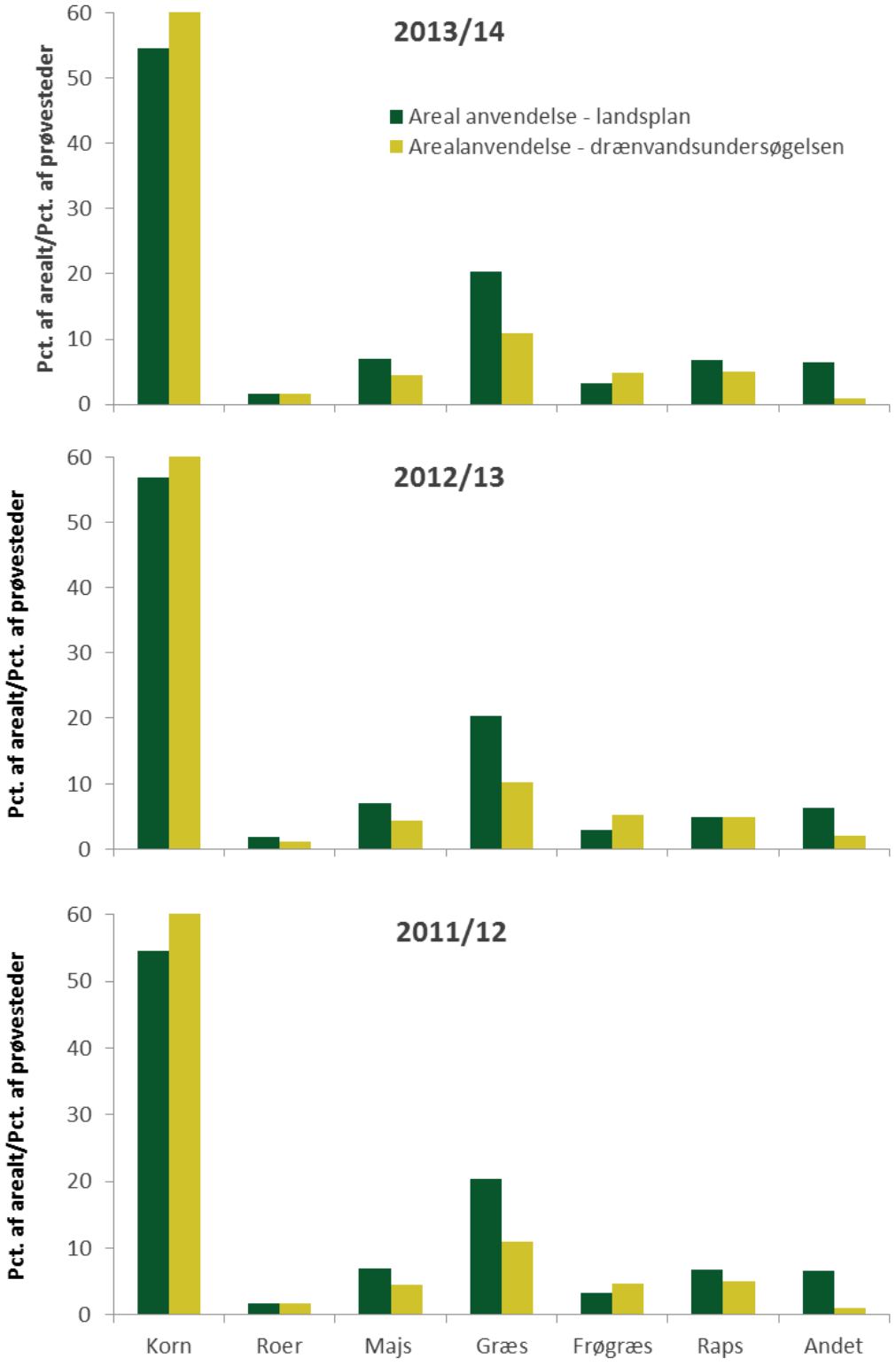
Ud fra deltagervurderingen er det tydeligt, at lavbund generelt er overrepræsenteret i undersøgelsen. Ca. 40 pct. af prøvestederne findes på lavbund, der ifølge Olsen (2009) blot udgør 20 pct. af det dyrkede areal på landsplan. Da total-N koncentrationerne på lavbund generelt er lavere end på højbund (tabel 17), kan dette trække den gennemsnitlige kvælstofkoncentration nedad. Når total-N koncentrationen fordeles på landskabstype ud fra GIS-temaet 'okkerrisiko', finder man i gennemsnit af de tre år, at den gennemsnitlige total-N koncentration på højbundsarealerne er lidt lavere (8,2 mg total-N pr. liter mod 8,4 mg total-N pr. liter), end når deltagervurderingen anvendes til at klassificere landskabstyperne. For lavbundsarealerne bliver koncentrationerne lidt højere (6,8 mg total-N pr. liter mod 6,4 mg total-N pr. liter), når GIS-temaet bruges til at opdele i landskabstyper. Forskellene er dog små. Der er altså ikke stor forskel på koncentrationsniveauet, afhængigt af om man bruger GIS-temaet 'okkerrisiko' eller deltagervurderingerne til at opdele prøvestederne i landskabstyper.

11.3 Fordeling på jordtype

Fordelingen på jordtyper for prøvestederne i undersøgelsen fremgår af tabel 21. Det er ikke muligt at vurdere, om fordelingen af prøvestederne på jordtyperne er repræsentativ for det drænede areal i Danmark. Dette skyldes, at man ikke kender jordtypefordelingen på det drænede landbrugsareal. Dette vil kræve en national kortlægning af dræningen af landbrugsarealet i Danmark, og en sådan er ikke tilgængelig.

11.4 Afgrødesammensætning

I figur 29 er afgrødesammensætningen på landsplan sammenholdt med afgrødesammensætningen i drænvandsundersøgelserne. Idet størstedelen af det drænede areal er lerjord, vil afgrødesammensætningen på det drænede areal adskille sig fra hele landet. På det drænede areal må der antages at være en overrepræsentation af korn, raps og frøgræs og tilsvarende en underrepræsentation af græs og majs, der dyrkes mest udpræget på vandet sandjord. Denne skævdeling af afgrødesammensætningen ses også på arealerne i alle de år, hvor der er gennemført drænvandsundersøgelser. Derfor må det antages, at arealfordelingen i drænvandsundersøgelsen er rimelig repræsentativ i forhold til afgrødesammensætningen på det drænede areal. Der skal dog tages forbehold for, at arealanvendelsen er angivet som procent af arealet i Pedersen & Pedersen(2013), og som procent af prøvesteder i tallene for drænvandsundersøgelsen.



Figur 30. Afgrødesammensætning på landsplan i 2011-2013 (Pedersen & Pedersen 2013) og på de tilmeldte prøvesteder i drænvandsundersøgelsen 2011/12, 2012/13 og 2013/14. På landsplan er andelen af arealer opgjort som procent af det dyrkede areal, og for drænvandsundersøgelsen er det opgjort som procent af prøvesteder. Arealanvendelsen er angivet som forårsbevoksningen på arealerne.

11.5 Konklusion

De udvalgte prøvesteder må overordnet siges at give et rimeligt billede af drænudløb i Danmark. Der findes prøvesteder i alle georegioner, omend der er en vis overrepræsentation af prøvesteder i Nordjylland og på det sydlige og vestlige Sjælland. Desuden er Fyn dårligt repræsenteret.

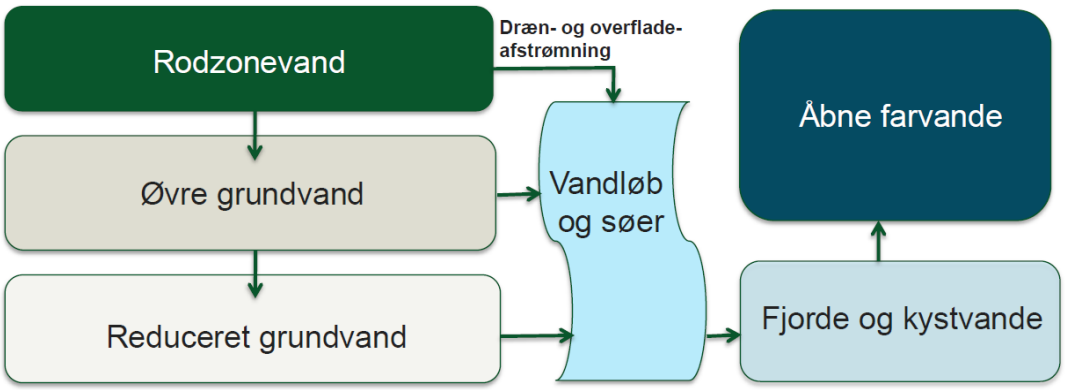
Ud fra deltagervurderingen er der en vis overrepræsentation af lavbundsarealer i undersøgelsen, hvilket kan trække den gennemsnitlige drænvandskoncentration nedad. Der er ingen systematisk afvigelse mellem deltagernes vurdering af landskabstypen på prøvestedet og vurdering ud fra GIS-temaet 'okker risiko'.

Afgrødesammensætningen på de undersøgte arealer må antages at være rimelig repræsentativ for landsgennemsnittet. Da det drænede areal ikke er kortlagt, er det ikke muligt at vurdere, om fordelingen af prøvesteder er repræsentativ i forhold til jordtyper.

12 Kvælstofkoncentrationer i det hydrologiske kredsløb

12.1 Det hydrologiske kredsløb

Kvælstof forekommer opløst i vand alle steder i det hydrologiske kredsløb, og kvælstof transporteres derfor med vandet rundt i store dele af kredsløbet. Både koncentrationerne af og formen på det kvælstof, der transporteres i det hydrologiske kredsløb, varierer afhængigt af, hvor i kredsløbet vandet befinder sig.



Figur 31. Skitse af afstrømningsdelen af hydrologiske kredsløb.

Den del af det hydrologiske kredsløb, der er nødvendig for at forstå afstrømning fra landjorden, er skitseret på figur 31. Kvælstof i rodzonevandet stammer enten fra mineraliseringsprocesser i jorden, fra atmosfærisk deposition eller fra tilført gødning. Når rodzonevand strømmer ud af rodzonen, strømmer det opløste kvælstof med vandet ud, og er ikke længere tilgængeligt for planterne. Denne proces betegnes udvaskning. Rodzonevandet kan afstrømme direkte gennem dræn eller overfladeafstrømning til vandløb og søer, eller kan passere ned gennem jorden til de øvre grundvandslag. Det øvre grundvand kan afstrømme til vandløb og søer, eller det kan sive længere ned gennem jordlagene til dybereliggende grundvandsmagasiner, før afstrømningen til vandløb sker. Hvis redoxforholdene under nedsivningen til dybere grundvandslag bliver reducerende, kan nitrat, som udgør den væsentligste del af den kvælstof der udvaskes, reduceres til gasformigt frit kvælstof (N_2), der er inaktivt og ikke tilgængeligt for planter og alger. Der kan således ske en betydelig kvælstoffjernelse i jorden.

Fra vandløb og søer transporteres vandet og det opløste kvælstof til fjorde og kystvande og videre ud i de åbne farvande (figur 31). Årligt sker der således en transport på ca. 60.000 tons kvælstof fra vandløbene til det marine miljø (Wiberg-Larsen et al. 2013). Denne transport inkluderer både det diffuse bidrag fra landbrugs- og naturarealer og bidraget fra punktkilder. Gennem hele systemet forekommer en betydelig kvælstofretention, der fjerner kvælstof fra det afstrømmende vand. I gennemsnit regnes der med, at 65 pct. af det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen, fjernes inden det når det marine miljø (retentionen).

12.2 Koncentrationer af kvælstof i grundvand

De gennemsnitlige vandføringsvægtede kvælstofkoncentrationer i rodzonevand på landbrugsjord i LOOP-oplandene er opgjort til 13 mg total-N pr. liter på lerjord og 17 mg total-N pr. liter på sandjord (tabel 42). Målingerne er foretaget med keramiske sugeceller i ca. 1 meters dybde. Kvælstofkoncentrationerne i rodzonevandet var i årene 1990/91 – 1993/1994 ca. 35 mg pr. liter og 22 mg pr. liter for henholdsvis sand- og lerjordsoplande, og de er således faldet betragteligt siden indførslen af vandmiljøplanerne. Koncentrationen af kvælstof i rodzonevand under naturarealer er lavere end fra landbrugsarealer. Dette skyldes, at der ikke tilføres gødning eller udføres jordbearbejdning på naturarealer. Man skal dog bemærke, at kvælstofkoncentrationerne i rodzonevand kun måles rutinemæssigt på få lokaliteter (LOOP-oplandene), og at der derfor formentlig er større variation i koncentrationerne end det fremgår af tallene her.

Tabel 42. Koncentrationer af total-kvælstof i forskellige puljer i det hydrologiske kredsløb

	Koncentration af total-kvælstof (mg total-N pr. l)		**Nitrat-kvælstof (andel af total-N)**
	Lerjordsoplande	**Sandjordsoplande**	
Rodzonevand, landbrug[1]	13	17	90-95 pct.
Rodzonevand, natur[2]	2		80-95 pct. (?)
Drænvand	Se tabel 11 og figur 7		84-95 pct.
Spildevand fra renseanlæg[4]	5		?
Øvre grundvand (iltet)[1]	4-8	11-15	90-100 pct. (?)
Anoxisk (iltfrit) grundvand[5]	6		95-100 pct.
Reduceret grundvand[5]	< 0,3		95-100pct. (?)
Vandløb i landbrugslandet[1]	3-12	1-6	?
Naturvandløb[6]	1,0		?
Søer[7]	2		10-20 pct.
Fjorde og kystvande[8]	0,3		Ca. 10 pct.
Åbne farvande[8]	0,2		Ca. 5 pct.

1) Gennemsnitlige målte koncentrationer for tre lerjordsoplande og to sandjordsoplande for årene 2007/08-2011/12 (Blicher-Mathiesen et al. 2013)

2) Beregnet ud fra en gennemsnitlig udvaskning på 5-10 kg N pr. ha (Blicher-Mathiesen et al. 2012) og en gennemsnitlig afstrømning på 388 mm

4) Gennemsnitlig koncentration i udledt spildevand 2009 (Miljøministeriet - Naturstyrelsen 2013)

5) Gennemsnitlig koncentration for anoxisk grundvand 1990-2009 og definition på reduceret grundvand ifølge (Thorling et al. 2010)

6) Gennemsnitlig koncentration af 10 naturvandløb i 2011 (Wiberg-Larsen et al. 2012)

7) Gennemsnitlig koncentration for årene 2003-2011 (Bjerring et al. 2012)

8) (Würgler-Hansen & Petersen 2012)

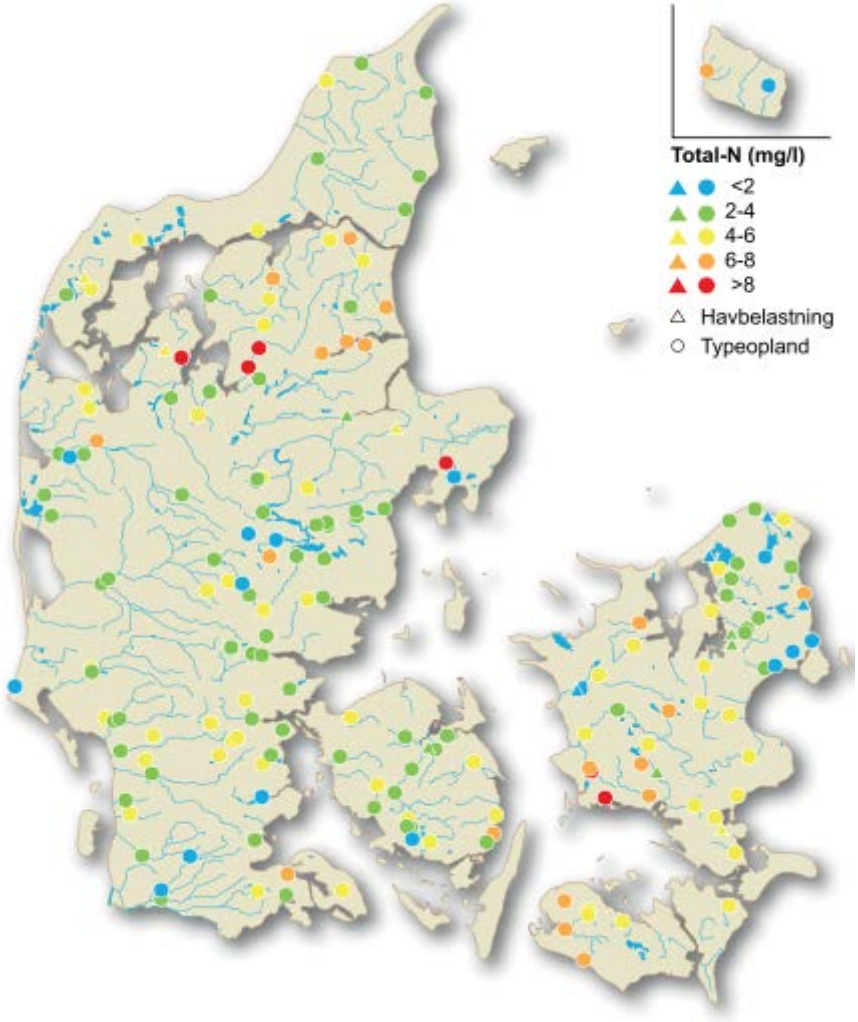
I LOOP-oplandene er kvælstofkoncentrationerne i det øvre iltede grundvand ca. 4-8 mg N pr. liter på lerjord og ca. 11-15 mg pr. liter på sandjord (tabel 42). Der sker altså en betydelig retention af kvælstof fra rodzonen til det øvre grundvand. Det skal dog bemærkes, at der er stor geografisk variation i denne kvælstoffjernelse afhængig af de geologiske forhold på arealet. Kvælstofretentionen bestemmes i udgangspunktet af redoxforholdene og opholdstiden i de lag, som vandet strømmer igennem på vej til grundvandsmagasinet.

Kvælstof i det øvre iltede grundvand udgøres i overvejende grad af nitrat-N. I de dybere anoxiske grundvandsmagasiner foregår nitratreduktion, der omsætter nitrat til frit kvælstof, og koncentrationerne i disse lag er derfor ofte lavere end i det iltede øvre grundvand. Koncentrationen er i tabel 42 angivet til ca. 6 mg N pr. liter, men også for det anoxiske grundvand er der betydelig geografisk variation. I de dybestliggende grundvandslag er forholdene stærkt reducerende, og her er nitratkoncentrationen tæt på nul, fordi reduktionen af nitrat i disse lag er komplet.

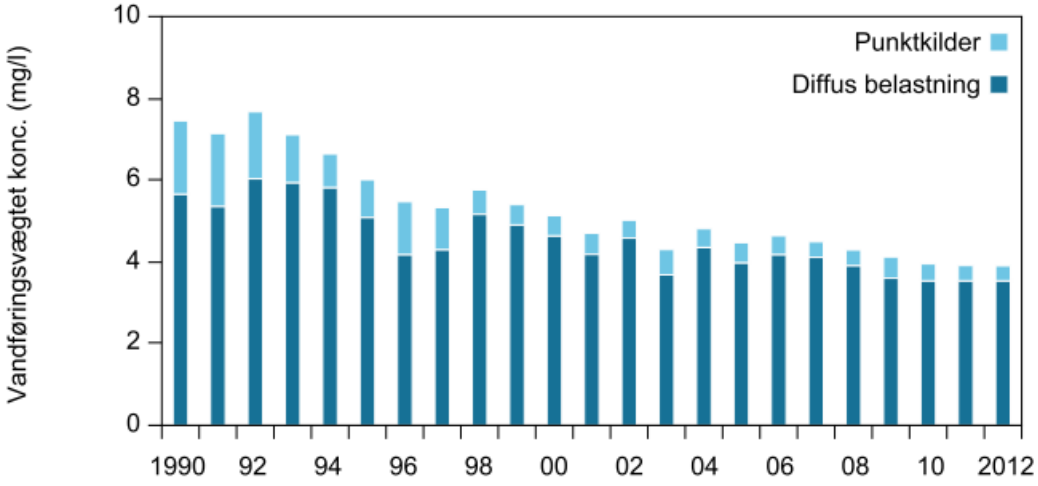
Generelt er der en faldende koncentration af kvælstof i grundvandet ned gennem jorden, grundet de skiftende redox-forhold i jordlagene. Der er stor geografisk variation i, hvor dybt de forskellige grundvandslag ligger, og derfor afhænger landbrugsdriftens påvirkning af grundvandet ikke kun af kvælstoftilførselen til et areal, men også af områdets geologiske sårbarhed for nedsivning til grundvandet.

12.3 Koncentrationer af kvælstof i drænvand og overfladevand

Kvælstof transporteres til vandløb og søer gennem grundvandstilførsel, overfladeafstrømning og drænvand. Derfor påvirkes kvælstofkoncentrationen i vandløb af landbrugsdrift både gennem landbrugsdriftens påvirkning af kvælstofkoncentrationerne i grundvandet og gennem tilførsel af kvælstof gennem dræn- og overfladeafstrømning. Den vandføringsvægtede årsmiddelkoncentration af kvælstof i vandløb ligger typisk mellem 3-7 mg total-N pr. liter (figur 32), men der er store forskelle imellem de enkelte vandløb. Som vist i figur 33 er kvælstofkoncentrationerne i vandløb ca. halveret siden 1990'erne, men total-N koncentrationen i vandløb, der afvander landbrugsjord, er dog stadig betydeligt højere end i vandløb, der afvander naturarealer. I sådanne upåvirkede vandløb er koncentrationen typisk mindre end 2 mg total-N pr. liter (tabel 42). Koncentrationerne varierer dog betydeligt over året. I lerjordsoplande med en stor overfladeafstrømning gennem dræn er kvælstofkoncentrationer i vinterhalvåret betydeligt højere end i sommerhalvåret. Det skyldes, at vandløbet om vinteren primært er født af overfladeafstrømning, der har en høj kvælstofkoncentration, mens vandløbet om sommeren stort set udelukkende er født af grundvandstilstrømning, hvor kvælstofkoncentrationen er lavere på grund af denitrifikaktion. I sandjordsoplande er koncentrationen mere ens gennem året, fordi vandløbene næsten udelukkende er grundvandsfødte.



Figur 32. Vandføringsvægtede årsmiddelkoncentrationer af total-N i danske vandløb i år 2012. Fra Wiberg-Larsen, et al. (2013).



Figur 33. Vandføringsvægtet gennemsnit af total-N i vand der, afstrømmer til det marine miljø. Fra Wiberg-Larsen, et al. (2013).

Som diskuteret i afsnit 3 og afsnit 4 varierer kvælstofkoncentrationerne i drænvand meget, og de målte koncentrationer i nærværende undersøgelse spænder fra 0,4 mg pr. liter til 39 mg pr. liter. Den store variation skyldes både geologiske og dyrkningsmæssige forhold og afspejler formentlig både variation i kvælstofkoncentrationen i rodzonevandet, i tilførsel og sammensætning af grundvand til drænene, og i de kemiske processer omkring drændybden. De fleste steder er kvælstofkoncentrationen i drænvand dog betydeligt højere end koncentrationerne i vandløb. Således er den gennemsnitlige kvælstofkoncentration i vandløb ca. 4 mg total-N pr. liter, og den gennemsnitlige koncentration i årets drænvandsundersøgelse 8 mg total-N pr. liter.

Kvælstofkoncentrationen i vandløb og søer påvirkes ikke udelukkende af landbrugsdrift. Spildevandsudledninger fra rensningsanlæg bidrager med ca. under 3.900 tons N til recipienten, og den gennemsnitlige koncentration for det udledte vand er ca. 5 mg N pr. liter (Miljøministeriet - Naturstyrelsen 2013). Koncentrationen i spildevand er altså lidt højere end den gennemsnitlige koncentration i vandløb. Samlet udgør spildevandsudledning mindre end 7 pct. af den totale årlige kvælstofudledning. Desuden blev der i 2012 udledt 825 tons N fra spredt bebyggelse og 729 tons N fra regnbetingede overløb fra kloaknettet, rensningsanlæg og befæstede arealer (Miljøministeriet - Naturstyrelsen 2013).

Kvælstof i vandløb udledes i sidste ende til det marine miljø, enten i fjordene eller i de kystnære farvande. Inden udmundingen kan det eventuelt passere igennem søer eller vådområder, hvor der sker en betydelig kvælstofretention. Koncentrationerne i søer og i marint overfaldevand er henholdsvis ca. 2 mg total-N pr. liter og ca. 0,3 mg pr. liter (tabel 42). Det skal også her bemærkes, at der i fjorde og søer kan være stor variation i koncentrationerne, både geografisk og over året. De forholdsvis lave koncentrationer i søer skyldes både, at der i søerne sker omfattende denitrifikation, og at kvælstof om sommeren bindes i algemateriale med lave kvælstofkoncentrationer i vandet til følge. Disse to processer er også ansvarlige for de lave koncentrationer i fjorde og kystvande, men her sker der også en fortynding med havvand fra mere åbne havområder.

Hvad angår de relativt lave kvælstofkoncentrationer i søer og kystnære marine områder, er det meget væsentligt at forstå, at kvælstofs virkninger i systemet ikke kan fortolkes udelukkende på basis af koncentrationer. Der kan i både søer, fjorde, og kystnære farvande, foregå en betydelig og hurtig recirkulering af kvælstof inden for vækstsæsonen. Dermed kan det samme kvælstof bidrage til algeproduktion, og dermed eutrofiering, flere gange i en vækstsæson. Kvælstofudledningens påvirkninger af miljøet må derfor vurderes på baggrund af den udledte kvælstofmængde (tons kvælstof), mere end på kvælstofkoncentration i systemet.

12.4 Grænser for kvælstof i vand

I grundvand, der anvendes til drikkevandsindvinding, har man gennem EU's nitratdirektiv sat en grænseværdi på 50 mg nitrat pr. liter (11,3 mg nitrat-N pr. liter). Dette skyldes, at nitrat i kroppen kan omdannes til nitrit, som bl.a. kan medvirke til ødelæggelse af hæmoglobin og dannelsen af kræftfremkaldende nitrosaminer. Drikkevandsgrænsen er altså sat på baggrund af sundhedsmæssige grunde og ikke miljømæssige hensyn. Ud fra de i tabel 42 nævnte koncentrationer ses det, at drikkevandsgrænsen ikke almindeligvis overskrides i grundvandsmagasiner, selvom der dog findes indvindingsboringer, hvor grænseværdien overskrides. Langt det meste drikkevand i Danmark indvindes fra stort set nitratfrie magasiner.

Af tabel 42 samt afsnit 3 og afsnit 4 fremgår det, at drikkevandsgrænsen i reglen ikke overskrides i andet end rodzonevand, nogle drænudløb og visse grundvandsmagasiner. Drikkevandsgrænsen er kun overskredet i ca. 15 pct. af de prøvesteder, der er målt i nærværende undersøgelse. Det betyder dog ikke, at drænvand uden problemer kan udledes til vandmiljøet. Det skyldes for det første, at belastningen af det marine miljø er afhængig af den totale kvælstofmængde, der udledes. Denne beregnes som kvælstofkoncentrationen multipliceret med den afstrømmende vandmængde og er altså stærkt afhængig af den afstrømmende vandmængde. Desuden afhænger den mængde kvælstof, der kan udledes, af følsomheden af det marine område, der udledes til. Derfor er det vanskeligt at opstille generelle retningslinjer for, hvad koncentrationerne må være de enkelte steder i det hydrologiske system. For at opnå reduktionsmålene i vandplanerne antages det dog, at kvælstofkoncentrationen i vandløbsvand skal sænkes fra de nuværende 4 mg pr. liter i gennemsnit til 3,4 mg pr. liter (9.000 ton reduktion) eller 2,7 mg pr. liter (19.000 ton reduktion). Dette er ca. en tredjedel af drikkevandsgrænsen, hvilket understreger, at drikkevandsgrænsen ikke kan bruges til at vurdere, om kvælstofkoncentrationerne er for høje i drænvand eller vandløb.

Som det fremgår af tabel 42, er koncentrationerne i rodzonevand generelt høje. Dette kan på arealer, hvor der er stor nedsivning til grundvand eller stor afstrømning af vand til vandløb, uden at det bliver reduceret under transporten, være et problem. På andre arealer, hvor der er stor kvælstofretention i grundvandet eller inden vandet når vandløbet, er det ikke et miljømæssigt problem. Forskellige arealer har således forskellig robusthed over for udledning af kvælstof. En vurdering af, hvor meget kvælstof, der udgør et problem, må således bygge på en vurdering af kvælstofretentionen på arealet, kvælstofretentionen i vandløbssystemet og robustheden af recipienten over for kvælstofudledning. Desuden må der være en vurdering af, hvordan kvælstofudledning vil påvirke drikkevandsmagasiner. Således kan koncentrationsmålinger ikke alene bruges til at vurdere, om kvælstofudvaskning er et miljøproblem i et givent område.

12.5 Konklusion

Kvælstofkoncentrationerne i vand falder fra rodzone til recipient og fra rodzone til grundvandsmagasin. I landbrugspåvirkede oplande påvirker landbrugsdriften kvælstofkoncentrationerne i alle dele af det hydrologiske system. Graden af denne påvirkning afhænger af kvælstofretentionen i systemet, som er afhængig af lokale forhold, såsom lokal geologi, søer og vådområder på de afledende vandløbsstrækninger osv.

Der kan ikke sættes en fast grænseværdi for, hvor meget kvælstofkoncentrationen må være i et system, for at det er et miljøproblem. En sådan vurdering må altid bero på samlede udledningsmængder og ikke på målinger af koncentrationer. Vurderingen må desuden inkludere en analyse af recipientens robusthed og kvælstofretentionen i oplandet.

13 Referenceliste

Andersen, H.E. et al., 2006. *Fosfor i Drænvand. Naturstyrelsen*, Available at: http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/6F669C12-8502-4A7B-B122-11791758750D/0/proj4_Fosforidrænvand.pdf.

Bjerring, R. et al., 2012. *Søer 2011 - NOVANA. Nationalt center for Miljø og Energi. 100 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 33.*, Available at: http://www2.dmu.dk/Pub/SR33.pdf.

Blicher-Mathiesen, G. et al., 2012. *Landovervågningsoplande 2011 - NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 31.*, Available at: http://www2.dmu.dk/pub/sr31.pdf.

Blicher-Mathiesen, G. et al., 2013. *Landovervågningsoplande 2012 - NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 71.*, Available at: http://dce2.au.dk/pub/SR74.pdf.

Blicher-Mathiesen, G., 2014. Personlig kommunikation. 19/11-14. Gitte Blicher-Mathiesen, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Bøgestrand (red.), J., 2007. *Vandløb 2006 - NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet*, Available at: http://www2.dmu.dk/Pub/FR642.pdf.

Ernstsen, V., 2005. *Nitratreduktion i den umættede zone. Miljøstyrelsen, Miljøministeriet*, Available at: http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-735-5/pdf/87-7614-736-3.pdf.

Grant, R. et al., 2011. *Landeovervågningsoplande 2010 - NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for miljø og energi - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 3.*,

Grant, R. et al., 2010. *Landovervågningsoplande 2009 - NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser - Aarhus Universitet, Faglig rapport fra DMU nr. 802*, Available at: http://www2.dmu.dk/pub/fr802.pdf.

Greve, M.H., 2006. *Upubliceret GIS tema over georegioner*,

Hansen, L. & Pedersen, E.F., 1975. Drænvandsundersøgelser 1971-74. *Tidskrift for Planteavl*, pp.670–688.

Hansen, M.E., Kristensen, K. & Jørgensen, U., 2007. Drænvandsundersøgelser fra fire marker i perioden 1971-2005. *Planteavlsorientering nr. 07-578*. Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Kvaelstofudvaskning/Sider/Udvaskning_af_naeringsstoffer_gennem_dra.aspx.

Høie, I.L., 2014. *The Danish Drainage Water Monitoring programme – An approach for addressing nitrogen losses in Northern Jutland, Denmark*. University of Copenhagen.

Iversen, B.V., 2011. Afstrømning af vand gennem dræn. Delprojekt under GUDP (2010-2015)-projektet ”Implementering af drænfilterteknologier til optimeret næringsstofreduktion (iDræn).

Præsentation hos Videncentret for Landbrug, p.http://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/N.

Jacobsen, O.H. & Kjær, J., 2007. Is tile drainage water representative of root zone leaching of pesticides? *Pest management Science*, 63(5), pp.417–428.

Jensen, C., 2010. *Dræning i Jordbruget. Institut for Jordbrug og Økologi, KU Life*, Taastrup: Institut for Jordbrug og Økologi, KU Life.

Jørgensen, U. & Kristensen, K., 2004. Drænvandsundersøgelser fra fem marker i perioden 1998 - 2003 sammenlignet med resultater fra 1971 - 1994. *Planteavlsorientering nr. 07-507*. Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Sider/Draenvandsundersoegelser_fra_fem_marker_.aspx.

Kjærgaard, C., 2007. *Organogene lavbundsjorde – Fosforstatus, binding og tabsrisiko. Det Jordbrugsvidenskabelige fakultet, Aarhus Universitet, Institut for Jordbrugsproduktion og Miljø, Aarhus Universitet*, Foulum.

Kjærgaard, C. et al., 2014. Reduktion af kvælstof i bunden af rodzonen på tre nordjyske lokaliteter. In *Plantekongres 2015*. p. 373. Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Plantekongres/Sider/pl_plk_2015_res_23_2_charlotte_kjaergaard.pdf?download=true.

Knudsen, L. et al., 1999. *Udviklingen i kvælstofudvaskningen fra landbruget belyst ved målinger. Landbrugets Rådgivningscenter. Landskontoret for Planteavl*, Skejby. Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Filer/lekrapport.pdf.

Kristensen, K., Jørgensen, U. & Grant, R., 2003. *Genberegning af modellen N-LES. Baggrundsnotat til vandmiljøplan II - slutevaluering. Ministeriet for Fødevare, Landbrug og Fiskeri / Miljøministeriet.*, Available at: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_publikationer/3_ovrige/rapporter/VMPII/Genberegning_af_modellen_.

Lemming, C. & Knudsen, L., 2012. *Drænvandsundersøgelsen 2011/12. Videncentret for Landbrug*, Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Kvaelstofudvaskning/Filer/pl_po_12_119_rapport.pdf.

Lemming, C., Østergaard, H.S. & Knudsen, L., 2012. Kvælstofudvaskning fra græsmarker. *Planteavlsorientering nr. 126.* Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Kvaelstofudvaskning/Sider/kvaelstofudvaskning-fra-graesmarker_pl_po_12_126.aspx.

Miljøministeriet - Naturstyrelsen, 2013. *Punktkilder 2012. Miljøministeriet, Naturstyrelsen*, Available at: http://naturstyrelsen.dk/media/nst/89739/Punktkilderapport2012.pdf.

Olsen, S.E., 2009. *Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. Det Jordbrugsvidenskabe lige Fakultet, Aarhus Universitet*, Foulum, DJF Markbrug nr. 21. Available at: http://web.agrsci.dk/djfpublikation/djfpdf/intrma21.pdf.

Pedersen, J.B. & Pedersen, C.Å., 2013. *Oversigten over Landsforsøgene 2013* J. B. Pedersen & C. Å. Pedersen, eds., Skejby: Videncentret for Landbrug. Available at: https://files.landmand.dk/Basis/pl_oversigten_2013_samlet_bogmaerker_web.pdf.

Petersen, C.T., Nielsen, M.H. & Hansen, S., 2012. Quantification of Drain-Connected macroporous Flow Pathways by Smoke Injection. *Soil Physics*, 76(2), pp.331–341.

Piil, K. & Knudsen, L., 2013. *Drænvandsundersøgelsen 2012/13. Videncentret for Landbrug*, Skejby. Available at: https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Kvaelstofudvaskning/Filer/pl_po_13_168_b1.pdf.

Refsgaard, J.C., 2011. Hvordan kan modeller hjælpe os med at vurdere nitratreduktion i undergrunden? *www.nitrat.dk*. Available at: http://nitrat.dk/xpdf/nica_note_modeller_dec2011.pdf.

Thorling, L. et al., 2010. *Grundvand - Status og udvikling 1989 – 2008. De nationale geologiske undersøgelser for Danmark og Grønland - Klima- og energiministeriet.*, Available at: http://www.geus.dk/publications/grundvandsovervaagning/g-o-2008.pdf.

Wiberg-Larsen, P. et al., 2012. *Vandløb 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi - Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 32*, Available at: http://www2.dmu.dk/Pub/SR32.pdf.

Wiberg-Larsen, P. et al., 2013. *Vandløb 2012 - NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for miljø og energi - Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 75.*, Available at: http://dce2.au.dk/pub/SR75.pdf.

Windolf, J. et al., 2011. *Vandløb 2010 - NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi. 46 s. – Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 4*, Available at: http://www2.dmu.dk/Pub/SR4.pdf.

Würgler-Hansen, J. & Petersen, D.L., 2012. *Marine Områder 2010 - NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt center for miljø og energi.– Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt center for Miljø og Energi nr. 6.*, Available at: http://www2.dmu.dk/pub/sr6.pdf.

Bilag

Bilag A. Indhentede oplysninger

Nedenstående liste viser de oplysninger, der er indhentet fra deltagerne i forbindelse med drænvandsundersøgelsen 2011/12. Det skal bemærkes, at det i forbindelse med opgørelsen af resultaterne har været nyttigt at tilføje ekstra kategorier for nogle af oplysningerne. Det gælder f.eks. prøvestedstypen, hvor der er tilføjet kategorierne ”Spildevand” og ”Pumpebrønd eller -station”. Kategoriseringen er sket ifølge kommentarer fra deltagerne, hvori de har givet uddybende oplysninger om deres prøvested.

Om prøvestedet	
Postnummer	
Koordinater på prøvestedet	
Prøvestedstype	Angivelse af typen af prøvested: Drænudløb Drænbrønd Afvandingskanal eller -grøft Vandløb
Sommervand, vurdering	Vurdering i efteråret: løber der i normale år vand i drænet i sommerperioden? (vurdering i efteråret)
Sommervand, registrering	Registrering i juni (1.-10. eller 18.-26.): løber der vand i drænet?
Om det afvandede areal	
Arealstørrelse	Vurdering af størrelsen af det afvandede areal
Landskabstype	En angivelse af landskabstypen på stedet: Højbundsareal Lavbundsareal i ådal Lavbundsareal, ikke i ådal
Jordtype	Mulighed for angivelse af de to primære jordtype med tilhørende andel af arealet i procent. Mulige jordtypegrupper: JB 1-3 JB 4-6 JB 7-9 JB 11
Afgrødesammensætning	Mulighed for angivelse af de tre mest udbredte afgrødesammensætninger på arealet med tilhørende andel i procent. Mulige afgrødesammensætninger (afgrøde i vækstsæsonen / bevoksning i efteråret): Korn / Bar jord Korn / Efterafgrøde el. udlæg Korn / Mellemafgrøde Korn / Vinterraps

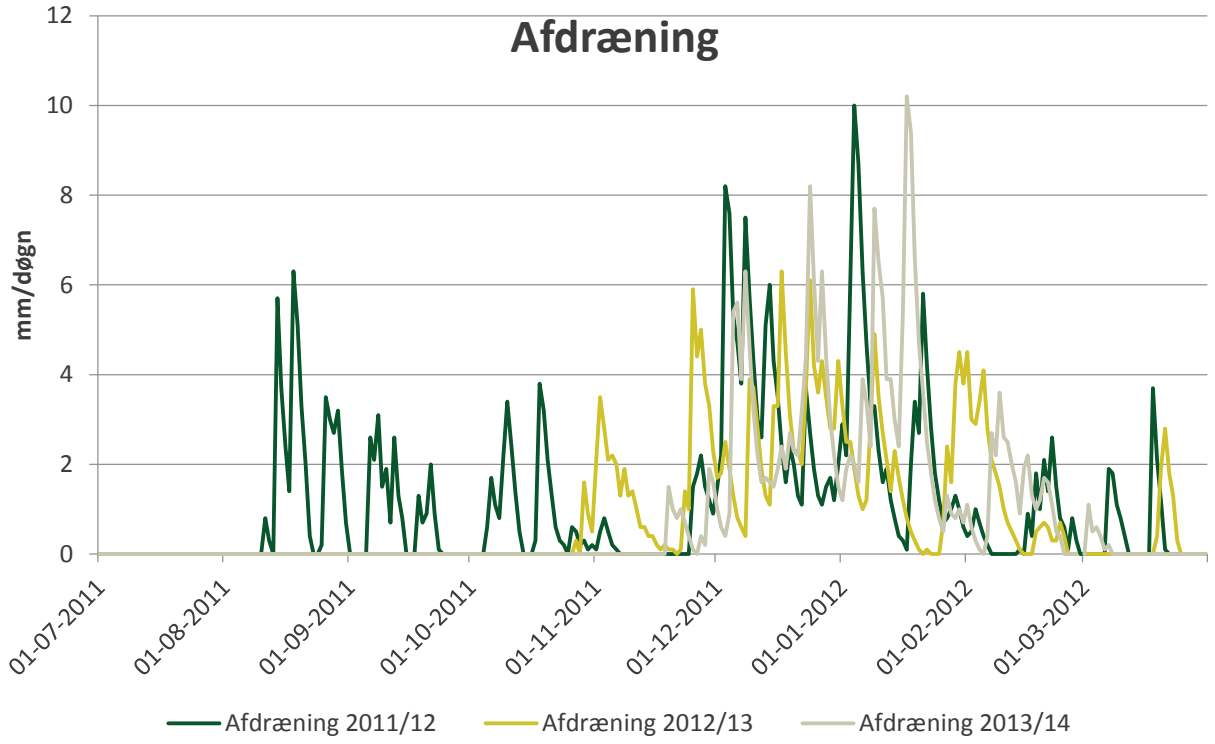
	Korn / Vintersæd Frøgræs / Frøgræs Frøgræs / Vintersæd Raps / Bar jord Raps / Vintersæd Roer Majs Majs m. efterafgrøde Kl.græs el. græs, slæt Kl.græs el. græs, afgræsning Vedv. Græs Anden afgrøde Udyrket areal, skov el. natur
Husdyrgødning	Tilføres der normalt husdyrgødning til størstedelen af arealet?
Kløvergræs	Har der været kløvergræs på arealet inden for de seneste 5 år?
Dyrkningsform	Konventionel, økologisk eller blandet?
Om prøvetagningen	
Dato	
Navn på prøvetager	
Vandmængde i drænet	Hvis prøvestedet er et dræn, er vandmængden angivet: Drænet er mere end halvt fyldt Drænet er mellem kvart og halvt fyldt Drænet er mindre end kvart fyldt, men løber Drænet drypper kun

Nedenstående liste viser de oplysninger, der er indhentet fra deltagerne i forbindelse med drænvandsundersøgelsen 2012/13 og 2013/14.

Oplysninger om prøvestedet	**Svarmuligheder**	**Kommentar**
Postnummer		
Prøvestedstype	Drænudløb Drænbrønd Afvandingskanal eller -grøft Pumpebrønd eller –station Andet	
Diameteren på drænudløbet i cm		
Koordinater for prøvestedet		
Sommervand	Ja, næsten altid Nej, stort set aldrig Drænet løber af og til, men ikke hele sommeren Ved ikke	Vurdering af om der løber sommervand i drænet
Drænsystem	Systematisk drænet Pletdrænet Kombination af ovenstående Ved ikke	
Om det afvandede areal		
Arealstørrelse	Vurdering af størrelsen af det afvandede areal i ha	
Landskabstype	Højbundsareal Lavbundsareal, ikke i ådal Lavbundsareal i ådal Ved ikke	
Dominerende (primær) jordtype	JB1 JB2 JB3 JB4 JB5 JB6 JB7 JB8 JB9 JB11	
Næstmest (sekundær) dominerende jordtype	JB1 JB2 JB3 JB4 JB5 JB6 JB7 JB8	

	JB9 JB11	
Procent fordeling mellem den primære og sekundære jordtype på arealet	Andelen (%) af arealet dækket af den primære og sekundære jordtype	
Afgrødekombination på de afvandede arealer. Der kan vælges op til 3 afgrødekombinationer, og andelen af arealet med hver afgrøde angives for hver afgrødekombination.	Korn / Bar jord Korn / Efterafgrøde el. udlæg Korn / Mellemafgrøde Korn / Vinterraps Korn / Vintersæd Frøgræs / Frøgræs Frøgræs / Vintersæd Raps / Bar jord Raps / Vintersæd Roer Majs Majs m. efterafgrøde Kl. græs el. græs, slet Kl. græs el græs, afgræsning Vedv. græs Anden afgrøde Udyrket areal, skov el. natur	Her vælges kombinationen af afgrøde og efterårsbevoksning i 2012 på det areal, som drænet afvander.
Husdyrgødning	Tilføres der normalt husdyrgødning til størstedelen af arealet? (Ja/Nej)	
Dyrkes arealet	Har der været kløvergræs på arealet inden for de seneste 5 år? (Ja/Nej)	
Dyrkningsform	Konventionelt Økologisk Blandet	
Kommentarer		
Prøvetagning		
Dato		
Navn på prøvetager		
Vandstand i drænet	Angives i cm	

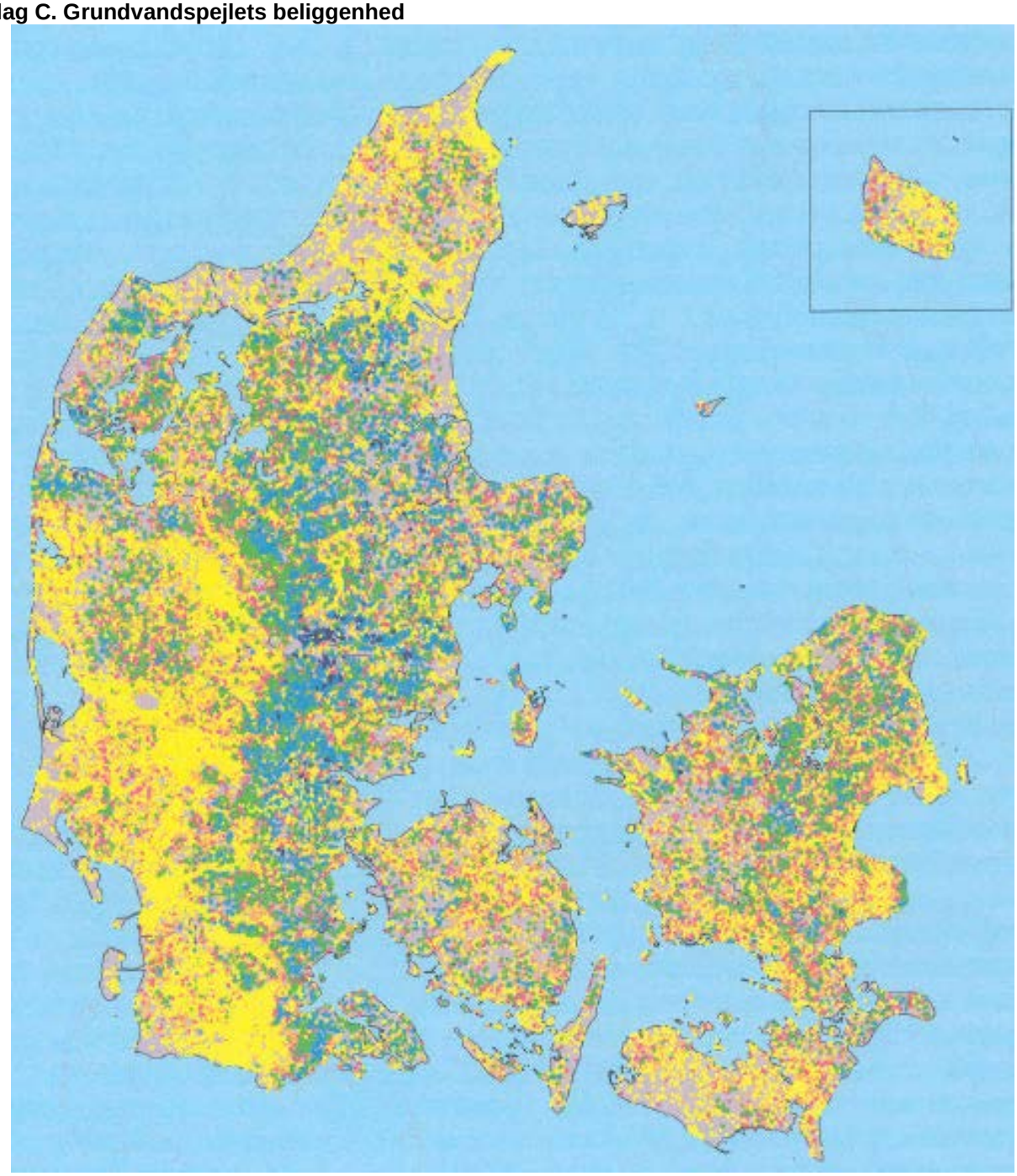
Bilag B. Afstrømning i måleårene 2011/12, 2012/13 og 2013/14



Modelleret afstrømning fra et areal med jordtype JB5 i postnummer 8300 (Odder). Beregningen er foretaget i DLBR Vandregnskab Online. I modelberegningerne gøres følgende antagelser:

- Afstrømning begynder, når jorden er ved fuld markkapacitet og sker proportionalt med nedbøren så længe jorden er ved fuld markkapacitet
- Arealet er bevokset med korn.

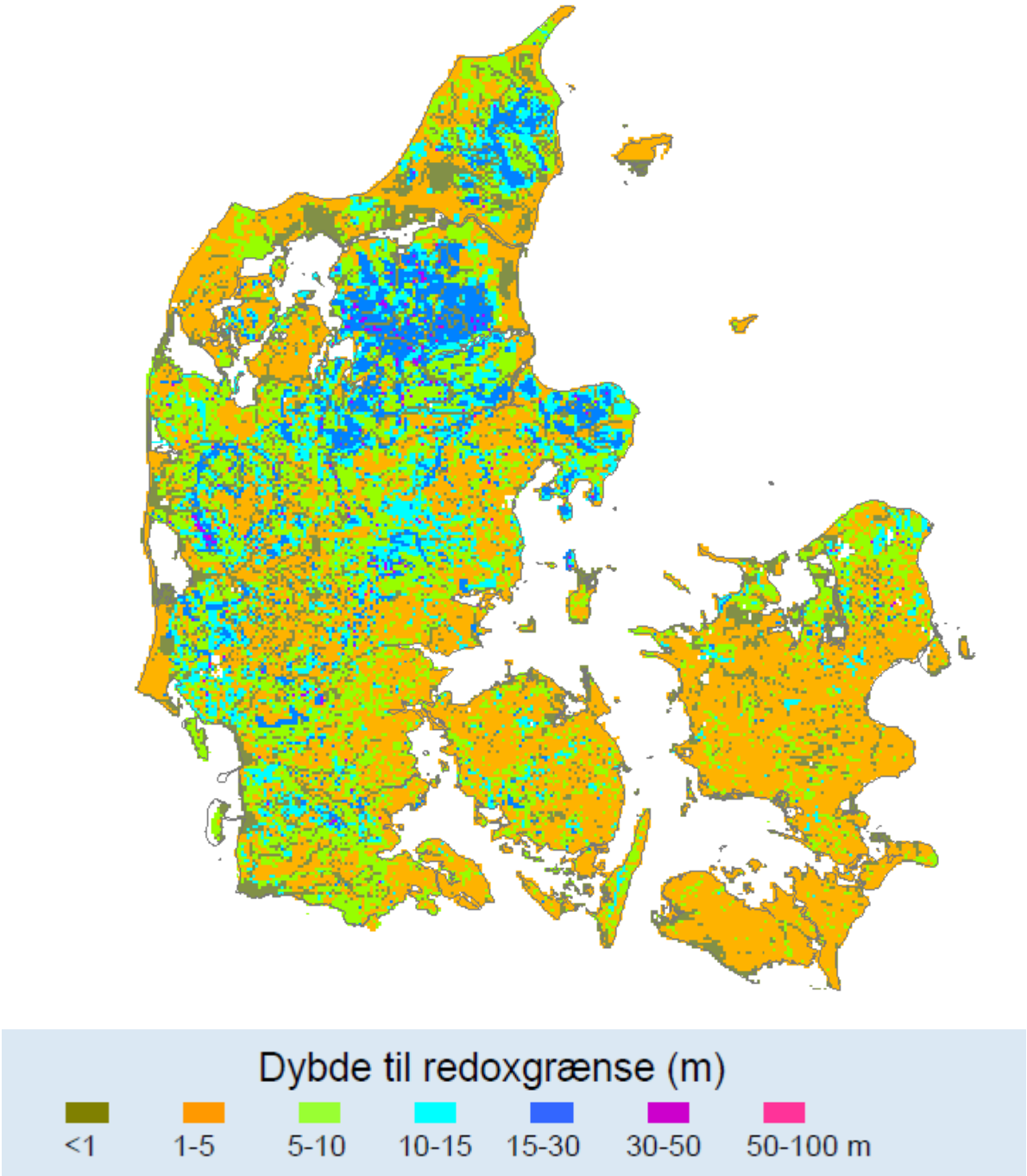
Bilag C. Grundvandspejlets beliggenhed



Kort over grundvandsspejlets beliggenhed baseret på 106.144 pejlinger. Fra Ernstsen (2005).
Gul: 0-5 m
Rød og orange: 5-10 m
Grøn: 10-20 m
Lyseblå: 20-50
Mørkeblå: 50-150 m.

Ernstsen, V. (2005): Nitratreduktion i den umættede zone. Miljøprojekt nr. 1023, Miljøministeriet.
http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2005/87-7614-735-5/pdf/87-7614-736-3.pdf

Bilag D. Redoxgrænsens beliggenhed

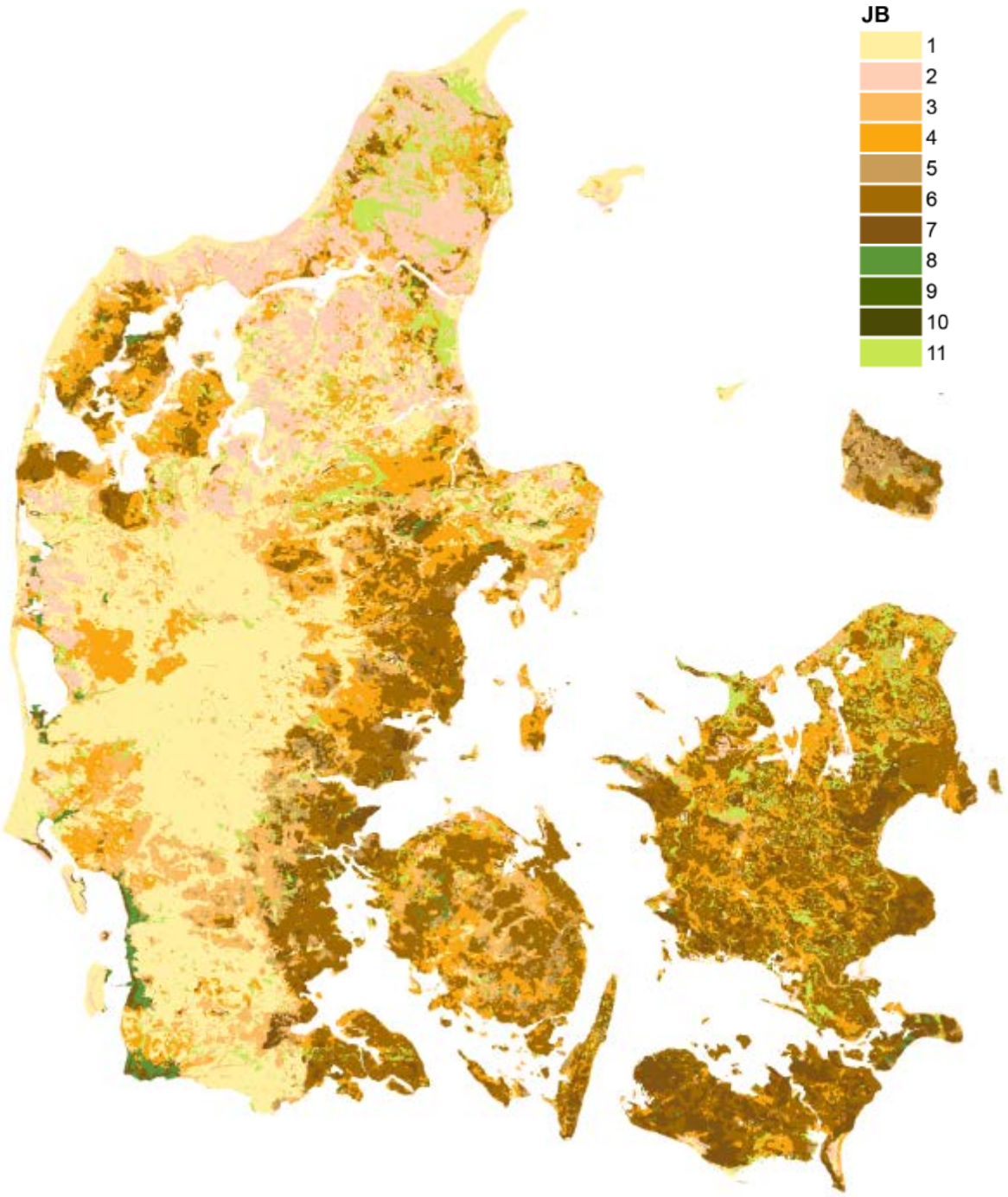


Dybde til redoxgrænsen opdelt på 1:1 km grid. Fra Thorling (2010)/Ernstsen (2011).

Ernsten, V. (2011): Redoxforholdene i oplandene til Lillebæk og Norsminde, NICA. GEUS.

Thorling, L. (2010): Nitrat i grundvand og umættet zone. Forekomst og nitratreduktion. Præsentation november 2010.

Bilag E. Jordtyper i pløjelaget



GIS tema ’jordtypekort 2014’. Mogens H. Greve (2014), Institut for Agroøkologi, Aarhus Universitet.

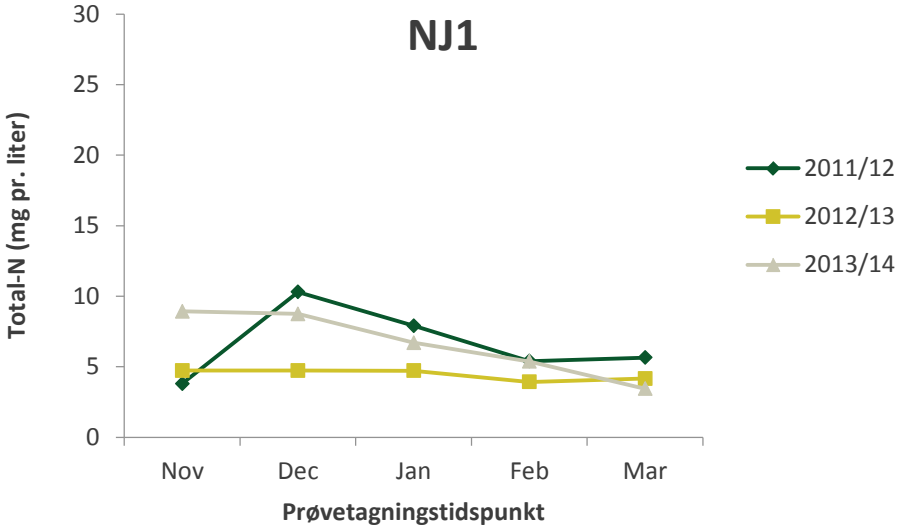
Hattesen, M. (2014), Nye jordbundskort øger dyrkningssikkerheden. Mark nr. 4, April 2014.
Hattesen, M. (2014), Nye 3D jordbundskort går to meter i dybden. Mark nr. 4, April 2014.

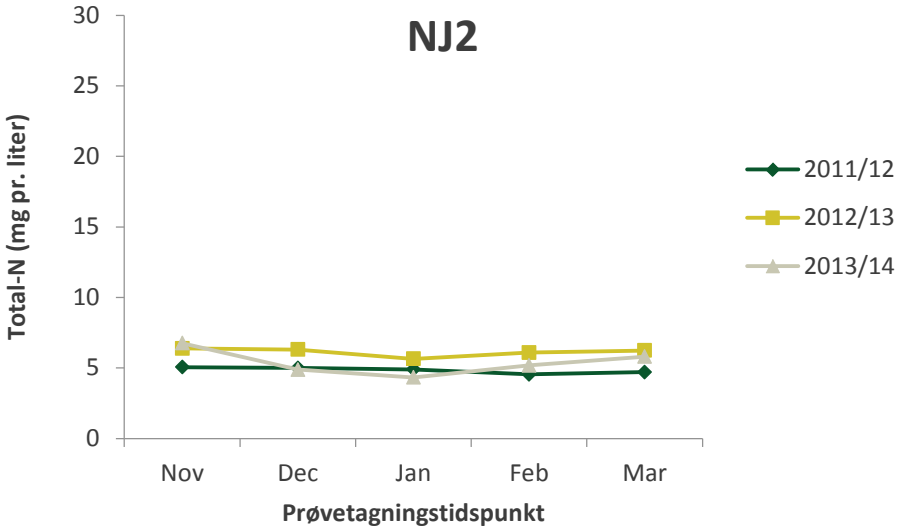
Bilag F. Modifikationer og tilnærmelser i N-LES$_3$-beregningen

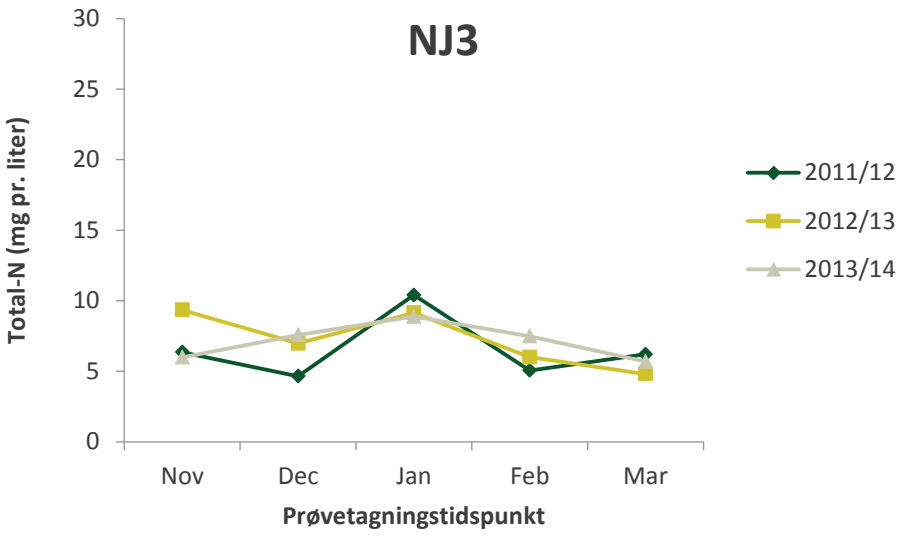
- Efterafgrøder i majs: N-LES kan ikke håndtere efterafgrøder i majs. Effekten er derfor skønnet.
- Total-N**:** N-LES beregner udvaskningen af nitrat-N, men i N-LES-beregningen i undersøgelsen er også udvaskningen af total-N beregnet ved at antage, at nitrat-N udgør 91 % af total-N.
- Sædskifte: I undersøgelsen er kun årets afgrøde, og ikke sædskiftet på arealet, kendt. For at lave N-LES-beregningerne er der anvendt sandsynlige standardsædskifter, for at kvælstofniveauet på arealet kunne beregnes.
- Udbytter og kvælstoftilførsler: Hverken oplysninger om udbytte eller kvælstoftilførsler har været kendte. Til beregningerne er derfor anvendt standardudbytter for afgrøderne ud fra jordtype, og der er anvendt normtal for kvælstoftilførsel ud fra afgrøde og jordtype (på baggrund af 'Vejledning om gødsknings- og harmoniregler').
- JB11: Det blev vurderet, at N-LES ikke gav realistiske bud på udvaskningen fra humusjorde. Beregninger på JB11 er derfor modificeret ud fra en undersøgelse af data i kvadratnettet.
- Beregning af afstrømning fra arealet: Via EvaCrop er standardafstrømninger ved normalnedbør beregnet for alle kombinationer af postnummer, afgrødesammensætning og jordtype. For hvert prøvested er på postnummerniveau beregnet forskellen mellem aktuel nedbør og normen for perioden 1/8 2011 til 18/3 2011, baseret på data fra DMI. Denne afvigelse er ganget med 1,1 og lagt til standardafstrømningen for at få den aktuelle afstrømning.

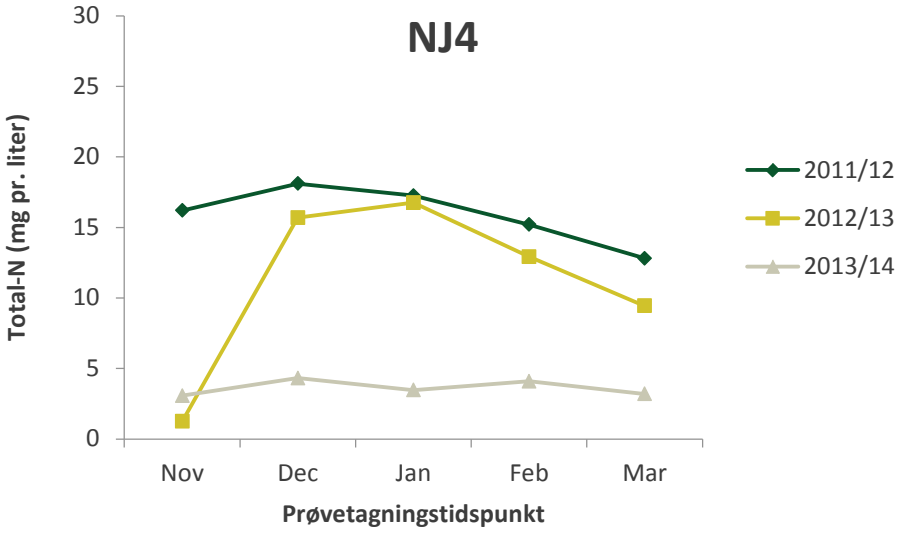
Bilag G. Dræn med hyppig prøveudtagning

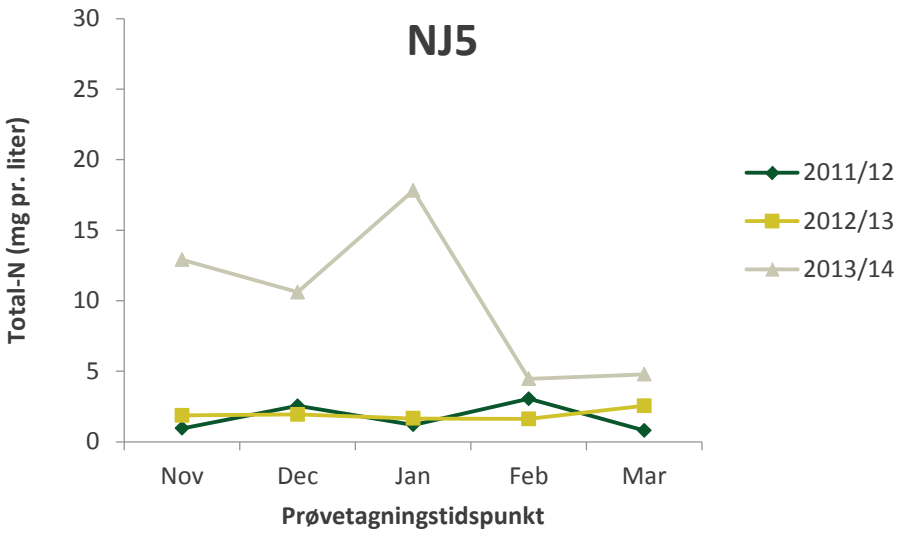
Dræn i Nordjylland

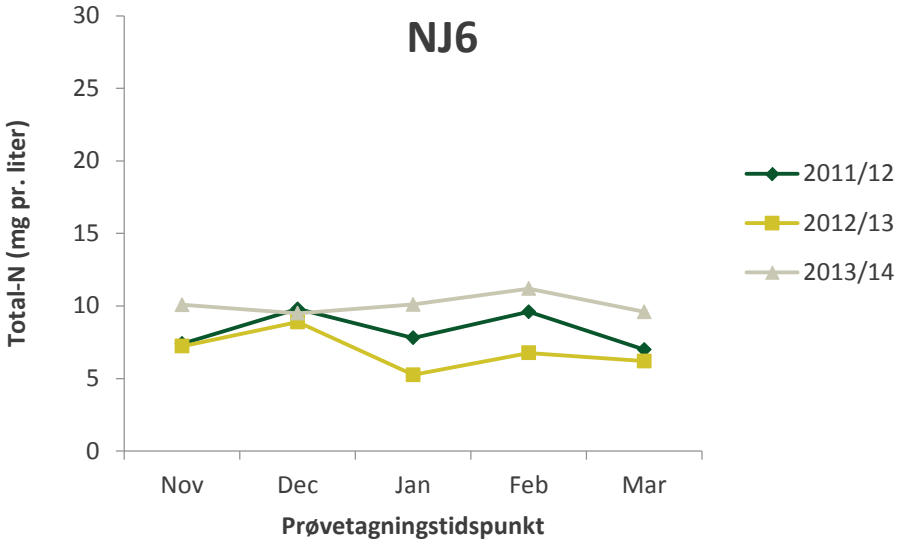




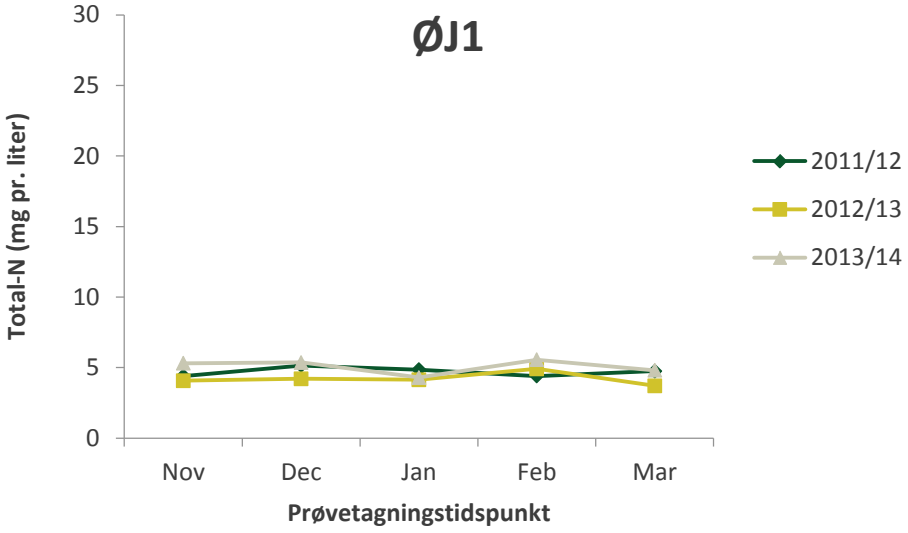

NJ3
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

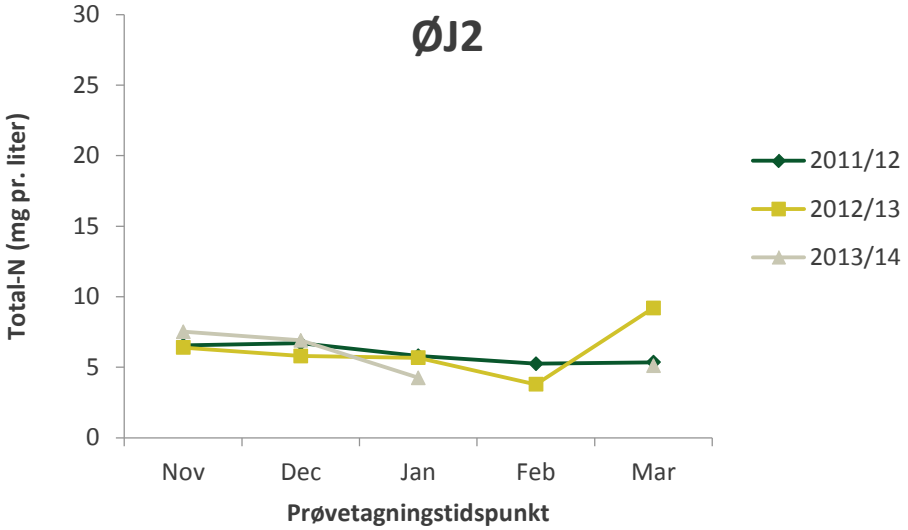

NJ4
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

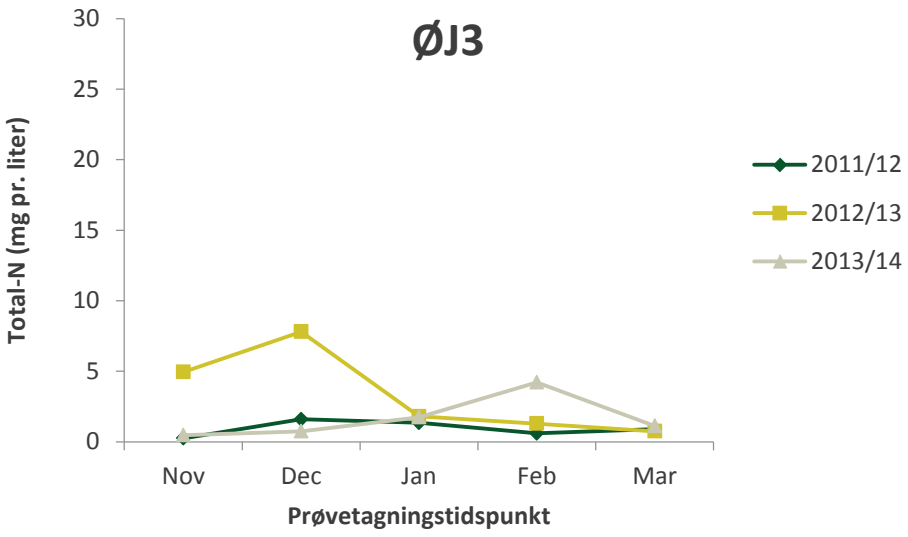

NJ5
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

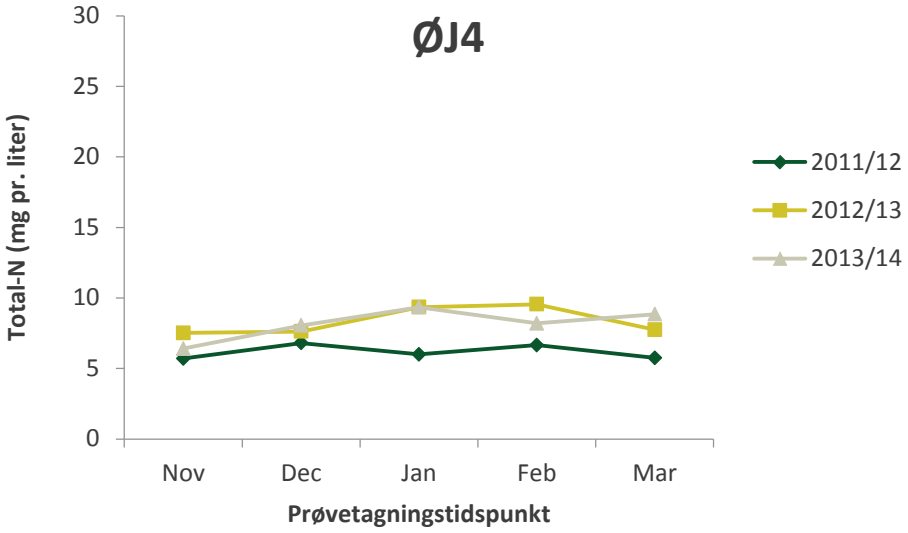

NJ6
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

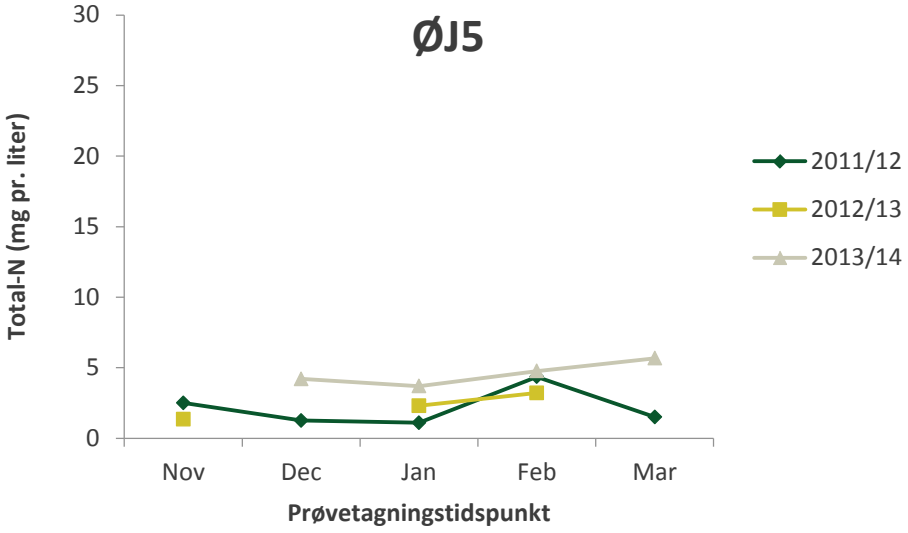
Dræn i Østjylland



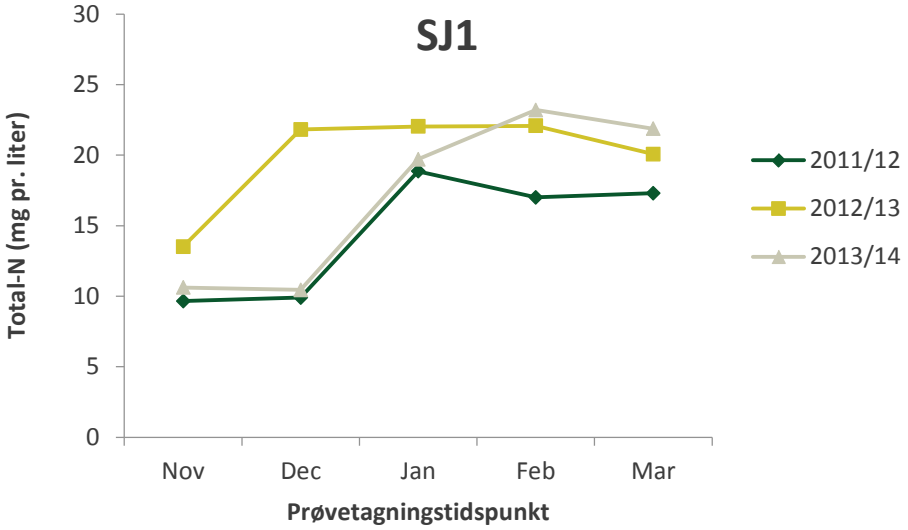


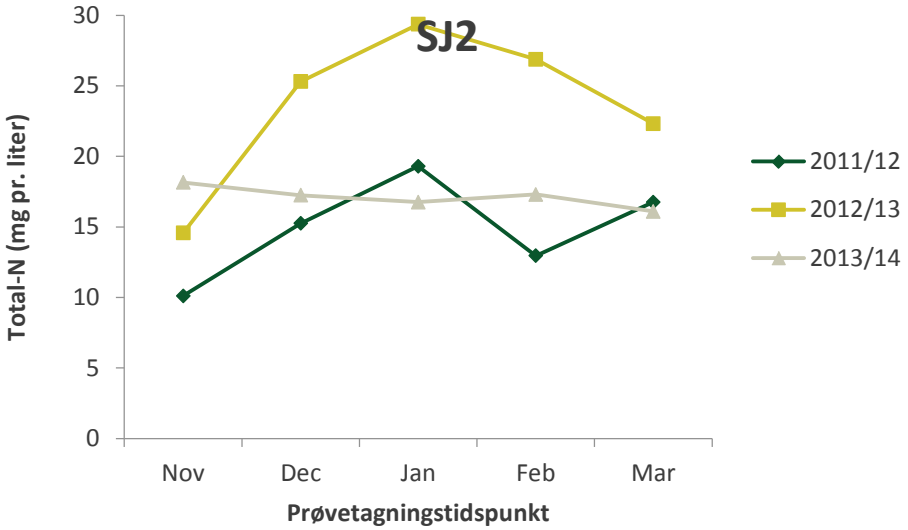

ØJ3
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

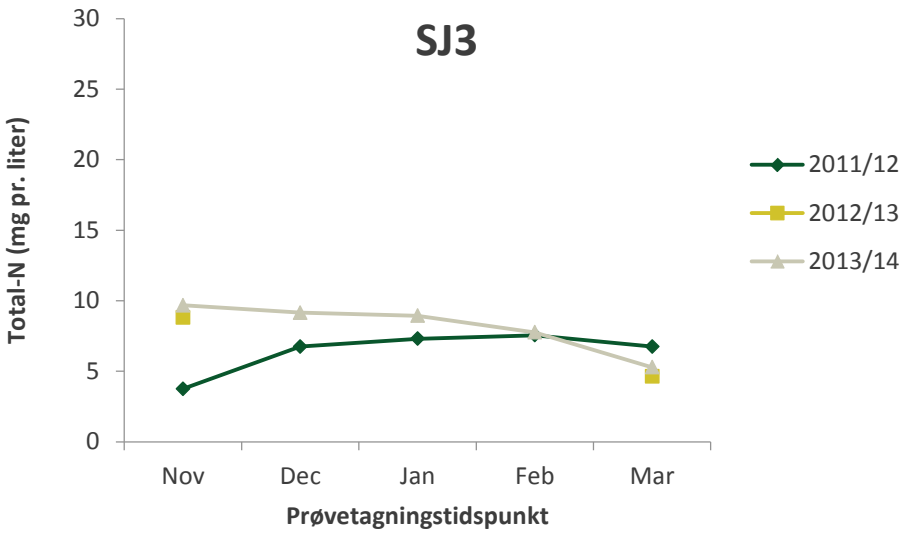

ØJ4
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

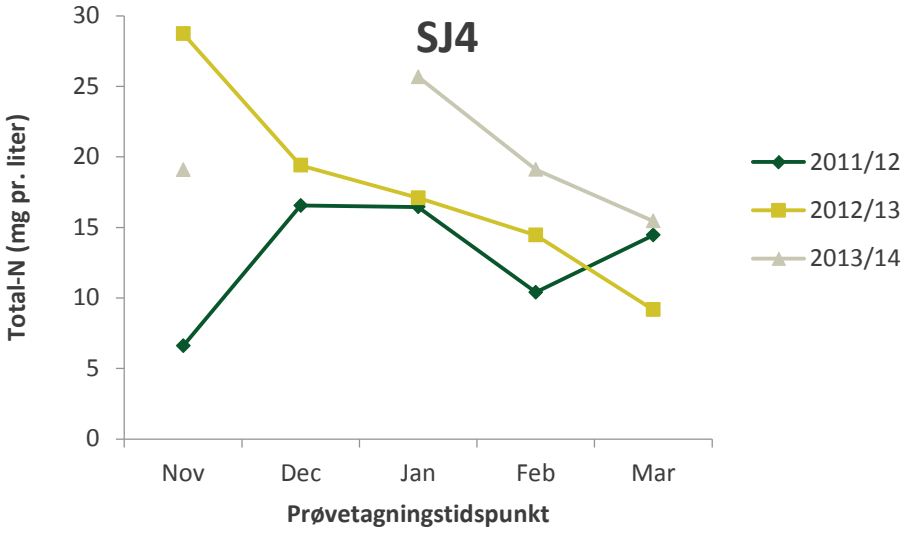

ØJ5
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

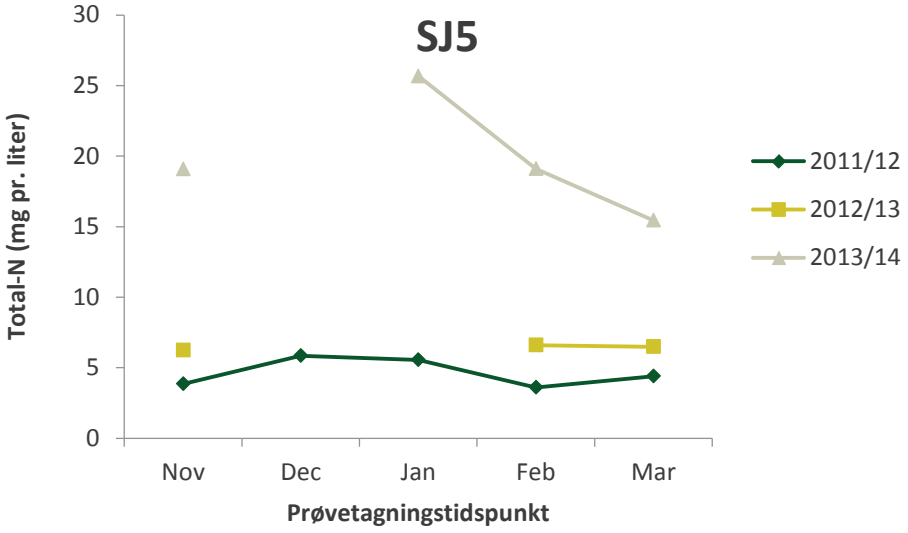
Dræn på Sjælland



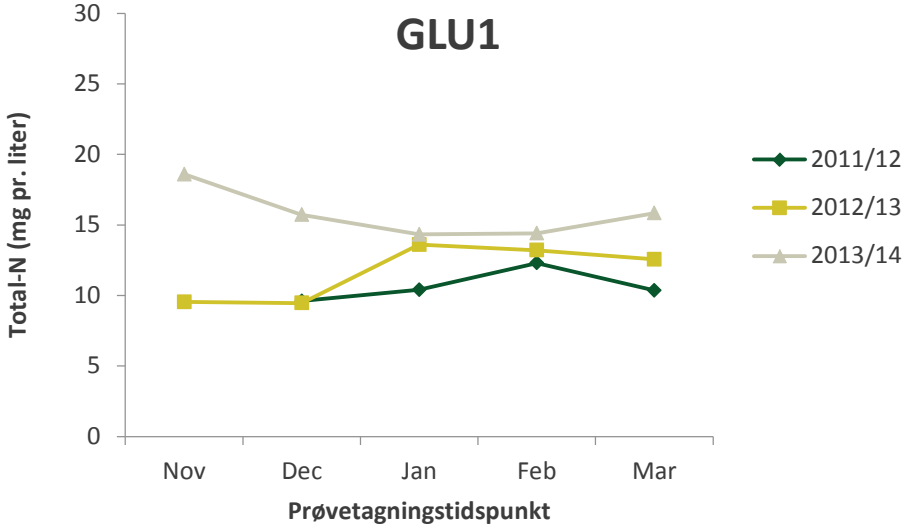


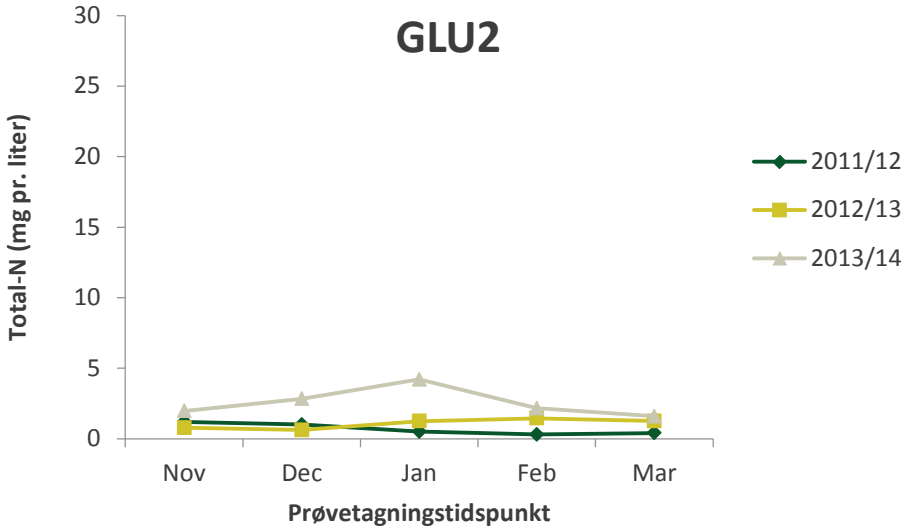

SJ3
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

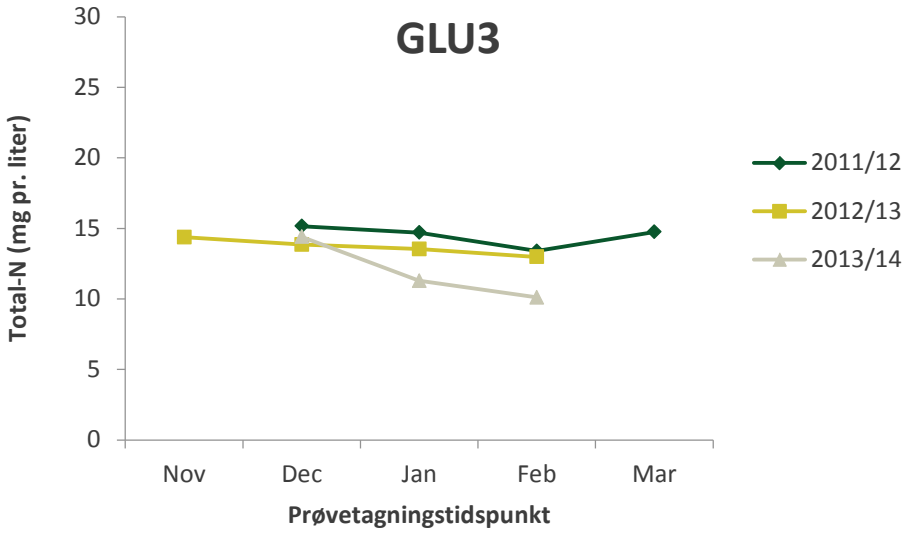

SJ4
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14


SJ5
Total-N (mg pr. liter)
30
25
20
15
10
5
0
Nov
Dec
Jan
Feb
Mar
Prøvetagningstidspunkt
2011/12
2012/13
2013/14

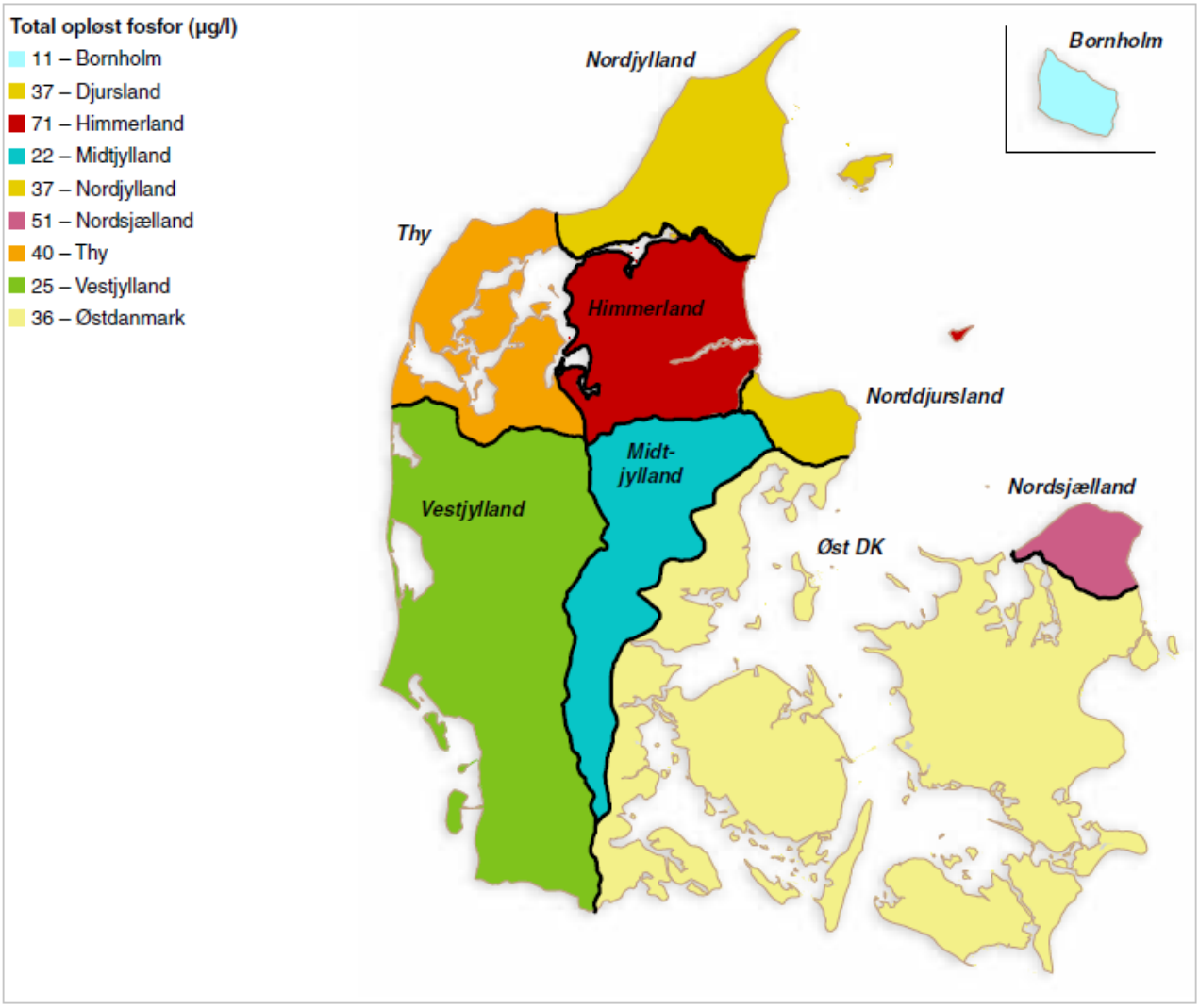
Gamle drænvandsstationer







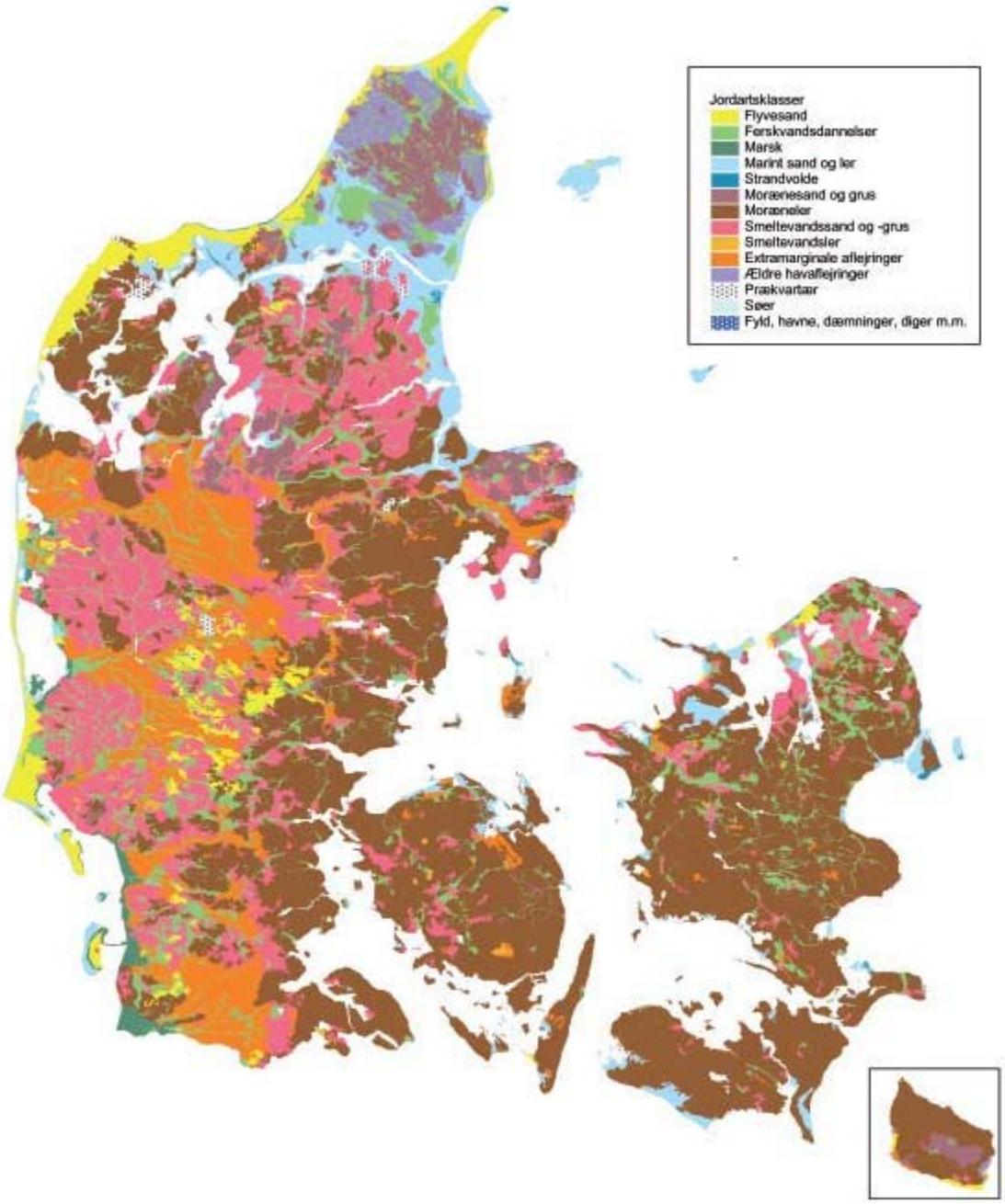
Bilag H. Baggrundskoncentration af total opløst fosfor



Baggrundskoncentrationer (vandføringsvægtede) af total opløst P i georegionerne. Fra Bøgestrand et al. (2007).

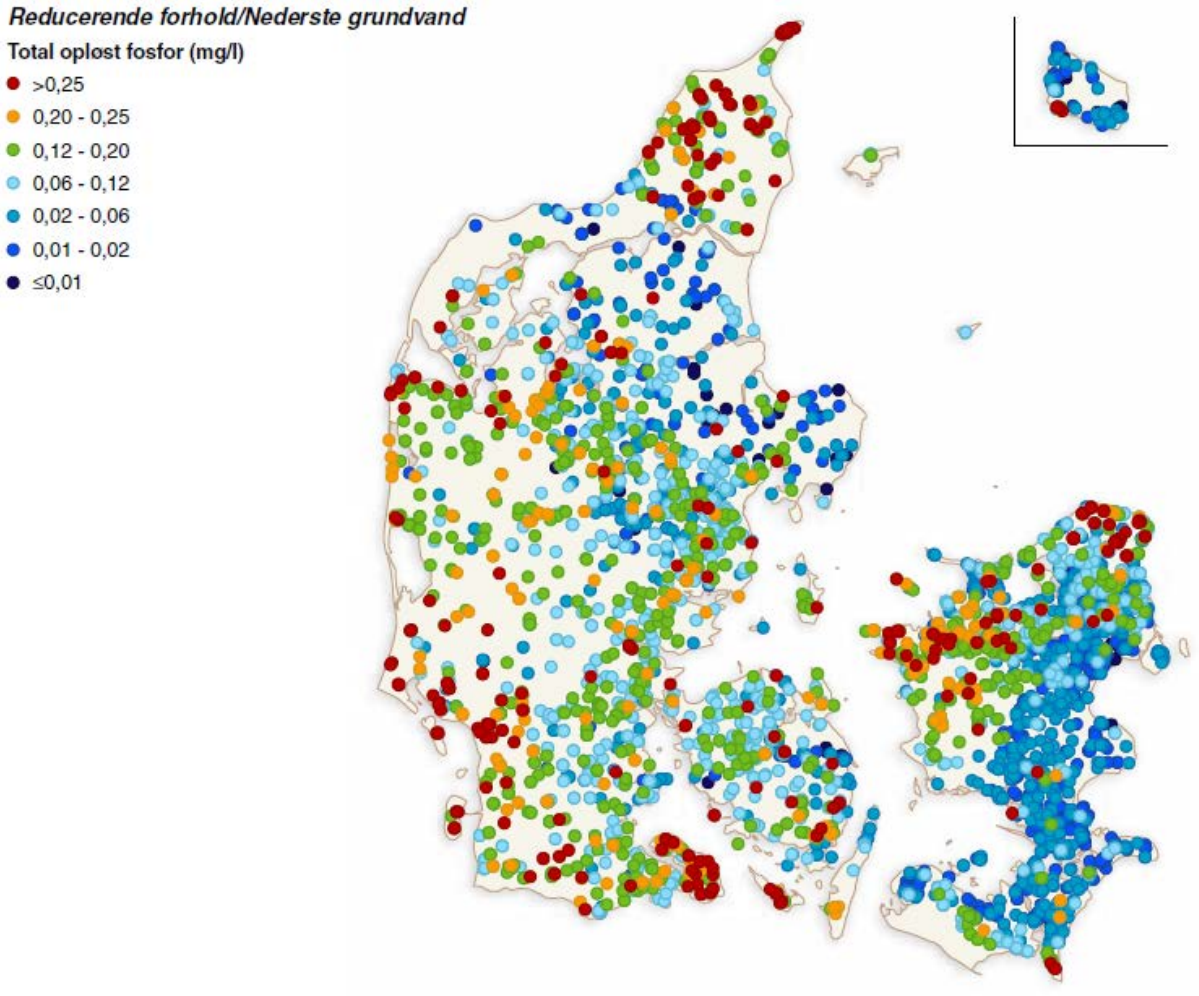
Bøgestrand, J. (red.) (2007): Vandløb 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet - Faglig rapport fra DMU nr. 642. http://www2.dmu.dk/pub/fr642.pdf

Bilag I. Jordartskort

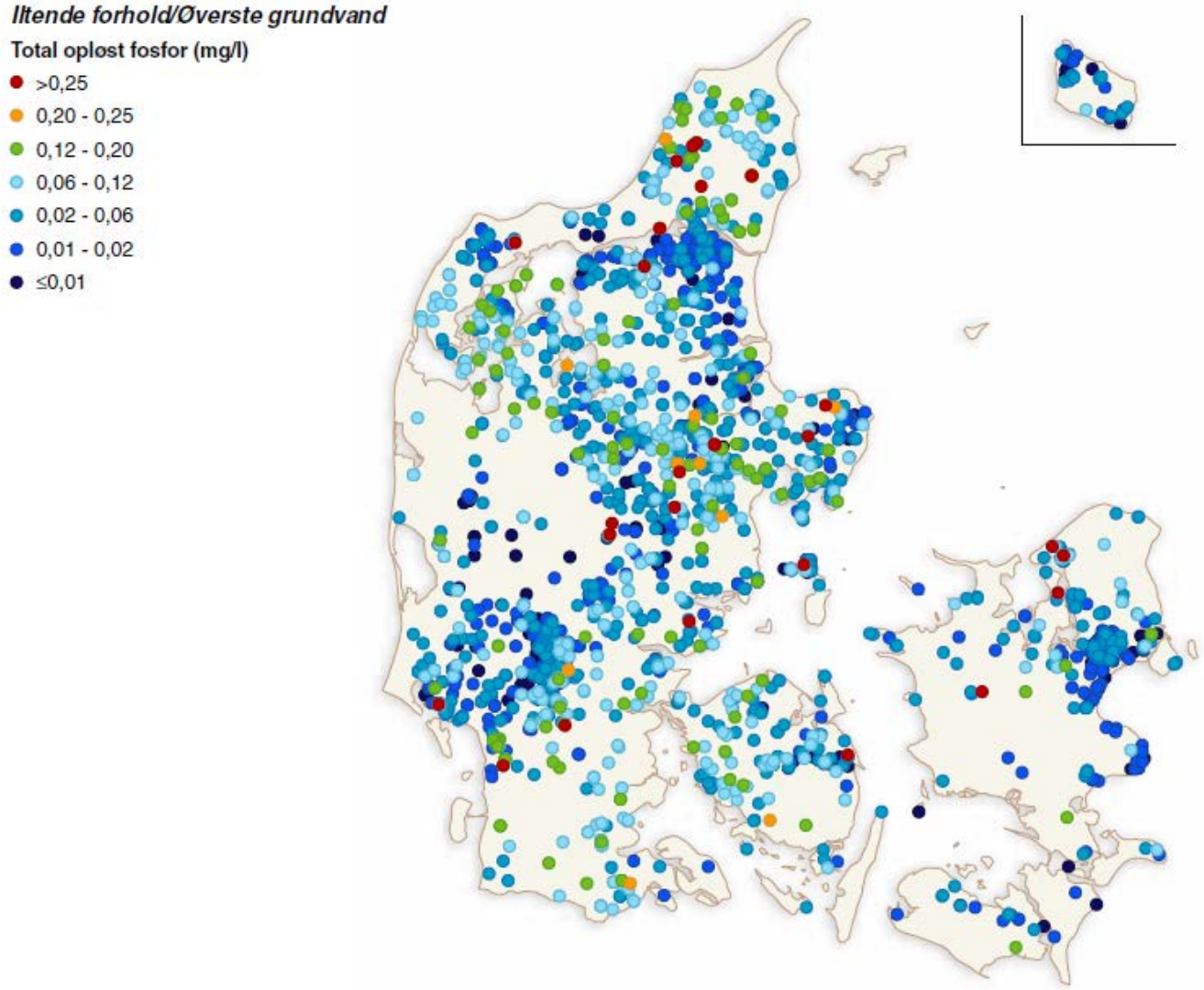


Kort over Danmarks Jordarter.

Bilag J. Koncentration af total opløst fosfor i boringer med fosforanalyser af hhv. det nedre/reducerende grundvand og det øvre/iltende grundvand



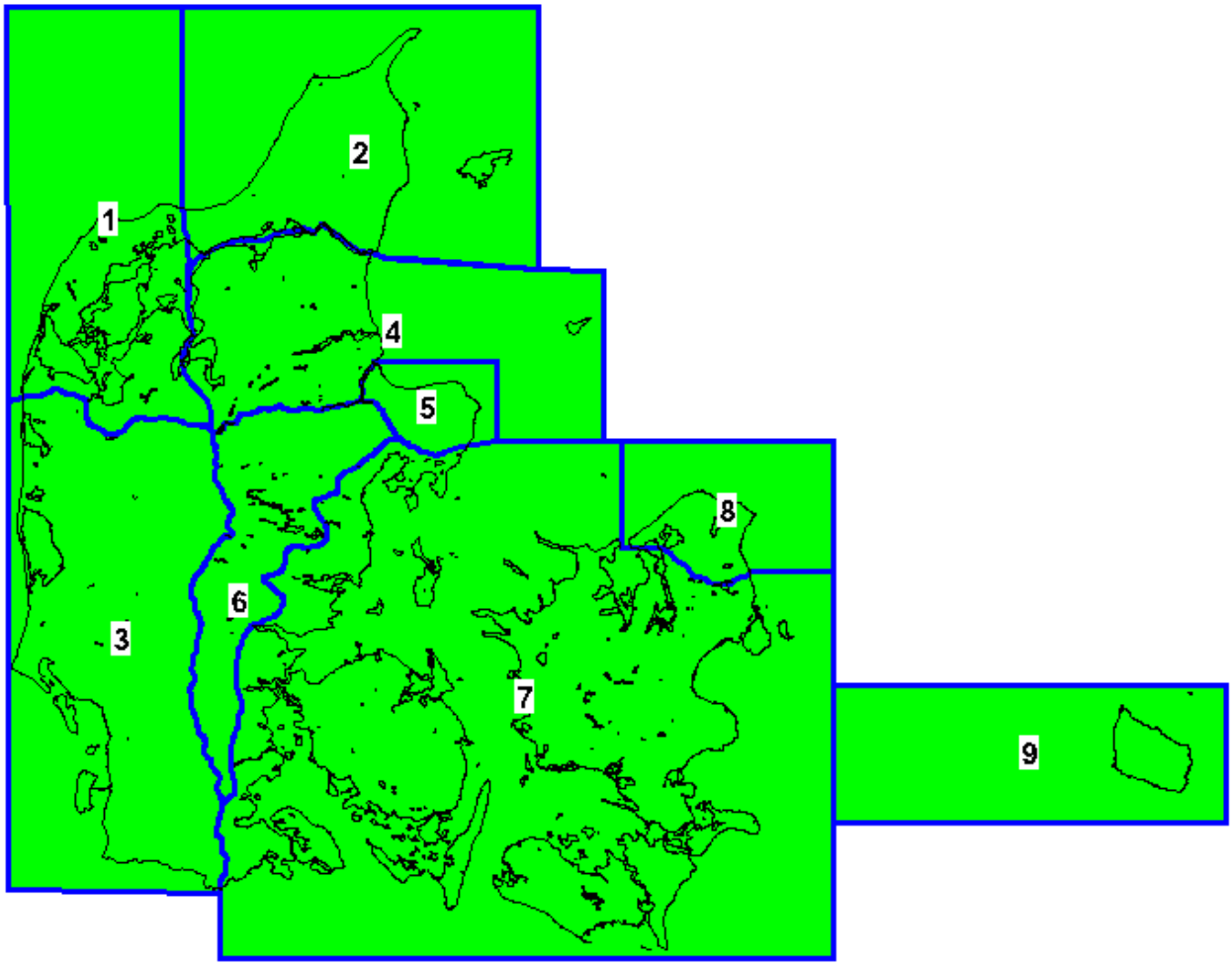
Figur F1. Total opløst fosfor i indvindingsboringer under reducerende forhold. Fra Bøgestrand et al. (2007).



Figur F2. Total opløst fosfor i indvindingsboringer under iltende forhold. Fra Bøgestrand et al. (2007).

Bøgestrand et al. (2007): Vandløb 2006. NOVANA. Faglig rapport fra DMU nr. 642.
http://www2.dmu.dk/pub/fr642.pdf

Bilag K. Opdeling i georegioner efter Greve (2006)



Nr. på kort	Navn
1	Thy
2	Nordjylland
3	Vestjylland
4	Himmerland
5	Djursland
6	Midtjylland
7	ST DK (Østjylland, Fyn, Sjælland, øvrige øer)
8	Nordsjælland
9	Bornholm

Greve, M.H. (2006). Upubliceret GIS tema over georegioner

VIDENCENTRET FOR LANDBRUG

Agro Food Park 15
Skejby
DK 8200 Aarhus N

T +45 8740 5000
F +45 8740 5010
vfl.dk

PARTNER I
DLBR
DANSK
LANDBRUGSRÅDGIVNING