Vand- og nitratbalance i lavbundsarealer

Vand & Miljø

Tommy Bistrup Knudsen

Kandidatuddannelsen i Vand og Miljø
http://www.civil.aau.dk/
Sohngårdsholmsvej 57
9000 Aalborg
Telefon: 99 40 85 30

Titel:
Vand- og nitratbalance i lavbundsjord
Projektperiode:
Afgangsprojekt 2014-2015

Forfatter:
Tommy Bistrup Knudsen

Vejledere:
Per Møldrup
Kaj Henriksen
Jacob Birk Jensen
Ole Munch Johansen

Sideantal: 61 sider
Bilag: A-H + CD
Afsluttet den: 10-06-2015

Synopsis

Projekt omhandler nitrat udvaskning i lavbundsjord, da drænvandsundersøgelser foretaget på lavbundsjord og højbundsjord har indikeret, at nitrat koncentrationen generelt er lavere på lavbundsjord end højbundsjord. I projekt vil der undersøges, hvilke forhold der kan være med til, at give en højere reduktion af nitrat. Undersøgelsen tager udgangspunkt i en Lavbundsjord beliggende i Nordjylland nær Brønderslev. Der er taget jordprøver, der er analyseret for kvælstof her blev fundet store nitrat og ammoniums koncentrationer i rodzonen (0-1m). I kvælstofprofilerne reduceres porevandskoncentrationerne i alle 3 måneder ved den vandmættet zone. Der opnås en reduktion op til 75 % i porevandskoncentrationen af nitrat ved overgangen til den mættet zone , hvilket bevirker, at der må være iltfrie forhold omkring grundvandsspejlet, ellers ville der ikke ske denitrifikation. Porevandskoncentration reduceres med 7,5 mgN/l over 90 dage, hvilket giver en 0'ordens denitrifikationsrate på $8{,}33 \times 10^{-2}$ mgN/ldag. Kvælstofkoncentrationerne blev også undersøgt i drænudløbene, hvor koncentrationen af nitrat var meget mindre end porevandskoncentration fra rodzone. I programmet GMS opbygges en model over drænтværsnittet med forsøgsbestemt hydraulisk ledningsevne på $8{,}54 \times 10^{-5}$ m/s og en porøsitet på $0{,}44\,\mathrm{cm}^3/\mathrm{cm}^3$. Modellen beregner ved partikeltracking den gennemsnitlige strømningstid i den mættet zone til dræn. Ved at antage en 0'ordens denitrifikationsrate udregnes denitrifikationsraten til at ligge i intervallet $1{,}62 \times 10^{-2}$ mgN/ldag til $9{,}4 \times 10^{-3}$ mgN/ldag.

Indholdet i denne rapport er frit tilgængeligt.

Forord

Dette afgangsprojekt omhandlende vand- og nitratbalance i lavbundsjord som er udarbejdet af Tommy Bistrup Knudsen fra Vand og Miljø uddannelsen på det Teknisk-Naturvidenskabelige Fakultet på Aalborg Universitet.

Læsevejledning

Igennem rapporten er der angivet kildehenvisninger, der refererer til en samlet kildeliste bagerst i rapporten. Kildehenvisninger angives i henhold til Harvard-metoden, hvor kilder referes med [Forfatter,år]. Denne henvisning fører til kildelisten, hvor bøger er angivet med forfatter, titel, udgave og forlag, mens internetsider er angivet med forfatter, titel og dato. Figurer og tabeller er nummereret fortløbende iht. det pågældende kapitel, dvs. den første figur i kapitel 1 har nummer 1.1 osv. Alle figurer angives med kilder, hvis disse ikke er selvfabrikerede.

Tommy Bistrup Knudsen

Abstract

This project deals with nitrate leaching in low-level land on the basis of drain water analysis' carried out on low- and high-level lands, which has indicated that the nitrate concentration is generally lower on the low-level land than the high-level land. In this project, it will be investigated which circumstances that exist to achieve a greater nitrate reduction. The analysis is based on a low-level land situated in North Jutland near Brønderslev. The land was divided into two parcels from which there have been taken soil samples in a depth of 1.25 meters in five intervals. The sampling was conducted in November, January and March. Hereafter, the samples were analyzed for nitrogen (ammonium $NH_4^+ - N$ and nitrate $NO_3^- - N$), and hereby it was possible to determine the N-min contents (inorganic nitrogen) in the root zone (0-1 meters). The concentrations were, respectively, 176,6 kgN/ha and 93,2 kgN/ha, whereof about 30 % was nitrate that can potentially be leached.

It can be seen from the nitrogen profiles, how the nitrate concentration is reduced by water saturation in the three months, November, January and March. A reduction up to 75 % is reached in the pore water concentration of nitrate at the transition to the saturated zone. This indicates deoxidized circumstances around the ground-water table, because there would not otherwise be a denitrification. The pore water concentration was reduced with 7,5 mgN/l in 90 days, which results in a zero-order denitrification rate at $8{,}33 \times 10^{-2}$ mgN/ldag. Therefore, it is indicated that there is not a lack of substrate (active organic matter). By comparing the root zone model, N-LES, with the measured pore water concentrations, it is apparent that the model overestimates the concentrations of nitrate in the root zone. There are many uncertainties connected with the use of this model to describe leaching of nitrate on a specific location.

The nitrogen concentrations were also examined in the drain outlets, and here it was found that the concentration of nitrate was much lower than the pore water concentration from the root zone. The average leaching of nitrate in drain outlets is 0,69 mgN/l. Through the program GMS (Groundwater Modeling System), a model, of the drainage cross-section with a test-determined hydraulic conductivity of $8{,}54 \times 10^{-5}$ m/s and a porosity of $0{,}44\,cm^3/cm^3$, was constructed. The model estimates, through particle-tracking, the average time-flow from the saturated zone to the drain. By assuming a zero-order denitrification rate, the denitrification rate is calculated to be in the interval $1{,}62 \times 10^{-2}$ mgN/ldag to $9{,}4 \times 10^{-3}$ mgN/ldag.

Indholdsfortegnelse

Kapitel 1 Indledning **1**
1.1 Problemstilling . . . 3

Kapitel 2 Projektlokalitet **5**
2.1 Teknisk specifikation på marken . . . 6

Kapitel 3 Konceptuel model **9**
3.0.1 Kvælstofskredsløb i jorden . . . 10
3.0.2 Omsætning af kvælstof . . . 11
3.0.3 Den uorganiske kvælstofspulje . . . 12
3.0.4 Nitrat variation i mark . . . 12
3.0.5 Denitrifikation i pløjelaget . . . 13
3.0.6 Påvirkning af jordens pH på denitrifikationen . . . 14
3.0.7 Jordens vandindhold og denitrifikation . . . 14
3.0.8 Jordtekstur og porestørrelsesfordeling . . . 15
3.0.9 Kvælstofreduktion mellem rodzone og vandløb . . . 17
3.0.10 Vandets strømningsvej til dræn . . . 19
3.0.11 Lavbund vs. Højbund . . . 21

Kapitel 4 Feltundersøgelse **23**
4.1 Feltundersøgelse og prøvetagning . . . 23
4.2 Jordfysiske parametre . . . 24
4.3 Jordprøver til kvælstofprofiler . . . 26
4.3.1 Resultater af kvælstofprofiler i feltområderne . . . 27
4.3.2 Variationer inden for profilerne . . . 28
4.3.3 Variationer mellem parcellerne . . . 28
4.3.4 Deldiskussion . . . 29
4.4 Porevandskoncentration . . . 33
4.4.1 Variation i parcel . . . 35
4.4.2 Variation mellem parcellerne . . . 35
4.4.3 Deldiskussion . . . 37
4.5 Drænvandsprøver . . . 39
4.5.1 Resultater af drænvandsprøver . . . 41
4.5.2 Sammenligning af drænvandsundersøgelser . . . 43
4.5.3 Diskussion . . . 44
4.6 Delkonklusion . . . 45

Kapitel 5 Modeller **47**
5.1 N-LES$_3$ . . . 47

5.1.1 Resultat 49
5.1.2 Diskussion 49
5.2 GMS-model 50
5.2.1 Resultater 52
5.2.2 Følsomhedsanalyse 53
5.2.3 Diskussion 54

Kapitel 6 Konklusion **55**

Kapitel 7 Perspektivering **57**

Litteraturliste **59**

Bilag A Forsøgsbeskrivelser
A.1 Sigteanalyse 63
A.2 Glødetab 64
A.3 Drænvandsprøver 65
A.4 KCl-ekstraktion 65
A.5 Bestemmelse af vandindhold 66
A.6 Bestemmelse af lerindhold 68
A.7 Bestemmelse af effektiv porøsitet 68
A.8 Bestemmelse af den hydraulisk ledningsevne 70

Bilag B Opmåling med differential GPS

Bilag C Kort over reference målinger

Bilag D Sigteresultat

Bilag E Nitrat koncentrationer på lavbundsjord

Bilag F N-LES beregning

Bilag G GMS - MODFLOW

Bilag H Bilags CD

Første Kapitel

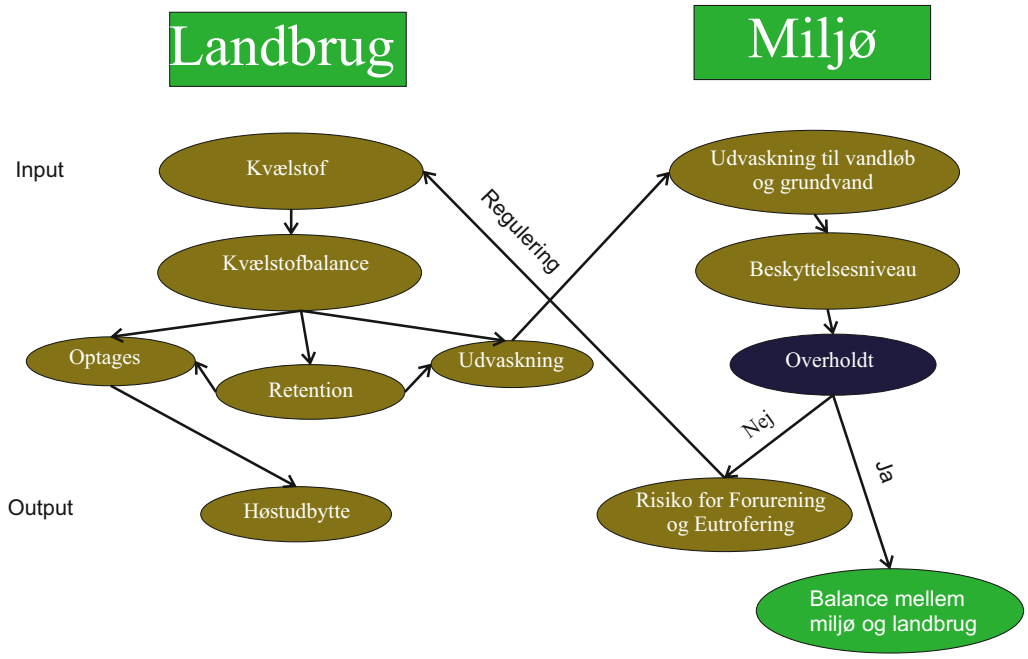
Indledning

I Danmark har der gennem de seneste år været øget fokus på miljøet blandet andet ved implementeringen af vandplanerne, der skal være med til at forbedre det danske vandmiljø i søer, fjorde og åer, samt grundvandet. Disse er i overensstemmelse med EU's vandrammedirektiv. I direktivet er der beskrevet at alle EU-landenes vandområder - vandløb, søer, den kystnære del af havet og grundvandet skal have *'God Tilstand'* i 2015. [Europa Kommissionen, 2010]
Ved god tilstand menes, at det danske vandmiljø skal forebygges mod yderligere forringelse og beskyttes/forbedres, så den menneskelige påvirkning er lille i forhold til den upåvirkede tilstand. I 1991 blev nitratdirektivet vedtaget, som er en af EU-lovgivningens tidligste tiltag for bekæmpelse af forurening og forbedring af vandkvaliteten. Nitratdirektivet skal forebygge forurening af grundvand og overfladevand forårsaget af nitrater fra landbruget ved at fremme godt landmandskab. I direktivet står det beskrevet, at alle medlemslande skal analysere nitratkoncentrationer og den trofiske tilstand i deres vande. Grænseværdien for nitrat i grundvand er 50 $\mathrm{mgNO_3/l}$, hvilket er et drikkevandskrav. Nitrat i grundvandet skal gerne være så lav, at det ikke forhindrer målopfyldelse af afhængige vandløb, søer og natur-områder. Medlemslandene har udpeget områder, der kan blive påvirket af høje nitratkoncentrationer eller eutrofiering, og her har Danmark, samt nogle andre lande, valgt at yde samme niveau af beskyttelse over hele landet i stedet for at udpege nitratsårbare zoner. Dette er dog ikke helt sandt, da Danmark har valgt at indføre et beskyttelsesniveau for nitratudvaskning til overfladevand i oplandene til de mest sårbare Natura 2000-områder. Dette beskyttelsesniveau er fastsat ud fra krav om maksimalt husdyrtryk i forhold til de generelle harmoniregler 1,4 dyreenheder per hektar. Beskyttelsesniveauet afhænger af reduktionspotentialet, der er et udtryk for nitratreduktionen mellem rodzone og vandløb, samt kvælstof sårbarheden. Medlemslandene udarbejder handlingsplaner til nedbringelse af nitrat, så de lever op til direktivets mål, og disse planer skal revideres hvert 4 år. De fleste handlingsplaner dækker over alle nødvendige foranstaltninger og omfatter alle en gødskningsgrænse på 170 kg kvælstof pr. hektar om året fra husdyrgødning, som er fremsat i direktivet. I Danmark blev det besluttet at integrere nitrathandlingsplanen i vandmiljøplanen. [Europa Kommissionen, 1991]

Vandplanerne er ikke de eneste initiativer regeringen har gjort sig. Den 30. april 2009 fik Danmark sin første helhedsplan for natur, miljø og landbrug, der fik navnet Grøn Vækst. Grøn Vækst erstatter og supplerer regeringens vedtagede vandmiljøplan III fra 2004. Grøn Vækst aftalen skal sikre et grønnere Danmark og et dansk erhvervsliv i vækst, altså et højt niveau af miljø-, klima-, og naturbeskyttelse samtidig med en moderne og konkurrencedygtig landbrugs- og fødevareproduktion. Grøn vækst aftalen er dermed en grundsten for at skabe en bedre balance mellem naturen og landbrugserhvervet.

For at sikre et vandmiljø af god kvalitet har et af målene været at reducere udvaskningen af kvælstof. Dette er blevet gjort via reguleringer af kvælstofbelastningen, som har været et af virkemidlerne i vandplanerne og Grøn vækst. Dette har medført, at landbruget har

fået stillet større krav til brug af kvælstof på deres marker for at få en reduktion af rodzoneudvaskningen af nitrat. Disse krav har mødt hård kritik fra landbrugets side. Landmændene mener, at jorden er underernæret og afgrøderne udsultes. Derfor er de interesseret i bedre regulering af gødskning, hvor der ses på de reelle tab af kvælstof til naturen.[Landbrug, 2014] Den nuværende regulering af kvælstof bygger på kvælstofnormer, harmonikrav og efterafgrøder, her ses på, hvad der tilføres bedriften og ikke hvad der kommer ud af den. Derfor har der været et ønske for alle parter, både fra politisk side og fra landbrugets side, om en ny regulering, der bygger på de reelle tab til omgivelserne, da det vil være med til at skabe en bedre balance mellem miljøet og landbrugserhvervet. Nedenfor kan ses en principskitse over sammenspillet med landbruget og miljøet med hensyn til kvælstof.



Figur 1.1. Principskitse af sammenhæng mellem landbrug og miljø.

I forbindelse med de reelle tab til omgivelserne er der stor interesse for kvælstoffets vej gennem jorden, hvor der ses på retentionen, altså omsætning af kvælstof i jorden. Hvis der ud fra en række forhold som jordbundsklassificering, landskabstype og kvælstofmålinger kan findes en sammenhæng, vil der være mulighed for at lave en differentieret regulering. Ved en differentieret regulering menes, at der skal vægtes mellem jorder med høj og lav omsætning af kvælstof. Så der ved jorder med lav omsætning skal ske nedregulering af gødskning i forhold til kvælstofnorm, og jorder med høj omsætning kan følge kvælstofnorm. [Kjøller, 2014]

Videncentret for Landbrug har fra 2011 til maj 2014 foretaget drænvandsundersøgelser på 700 lokaliteter i hele landet. Drænvandsprøverne viser, at kvælstofkoncentrationerne er cirka 50 % lavere end de modelberegnede kvælstofkoncentrationer i det vand, der forlader rodzonen. [Leif Knudsen og Kristoffer Piil, 2014] I realiteten kan koncentrationerne fra drænvandsundersøgelserne ikke sammenlignes med de koncentrationer fra rodzonemodellerne, da modellerne giver et estimat på udvaskningen af kvælstof i rodzonen, cirka 1 meter

af det øverste jordlag. Herfra og til drænudløbet kan der ske yderligere reduktion af kvælstof, som modellen ikke tager hensyn til. Hvis koncentrationerne fra drænudløbene skal sammenlignes, skal der først opbygges en model, der beskriver transporten og reduktionen af kvælstof fra rodzonemodellen og til drænudløbene.

Drænvandsundersøgelserne viser også, at der er specielle forhold på lavbundsjord og langt størsteparten af den hævede havbund findes i Nordjylland på den såkaldte litorinaflade. Nitratkoncentrationerne var meget mindre på disse arealer end først antaget, hvilket må skyldes en omfattede denitrifikation, inden vandet løber i drænene. Det formodes, at det skyldes specielle hydrologiske/jordbunds forhold på disse steder, der gør at vandstanden er højere end drændybden i vinterhalvåret og det medfører en højere beliggende iltfri zone, der er medvirkende til en højere denitrifikationsrate. Hvis der ikke sker ligeså stor udvaskning på lavbundsjord, som først antaget, vil det selvfølgelig kunne have en effekt på reguleringen af mængden af kvælstof, der må tilføres på disse arealer, så det ikke påvirker vandmiljøets tilstand. Der findes dog ikke dokumentation for, at der sker større denitrifikation på lavbundsjord i forhold til højbundsjord.

1.1 Problemstilling

Drænvandsundersøgelserne foretaget af Landbonord viser, at kvælstofkoncentrationerne på hævet havbund er i gennemsnit 6,0 mgN/L eller 2,4 mgN/L lavere end på højbundsjord.[Leif Knudsen og Kristoffer Piil, 2014] Spørgsmålet er, hvilke forhold er medvirkende til at koncentrationen på lavbundsjord er lavere?

Undersøgelsen af kvælstofkoncentrationerne i drænvandet har medført, at der ikke kun drages tvivl om udvaskningen af kvælstof i hævet havbund, men også pålideligheden af de forskellige rodzonemodeller, da beregningerne her viste koncentrationer, der var cirka 50 % højere end de foretagede målinger af drænvandet. Dette er dog et dårligt sammenlignings grundlag, da rodzonemodellerne beregner udvaskning fra rodzone i cirka 1 meters dybde, hvad der ydereligere sker herefter og til drænudløb tages ikke med i rodzonemodellerne. Så reelt kan koncentrationer ikke sammenlignes. Dette indikerer dog, at der sker yderligere reduktion fra rodzonen og til drænudløbet. Dette giver grundlag for en nærmere undersøgelse af udvaskningen af kvælstof i lavbundsjord. Dermed opstilles følgende problemformulering:

- *Er der grundlag for, at der sker en større retention af nitrat i lavbundsjord end hidtil antaget, og hvordan stemmer det overens med foreløbige drænvandsmålinger af lavbundsjord?*

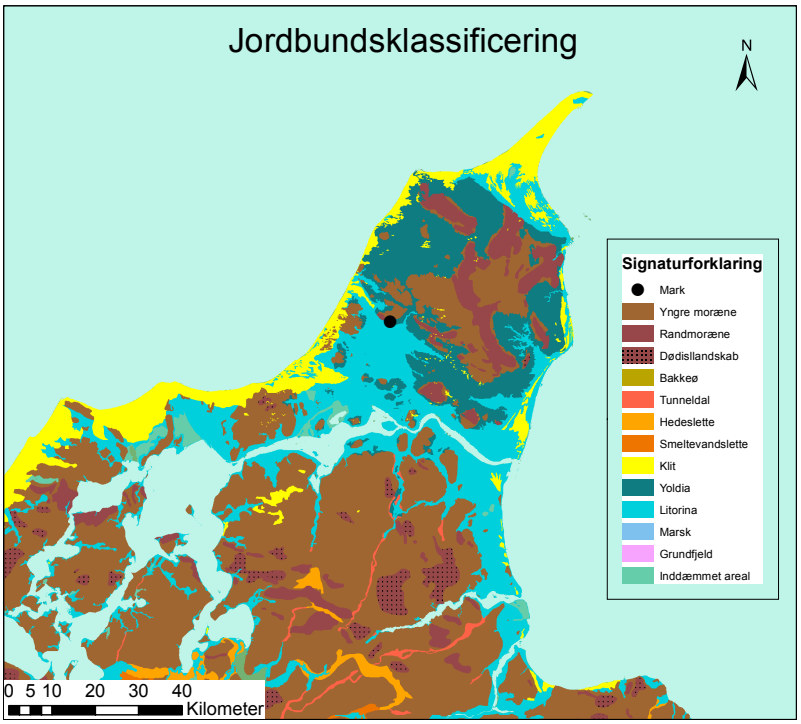
For at få en bedre forståelse, af hvad der påvirker udvaskningen af kvælstof i lavbundsjord, vil projektet tage udgangspunkt i en konkret mark, hvor der kan udføres feltundersøgelser. Feltundersøgelserne skal være grundlag for opsættelse af en model, der kan bruges til at beregne strømningen af vandet og reduktionen af kvælstof. Først præsenteres projektlokaliten, hernæst en konceptuel model, hvor forskellige faktorer, der kan påvirke reduktionen af kvælstof i jorden, såsom vandmætningen, jordtype, og strømningsvej, gennemgåes. Feltundersøgelserne skal være grundlag for opsættelse af en model fra rodzone til drænudløb samt en N-LES III beregning (Nitrate Leaching Estimator).

Andet Kapitel

Projektlokalitet

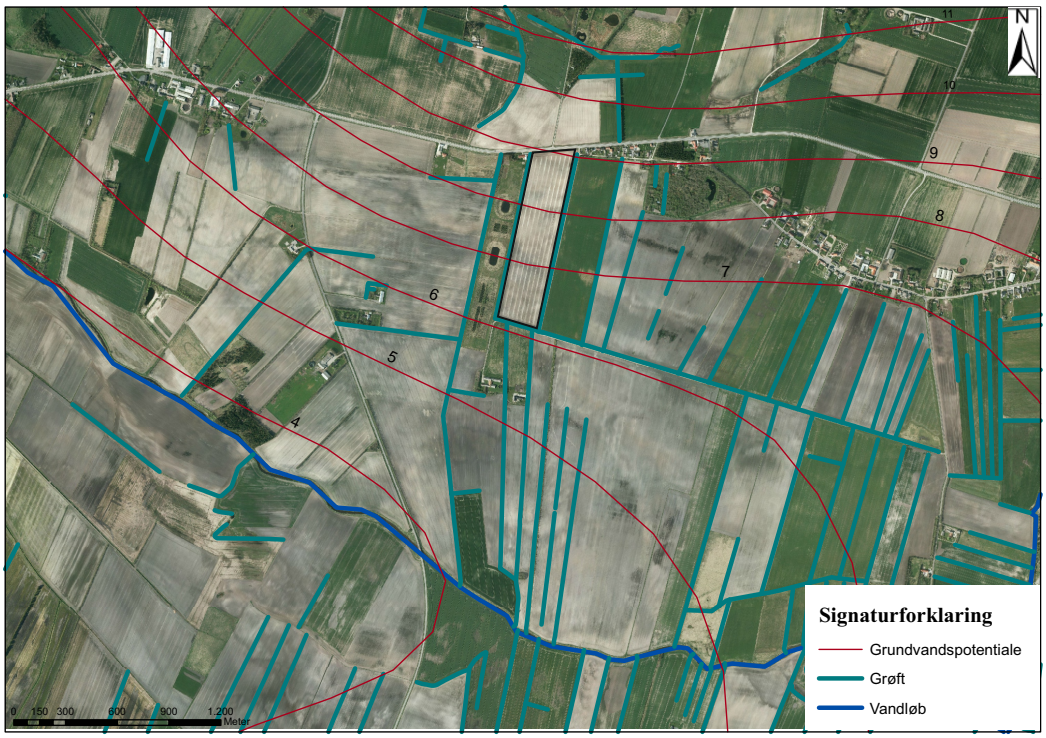
For at undersøge udvaskningen på lavbundsjord er det valgt at finde en lettilgængelig lavbundsjord, hvor der kan laves feltundersøgelser og opbygges en model herved, hvilket stiller krav til valg af projektlokalitet.

Valget af projektetlokaliteten er gjort ud fra følgende kriterier: At marken/området er lavbundsjord, og at marken skal være forholdsvis afgrænset, så drænoplande vil svare til selve marken, så de omkringliggende marker ikke bidrager, da det vil have indflydelse på udvaskningsmængden af nitrat pr hektar. Det vil også være et vigtigt parameter, at lokaliteten er afgrænset ved modelopbygning. I Nordjylland er størstedelen af lavbundsjord hævet havbund efter Litorinahavet. Disse aflejringer er forholdsvis centreret omkring Limfjorden, som det kan ses på 2.1 nedenfor.



Figur 2.1. Jordbundsklassificering i Nordjylland og placering af projektlokalitet.

Valget af projektlokalitet er markeret med en sort prik på figur 2.1 og marken ligger i den nordlige del af aflejringerne fra Litorinahavet. Marken ligger lidt udenfor Brønderslev, nær Øster Hjermitslev, adresse *Saltumvej 443*. Marken er illustreret på figur 2.2 på den følgende side.



Figur 2.2. Billedet viser projektlokaliteten markeret med sorte streger og vandløbet Ryå, der løber syd for projektlokaliteten, samt grundvandspotentialelinjer 1m.

2.1 Teknisk specifikation på marken

Marken har et areal på 10,16 ha, den måler cirka 150 m x 650 m og er systematisk drænet med 10 drænledninger, der har en længde på 650 m og med en drænafstand på cirka 16 m. Marken er afgrænset med grøft hele vejen rundt og de omkringliggende marker er drænet, hvilket gør at oplandet til drænene i marken gerne skulle være selve markens areal.
Marken blev drænet i 2011 grundet tab i udbytte og problemer med kørsel af maskiner. Drænudløbene er placeret i den sydlige ende af marken og løber ud i en grøft, der fører vandet videre ud i Ryå, der ligger cirka én kilometer syd for marken.

I starten af november 2014 blev der observeret okker i grøften fra drænudløbene, hvilket kunne tyde på, at der er aflejringer af jernholdige sedimenter. Hvis grundvandspejlet ligger over disse sedimenter er de beskyttet mod luftens ilt, men sænkes grundvandsstanden ved dræning eller årstidsvariationer, iltes disse stoffer. Ved iltning dannes ferrojern Fe^{2+}, sulfat SO_4^{2-} eller hydrogencarbonat HCO_3^-. Ferrojern er letopløseligt og vaskes nemt ud med grundvandet og ved udvaskningen iltes det videre til ferrijern, der ved pH over 3 er tungt opløseligt og udfældes som ferrihydroxider og oxider ($Fe(OH)_3$ og $FeO(OH)$). En indikation på at drænvand er okkerholdigt vil være at måle pH-værdien, da iltning af især pyrit FeS_2 følges af en stor produktion af brintioner H^+, der kan sænke pH betydeligt. Okkerholdigt drænvand kan derfor være meget surt, og det vil gøre at alt jernet er i opløst

form, men når drænvandet kommer ud i vandløb, hvor pH er højere, sker udfældningen af okker.[Sand-Jensen, 2004]

Marken var i sæsonen 2012/2013 sået med vinterrug og her blev tilført 131 kgN/ha i form af husdyrgødning og kunstgødskning. Marken var i sæson 2013/2014, og er i nuværende sæson ligeledes sået med vinterrug og tilførelsen af kvælstof kan ses i tabel 2.1

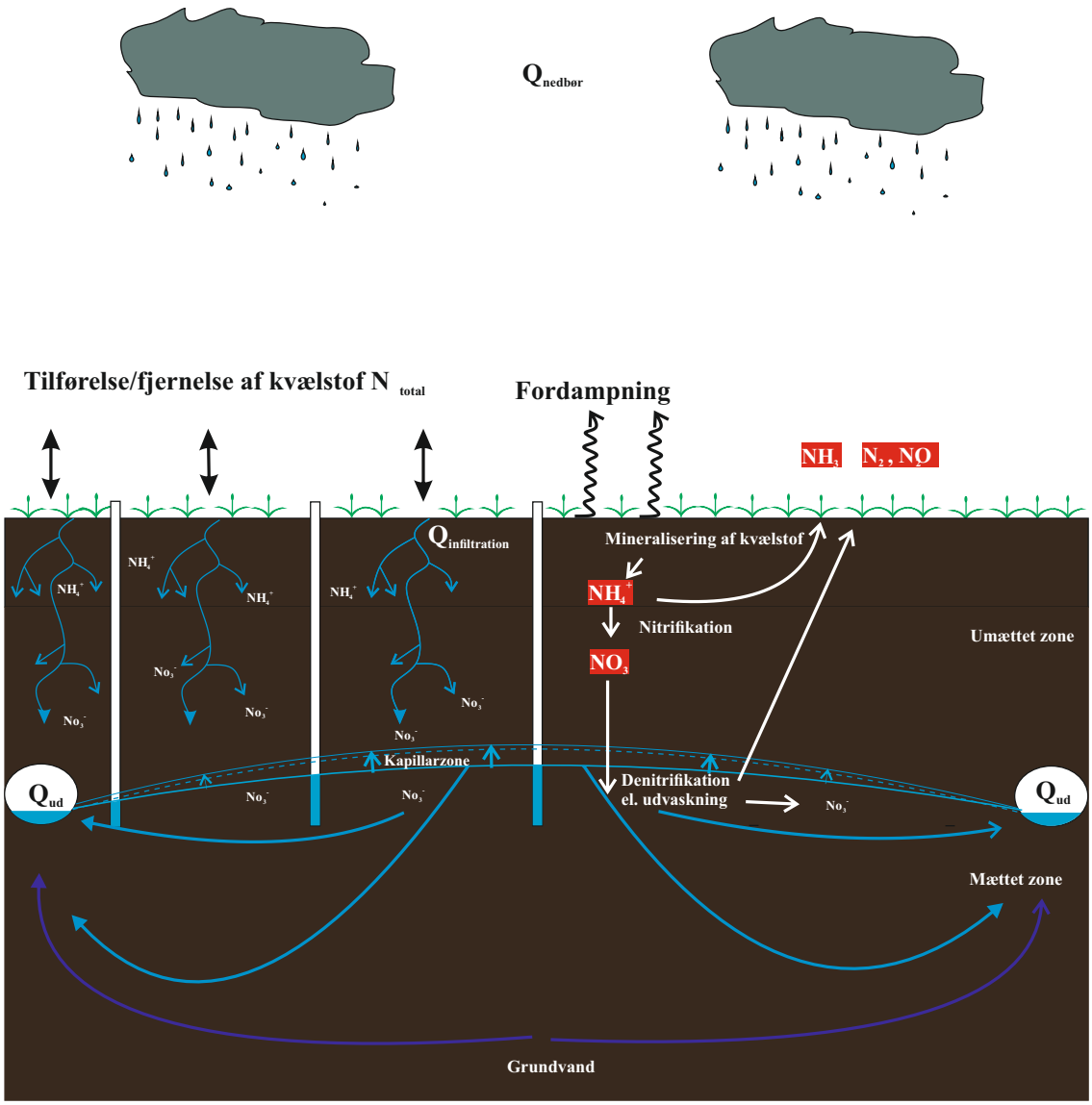
Tabel 2.1. Gødningsplan [LandboNord, 2015]

Årstal	Produkt	Mgd/ha	Markeff. N	N	P	K	Mg	S
2013	N27-4S	225 kg		60				9
	Gylle	20 tons	70	71	19	60	8	0
	Total			131	19	60	8	9
2014	N27-4S	200 kg		54				8
	Gylle	24 tons	75	86	22	68	9	0
	Total			140	22	68	9	8
2015	N27-4S	200 kg		54				8
	Gylle	20 tons	70	67	18	57	7	0
	K49/50	100 kg				50		
	Total			121	18	107	7	8

På marken er der gjort følgende observation ved pløjning; i den nordlige ende er jorden mere leret og mere fugtig, hvorimod den sydlige ende er mere sandet/fint sandet og mere tør. Ved feltundersøgelser i marken laves der to forsøgsfelter, da geologien kan variere meget på samme mark, hvilket observationerne tyder på.

Konceptuel model

For at få en bedre forståelse af, hvad der har indflydelse på nitrat udvaskning i lavbundsjord i forhold til højbundsjord, opbygges en konceptuel model. Heri vil de vigtigste overvejelser med nitratudvaskning indgå. Nedenfor på figur 3.1, ses den konceptuelle model.



Figur 3.1. Konceptuel model.

Først beskrives kvælstof kredsløbet i marken og hvad der sker i rodzonen. Dernæst ses, der nærmere på udvaskning fra rodzonen.

Tilførelse af kvælstof

Der tilføres kvælstof som atmosfærisk deposition, handels- og husdyrsgødning og nogle planter har evne til biologisk fiksering, hvor der bindes frit kvælstof fra luften. På pro-

jektlokaliteten er der sået hybridrug, der ikke har evne til biologisk N-fiksering. Derfor vil tilførslen af kvælstof være cirka 12 kg N/ha år fra atmosfærisk deposition og 140 kg N/ha fra handels-, og husdyrgødning[Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl og Camilla Geels, 2015].

3.0.1 Kvælstofskredsløb i jorden

I jorden vil der være en stor pulje af organisk stof. Ved mineralisering af de organiske forbindelser omdannes de til uorganiske forbindelser, herved frigives NH_4^+. De mikrobielle organismer kan optage ammoniumkvælstof. Herved bindes kvælstoffet til den mikrobielle biomasse, dette kaldes immobilisering, og ammoniumkvælstof frigives først igen når mikroorganismerne dør. Denne immobilisering vil være afhængig af hvor kvælstoffattigt systemet er, jo lavere det er vil det resultere i en mere effektiv optagelse. Nettofrigivelse vil være forskellen mellem den mikrobielle frigivelse og den mikrobielle fastlægning af mineralsk kvælstof.
I efteråret, hvor der tilføres kvælstoffattigt halm, vil der gå flere måneder før der sker en nettofrigivelse af kvælstof fra halmen. Bakterierne skaffer sig kvælstof fra jorden til at opbygge en mikrobiel population, der kan nedbryde halmen. Ammonium er i en kemisk ligevægt med ammoniak NH_3 og forholdet mellem dem vil afhænge af jordens surhedsgrad. Da ammoniak er en gasart, kan der være tab til atmosfæren. Ammoniak fordampning i jorden vil i fleste tilfælde være af mindre betydning. Ved gødskning med urea (urinstof) kan fordampning være betydelig, hvis ikke det nedfældes i jorden, eller hvis jorden er tør. Ammoniak reagerer med porevandet og omdannes til ammonium, og denne proces vil ske meget hurtigt. Ammonium vil ikke findes i jorden i lang tid, før det omdannes til nitrat af 2 specielle bakterier (nitrosomonas, nitrobacter), processen vil ske i to processer, hvor der først dannes nitrit og dernæst nitrat. De nitrificerende bakterier anvender kulstof fra luften til dannelse af celler.

$$2NH_4^+ + 3O_2 \rightarrow 2NO_2^- + 2H_2O + 4H^+$$

$$2NO_2^- + O_2 \rightarrow 2NO_3^-$$

Afgrøderne kan både optage NH_4^+ og NO_3^-. Den eneste ulempe er, at nitrationen er negativt ladet og bindes derfor ikke til jordpartiklerne. Nitrationerne vil derfor følge porevandets strømning ned gennem rodzonen og vaskes ud. Det vil hovedsageligt være i vinterhalvåret, at der sker udvaskning. Nitrat kan også omdannes til luftformig kvælstof via denitrifikation. For at der kan ske denitrifikation skal der være iltfrie forhold, organisk stof og nitrat tilstede. Den biologiske denitrifikation vil kunne bruge ilt, såvel som nitrat, som elektronacceptor ved omsætning af organisk stof. Derfor skal der være iltfrie forhold før at nitrat anvendes. Et sideprodukt af denitrifikation vil være lattergas N_2O, hvis reaktionen ikke løber helt til ende.

$$C_6H_{12}O_6 + 4NO_3^- \rightarrow 6CO_2 + 6H_2O + 2N_2$$

Der er to former for denitrifikation, der er den mikrobiologiske, som er beskrevet her, og den kemiske denitrifikation. Den biologiske vil være dominerende i rodzonen, hvor der i undergrunden vil kunne forkomme både kemisk og mikrobiologisk denitrifikation. I

rodzonen vil der være rigeligt med letomsætteligt organisk stof til denitrifikanterne, det vil blandt andet blive tilført fra husdyrsgødning. Størrelsen af denitrifikationen vil være meget forskellig for jord- og gødningstype. Denitrifikationen vil være størst på en leret jord, der er gødet med husdyrgødning, hvor den vil være lille på en grovsandet jord gødet med handelsgødning. Det skyldes til dels, at husdyrsgødning indeholder let omsætteligt organisk stof, der gør, at ved omsætning bliver ilten hurtigt opbrugt samtidig med, at der dannes nitrat ved nitrificering. Fugtigheden af jorden vil også have stor betydning, da iltdiffusion/ilttilførslen vil blive begrænset grundet vandfyldt porevolumen. Denitrifikation vil typisk være begrænset til "hot spot", altså vandfyldte klumper af jordpartikler f.eks. gylleklumper med organisk stof og nitrat, hvor ilten ikke kan trænge ind. Det vil være i rodzonen, at det største årlige tab af nitrat sker ved denitrifikation. Ved nedsivning af vand kan det medtage nitratet og føre det ud af rodzonen og videre ud til drænvandsledninger, inden det nedbrydes ved denitrifikation. [Leif Knudsen, 2000]

3.0.2 Omsætning af kvælstof

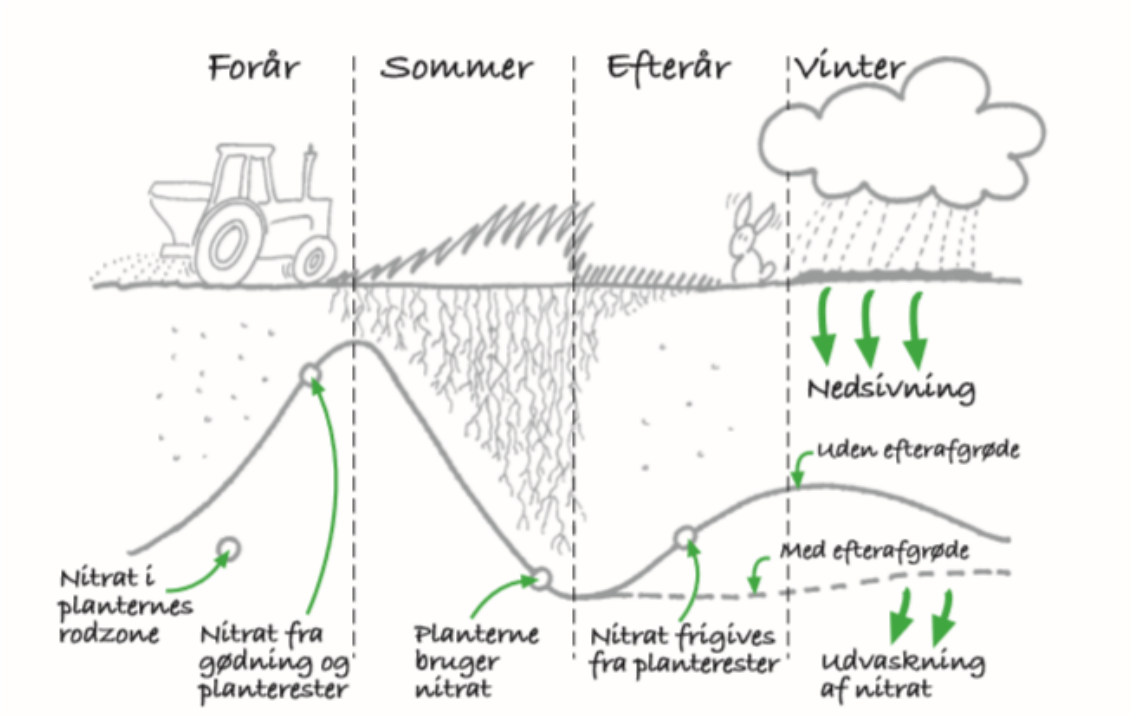
I marken kan afgrøderne kun optage kvælstof i uorganisk form altså nitrat og ammonium, hvilket også kaldes assimilation. Uorganisk kvælstof i marken vil udgøre mellem 20 – 300 kg N pr. ha ud af et totalt indhold i rodzonen på 5000 – 15000 kg kvælstof pr ha. Det vil sige, at over 95 % af kvælstoffet i jorden er bundet i forskellige organiske forbindelser. Mængden af organisk stof vil befinde sig i de øverste 25 centimeter af jorden, også kaldet pløjelaget. Organisk bundet kvælstof tilføres jorden i form af kvælstof i rødder, planterrester, husdyrgødning, og planter der pløjes ned. I meget vandfyldte jorder før dræning, kan omsætning af organisk materiale være meget lav, så her kan indholdet af organisk materiale være meget højt. I tørre sandjorder vil det organiske indhold være lavest, da der tilføres en lille mængde planterester grundet lavt udbytte, og omsætningen af organisk kvælstof sker hurtigere på sandjord. Mikroorganismerne i jorden vil udnytte den organisk bundet kvælstof som energikilde. Ved nedbrydningen frigives ammonium og kuldioxid. Denne proces kaldes mineralisering, og denne proces gør at det bundne kvælstof bliver tilgængeligt for planterne. Når det bliver tilgængeligt for planterne vil der også være mulighed for at ammonium omdannes til nitrat via nitrifikation. Mineraliseringen af kvælstof sker meget langsomt og den primære del vil ske som følge af planterester og husdyrgødning tilført inden for det seneste år, da denne del stadigvæk indeholder nogle let omsættelige kulstof- og kvælstofforbindelser. Mineraliseringen vil være temperatur afhængig. Ved temperaturer ned til 0 °C går mikroorganismerne næsten helt i stå, og der sker først rigtig noget ved temperaturer over 5 °C. Omsætningsraten vil også være afhængig af jordens fugtighed, når jorden tørrer ud vil den stoppe. Derfor vil omsætningen være lav i sommermånederne. På næringsstofrig lavbundsjord kan mineraliseringen blive meget stor, hvis indholdet af organisk stof er højt. Her kan der frigives så meget kvælstof, at der kun skal suppleres med en lille mængde kvælstof. På organogene lavbundsarealer vil reduktion af nitrat være middel ved omsætning af organisk stof. På minorogene lavbundsarealer, der dyrkes i omdrift, vil retention være meget varierende, men målinger tyder på at reduktionen er høj. Projektlokaliteten vil betegnes som minorogen lavbundsjord, da denne dyrkes i omdrift.[Leif Knudsen, 2000]

3.0.3 Den uorganiske kvælstofspulje

Det uorganiske kvælstof NH_4^4 og NO_3^- udgør en mindre pulje af det kvælstof der findes i jorden, men det er fra den pulje planterne optager kvælstof, ligeledes er det her, der sker det største kvælstoftab. Ammonium har en evne til at binde sig til jordpartikler, da ammonium er positivt ladede NH_4^+ og jordpartiklerne er negativt ladede. Jordens evne til at tilbageholde ammonium vil være afhængig af kolloide stoffer, som ler og organisk stof, der ved vandoptagelse bliver elektrisk ladede, idet de optager anioner, der giver dem evnen til at tilbageholde kationer på overfladen. Derfor udvaskes ammonium kun i et begrænset omfang. [Vibeke Ernstsen, Hans Jørgen Henriksen, Frants von Platen, 2001] Nitrat er derimod letopløselig i vand samt negativt ladet og bindes derfor ikke til jordpartiklerne, og det bevæger sig derfor med jordvandet. Indholdet af ammonium i jorden er normalt lavt, da det omdannes til nitrat ved nitrifikation. Udvaskningen af kvælstof fra rodzonen vil derfor primært være nitrat, hvor størrelsen af nitratudvaskningen vil være afhængig af; afstrømningen af vand fra rodzonen i vinterhalvåret, mængden af nitrat i jorden, og mængden der dannes i vinterhalvåret.

3.0.4 Nitrat variation i mark

På figuren nedenfor, ses hvordan nitrat indholdet i marken vil variere over året.



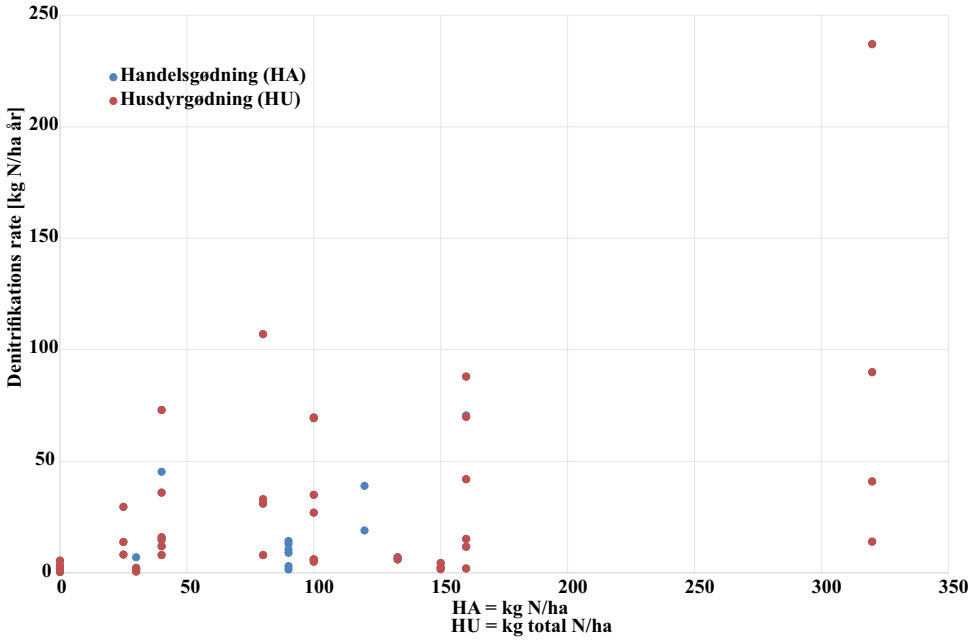
Figur 3.2. Nitrat variation over året.[Leif Knudsen, 2000]

Forår: Inden vækstsæsonen begynder vil nitrat indholdet være højt, som følge af tilførslen af gødning.
Sommer: Ved vækstsæsonen tømmes jorden næsten helt for nitrat på grund af planternes kvælstofoptagelse. Ved høst er nitratindholdet derfor lavt. Da fordampningen af vand fra planterne er høj i sommeren vil det betyde, at der ikke løber vand ud af rodzonen og dermed sker der ikke nitratudvaskning.

Efterår: Her vil der være to scenarier; jorden er ubevokset eller sået med vintersåsæd/efterafgrøder. Hvis jorden ikke er sået, vil der ske en frigivelse af kvælstof fra planterester og organisk stof, som vil stige efteråret igennem, der fører til at nitratindholdet dermed stiger. Hvis jorden er sået med afgrøder vil de optage en stor del af det kvælstof der frigives og nitratindholdet vil forblive lavt.
Vinter: Den mængde nitrat, der er i jorden fra efteråret, kan afhængig af nedbør og jordtype udvaskes i vinterhalvåret.

3.0.5 Denitrifikation i pløjelaget

Der er gennem de seneste årtier foretaget en del undersøgelser af denitrifikation i pløjelaget ved forskellige afgrøder og jordtyper. I Danmark består 24 % af jordtypen JB1 (grov sandet) og 21 % af jordtypen JB4 (fin lerblandet sandjord). Dette er de to primære jordtyper af det dyrkede areal [Finn P. Vinther, Søren Hansen, 2004]. Nedenfor ses denitrifikation for JB4, sorteret ud fra gødningstype og -mængde.



Figur 3.3. Denitrifikation i JB4-5

Der er generelt en mindre denitrifikation i en grov sandet jord (JB 1), hvor den gennemsnitlige denitrifikation er 2.11 kg N/ha år, hvor den gennemsnitlige denitrifikation i den fin lerbladet sandjord/ grov sandbladet lerjord er 19.54 kg N/ha år[Finn P. Vinther, Søren Hansen, 2004]. Denitrifikation er også stigende ved en større tilførelse af kvælstof, som det ses på figuren. Denitrifikation vil kun være et estimat, da der vil være en række forhold, som nedbør, der gør at den kan variere meget tidsligt og rumligt. Denitrifikation i jordlag under rodzonen har vist sig at være væsentligt lavere end i pløjelaget. Undersøgelser har dog vist, at tages det store jordvolumen ned gennem den umættede zone med, kan selv lave denitrifikationsrater ikke være helt ubetydelige. Det blev konkluderet, at ved jordprofiler, at der blev denitrificeret mellem 5 og 10 kg NO_3-N/ha/år pr meter under pløjelaget[Finn P. Vinther, Søren Hansen, 2004].

3.0.6 Påvirkning af jordens pH på denitrifikationen

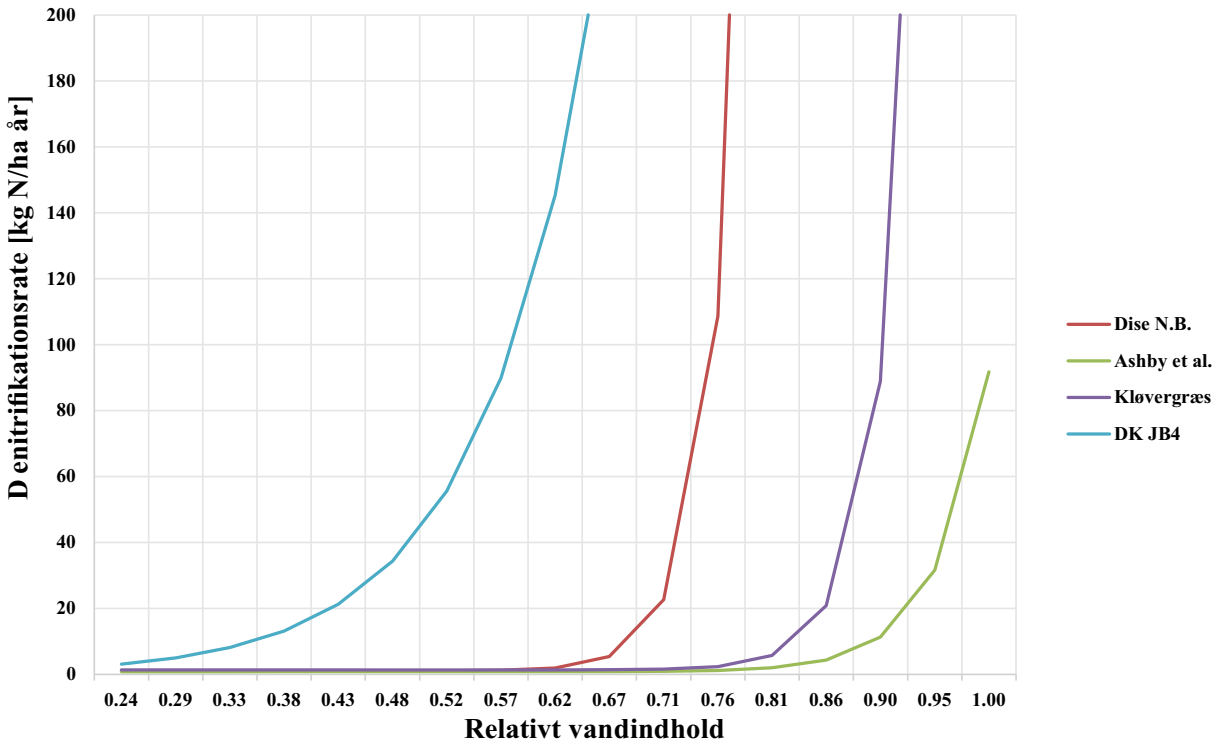
Der er udført flere forskellige feltstudier med betydningen af pH-værdien på de denitrificerende bakterier i jorden. De viser, at denitrifikations aktiviteten er højest i alkalisk jord pH (7-9), hvorimod at der ved mere sur jord blev observeret en mindre denitrifikations aktivitet, især ved pH-værdier under 5 [Jirí Cuhel, 2011]. I landbrugsjord vil pH næsten altid være større end 6 i rodzonen [Hansen, 1976]. Undersøgelser af mirkobiel denitrifikation ved oxidation af pyrit har dermed vist at kunne tåle lave pH-værdier [Christian Juncher Jørgensen, 2009].

På projektlokaliteten er, der observeret okker fra drænudløbene, hvilket kunne tyde på at der er en del ferrojern i jorden, så denne process af denitrifikation vil kunne foregå ved anaerobe forhold, ligeledes er der pløjet planterester ned efter høsten, så der vil være et højt organisk indhold i det øverste jordlag. Det kan undersøges ved feltundersøgelser, da der som tidligere beskrevet under projektlokalitet, kapitel 2 på side 5, at hvis jordlagene har et højt indhold af jernholdig sediment kan det medføre en lav pH-værdi i drænvandet, hvilket også kan påvirke denitrifikationsraten. Der tages jordprøver, hvor det organiske indhold i jorden bestemmes ved glødetab, og der måles pH i jordprøverne samt i vandprøverne.

3.0.7 Jordens vandindhold og denitrifikation

Flere undersøgelser viser, at der er en sammenhæng mellem vandindholdet i jorden og denitrifikationsraten. I en undersøgelse foretaget, af Machefert og Dise [2004] S.E: Machefert and N.B. Dise, ses der på sammenhængen mellem vandindholdet i jorden og denitrifikationsraten, her fandt de, at ved en vandmætning på 60-80 % sker der en stærk forøgelse i denitrifikationen. Eksperimentet, som de udførte, var ved et flodnært økosystem, hvor der var landbrug og dræn i oplandet, beliggende nær byen Chicheley i UK. Jorden havde et ler indhold på $\leq$ 50 % i de øverste 25 centimeter, og jordens pH blev målt til 7,6 i opløsningsforholdet $1 : 2,5 H_2O$. Målingerne blev foretaget in-situ i cylindere med en diameter på 30 centimeter og dybde på 5 centimeter. Undersøgelsen viste, at det vandfyldte porevolumen helst skal forblive med at have et vandindhold på 60-80 %, eller et gravimetrisk fugtindhold på 20-40 %, for at der sker anaerob denitrifikation. Dog var denitrifikationsraten meget varierende afhængig af nitrat indholdet i jorden, forskellen mellem en ugødet mark og en gødet mark var op 20 gange større. De to styrende parametre, til opsætning af en denitrifikationsmodel, er det vandfyldte porevolumen og nitratkoncentrationen i jorden Machefert og Dise [2004].

Ligeledes at der i udført studier af Ashby et al. [Ashby og Murdoch, 1998] og Ruz-Jerez et al. [Ruz-Jerez B.E. og Ball Roger, 1994] ved hhv. et flodnært økosystem ved Catskill Bjergene, USA og en kløvergræs mark i Palmerston North, New Zealand. Kløvergræs marken er klassificeret som en sandet lerjord, og studiet af Ashby et al. er målt på 8 forskellige jordtyper. I Danmark er der også udført studier på denitrifikationsraten og det relative vandindhold i en sandet lerjord fra Foulum[Finn P. Vinther, Søren Hansen, 2004]. I figur 3.4 på modstående side, ses hvordan denitrifikation ændrer sig næsten eksponentielt ved et bestemt relativt vandindhold for de forskellige studier.



Figur 3.4. Denitrifikationsratens sammenhæng med relativt vandindhold.[Machefert og Dise, 2004][Ashby og Murdoch, 1998]Ruz-Jerez B.E. og Ball Roger [1994][Jensen, 1997]

På figuren ses, hvor stor betydning vandindholdet har på denitrifikationen, idet et stigende vandindhold reducerer luftskiftet og giver derved mulighed for anaerobe forhold i jorden. En anden fordel er, at de let omsættelige kulstofforbindelser ved øget vandindhold nemmere bringes i kontakt med de denitrificerende bakterier og herved et større potentiale for dentrifikation.

For at opretholde et vandfyldt porevolumen på 60-80 %, vil der være en række faktorer, der har indflydelse på det. Nedbøren vil være en af de faktorer, der har betydning for vandindholdet i jorden. Ligeledes er jordteksturen af stor betydning for vandindholdet, her tænkes især på porestørrelsesfordelingen.

3.0.8 Jordtekstur og porestørrelsesfordeling

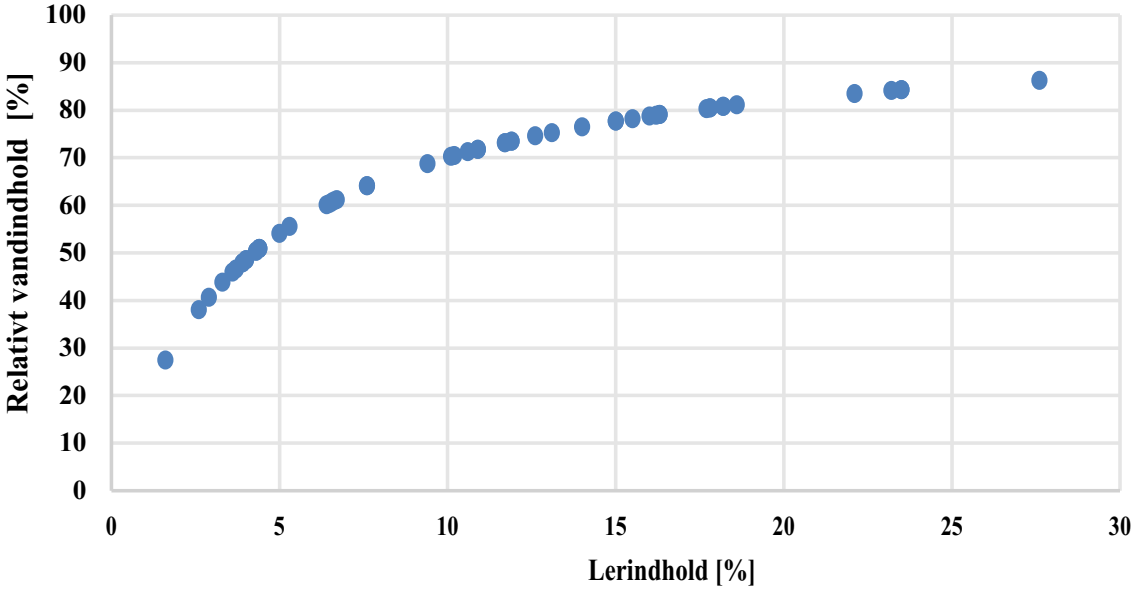
Den danske jorbundsklassificering er en række inddelinger af jordtyper baseret på fraktionen af ler, silt, sand og organsik indhold, i tabel 3.1 på næste side, kan inddelingen ses. Indholdet af de forskellige fraktioner vil have stor betydning for de fysiske og kemiske egenskaber for jordtypen, derfor vil en klassificering af jordtypen være med til at bestemme parameter såsom, porøsitet, hydraulisk konduktivitet, kapilæritet og retentionsevne.

Tabel 3.1. Den danske jordbundsklassificering

Jordtype	Teksturdefinition	JB-nr.	Vægtprocent				
			Ler $\leq 2\mu m$	Silt 2-20 μm	Finsand 20-200 μm	Sand, ialt 20-2000 μm	Humus 58.7 % C
1	Grovsandet jord	1	0-5	0-20	0-50	75-100	
2	Finsandet jord	2			50-100		
3	Grov lerblandet sandjord	3	5-10	0-25	0-40	65-95	
	Fin lerblandet sandjord	4			40-95		
4	Grov sandblandet lerjord	5	10-15	0-30	0-40	55-90	Under 10
	Fin sandblandet lerjord	6			40-90		
5	Lerjord	7	15-25	0-35		40-85	
6	Svær lerjord	8	25-45	0-45		10-75	
	Meget svær lerjord	9	45-100	0-50		0-55	
	Siltjord	10	0-50	20-100		0-80	
7	Humus	11					Over 10
8	Speciel jordtype	12					

De store porer >30 μm er væsentligt luftfyldte og er med til afdræning af jordtyperne, de kaldes også makroporer. Middelporerne 30-0,2 μm er vandfyldte ved markkapacitet og den bundne vandmængde repræsenterer jordenes plantetilgængelige vand. De små porer <0,2 μm vil altid være vandfyldt, og det vil være utilgængeligt.[Hansen, 1976]

Markkapacitet er karakteriseret ved at jorden tilbageholder vand ved et vandpotentiale på –100 cm pF=2, der som regel opnås om foråret før vækstsæsonen indtræffer. En fordel kunne være at kunne beskrive relativ vandmætning ved markkapacitet ud fra kendskab til jordteksturen. Der er i SimDen rapport 104 [Finn P. Vinther, Søren Hansen, 2004], set på sammenhængen mellem forskellige jordteksturer, og her var det ler, der gav den bedste korrelation med relativ vandmætning ved markkapacitet. Denne sammenhæng kan ses på figur 3.5.



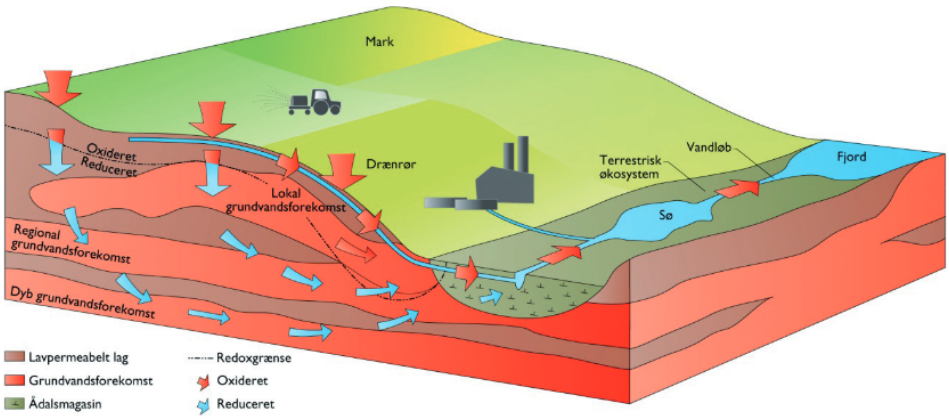
Figur 3.5. Sammenhæng mellem relativ vandmætning ved markkapacitet og Lerindhold, data fra Lorens Hansen [Hansen, 1976].

Kendskab til lerindholdet kan give et estimat på relativ vandmætning i jorden, og dermed kan der ses på sammenhængen mellem det relative vandindhold og denitrifikationsraten, som tidligere beskrevet. Dermed fås en denitrifikationsrate på jorden, hvis der kan findes en komparativ jordtype med et beskrevet forhold mellem denitrifikation og relativt vandindhold.

På projektlokaliteten er der, som tidligere nævnt, observeret en leret og fin sandet jord ved pløjning, hvilket kan betyde, at de store porer vil være af mindre fraktion, og at det vil være en større fraktion af mindre porer i forhold til en grov sandjord. Det vil også være de mindre porer, der er med til at tilbageholde vandet i jorden, så den ikke afdræner. Makroporerne er med til at bestemme den effektive porøsitet. Den effektive porøsitet vil have stor betydning for vand- og stoftransporten. Ligeledes er den hydrauliske ledningsevne afhængig porestørrelsesfordelingen.

3.0.9 Kvælstofreduktion mellem rodzone og vandløb

Kvælstofreduktion betegnes som en retention, der angiver den mængde kvælstof, der fjernes eller tilbageholdes fra udvaskning mellem rodzone og vandløb. Størstedelen af den reduktion sker ved at infiltration af nedbør transporterer kvælstoffet ned gennem jorden mod grundvandsmagasinerne, hvor det passerer det reducerede jordlag. De reducerede jordlags beliggenhed er derfor af stor betydning ved kvælstofreduktionen for drænvandet for dyrkede landbrugsarealer. I gennemsnit reduceres 2/3 af det kvælstof, der udvaskes fra rodzonen, inden det når frem til det marine miljø. Dette er også kun et gennemsnit af retentionen, da den vil variere indenfor de enkelte oplande og helt ned til den enkelte mark, hvor der kan være en retention på 90 % på 20 % af arealet og den anden del måske kun 40 %. [Leif Knudsen, Videncentret for Landbrug, 2012] I oplande med en stor andel af lavbundsjord er kendskabet til retention mindre. Retention kan være stor, da lavbundsjord kan have et højt indhold af organisk stof og pyrit, som er to betydelige faktorer for kvælstof reduktionen. Drænvandsresultater viser, at der ikke er en større udledning på lavbundsjord i forhold til lerjord. Når nitraten passerer det reducerede jordlag/redoxgrænsen, vil det være overgangen fra det iltrige lag til det iltfrie lag, hvor der kan ske nitratreduktion. På figur 3.6 på den følgende side, vises en principskitse for vandets strømning og nitratreduktionen i et morænelersområde. Redoxgrænsen kan variere fra et par meters dybde til mere end 50 m dybde.



Figur 3.6. På principskitsen ses vandets strømning og interaktionen mellem grundvandsmagasinerne. Derved er transporten af kvælstof også indikeret ved vandets strømning.[Klaus Hinsby, 2008]

Nitrat reduktion vil ske, når der ikke er mere ilt tilstede, dernæst vil de denitrificerende bakterier begynde at anvende andre elektronacceptorer, såsom nitrat, mangan,- og jern oxider i den nævnte rækkefølge. [Bente Villumsen, Ejvind Hansen, Gitte Blicher-Mathiasen, Vibeke Ernstsen, 2001]

Denitrifikationen vil foregå i en række steps, hvor slutprodukterne er nitrogenmonoxid NO, dinitrogenoxid også kendt som lattergas N_2O og dinitrogen N_2 frit kvælstof.

$$NO_3^- \leftrightarrow NO_2 \rightarrow NO(g) \rightarrow N_2O(g) \rightarrow N_2(g)$$

Der vil kun blive produceret en lille del nitrogenmonoxid, da hovedprodukterne vil være lattergas og frit kvælstof. Denitrifikationen af nitrat kan ske via flere kemiske processer, der involverer organisk stof, pyrit, ferrojern. Disse reaktionsligninger er vist nedenfor.

Organisk stof:

$$5C + 4NO_3^- + 2H_2O \rightarrow 2N_2 + 4HCO_3^- + CO_2$$

Pyrit:

$$5FeS_2 + 14NO_3^- + 4H^+ \rightarrow 7N_2 + 10SO_4^{2-} + 5Fe^{2+} + 2H_2O$$
$$5Fe^{2+} + NO_3^- + 12H_2O \rightarrow 5Fe(OH)_3 + 0,5N_2 + 9H^+$$

Ferrojern:

$$5Fe^{2+} + NO_3^- + 12H_2O \rightarrow 5Fe(OH)_3 + 0,5N_2 + 9H^+$$

Det ses ud fra reaktionsligningerne, at først oxideres svovlet og dernæst jernet ved pyrit. Ved oxidationen af ferrojern kan der også dannes ammoniak i stedet for frit kvælstof.

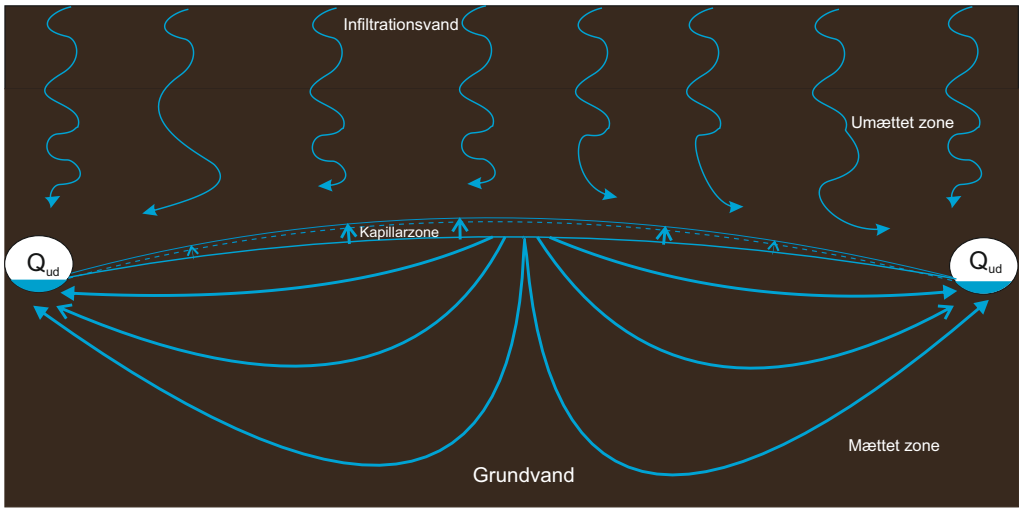
Disse processer forgår hovedsagligt ved iltfrie forhold, det vil sige i den reducerede del af den umættede zone, samt den mættede zone. I den umættede zone vil de mikrobielle denitrifikationsprocesser hovedsageligt være begrænset til pløjelaget, hvor der tilføres organisk materiale i form af blandt andet død biomasse fra husdyrsgødning og henfald af plantedele. Dette vil medføre en høj biologisk aktivitet, i forbindelse med at vandmætning vil virke fremmende på dannelse af iltfrie forhold, hvor denitrifikationen kan finde sted.[Bente Villumsen, Ejvind Hansen, Gitte Blicher-Mathiasen, Vibeke Ernstsen, 2001]. En mættet strømning vil kunne forekomme i den umættede zone, hvor hele porevolumet er vandfyldt, som kan ske ved overgangen mellem hydraulisk ledningsevne eller ved kraftige regn hændelser. Forskning har vist, at der sker en betydelig biologisk denitrifikation sted under rodzonen, hvor der opstår temporære iltfrie forhold. Det organiske materiale, der skal til, for at der kan foregå mikrobiel denitrifikation, stammer fra rodzonen, hvor det udvaskes sammen med nitrat. Ligeledes har nyere forskning dokumenteret, at mikrobiel denitrifikation med pyrit som elektrondonor er en aktiv proces, der kan forklare mere end 50 % af reduktion af nitrat i pyrit holdigt grundvandssediment. Derfor vil mikrobiel reduktion af nitrat med pyrit som elektrondonor være den dominerende proces frem for den kemiske reduktion med pyrit. [Christian Juncher Jørgensen, 2009]

3.0.10 Vandets strømningsvej til dræn

Drænvandet er er bestående af infiltrationsvand og grundvand. Ved infiltrationsvand menes det vand, der er strømmet ned gennem jordmatricen eller via makroporer. Infiltrationsvandet vil stamme fra nedbør og vil ikke have været meget længere nede end drændybden. Typisk om vinteren, ved store nedbørsmængder, kan der ske en hævning af grundvandsspejlet, således at vandet fra rodzonen løber direkte eller delvist ud i drænene. Koncentrationen af kvælstof i rodzonevandet er meget afhængig af dyrkningspraksis, men tildels også denitrifikationsraten i rodzonen, der omkring et fluktuerende grundvandsspejl kan være medvirkende til at sænke kvælstofniveauet i vandet.

Ved grundvand forstås, at det er vand der stammer fra grundvandsmagasiner, og som løber ud gennem drænene i situationer med permenent højt grunvandsspejl (lavbundsjord) eller situationer, hvor grundvandet presses op til jordoverfladen (trykvand). I drænvandssammenhæng vil der primært være tale om det øvre grundvand, som kan være mere eller mindre opblandet med grundvand fra dybere liggende magasiner. Kvælstofskoncentrationen i grundvandet vil typisk være lavere end i infiltrationsvandet, da vandet har været nede i den reducerede zone med anaerobe forhold. [Nordjyllands Amt, Ringkøbing Amt, Viborg Amt og Århus Amt, 2006]

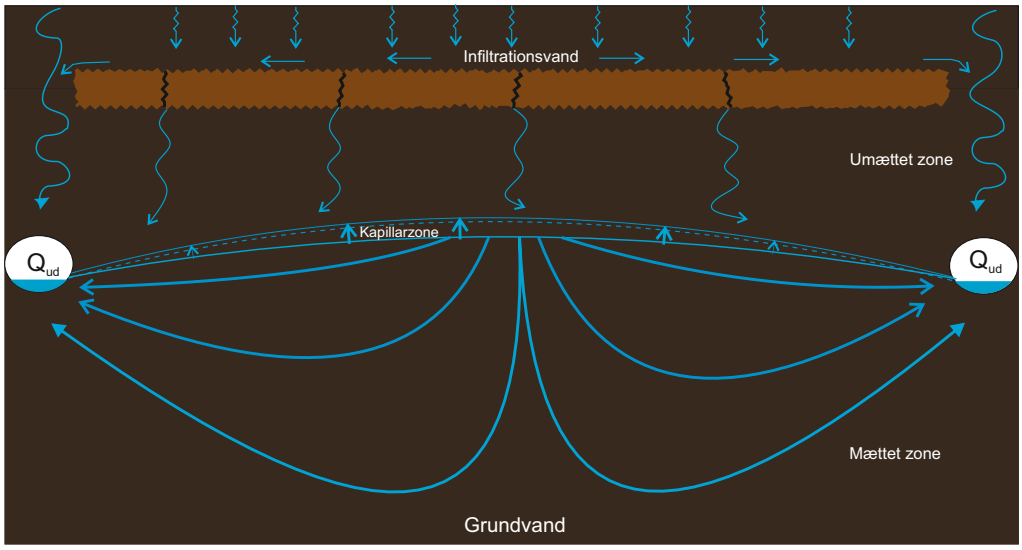
Vandets strømningsvej vil have stor betydning for nitratreduktion, da strømningsvejen vil have indflydelse på opholdstiden, og dermed den potentielle reduktion af nitrat inden vandet løber i drænene eller fortsætter videre ned mod grundvandmagasinet. Det vand, der infiltreres ned mod grundvandsmagasinet, vil passere redoxgrænsen og her vil nitratkoncentrationen blive reduceret helt eller deltvist fuldkommen. [Nordjyllands Amt, Ringkøbing Amt, Viborg Amt og Århus Amt, 2006] Der gives to mulige scenarier på strømningsvejen i et dræntværsnit. I det første scenarie antages det, at vandet strømmer forholdsvis vertikalt ned mod grundvandsspejlet og videre ud mod drænrørene, når rodzonevandet nærmere sig den vandmættede zone. Det er vist på figur 3.7.



Figur 3.7. Direkte strømning af rodzonevandet ned til et højtliggende grundvandsspejl.

Rodzonevandet vil opnå en større reduktion i det vand, der infiltreres i midten af tværsnittet, da vandet vil opholde sig i den anaerobe zone i længere tid, inden det strømmer i drænet, hvorimod det vand der infiltreres lige over drænet vil have den dårligste reduktion, da det vil have kortest opholdstid, samt at det ikke passerer den anaerobe zone, hvor der sker denitrifikation.

I det andet scenarie antages det, at der er et impermeabelt lag eller delvist. Her vil rodzonevandet strømme horizontalt til der er et brud på det impermeable lag. Det vil sandsynligvis være over drænrørene, da jorden her er blevet forstyret ved drænning. Nedenfor på figur 3.8.



Figur 3.8. Strømning af rodzonevandet med et impermeabelt lag i dræntværsnit.

I dette scenarie vil rodzonevandet have en meget dårlig nitratreduktion, da hovedparten af vandet ikke når ned i den anaerobe zone, inden det løber i drænet. Det kan dog forkomme, at der dannes en anaerob zone over det impermeable lag ved vandstrømning der sker horisontalt. Grundvandsspejlets beliggenhed vil variere over året og vil være højest i vinterperioden oktober til marts, da planternes vandoptagelse og fordampning

vil være begrænset i denne periode. Det vil også være i denne periode, at der sker den største afdræning af jorden, da grundvandsspejlet er beliggende over drændybde. Drænvandsafstrømningen vil hen mod foråret være aftagende eller ophøre, bortset fra enkelte lavtliggende områder, hvor der sker afdræning af tilstrømmende grundvand [Finn Pluborg, Jens Christian Refsgaard, Hans Jørgen Henriksen, GitteBlicher-Mathiasen, Claus Kern-Hansen, 2002] Projektlokaliteten er lavt liggende lavbundsjord, hvilket giver basis for et højtliggende grundvandsspejl, hvor der kan være mulighed for, at der er et baseflow af grundvand i drænrørene. Dette kan påvirke koncentrationen af kvælstof i drænvandet, da der, som tidligere nævnt, er en lavere koncentration af kvælstof i grundvandet end infiltrationsvandet. For at finde ud af om der strømmer grundvand til drænafstrømning, observeres drænene i foråret, for at se om afstrømningen ophører, eller om der vil være et konstant baseflow ud af drænene.

3.0.11 Lavbund vs. Højbund

Lavbundsjord er placeret på flade arealer, hvor der permanent er et højt grundvandspejl, så det vil være nødvendigt at dræne marken. Om vinteren er vandstanden i afvandingsgrøfterne som regel være højere end drændybde, hvilket vil medføre temporær vandmætning af marken og dette vil give mulighed for iltfrie forhold og lang opholdstid. Lavbundsjord vil indeholde følgende landskabstyper: eng, mose og marsk, tørlagt og inddæmmet areal, littorina og yngre marine forlande. Højbundsjord har ikke de samme hydrologiske forhold ofte er højbundsjord kun drænet i lavninger, grundet tilstrømning af overfladevand, eller at der er trykvand der presses op. Jorderne har ofte en dårlig evne til at tilbageholde vand og skal derfor tit vandes. Der vil ikke på samme måde opstå temporære iltfrie forhold, hvor der sker denitrifikation som på lavbundsjord.[Kristoffer Piil, Leif Knudsen, 2013]

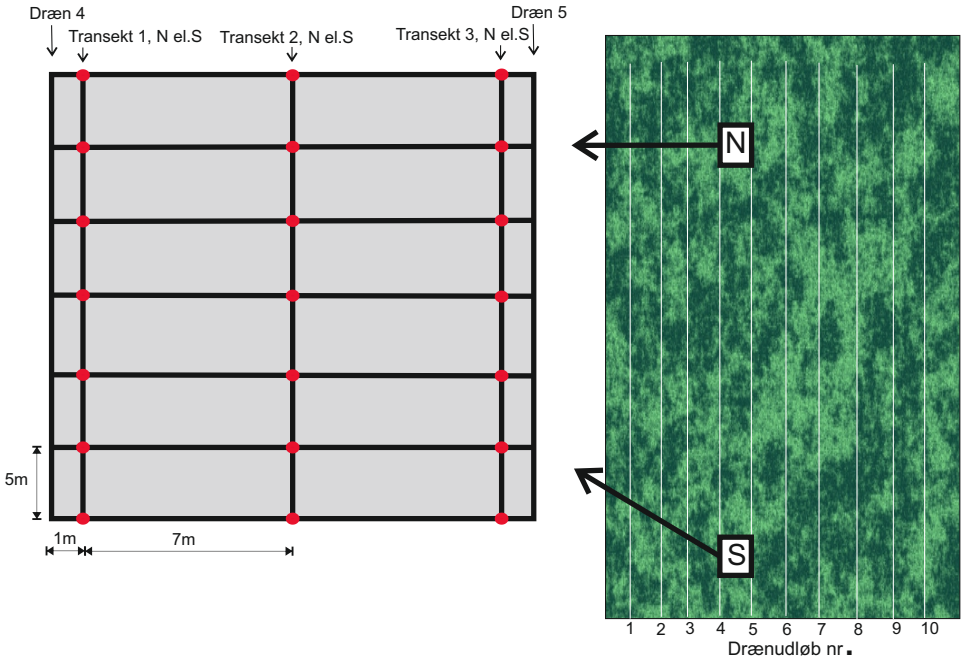
Fjerde Kapitel

Feltundersøgelse

I den konceptuelle model er der beskrevet forskellige parametre, der kan have indflydelse på nitrat udvaskningen og hvad der adskiller lavbunds- og højbundsjord fra hinanden. I dette kapitel undersøges udvaskningen af kvælstof på projektlokaliteten samt parametre, der har indflydelse på denitrifikationen. I den konceptuelle model er der allerede nævnt nogle af metoderne, som kan anvendes til at undersøge de forskellige parametre på projektlokaliteten, såsom glødetab og sigteanalyse. For at kunne sammenligne med de foretagede drænvandsmålinger af LandboNord, er der valgt at lave feltundersøgelser i månederne november, januar og marts. Ved at vælge flere prøvetagninger over vinterperioden giver det mulighed for at se, hvordan udvaskningen ændrer sig. Jordprøverne tages ligeledes i de 3 måneder, da det vil give mulighed for at se, hvordan kvælstof koncentrationerne (Ammonium, nitrit og nitrat) ændrer sig i jordprofilen, der tages ned i en dybde på 1,25 meter. Først vil de jordfysiske parametre for projektlokaliteten blive analyseret. Kvælstofsanalyserne for jordprøver og drænprøver findes på bilags cden *Feltundersøgelser.xlsx*.

4.1 Feltundersøgelse og prøvetagning

Da marken har en varierende jordtekstur er det valgt, at lave to feltområder (parceller), hvor der tages jordprøver, kombineret med vandprøver fra pejlingsrør, hvor der måles grundvandstand. Nedenfor på figur 4.1, ses marken med de to feltområder, der er placeret mellem drænledninger nummer 4 og 5.



Figur 4.1. Skitse af drænudløb og de to parceller, der kaldes Nord og Syd.

På figuren ses, hvordan de to feltområder er inddelt i 3 transekter, der ligger henholdsvis én meter fra drænledningerne, og i midten mellem de to drænledninger 4 og 5.

4.2 Jordfysiske parametre

I parcel Nord og Syd er der taget intakte jordprøver og løs jord til analyse, hvilket blev gjort den 15.marts 2015. På det løse jord, taget i dybderne 0,25, 0,75 og 1,25 meter, er der foretaget bestemmelse af vandindholdet, beskrevet i bilag A.5 på side 66 **Bestemmelse af vandindhold**. Vandindholdet kan ses i tabel 4.1

Dybde	Nord	Syd
0,25 m	17,6 %	14,5 %
0,75 m	22,1 %	13,4 %
1,25 m	20,8 %	15,4 %

Tabel 4.1. Vandindhold [%] ved transekt 1.

De løse jordprøver er derefter klargjort til sigteanalyse, som er beskrevet i bilag A.1 på side 63 **Sigteanalyse**. Ud fra sigteanalysen er der lavet en kornfordelingskurve, hvor fraktionerne kan aflæses. Dette er gjort for begge parceller, som kan ses i bilag D på side 79. Kornfordelingskurven bruges til, at bestemme fraktionerne af gros 20-2 mm, grovsand 2-0,2 mm og finsand 0,2-0,063 mm. Finsand har en kornstørrelse helt ned til 0,02 mm, men da der ikke findes en sigte med en maskevidde på mindre end 0,063 mm anvendes denne. Hvis der ønskes en kornfordeling på mindre end 0,063 mm, skal der foretages en hydrometeranalyse for at finde silt og ler fraktionen. Da vi kun er interesseret i ler fraktionen, findes der en metode til at estimere lerindholdet. Dette gøres gennem en lufttørring af en jordprøve, hvorefter vandindholdet bestemmes, som derefter kan bruges til at estimere lerindholdet, se **Bestemmelse af lerindhold** bilag A.6 på side 68 [Cecilie Hermansen, 2015]. Ler fraktionen er trukket fra Finsand/silt fraktionen. Resultaterne fra fraktionerne kan ses i tabel 4.2.
Nedenfor i tabel 4.2, ses resultaterne fra porestørrelsesfordelingen, lerindhold og organisk indhold.

Tabel 4.2. Kornfraktioner, klassificering af jordbundsnummer herudfra. O.M. er organisk materiale, som er bestemt ud fra intakt prøverne.

Dybde	**Sted**	**Gros**	**Grovsand**	**Finsand/silt**	**Ler**	**JB-NR.**	**O.M.**
[m]	**[-]**	**[%]**	**[%]**	**[%]**	**[%]**	**[-]**	**[%]**
0.25	**Nord**	**7**	**23**	**62,7**	**7,3**	**4**	**2,24**
0.75	**Nord**	**11**	**50**	**28,3**	**10,7**	**5**	**1,74**
1.25	**Nord**	**11**	**17**	**65,6**	**6,4**	**4**	**4,21**
0.25	**Syd**	**4**	**40**	**47,8**	**8,2**	**3**	**3,71**
0.75	**Syd**	**4**	**79**	**14,1**	**2,9**	**1**	**0,3**
1.25	**Syd**	**14**	**40**	**37,5**	**8,5**	**3**	**0,52**

Resultaterne kan også ses på bilags CD'en *Sigteanalyse.xlsx*.Ved transekt 1 i Nord og Syd er der taget 3 intakt prøver i hver dybde, hhv. 0,25, 0,75 og 1,25 meter, altså 18 intakt

prøver. Alle prøverne er taget horisontalt. I tabel 4.2 på forrige side, er det organiske indhold også medtaget, som er bestemt ud fra glødetab af intakt prøverne, der er beskrevet i bilag **Glødetab** A.2 på side 64. Før glødetabet blev bestemt, blev der målt effektiv porøsitet, total porøsitet, vandmætning ved markkapacitet og hydraulisk ledningsevne af intakt prøverne.

Effektiv porøsitet

Den effektive porøsitet er en styrende faktor for vandstrømning og stoftransport. Den effektive porøsitet er mål for mængden af makroporer $\leq 30\mu m$ i jorden. Beskrivelse af fremgangsmåde og beregning findes i bilag **Bestemmelse af effektiv porøsitet** A.7 på side 68. Ud fra den effektive porøsitet kan den hydrauliske ledningsevne estimeres. Den effektive porøsitet vil være lig med den luftfyldte porøsitet ved markkapacitet, som er mængden af markoporer større end 30 μm, der dræner ved et tryk på $pF = 2$. Markjord, der har afdrænet tilstrækkelig tid fra sidste regnhændelse, vil være tæt på det naturlige vandpotentiale og vil svare til $-100\,\mathrm{cmH_2O}$ eller pF=2. Det vil sige, at det luftfyldte porerum vil svare til den totale porøsitet minus vandindholdet ved markkapacitet; $\epsilon_{100} = \Phi - \Theta_{FC}$. Ud fra den effektive porøsitet/luftfyldt porerum er der udviklet en empirisk model, der kan give et bud på den hydrauliske ledningsevne i den mættede zone.[Loll og Møldrup, 2000]

$$log(K_{sat}) = 2.8 \cdot log(\epsilon_{100}) + 4.3 \tag{4.1}$$

Hvor:

K_{sat}	Hydraulisk ledningsevne	[m/s]
ϵ_{100}	Luftfyldt porerum	[$\mathrm{cm^3/cm^3}$]

Ved at bruge den empiriske model til bestemmelse af den hydrauliske ledningsevne fås en række teoretiske værdier, som senere kan sammenholdes med den hydrauliske ledningsevne bestemt ud fra Darcy flow forsøg. Resultaterne for porøsitet og den teoretiske hydrauliske ledningsevne ses i tabel 4.3 nedenfor .

Tabel 4.3. Tabellen viser gennemsnitsværdien for de 3 prøver taget i samme dybde, for hhv. den totale porøsitet, effektiv porøsitet, markkapacitet samt teoretisk bestemt K_{sat}

Dybde [m]	$\Phi_{tot}[\frac{cm^3 porer}{cm^3 jord}]$	$\Phi_{eff}[\frac{cm^3 porer<30\mu m}{cm^3 jord}]$	$\theta_{FC}[\frac{cm^3 H_2O}{cm^3 soil}]$	$K_{sat}[\frac{m}{s}]$
Nord 0.25	0.44	0.312	0.131	8.83E-05
Nord 0.75	0.44	0.289	0.157	7.07E-05
Nord 1.25	0.56	0.404	0.154	1.84E-04
Syd 0.25	0.48	0.250	0.234	4.74E-05
Syd 0.75	0.35	0.256	0.092	5.10E-05
Syd 1.25	0.36	0.321	0.043	9.58E-05

Den effektive porøsitet er estimeret ud fra det volumetriske vandindhold i jordprøver taget i marken, da det antages at være tæt på markkapacitet. Resultaterne for porøsiteeten ses på bilags CD'en *Porøsitet.xlsx*. For prøverne taget i Nord er den totale porøsitet meget høj, hvilket kan skyldes, at der er højt indhold af organisk materiale, hvilket også giver

en meget høj hydraulisk ledningsevne. Ligeledes er der et højt organisk indhold i Syd, i dybden 0,25 meter. Der var ikke et højt organisk indhold i Syd i dybderne 0.75 og 1.25 meter, hvilket giver en lav total porøsitet. Ud fra de teoretisk beregnede hydrauliske ledningsevner, i de forskellige dybder i henholdsvis Nord og Syd, er gennemsnitværdien $8{,}93 \times 10^{-5}$ m/s.

Hydraulisk ledningsevne
Den hydrauliske ledningsevne er ikke kun bestemt teoretisk, men også ved Darcy flow forsøg med konstant trykhøjde. Intakt prøven sættes i en prøvebeholder, hvor den først vandmættes ved at suge vand igennem prøven med vakuumpumpe. Efter vandmætning kan forsøget begynde ved at lade vand strømme gennem prøven ved en given trykhøjde, og ud fra mængde af vand, der strømmer gennem, og tiden, kan den hydrauliske ledningsevne bestemmes. Beskrivelse af forsøget findes i bilag **Bestemmelse af hydraulisk ledningsevne** A.8 på side 70.

Tabel 4.4. Hydraulisk ledningsevne.

K_{sat} [m/s]			
Nord	**Gns**	**Min**	**Max**
0,25m	3,52E-06	8,41E-07	4,80E-06
0,75m	1,42E-06	7,02E-08	4,57E-06
1,25m	7,95E-07	1,06E-08	1,69E-06
Syd			
0,25m	3,54E-06	2,73E-06	5,18E-06
0,75m	5,68E-05	3,90E-06	4,43E-04
1,25m	6,64E-05	2,04E-08	4,43E-04

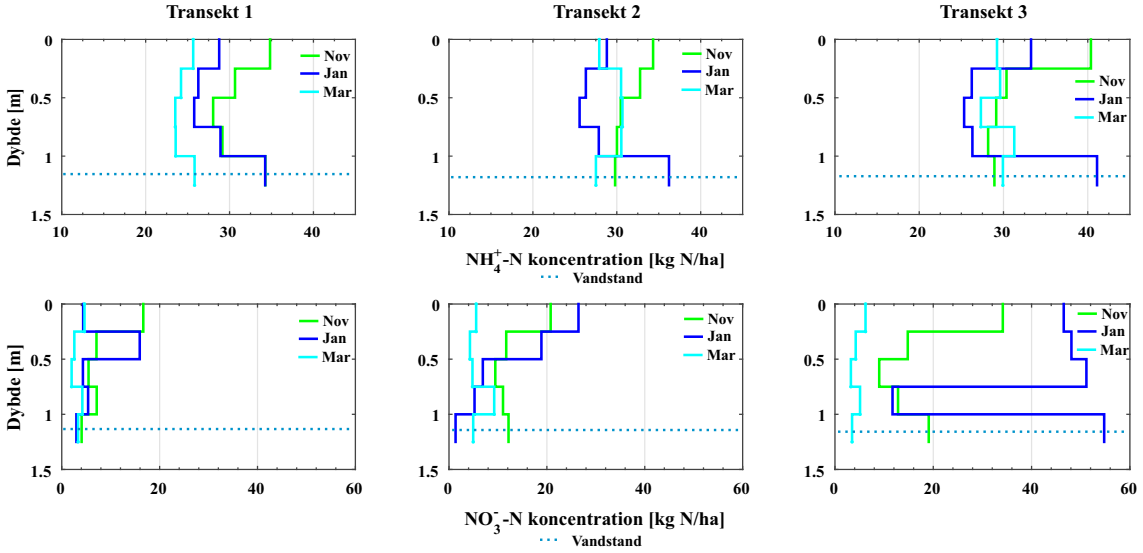
I tabellen 4.4, ses hvordan den hydrauliske ledningsevne varierer fra $1{,}06 \times 10^{-8}$ til $4{,}43 \times 10^{-4}$ m/s ud fra de 18 intakt prøver, hvor der som miminum er lavet dobbelt bestemmelse på hver intakt prøve. Den hydrauliske ledningsevne varierer derfor flere dekader, men gennemsnitsværdien ligger på $2{,}10 \times 10^{-5}$ m/s, hvilket ikke afviger meget fra den teoretiske gennemsnitsværdi på $8{,}93 \times 10^{-5}$ m/s. Den store variation på intakt prøverne vidner om, at der er en stor tekstur variation indenfor samme område. Ved modellering af strømningen i den mættede zone vil en god antagelse være at benytte en af de høje værdier eller gennemsnitsværdien for den hydrauliske ledningsevne, da den vil have mest indflydelse på grundvandstrømningen. Resultaterne for hydraulisk ledningsevne ses på bilags CD'en *Darcy flow.xlsx*.

4.3 Jordprøver til kvælstofprofiler

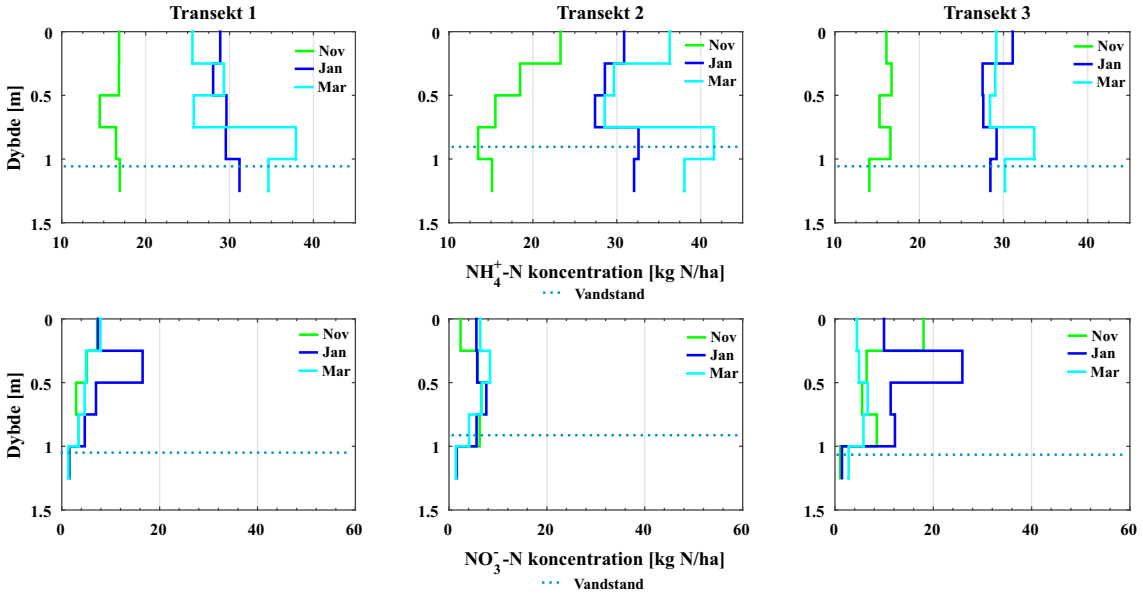
I begge parcel områder (Nord og Syd) er der lavet et ensartet grid, hvor der tages jordprøver. Feltet er 16 X 30 meter og kan ses på figuren 4.1 på side 23, her er hvert felt er inddelt i 3 transekter, hvor der tages 7 prøver med jordspyd. Jordprøverne er taget med jordspyd ned til en dybde på 1,25 meter, med en inddeling i 25 centimeters intervaller, hvor jordprøverne fra samme profil samles for at give en repræsentativ prøve. De indsamlede jordprøver analyseres for kvælstof ved at lave KCl-ekstraktioner (se bilag A.4 på side 65). Her fås koncentrationerne af ammonium NH_4^+, nitrit NO_2^- og nitrat NO_3^- i ekstraktionerne, der efterfølgende omregnes til total mængde N per volumen enhed.

4.3.1 Resultater af kvælstofprofiler i feltområderne

Ud fra analyserne foretaget på jordprøverne, for de 3 måneder, er kvælstofsniveauet i jorden fundet i korrelation med dybden i 5 intervaller af 25 centimeter. Derved kan det ses, hvordan koncentrationen af kvælstof er i jorden, og hvordan den varierer i forhold til tid. Nedenfor på figurene 4.2 og 4.3, ses koncentrationerne for ammonium og nitrat for de 3 transekter i parcel Syd og Nord. Koncentrationerne præsenteres i enheden kg N pr ha.



Figur 4.2. Variation af kvælstofkoncentrationer i månederne november, januar og marts i parcel Syd. Det gennemsnitlige grundvandspejl er markeret med stiplet linje.



Figur 4.3. Variation af kvælstofkoncentrationer i månederne november, januar og marts i parcel Nord. Det gennemsnitlige grundvandspejl er markeret.

4.3.2 Variationer inden for profilerne

Syd

Det ses, at der for de 3 transekter sker en forskydning af NH_4^+ koncentrationen fra november til marts måned i de øverste 25 centimeter. Dette kunne tyde på, at der sker en nitrifikation af ammonium til nitrat. Koncentrationerne af ammonium er i de 3 transekter rimelig centreret om en middelværdi på cirka 30 kgN/ha. Det skal dog bemærkes, at koncentrationen af ammonium for de 3 transekter er meget høj i dybden 100 til 125 centimeter, især for januar måned. For nitrat koncentrationerne ses stigninger fra november til januar, og et stort fald i nitrat koncentrationerne i marts måned i forhold til november og januar måned. Der er en tendens til at nitrat koncentrationerne stiger fra transekt 1 til 3, hvilket må skyldes, at der imellem de 3 transekter er lokale variationer. Nitrat koncentrationen reduceres ved det gennemsnitlige vandspejl for transekt 1, mens koncentrationerne af ammonium og nitrat begge er meget høje for transekt 2 og 3. Nitrat koncentrationen i transekt 3 er speciel for januar måned, da koncentration er lav i dybden 0,75-1 m, og meget høj i dybden 1-1,25 m.

Nord

For ammonium er der en stigende tendens i de 3 transekter fra november til januar/marts, hvor middelkoncentrationen i november er cirka 15 kgN/ha til 30 kgN/ha. For marts måned er der i dybden 0,75-1 m en stigning i koncentrationen. I nitrat koncentrationerne er der ikke de store variationer, andet end januar, hvor der er et peak i dybden 0,25-0,5 m. Nitrat koncentrationerne falder omkring det gennemsnitlige vandspejl i dybden1-1,25 m.

4.3.3 Variationer mellem parcellerne

Sammenlignes ammoniums koncentrationerne for de to parceller, ses der ligheder mellem koncentrationerne i januar og marts. I november er ammonium koncentrationen i parcel Nord kun halvt så stor som koncentrationen i parcel Syd. Generelt er nitrat koncentrationerne højere i parcel Syd i forhold til parcel Nord. Der er en lighed mellem parcel Nord og Syd i transekt 3, da der er højere nitrat koncentrationer i forhold til de 2 andre transekter. For transekt 2 og 3 i parcel Syd er der ikke samme reduktion af nitrat ved det gennemsnitlige grundvandsspejl.

Inden resultaterne diskuteres, er indholdet af ler og organisk materiale vist for de to parceller, da de to parametre kan være med til påvirke variationer mellem de to parceller. Lerindholdet og det organiske indhold for parcel Syd og Nord, kan ses i tabel 4.5 og 4.6.

Tabel 4.5. Lerindhold og organisk indhold i parcel Syd

Dybde	Sted	Lerindhold	Organisk materiale
0-0,5m	Syd	8,2%	3,71%
0,5-1m	Syd	2,9%	0,30%
1-1,25m	Syd	8,5%	0,52%

Tabel 4.6. Lerindhold og organisk indhold i parcel Nord

Dybde	Sted	Ler indhold	Organisk materiale
0-0.5m	Nord	7,3%	2,4%
0.5-1m	Nord	10,7%	1,74%
1-1.25m	Nord	6,4%	4,2%

4.3.4 Deldiskussion

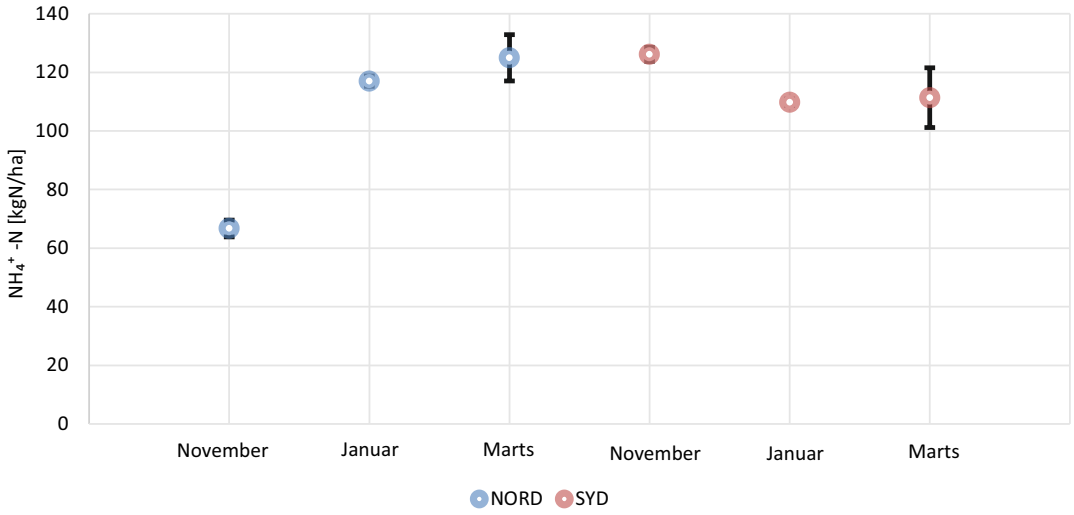
Top (0-0,5m) Det vil være i det øverste jordlag, at der vil findes den højeste mineralisering, da der her vil findes den største pulje af letomsættelig organisk stof fra gylle og planterødder. Det ses også i tabel 4.5 og 4.6, at indholdet af organisk materiale er højt i det øverste jordlag. Det vides dog ikke hvor omsætteligt, det organiske materiale er. Ligeledes bruges det let omsættelige organiske stof af de nitrificerende bakterier, som energi kilde, derfor vil der også ske den største nitrificering i den øvre zone.
Det øvre jordlag er meget dynamisk, da der er forholdsvis store temperatursvingninger over året, medens temperatursvingningerne er mindre i de dybere lag. Ligeledes er der anoxisk/oxiske forhold, der giver gode mulighed for både nitrifikation og denitrifikation i den øvre zone. Der vil generelt være en god ilttilførsel i det øvre jordlag, mens der kan være temporære forhold, der gør at der opstår iltfrie forhold. Det kan være ved skybrud/store regnhændelser, som skaber iltfrie forhold, hvorved at denitrifikation kan foregå i den øvre zone. Der kan også være gylle klumper, hvor der ved omsætning kan skabes iltfrie forhold, hvor der kan ske denitrifikation.
For parcel Syd sker der et fald i ammoniums koncentrationen, hvilket vil skyldes, at der sker en nitrifikation af ammonium, hvor der dannes nitrat. Det ses, at nitrat koncentrationen er stigende fra november til januar i de 3 transekter. Det skal bemærkes, at der for transekt 1 er et fald i nitrat det øverste 0,25 m fra november til januar, hvor stigning i stedet ses i dybden 0,25-0,5 m, hvilket tyder på udvaskning, hvor nitrat koncentrationen forskydes i profilet. Koncentrationen i den øverste zone for parcel Syd er forholdsvis ens for marts måned for både ammonium og nitrat, hvilket tyder på at udvaskning har fundet sted.
For parcel Nord er ammoniums koncentrationen stigende fra november til marts måned, hvilket kan fortolkes som en fortsat mineralisering af organisk bundet kvælstof over måleperioden, selvom at temperaturen falder i november og december. Noget kunne tyde på, at nitrifikationen af ammonium er hæmmet, eller at raten er meget lav. I parcel Nord var mængden af organisk materiale og lerindhold forholdsvis højt, hvilket kan medføre en relativ høj vandmætning af jorden, der vil begrænse nitrifikationsraten, og som dermed vil skabe bedre forhold for denitrifikationen. Nitrat koncentrationerne er lave i alle 3 transekter med undtagelse af transekt 3 i januar måned, hvor der ses en høj koncentration i dybden 0,25-0,5 m. Forskellen mellem de to parceller i den øverste zone er, at mineraliseringsraten er højere end nitrifikations raten i parcel Nord, hvor at den er modsat i Parcel Syd med en faldende ammoniums koncentration.

Bund (0,5-1,25m)
Mineralisering i den nedre zone vil være meget lavere end i den øvre zone, da der ingen/lidt letomsættelig organisk stof er, dog kan et højt organisk indhold være med til at give en lille

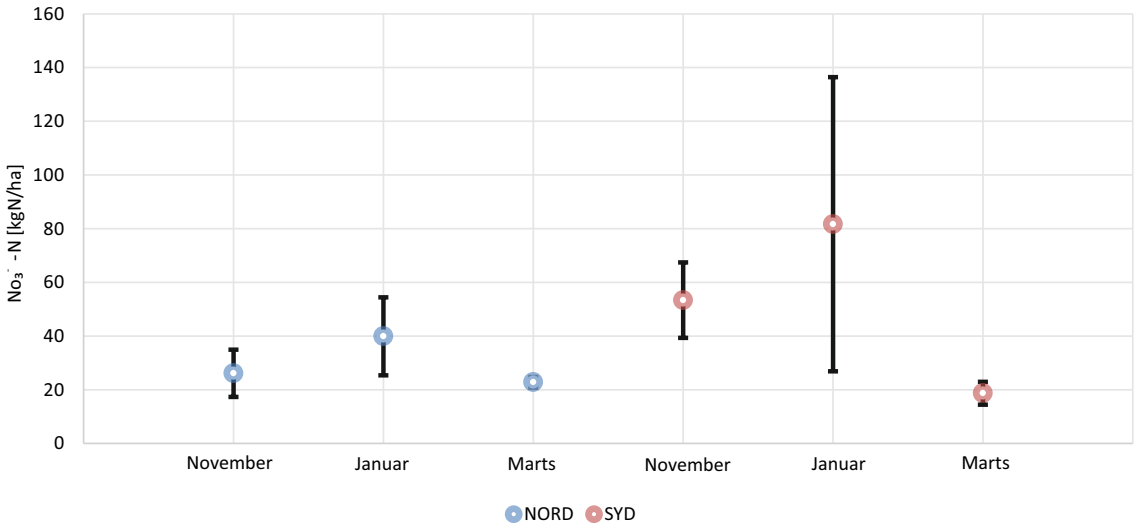
mineralisering. Nitrifikationen vil også være lavere, da temperaturer er lavere i dybden, med ikke så store variationer over året. For at der kan ske nitrifikation skal der være ammonium tilstede, og der skal også være ilt tilgængeligt for, at det kan omdannes til nitrat. Denitrifikation vil nemmere kunne finde sted i denne dybde, da den relative vandmætning er høj omkring grundvandsspejlet og der er kapilær stigning, hvilket vil være med til at skabe iltfrie forhold i dybden 1-1,25 m og delvis i dybden 0,75-1 m. Iltforbruget i den i den nedre zone vil være lavere end den øvre zone. Ved vandmætning vil det resultere i en begrænset iltdiffusion fra toppen, så ilttilgængeligheden i den mættede zone vil begrænse sig til nogle få centimeter.
For parcel Syd er ammoniums koncentrationen i dybden 1-1,25 m stigende omkring det gennemsnitlige grundvandsspejl. Dette kunne tyde på en iltbegrænsning, så nitrifikationen ikke kan ske, og derved opbygges en høj koncentration af ammonium. Ammonium er positivt ladet, hvilket gør at det bliver tilbageholdt i jorden, da jorden er negativt ladet. Ammoniums absorptionen vil især være afhængig af jordens indhold af ler og organisk stof. I Syd i dybden 0-0,5 mer der 8,5 % ler, hvilket vil være med til at tilbageholde ammonium, samt vandmætning, der gør at ammonium ikke omdannes på grund af ilttilførslen. Det er især tilfældet i januar måned. I transekt 3 er nitrat koncentrationen lav i dybden 0,75-1 m, hvorefter den stiger i dybden 1-1,25 m. Det samme gælder for ammonium koncentrationen, hvilket er interessant, da der ikke ser ud til at ske nitrifikation eller denitrifikation for januar måned. Der kunne eventuelt være nogle forhold, som pH der hæmmer nitrifikationen/denitrifikation i denne dybde.
For parcel Nord er der samme tendens med ammoniums koncentrationerne, som stiger omkring det gennemsnitlige grundvandsspejl, der ligger lidt højere. Det betyder at stigning i koncentration sker i dybden 0,75-1 m i stedet for 1-1,25 m. For parcel Nord falder alle nitrat koncentrationerne i alle månederne omkring det gennemsnitlige vandspejl, hvilket må betyde, at der er iltfrie forhold, der gør at denitrifikation kan finde sted. Reduktion af nitrat i dybden 1-1,25 m for transekterne i parcel Nord og Syd vil skyldes iltbegrænsning. Der kan dog være enkelte undtagelser, hvor der er variationer i iltforbruget.

Hele Profilet

For at se, hvordan kvælstofkoncentration i de to parceller ændrer sig er middelværdien og standard afvigelsen for nitrat og ammonium vist på figurerne 4.4 og 4.5.



Figur 4.4. Middelværdi og standard afvigelse på ammonium koncentrationen for 1 meters dybde.



Figur 4.5. Middelværdi og standard afvigelse på nitrat koncentrationen for 1 meters dybde.

På figur 4.4, er ammonium koncentrationen stigende fra november til januar for parcel Nord, hvor der også er en lille stigning til marts måned, som dog har en større standard afvigelse, hvilket fastslår at der er en variation mellem transekterne. I nitrat koncentrationen kan der ligeledes observeres en stigning fra november til januar, mens middelkoncentrationen i marts måned falder til 23 kgN/ha. Det vil sige, at der sker en reduktion af nitrat med 17 kgN/ha.

I parcel Syd er der et lille fald i middelkoncentrationen for ammonium fra november til januar, hvor der er en lille stigning fra januar til marts, dog med en stor spredning. Middelkoncentrationen af nitrat stiger meget fra november til januar, dog skal det bemærkes, at standard afvigelsen er meget stor for januar måned. Dette indikerer også, at der er store lokale geologiske ændringer. Fra januar til marts måned falder nitrat

koncentrationen med 63 kgN/ha, hvor standard afvigelsen for marts er forholdsvis lille, hvilket indikerer, at der her er sket udvaskning/denitrifikation for alle 3 transekter, da afvigelsen er centreret om middelværdien.

I marts måned er middelkoncentrationen for de 2 parceller ens, med en koncentration på 20 kgN/ha, samt en meget lille standard afvigelse. I marts måned er der for begge parceller sket en reduktion af nitrat i koncentrationen.

For at kunne vurdere nitratudvaskning i marken, skal der ses på jordens indhold af ammonium og nitrat i rodzonen, *N-min indholdet*, før afstrømningen om efteråret begynder. Der er i perioden 1999-2009 foretaget N-min målinger på en række forskellige jordtyper af Aarhus Universitet. For jordtypen defineret som *ler blandet sand*, er der taget 358 målinger af N-min indholdet. N-min indholdet er målt i 25 centimeters intervaller i én meters dybde [Gitte H. Rubæk, 2011].

Tabel 4.7. N-min målinger på jordtypen ler blandet sand.

	N-min [kg N/ha]			
Dybde	0-25 cm	25-50 cm	50 -75 cm	75-100 cm
Middel	11	8	8	9
Min.	4	3	1	2
Maks	42	28	28	29

Målingerne foretaget af Aarhus Universitet kan sammenlignes med kvælstofsmålingerne for projektlokaliteten, dog vil der potentielt allerede vil være sket udvaskning, da første måling blev gjort i november måned, hvor afstrømningen er begyndt. Nedenfor er N-min målingerne for de 2 parceller 4.8.

Tabel 4.8. N-min målinger for begge parceller

N-min Parcel Nord [kg N/ha]				
Dybde	0-25cm	25-50cm	50-75cm	75-100cm
Middel	28.0	23.2	20.2	21.7
Min.	24.1	22.0	17.5	19.8
Maks	34.2	24.5	22.3	25.4
N-min Parcel Syd [kg N/ha]				
Dybde	0-25cm	25-50cm	50-75cm	75-100cm
Middel	60.4	42.5	37.2	39.5
Min.	51.6	37.8	33.5	36.3
Maks	74.5	45.2	40.0	41.1

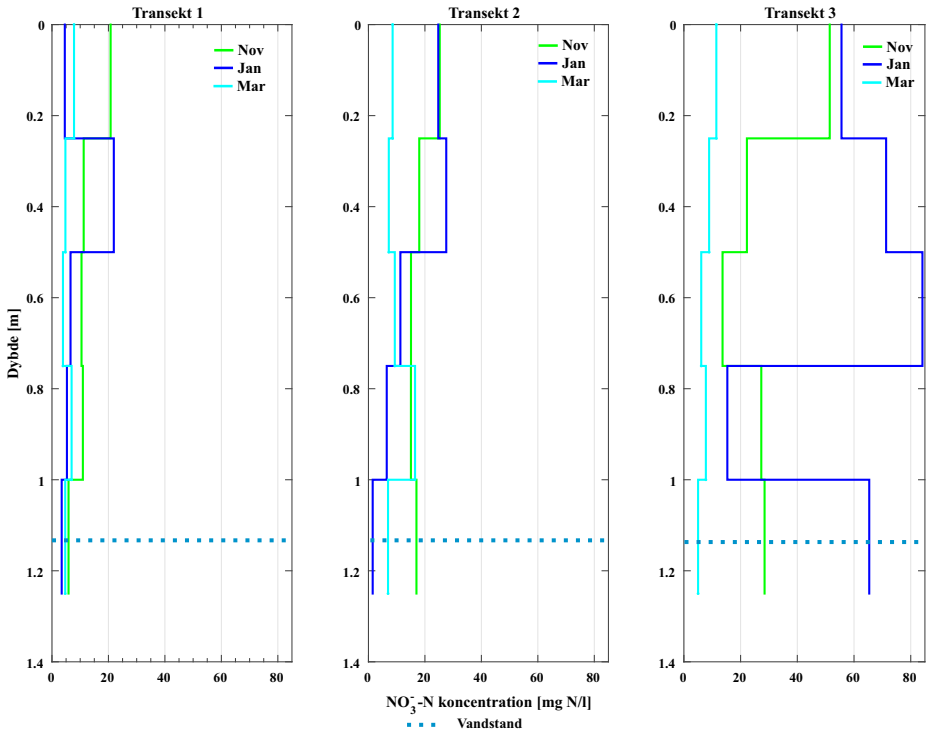
For projektlokalitet havde de to parceller for november en gennemsnitlig N-min værdi for 1 meters dybde på hhv. Nord 93,2 kgN/ha og Syd 179,6 kgN/ha. Værdierne er meget høje for de to parceller sammenlignet med målingerne foretaget af Aarhus Universitet, hvis der sammenlignes med maks værdierne fås en N-min værdi på 127 kgN/ha. Så parcel Nord

ligger lidt under N-min maks målingen, hvor parcel Syd ligger en del over maks målingen foretaget Aarhus Universitet.
For at lave N-min målingerne må marken ikke være tilført husdyrs/handelsgødning inden for et halvt år før prøvetagning. Projektlokaliteten fik i marts 2014 tilført en mængde af 24 tons/ha husdyrsgødning (86 kgN/ha) og 200 kg/ha handelsgødning (54 kgN/ha), hvilket giver en total tilførsel på 140 kgN/ha + 12 kgN/ha fra atmosfærisk deposition.
Udbyttet af hybridrug er cirka 70 hkg/ha, hvilket svarer til en fjernelse af kvælstof på cirka 110 kgN/ha. Det betyder, at der er cirka 42 kgN/ha tilbage og vintersæd optager cirka 10 - 15 kgN/ha, når det sås i efteråret, hvilket giver et overskud af kvælstof på 27 kgN/ha [Danmarks JordbrugsForskning, 2000].

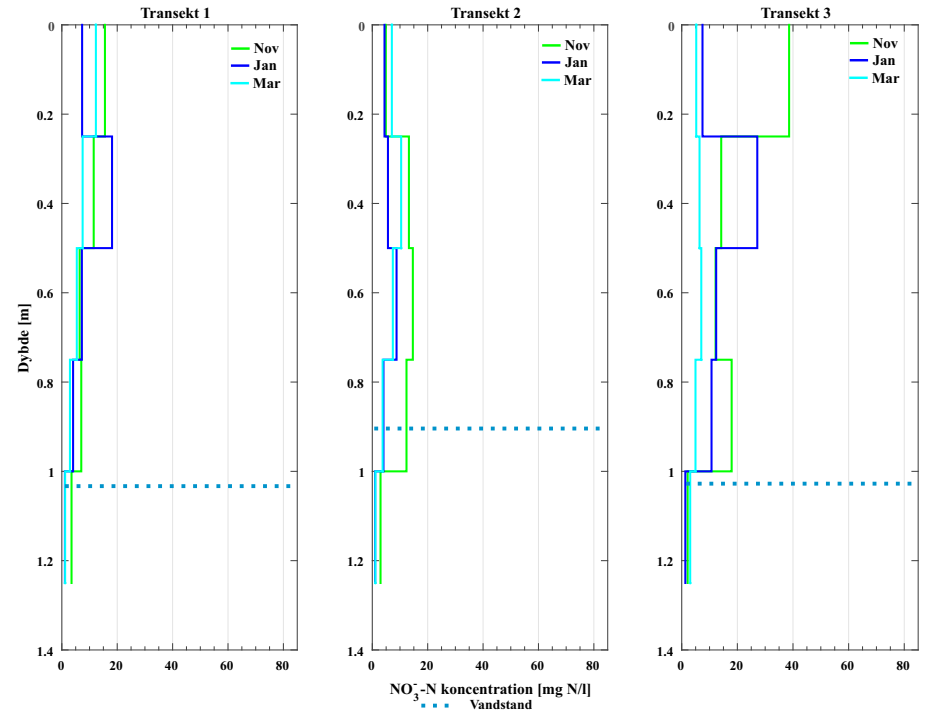
Dette overskud af kvælstof svarer kun til koncentration i det første interval af parcel Nord. Nord har et gennemsnitligt indhold på 93,2 kgN/ha, hvoraf 28 % udgør andelen af nitrat, som potentielt kan udvaskes, samt det nitrat der dannes ved nitrifikation.
For parcel Syd er den gennemsnitlige N-min koncentration på 179,6 kgN/ha, hvor andelen af nitrat udgør 29 % Hvis det sammenlignes med middelværdierne fra de 2 parceller falder nitrat koncentrationerne fra januar til marts måned henholdsvis for Nord og Syd med 17 kgN/ha og 63 kgN/ha. Disse koncentrationer kan bruges til sammenligning af kvælstof målingerne i drænudløbene i næste afsnit 4.5 på side 39.

4.4 Porevandskoncentration

Porevandskoncentrationerne for de 3 transekter er også udregnet, da koncentrationerne her kan sammenlignes med nitrat koncentrationerne i drænudløb. Her er transekt 1 og 3 kun én meter fra drænrøret, så de vil have kortest transport fra rodzone til dræn. De kan derfor bruges til at undersøge, om der sker yderligere reduktion af nitrat inden drænudløb. Der kan på figurerne 4.6 og 4.7 ses porevandskoncentrationerne af nitrat i de to parceller.



Figur 4.6. Variation af porevandskoncentrationer af nitrat i månederne november, januar og marts for parcel Syd. Det gennemsnitlige grundvandspejl er markeret med stiplet linje.



Figur 4.7. Variation af porevandskoncentrationer af nitrat i månederne november, januar og marts for parcel Nord. Det gennemsnitlige grundvandspejl er markeret med stiplet linje.

4.4.1 Variation i parcel

Syd

For parcel Syd er der mellem transekt 1 og 2 visse ligheder i porevandskoncentrationen af nitrat, dog udskiller transekt 3 sig fra transekt 1 og 2. For transekt 3 er der i månederne november og januar forholdsvis store koncentrationer af nitrat. Det interessante er, at der i januar i dybden 0,5-0,75 m er en porevandskoncentration på 85 mgN/l og i dybden 0,75-1 m falder koncentrationen til 15 mgN/l. I transekt 1 i dybden 1-1,25 m sker der en reduktion af nitrat til under 5 mgN/l for de 3 måneder. Der sker ikke samme reduktion i transekt 2 og slet ikke i transekt 3, hvor der kan ses meget høje nitrat koncentrationer, som kan skyldes at der ikke er iltfrie forhold.

Nord

For parcel Nord er der ligheder mellem transekt 1 og 2, hvor der ikke er de store udsving i nitrat koncentrationen, og i dybden 1-1,25 m falder koncentrationen til under 5 mgN/l. For transekt 3 er der lidt store udsving i koncentration, hvor der i november er en høj nitrat koncentration i det øverste jordlag, i januar har koncentrationen flyttet sig til dybden 0,25-0,5 m. I marts måned er der en forholdsvis ens koncentration gennem hele profilet, og i dybden 1-1,25 m reduceres koncentration til under 5 mgN/l.

4.4.2 Variation mellem parcellerne

For begge parceller er der i transekt 3 høje nitrat koncentrationer, hvor der for parcel Syd er en meget høj nitrat koncentration i januar. For kvælstof profilerne blev nitrat koncentrationen bestemt i intervallet 0,75-1 m. Det er i denne zone, at der sker udvaskning fra rodzone, så koncentrations ændringerne i perioden kan være med til, at sige, hvad der potentielt kan udvaskes. I tabellen 4.9 er nitrat koncentrationerne vist.

Tabel 4.9. Potentielt nitrat, der kan udvaskes fra rodzone.

Nitrat (0,75-1m)[kgN/ha]				
Parcel	November	Januar	Marts	Gns.
Syd	6,1	7,5	4,5	6,0
Nord	10,3	7,4	6,2	8,0

I rodzone er der potentielt cirka 7 kgN/ha, der ligger og kan udvaskes til den mættede zone. Hvis det omregnes til en porevandskoncentration giver det cirka 6,5 mgN/l. Hvis der ses på porevandskoncentration i dybden 0,75-1 m og i den vandmættede zone 1-1,25 m, kan de gennemsnitlige værdier for måneden og perioden ses i tabel 4.10.

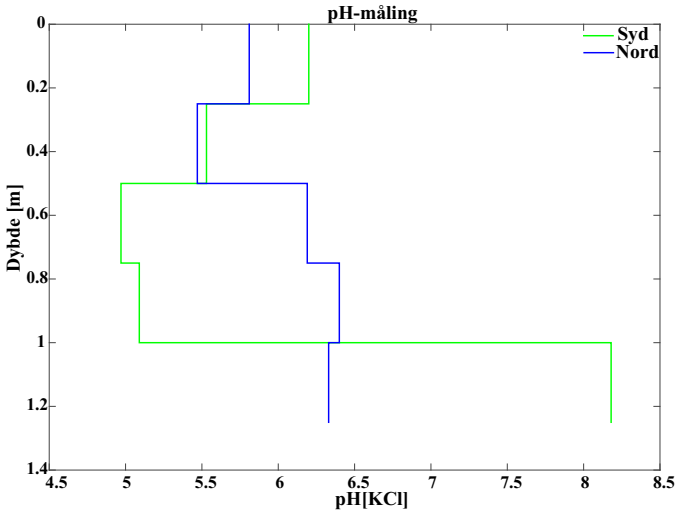
Tabel 4.10. Porevandskoncentioner NO_3^- i dybden 1-1,25m.

Parcel Syd [mgN/l]				
Dybde	November	Januar	Marts	Gns
0.75-1m	17,8	9,0	10,4	12,4
1-1.25m	17,1	23,4	5,5	15,4
Parcel Nord [mgN/l]				
Dybde	November	Januar	Marts	Gns
0.75-1m	12,4	6,3	3,9	7,5
1-1.25m	2,9	1,1	1,8	1,9

For parcel Syd var det gennemsnitlige grundvandsvandspejl i en dybde på 1,15 m, hvilket kan påvirke reduktion af nitrat fra de 2 intervaller. Gennerelt ses en nitrat reduktion i porevandet, hvilket indikerer denitrifikation. I parcel Syd, i transekt 3, blev der målt høje nitrat koncentrationer især i november og januar måned og en stigning af nitrat indholdet i porevandet i dybden 1-1,25 m, hvilket også medfører en høj gennemsnitsværdi. Hvis transekt 3 tages ud af beregningen for gennemsnittet bliver det i dybden 0,75-1 m på 10,2 mgN/l og i dybden 1-1,25 m på 6,6 mgN/l. For parcel Nord ses meget lave koncentrationer af nitrat i den mættede zone, hvor gennemsnitsværdien falder fra 7,5 mgN/l til 1,9 mgN/l. Når nitratet kommer ned omkring det øvre grundvandspejl kan der være to årsager til koncentrationen falder, enten sker der denitrifikation, eller så er koncentrationen af nitrat i det øvre grundvand lavere end nitratkoncentrationen i rodzonen, hvilket vil give en fortynding. En af de ting der kan påvirke nitrifikation/denitrifikation er pH-værdien.

pH-profil i Nord og Syd

Denitrifikation kan påvirkes ved store ændringer i pH. Derfor undersøges pH-værdien i jordprøverne i de to parceller, for at se om der sker ændringer i dybden. pH-måling for de to parceller ses på figur 4.8.



Figur 4.8. Variation i pH for de to parceller ved transekt 3.

Når pH-værdien bestemmes i en 1 M KCl opløsning vil der ske ombytning af hydrogenioner med kaliumioner på lerkolloiderne og i organisk materiale, hvilket medfører at pH_{KCl} bliver lavere end pH i jordvæsken pH_{H_2O}. Derfor vil man normalt addere 0,9 til pH_{KCl} værdien for at få et udtryk for jordens reaktionstal. Dette skal gøres for pH_{KCl} værdier med pH under 7.[Ole K. Borggaard, 1988] Denne korrektion er ikke gjort på grafen. For parcel Nord er pH-profilen helt normal med en pH på cirka 6, med en lille variation i det øvre jordlag. For parcel Syd er pH-værdien i dybden 0,5-1 m nede på 5, hvor den efterfølgende stiger til 8. Det kunne tyde på at der i dybden 0,5-1 m kunne være en del jernholdigt sediment, der ved kemisk/mikrobiologisk denitrifikation øger surhedgraden af jorden. Den mikrobiologiske denitrifikation vil først begynde at blive kritisk hæmmet ved pH-værdi under 5, så den ligger lige på grænsen for parcel Syd i dybden 0,5-1 m. pH-værdien i drænudløb og pejlingsrør er også bestemt, de kan ses i tabel 4.11

Tabel 4.11. pH målinger i drænudløb og pejlingsrør.

Sted	Gns. pH
P1	4,4
P2	4,5
P3	3,4
P4	6,8
P5	6,8
P6	6,8
Drænudløb	7

Pejlingsrørene P1,P2 og P3 sidder i parcel Syd mellem transekt 1 og 2, hvor P4,P5 og P6 sidder i parcel Nord mellem transekt 1 og 2. For parcel Syd er pH-værdier meget lave, og hvis de sammenlignes med pH-profil for Syd er der i dybden 0,5-1 m også lave pH-værdier, hvor pH længere nede stiger til pH 8, dog er pH-profil ved transekt 3 og ikke mellem transekt 1 og 2. Ved så lave pH-værdier kunne det tyde på, at der var pyrit til stede, så der dannes svovlforbindelser og dermed øges surhedsgraden i jorden.

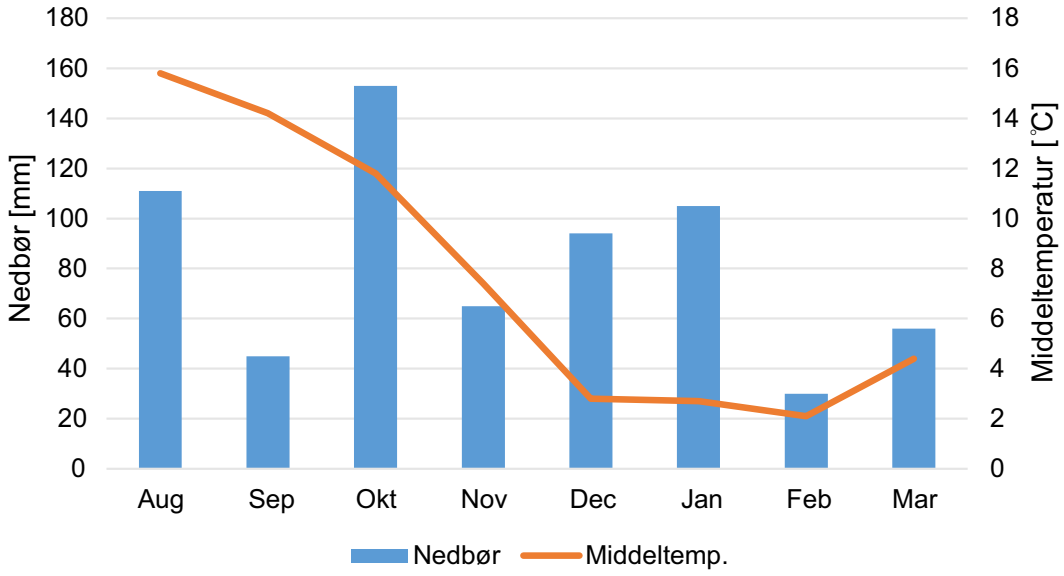
4.4.3 Deldiskussion

På projektlokaliteten dyrkes der hybridrug, hvor halm og planterester nedpløjes i efteråret, hvor marken efterfølgende tilsås med hybridrug igen. Nedpløjningen af organisk materiale med et lavt indhold af kvælstof kan være med til at reducere nitrat i porevandet. Nitraten optages af mikroorganismer, der er i kraftig vækst på grund af tilført organisk materiale i form planterester og halm. På længere sigt vil nedpløjning af halm, dog medføre et øget indhold af organisk materiale og dermed øge mineraliseringen af det organisk bundet kvælstof og frigivelsen af uorganisk kvælstof.
Nitratkoncentrationer kan reduceres ved denitrifikation, hvilket sker ved anoxiske forhold, hvilket kan forekomme ved store mængder nedbør, overgang mellem to forskellige hydrauliske ledningsevner, eller ved vandmætning. Omkring det øvre grundvandspejl vil der være mulighed for, at der kan ske reduktion af nitrat, da der ved en relativ vandmætning på cirka 60 % sker en begyndende denitrifikation, der stiger eksponentielt med et større relativt vandmættet porerum på grund af den begrænsede iltdiffusion.

I parcel Nord og Syd er der en gennemsnitlig reduktion af nitrat i porevandet fra dybden 0,75-1 m til 1-1,25 m for hhv. Nord og Syd med 5,6 mgN/l og 3,6 mgN/l. Der er set bort fra transekt 3 i parcel Syd, da der ud fra pH-profilen kunne være forhold i den nedre zone, der gør at denitrifikation/nitrifikationen er hæmmet og der opstår meget høje nitrat koncentrationer.I parcel Nord er reduktionen af nitrat noget større end for parcel Syd, det kan skyldes, at pH hæmmer denitrifikation i Syd eller at der er et højere indhold af aktivt organisk stof i dybde, samt at grundvandspejlet ligger lidt højere i parcel Nord. Nitrat reduktionen i porevandet sker ved overgangen fra rodzonen til den vandmættede zone, hvor der ydereligere vil være en reduktion fra den vandmættede zone til drænudløb, som undersøges under drænvandsprøverne.

Nedbør og middeltemperatur

Nedbøren vil have stor betydning for udvaskning af nitrat. Typisk vil marken opnå markkapacitet i løbet af oktober og november, hvorefter drænene begynder at løbe. Hvis der kommer store mængder af nedbør i august og september kan det medføre tidligere afdræning af jorden og dermed en reduktion af kvælstof ved første måling i november. Nedbør og middeltemperatur kan ses på figuren 4.9.



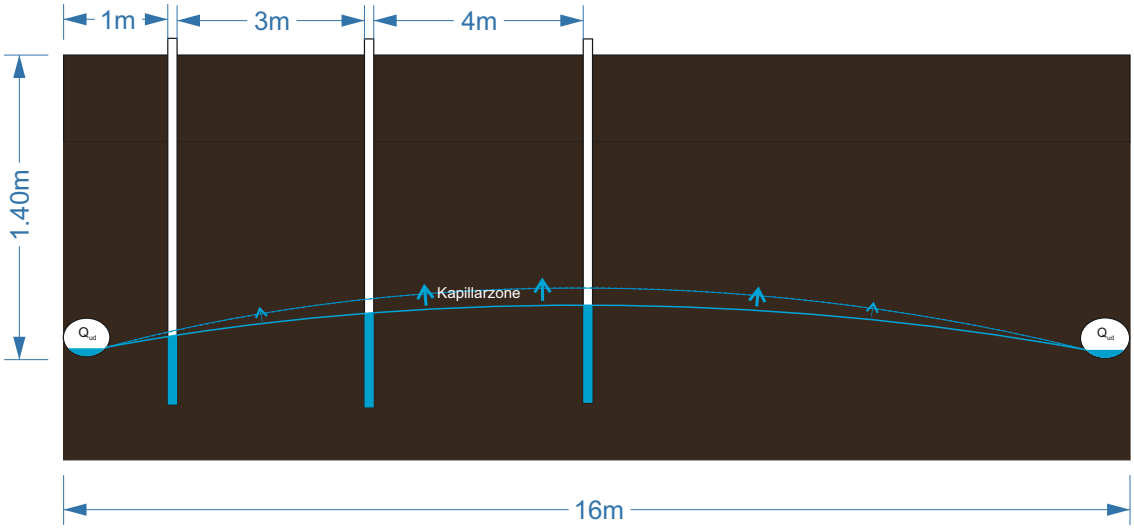
Figur 4.9. Nedbør og middeltemperatur fra august til marts måned for Nordjylland

I august måned faldt, der 111 mm, hvilket er 44 mm over normalen, ligeledes faldt der i oktober 153 mm, der er 77 mm over normalen, mens september er 28 mm under normalen. Dette kan have medført en tidlig vandmætning af jorden, der fremmer de iltfrie forhold i jorden, hvor nitrat kan reduceres ved denitrifikation. Det skal nævnes, at der var en kraftig regnhændelse i midt oktober, hvor der faldt ca 65 mm, hvilket kunne forårsage et puls i denitrifikation i det øverste lag og en tidlig start på udvaskning. Ved kraftige regnhændelser giver temporær vandmætning anledning til en øget denitrifikation, og da jordtemperaturen er højere her vil denitrifikationsraten også være det. Nedbøren har også betydning for udvaskning af nitrat, da en større mængde nedbør vil øge udvaskning og samtidigt give bedre forhold for denitrifikationen. I perioden fra den 1. august til den

15.marts faldt der 618 mm i Brønderslev ifølge Danmarks Meteorologiske Institut [2015] i N-LES modellen 5.1 på side 47 beregnes afstrømningen til 472 mm, denne afstrømning anvendes til alle beregningerne for at have en ensartet afstrømning.

4.5 Drænvandsprøver

I de to feltområder blev der opsat pejlingsrør til monitering af vandstanden og prøvetagning af rodzonevandet, inden vandet når ud til drænrørene. Nedenfor på figur 4.10, kan det ses hvordan pejlingsrørene er opstillet i dræntværsnittet.



Figur 4.10. Skitse af dræntværsnit med pejlingsrør

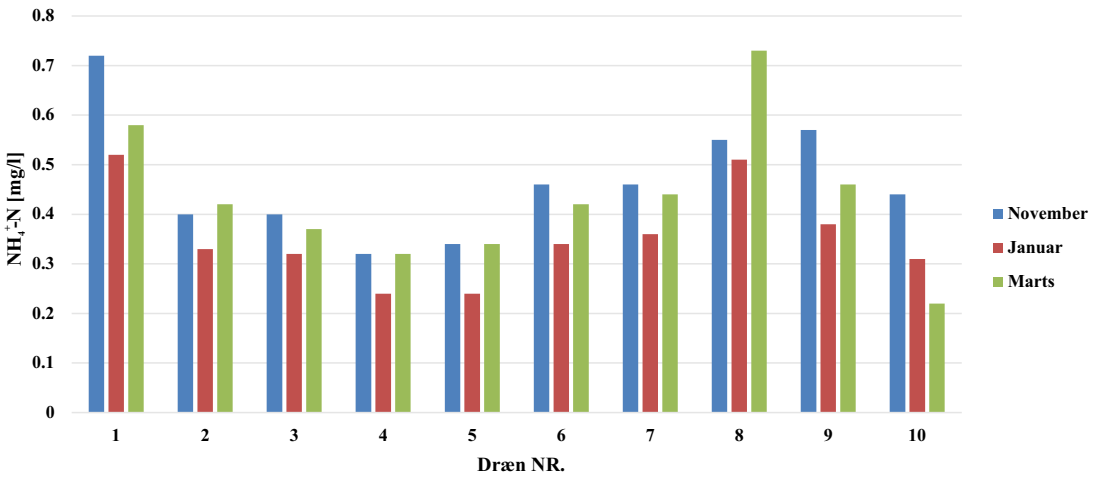
Det forudsættes, at tværsnittet er homogent, derfor kan den ene halvdel med pejlingsrør spejles over midteraksen, så vandstanden kendes i 12 meter og 15 meter, da de antages at være det samme som 1 meter og 4 meter. Dette er gjort i begge feltområder. Derved kan der udtages prøver af rodzonevandet fra midten af tværsnittet, hvor vandet potentielt vil have den længste transport fra rodzone til dræn, og derved også den største reduktion af kvælstof, hvorimod vandet der infiltrerer lige over dræn vil have den korteste transport og den potentielt mindste reduktionen af kvælstof. Disse prøver, der tages i dræntværsnittet og i drænudløbene, skal være med til, at estimere den mængde af kvælstof, der når at blive nedbrudt fra rodzonen til drænudløbet. Det interessante er, hvor stor denitrifikationsraten er og i sammenhæng med en model, der kan estimere transporttiden fra rodzone til dræn, kan denitrifikationsraten estimeres ud fra målte koncentrationer i rodzone og drænudløb. På figuren 4.11 på den følgende side ses alle de steder, hvor der er taget prøver fra. Der er opsat 3 pejlingsrør i den første halvdel af tværsnittet i henholdsvis 1,4,8 meter i Nord og Syd og imellem disse to områder er der opsat 2 pejlingsrør.

Figur 4.11. Skitse af placeringen af pejlingsrør og drænudløb 1-10

Pejlingsrørene kan også bruges til at bestemme grundvandsspejlets gradient i tværsnitten samt gradienten nord/syd ud mod grøften (drænudløbene).

4.5.1 Resultater af drænvandsprøver

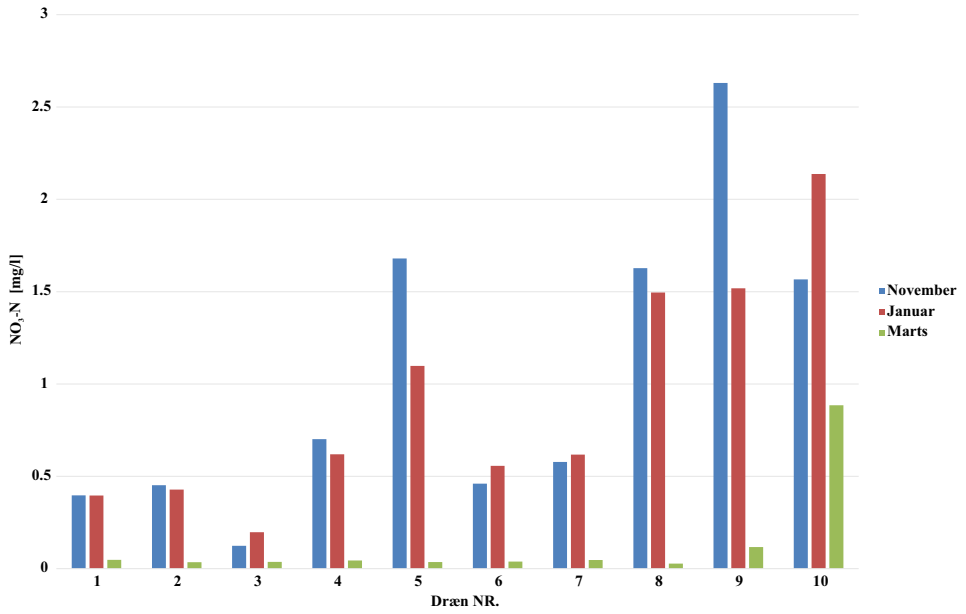
Der blev i månederne november, januar og marts taget drænvandsprøver fra samtlige drænudløb fra marken. Disse prøver er blevet analyseret, dette er beskrevet i bilag **Drænvandsprøver** A.3 på side 65. Nedenfor på søjlediagrammet kan ammonium-N koncentrationen i drænudløbene ses, og hvordan koncentrationen er varierende fra november til marts.



Figur 4.12. Ammo koncentration for de 10 drænudløb.

Det ses på søjlediagrammet, hvordan koncentrationerne af ammonium mellem drænudløbene ikke varierer meget over perioden, hvor den gennemsnitlige ammoniums koncentration ligger på 0,42 mgN/l med en spredning på 0,015 mgN/l. Dette indikerer en forholdvis lav stabil udvaskning af ammonium.

Nedenfor ses Nitrat-N koncentrationerne for drænudløbene.



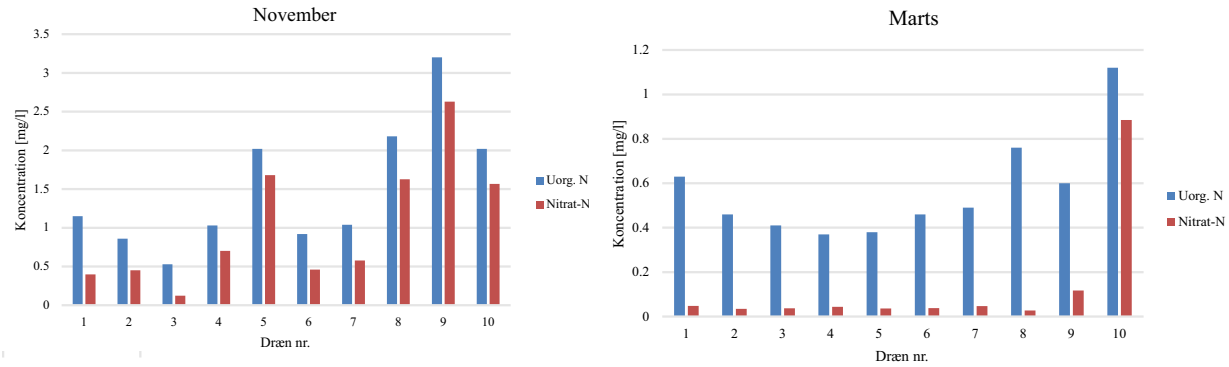
Figur 4.13. Nitrat koncentration for de 10 drænudløb.

For nitrat koncentrationerne er der en aftagende tendens fra november til marts . For marts måned er nitrat-N koncentrationerne lave i drænudløbene 1 til 9, hvilket kunne tyde på at denitrifikationsraten er høj nok til at reducere nitratet, eller at udvaskningen har fundet sted. Nedenfor i tabel 4.12, ses de gennemsnitlige værdier for nitrat-N og ammonium-N.

Tabel 4.12. Gennemsnitlige og median koncentrationer af Nitrat-N og Ammonium-N for de 10 drænudløb.

	November		**Januar**		**Marts**	
	NO_3^--N mg/liter	NH_4^+-N mg/liter	NO_3^--N mg/liter	NH_4^+-N mg/liter	NO_3^--N mg/liter	NH_4^+-N mg/liter
Gennemsnit	1.02	0.47	0.91	0.36	0.13	0.43
Median	0.64	0.45	0.62	0.34	0.04	0.42
Varians	0.58	0.01	0.36	0.01	0.06	0.02

Det ses, at spredningen omkring middelværdien er stor i november, hvilket også vidner om, at der på mark basis også kan være stor variation af koncentrationer fra dræn til dræn. Det kan bemærkes, at nitrat koncentration udgør en lille del af den samlede udvaskning af $(NH_4^+ + NO_3^-)$ i marts måned, som kan ses på figuren 4.14, hvilket vil sige, at den største del af udvaskningen i marts måned vil være ammonium. Forholdet i november måned er helt anderledes, hvor langt den største del, som udvaskes, er nitrat.



Figur 4.14. Viser hvordan forholdet mellem nitrat og uorganisk N.

4.5.2 Sammenligning af drænvandsundersøgelser

Målingerne af nitrat koncentrationerne, på projektlokaliteten over de 3 måneder for de 10 drænudløb, gav en gennemsnitlig nitrat koncentration på 0,69 mg/l. Denne nitrat koncentration kan sammenlignes med LandboNord's drænvandsundersøgelse, foretaget i Nordjylland. Ved at finde nitrat koncentrationerne på lavbundsjord (ikke ådale) i LandboNords målinger i 2011/2012 og 2012/2013 på henholdsvis 37 og 53 lokaliteter fås følgende fraktiler, der ses i tabel 4.13.

Tabel 4.13. Fraktiler af nitrat koncentrationer på lavbundsjord (ikke ådale).

Nitrat-N	2011/2012	2012/2013
Fraktil %	Koncentration [mg/l]	
5	0.03	0.02
25	0.69	0.76
50	2.01	2.80
80	6.75	8.24
90	9.96	11.09
95	14.50	12.44

Projektlokaliteten vil høre til i den 25 % nedre fraktil, hvor der er en lille variation fra år til år, der kan påvirke nitrat koncentrationerne. Hvis nitrat koncentrationen for projektlokaliteten sammenlignes med 51 målinger på højbundsjord vil projektloakliteten svare til en 12 % fraktil. For den øvre fraktil af målingerne af nitrat-N er koncentrationen meget høj. Her kunne det være interessant, at sammenligne forhold som jordbundstype og grundvandspejlets beliggenhed med den lave fraktil for at se om der en sammenhæng.

For at dokumentere, at projektlokaliteten er i den lave del af nitrat udvaskning, er der foretaget reference målinger i grøften, der leder ud til Ryå og i Ryå opstrøms. Stederne, hvor målingerne er taget, kan ses på kort i bilag C på side 77.

Tabel 4.14. Reference målinger i grøft og i Ryå

	Januar		**Marts**	
	NO_3^--N [mg/l]	NH_4^+-N [mg/l]	NO_3^--N [mg/l]	NH_4^+-N [mg/l]
Dræn	0,95	0,36	0,14	0,43
Grøft	1,52	0,21	1,11	0,17
Ryå	2,27	0,19	2,44	0,20

Det ses i tabellen 4.14, at udvaskning af nitrat fra dræn både i januar og marts måned generelt har lavere koncentrationer end grøften og Ryå. Forholdet mellem nitrat og ammonium + nitrat for marts er for dræn 25 %, grøft 86 % og Ryå 92 %, hvor nitrat andelen er meget lav for projektlokaliteten, hvilket vil sige, at cirka 75 % af det udvaskede uorganisk kvælstof er ammonium, hvilket er en klar indikation om, at alt nitraten er udvasket/denitrificeret. Nitratandelen for dræn i januar måned er 72 %.

4.5.3 Diskussion

Målingerne viser lave nitrat koncentrationer i drænvandet på projektlokaliteten, men vil nitrat målinger på andre lavbundsjorde give samme lave koncentration? I følge Kristoffer Piil, Leif Knudsen [2013] findes de laveste nitratandele primært på lavbundsarealer beliggende på litorina fladerne i Vendsyssel og Himmerland. I mange tilfælde er nitratandelen under 50 % af total-N, hvor $total - N = NH_4^+ + NO_3^- + organiskN$. For projektlokaliteten er der ikke målt, indholdet af organisk kvælstof, derfor vil nitratandelen blive lidt større end normalt. For hele måleperioden for projektlokaliteten er det gennemsnitlige forhold mellem nitrat og ammonium + nitrat på 61 % .
Hvor nitrat typisk vil udgøre 80 % - 90 % af total-N jf. Kristoffer Piil, Leif Knudsen [2013], vil de høje andele af nitrat ofte findes på højbundsjord. I højbundsjord var den gennemsnitlige nitrat andel på 85 % mens den på lavbundsjord ådale var 85 % og på ikke-ådale 65 % jf. Kristoffer Piil, Leif Knudsen [2013].

På litorina fladerne i Nordjylland er den dominerende jordtype JB. 2 (cirka 65 %), hvilket også er jordklassificeringen på projektlokaliteten, som kan ses på kortet i bilag E på side 81. I jordbundsklassificering ud fra kornfraktionerne blev jordbundstypen på projektlokaliteten bestemt til JB 3 og 4, hvor forskellen mellem JB 2,3 og 4 hovedsageligt er lerfraktionen. På kortet er de gennemsnitlige nitrat-N koncentrationer på lavbundsjord (ikke ådal) fra drænvandsundersøgelsen 2012/13 af LandboNord indsat i koncentrationsintervaller [Kristoffer Piil, Leif Knudsen, 2013]. For projektlokaliteten er den gennemsnitlige nitrat-N koncentration på 0,69 mg/l, og på kortet ses, at der ligeledes er tilsvarende målinger på lavbundsjord i det lave interval 0,01 - 1,30 mg/l. Projektlokalitet kan derfor argumenteres for at være en helt naturlig lavbundsjord i Nordjylland.

Mulige årsager til lave nitrat koncentrationer på lavbundsarealer

For områder klassificeret som lavbundsjord er der ofte et overfladenært grundvandspejl (0-5m) og på projektetlokalitet ligger det cirka 1 meter under jordoverfladen, hvilket kan være med til at reducere nitrat ved denitrifikation. En anden årsag til en lav nitrat koncentration i drænvandet kan skyldes, at drænvandet er en del af reduceret grundvand

med en lav koncentration af nitrat. Da projektlokaliteten ligger i et forholdvis fladt område, vil det ikke være påvirket af, at der strømmer reduceret grundvand til, der forårsager en fortynding af nitrat koncentrationen. Denne antagelse kan støttes op af, at der ikke løber vand i drænene om sommeren.

Usikkerheder
Måling af grundvandspejlet er kun blevet målt i den ene halvdel af tværsnitsprofilen, hvor det er antaget at være symetrisk over midteraksen, således at vandspejlet i transekt 3 vil være det samme, som transekt 1.

Nedbøren og middeltemperaturen er taget for hele Nordjylland, der kan derfor forekomme variationer i forhold til projektlokaliteten. Der er ikke foretaget måling på jordens indhold af jernholdigt sediment i parcel Syd, men ud fra pH-måling og observation kunne det tyde på, at der er jernholdigt sediment i dybden 0,5 - 1 m.

4.6 Delkonklusion

I parcel Nord stiger den uorganiske kvælstofkoncentration fra 93,2 kgN/ha til 148 kgN/ha fra november til marts. I parcel Syd falder den uorganiske kvælstofkoncentration fra 179,9 kgN/ha til 130,4 kgN/ha, altså et fald på 49,5 kgN/ha. I parcel Nord er der en høj mineralisering, der gør at kvælstofpuljen af uorganisk kvælstof stiger i perioden, hvor der i parcel Syd er en større fjernelse af kvælstof ved denitrificering/udvaskning end der mineraliseres.
Hvis der ses på puljen af nitrat i januar til marts er der for parcel Nord en reduktion på 17 kgN/ha og parcel Syd en reduktion på 63 kgN/ha i hele rodzonen (1m).

I begge parceller var der et fald i nitrat koncentrationen i dybden 0,75-1 m, hvilket udgør den del, der potentielt kan udvaskes fra rodzonen. I Parcel Syd falder koncentrationen fra januar til marts med 3 kgN/ha, hvor der var en stigning fra november til januar, og for parcel Nord falder nitrat koncentrationen fra november til marts med 4,1 kgN/ha.
I begge parceller var den gennemsnitlige koncentration 7 kgN/ha i dybden 0,75-1 m, hvis det omregnes til en porevandskoncentration for en vandmættet jord med en porøsitet på 0,44 cm^3/cm^3 giver det en koncentration på cirka 6,5 mgN/l. Da jorden ikke er helt vandmættet i denne dybde vil porevandskoncentrationen blive lidt højere. De gennemsnitlige porevandskoncentrationer i samme dybde for parcel Nord og Syd er hhv. 7,5 mgN/l og 10,5 mgN/l, ved overgangen til den mættede zone bliver jorden mere vandmættet, og der kan være en betydelig denitrifikation, hvilket det kunne tyde på, da koncentrationerne falder til 1,9 mgN/l og 6,6 mgN/l i dybden 1-1,25 m. Disse koncentrationer reduceres ydereligere fra rodzone til drænudløb, hvor den gennemsnitlige nitrat koncentration var på 0,69 mgN/l. For at kunne estimere en størrelsesorden på denitrifikations raten fra rodzonen til dræn skal transporttiden beregnes.

Femte Kapitel

Modeller

I feltundersøgelserne blev kvælstofkoncentrationerne i drænudløbene bestemt, og de viste lave koncentrationer med en nitrat-N gennemsnitsværdi på 0,69 mgN/l over måleperioden. Ved at se på kvælstofsprofilerne, lavet i de to parceller, viste porevandskoncentrationerne for nitrat-N for parcel Nord og Syd hhv. 7,5 mgN/l og 10,5 mgN/l i dybden 0,75-1 m. Dette viser, at der sker en yderligere reduktion af nitratet, når det forlader rodzonen. Der er gennem tiden udviklet en række rodzone modeller, der beskriver kvælstofudvaskningen fra rodzonen, og det skal bemærkes, at det er udvaskningen fra rodzonen og dermed ikke udvaskningen af nitrat i drænudløbene. Der er udviklet en empirisk model, der kaldes N-LES$_3$, som beregner kvælstofudvaskningen i rodzonen på landbrugsjorde, på baggrund af målte kvælstofkoncentrationer, beregnet perkolation, og få andre oplysninger. Ud fra denne model kan de målte kvælstofsprofiler sammenlignes, og det kan ses om den estimerer upræcist. For at beskrive den yderligere transport af nitrat fra rodzonen til dræn opbygges en GMS-model (Groundwater Modeling System) over et dræntværsnit. Ud fra bestemte jordparametre vil den gennemsnitlige strømningstid blive estimeret, og ud fra kvælstof koncentrationer i rodzonen og drænudløb kan en denitrifikationsrate bestemmes.

5.1 N-LES$_3$

N-LES$_3$ (Nitrate Leaching EStimator) er en empirisk model, og vil derfor ikke være i stand til prædiktere kvælstofudvaskningen for et lille område, fordi lokale komplekse forhold ikke kan beskrives ved en generel empirisk model. N-LES modellen kaldtes tidligere for Simmelsgaard IIIB modellen, og siden er den blevet udbygget og modificeret, og der er foretaget en række genberegninger, hvor parametrene er estimeret på baggrund af 1299 registrerede kvælstofudvaskninger fra DMU's overvågningsoplande og DJF's drænvandsdata. Modellen er derfor baseret på registrerede udvaskningsdata samt oplysninger om relevante forklarende variable, og på baggrund af dette er der opstillet en ikke-lineær model. De relevante forklarende variable indgår i modellen på 3 forskellige måder.

1. Additive effekter: Konstantled og teknologieffekt
2. Additive effekter: Sum direkte/indirekte N-effekter
3. Multiplikative effekter: Indeværende og sidste års afstrømning, samt jordens organiske- og ler indhold.

Teknologieffekten beskriver den trend, der er i kvælstofudvaskningen over måleperioden, som ikke kan forklares ud fra modellens andre effekter. De direkte og indirekte N-effekter er en række effekter, der beskriver, hvad der tilføres og fjernes af total-N i marken. Modellen kan beskrives ud fra følgende formel, hvor $\hat{\Upsilon}$ er udvaskningen.

$$\hat{\Upsilon} = \left\{ u + v^{\hat{k}} \right\} \cdot m$$

Hvor:

$\hat{\Upsilon}$	prædikterede udvaskning.
v	Sum af direkete og indirekte N-effekter.
u	Øvirge additive effekter.
m	Multiplikative effekter.

I bilag F på side 83 er hele ligningen vist, som N-LES beregner ud fra. Modellen er også vedlagt på bilags cden *N-LES.xlsx* Afstrømningen er modelberegnet og har en kraftig effekt på udvaskningen. Ved meget store afstrømninger, hvor afstrømning ikke sætter en begrænsning på udvaskning, bliver faktoren 1. I modellen estimeres afstrømningen ud fra målt/hentet data på nedbør i området, hvor der anvendes en nedbørskorrektion og fordampning, der er beregnet med Makkink-formlen, samt afgrødekoefficienter.

Modellen skal bruge en række parametre for, at estimere udvaskningen. Nedbøren i perioden 01-08-2014 til 15-03-2015 skal modellen bruge til at estimere en afstrømning. I Brønderslev faldt der 618 mm i denne periode, ifølge Danmarks Meteorologiske Institut [2015], og det er lidt over nedbørs normalen på 567,5 mm. Jordbundstypen på marken skal også opgives, og her er der mulighed for at vælge 2 jordbundstyper og angive en andel heraf. I jordklassificeringsforsøget blev det øverste jordlag klassificeret som JB 4 (fin lerblandet sandjord) og JB 3 (grov lerblandet sandjord) for henholdsvis parcel Nord og Syd. Da det ikke vides, hvad det direkte forhold mellem disse er, vælges den procentvise andel til 50/50. Desuden skal landskabstypen, drænsystem, og areal også opgives, her vælges lavbundsjord (ikke ådal), systematisk drænet og et areal på 10,16 ha.
Der er lavet en gruppering af afgrøder i modellen, der giver mulighed for 17 afgrøde/forfrugt kombinationer. På projektlokaliteten har der de seneste 3 år været hybridrug, derfor vælges kombinationen korn/vintersæd, ligeledes er dyrkningsformen konventionel, hvor der bruges husdyrgødning. I modellen er der en række standardværdier, der kommer fra "Bedriftsløsningens Grønt Regnskab model", og ved at vælge jorbundstype og afgrøde kombination regnes en gennemsnitlig total-N tilførelse for marken via handelsgødning, husdyrgødning, afsætning fra dyr på græs, og biologisk N-fiksering. Ligeledes regnes mængden af tilført mineralsk kvælstof i efterår og forår (15/02 til 1/9), samt mængden der fjernes ved høst, disse værdier bruger N-LES$_3$ til beregningen af udvaskning. [Kristian Kristensen, Uffe Jørgensen, Ruht Grant, 2003]

Desuden skal modellen også vide om, der har været kløvergræs på projektlokaliteten inden for de seneste 5 år, da kløvergræs vil give en stor udvaskning ved omlægning, men dette er ikke tilfældet på projektlokaliteten. Resultaterne fra drænvandsprøverne indsættes også i modellen for at se, hvad der udvaskes fra rodzone ud fra de målte kvælstofkoncentrationer i drænvandsprøverne. Målingerne kan ses i tabellen 5.1. I modellen har LandboNord brugt Total-N koncentration, det vil sige at de også har målt det organiske N og ikke kun uorganisk N.

Tabel 5.1. Resultater fra drænvandsanalyse

24. November		**20. Januar**		**23. Marts**	
Nitrat-N mg/l	Uorg-N mg/l	Nitrat-N mg/l	Uorg-N mg/l	Nitrat-N mg/l	Uorg-N mg/l
1.02	1.50	0.91	1.31	0.13	0.57

Ud fra de forskellige input til N-LES modellen, er der foretaget en beregning af den forventede nitratudvaskning fra rodzonen, samt en simpel estimering af udvaskningen..

5.1.1 Resultat

Den model-beregnede afstrømning i perioden estimeres til 472 mm, hvis det antages, at de målte koncentrationer i drænudløbene er de samme som koncentrationerne på det rodzone vand, der forlader rodzonen. Der kan laves en simpel beregning på udvaskningen.

Udvaskning pr. ha = Gns. Koncentration · Areal · Afstrømning

Dette giver en udvaskning pr hektar for nitrat-N på 3 kgN/ha, hvis der bruges en gennemsnitskoncentration på nitrat-N 0,69 mg/l. Hvis det sammenlignes med N-LES beregningen, er der en meget stor forskel.

- N-LES beregnet udvaskning fra rodzonen: 77 kg nitrat-N pr ha
- N-LES beregnet koncentration i rodzonevandet: 16 mg nitrat-N pr. liter

Den målte koncentration i drænvandet er ikke altid sammenlignelig med den N-LES beregnede koncentration i rodzonevand, da der kan ske ydereligere reduktion. Sammenligningen er ikke relevant, hvis der strømmer grundvand til drænet, da der sker fortynding. N-LES- modellen har desuden vist, at den beregner en for stor udvaskning på steder, hvor der er mulighed for, at der sker en stor reduktion af nitrat.[Kristoffer Piil, Leif Knudsen, 2013]

5.1.2 Diskussion

N-LES modellen beregner koncentrationen af nitrat, der forlader rodzonen til 16 mgN/l, hvor der i de to parceller var porevandskoncentrationer af nitrat på 12,5 mgN/l og 7,5 mgN/l i dybden 0,75-1 m. N-LES modellen overestimerer, dermed nitrat koncentrationen i det ene tilfælde med 28 % og det andet tilfælde 113 % i forhold til de to parceller. En overestimering på 28 % vil ikke være et uacceptabelt resultat af en empirisk model, der skal kunne beskrive udvaskning generelt. Modellen vil have svært ved, at beskrive udvaskningen på små områder, grundet at den ikke tager højde for de komplekse forhold, der er indenfor små områdere. Modellen er opsat ud fra en række grupperinger og standardværdier, og hvis modellen skulle forbedres, kunne der laves en differentiering mellem højbunds og lavbundsarealer.

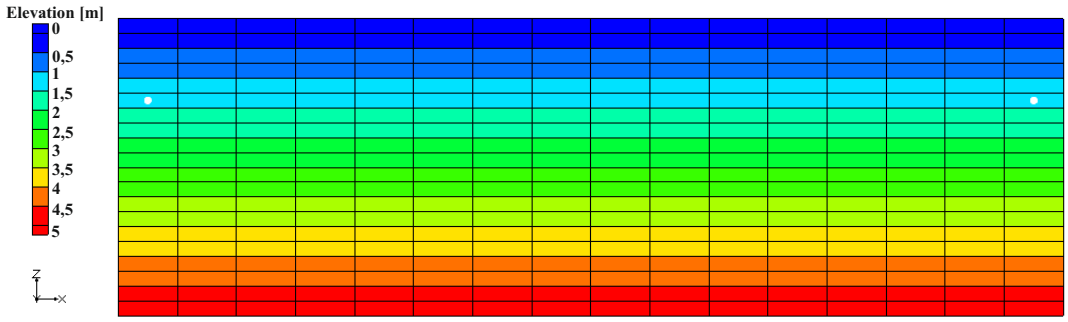
5.2 GMS-model

I Feltundersøgelser kapitel 4 blev det konkluderet, at porevandskoncentrationen af nitrat, der forlader rodzonen i dybden 0,75 - 1 m ligger med en gennemsnitskoncentration på 12,4 mgN/l for parcel Syd og 7,5 mgN/l for Nord. Ud fra den empiriske model N-LES er udvaskningen af nitrat-N fra rodzonen beregnet til 16 mgN/l. I drænvandet var gennemsnitskoncentrationen for nitrat-N 0,69 mgN/l. Ud fra koncentrationsforskellene kan det konkluderes, at der sker en denitrifikation fra rodzonen til drænudløbet. For at estimere en denitrifikationsrate skal strømningstid fra rodzonen til dræn bestemmes, dette gøres ved at opbygge en stationær model over den mættede zone i et drænтværsnittet. På bilags CD'en findes model og følsomhedsanalysen **GMS-model og Følsomhedsanalyse.xlsx**.

Opsætning

Det er valgt, at lave en simpel opbygning af et drænтværsnit, og ikke en stor overflade model, da det antages, at den hovedsageligt transporttid vil ligge i vandtransporten fra rodzone til dræn, og ikke fra dræn til drænudløb. Da marken er systematisk drænet, er størrelsen på drænтværsnittene ens med en bredde på 16 m og en drændybden på cirka 1,40 m. Det eneste der ikke kendes er dybden på tværsnittet, det vil afhænge af, om der er et impermeabelt grænselag af ler i en bestemt dybde, som vil udgøre den nedre rand af modellen.

Der blev ved feltundersøgelser på projektlokaliteten, med spiralbor, boret ned i en dybde af 2-2,5 m, men herefter var det ikke muligt at bore længere ned, da foringsrøret kun var 2 meter, herefter skete der sammenstyrtning. Det antages derfor, at den nedre rand er beliggende i en dybde af 5 m. Ud fra dimensionerne på tværsnittet opbygges en 3D grid-model med bredde, dybde og højde (16 m x 1 m x 5 m) med en diskretisering på (1 m x 1 m x 0,25 m).



Figur 5.1. Diskretisering af drænтværsnit.

Randbetingelserne i højre og venstre side vil være trykniveauet i drændybden. For drænrørene skal der angives en drænmodstand for tilstrømningen, og den sættes så lavt, at den ikke vil have indflydelse på strøminingen (Drain condutance 0,0001 m^2/s).

I kapitel 4 på side 23 blev porøsiteten og den hydrauliske ledningsevne undersøgt. I modellen vælges det at anvende den gennemsnitlige hydrauliske ledningsevne for 1,25 m, da det er den mættede zone, der modelleres. I de to parceller var der også en stor variation på porøsiteten, det vælges ligeledes at bruge en gennemsnitlig porøsitet. Ud fra den rumlige diskretisering kan modellen deles op i zoner, hvor parametre som hydraulisk ledningsevne

og porøsitet varierer. Det er dog valgt, at parametrene er konstante for hele den mættede zone.

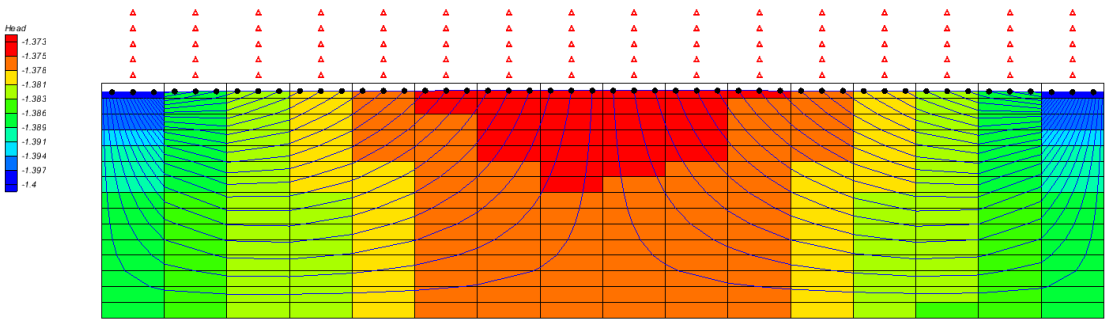
Ifølge Danmarks Meteorologiske Institut [2015] faldt der 618 mm nedbør i perioden og i N-LES modellen beregnes en afstrømning på 472 mm, som anvendes for at holde konsistens mellem modellerne. I GMS skal nedbøren angives som en fluks m/s, hvorved at nedbøren omregnes til konstant fluks over perioden 1.august til 15.marts (227 dage). I tabel 5.2 er input parametrene vist.

Tabel 5.2. Input paramtre til model

Parameter	Værdi	Enhed
Hydraulisk ledningsevne	8,54E-05	m/s
Porøsitet	0,44	cm^3/cm^3
Nedbør flux	$2{,}41 \times 10^{-8}$	m/s

MODFLOW og MODPATH

Ud fra det det opbyggede 3D grid anvender GMS MODFLOW modulet til at beregne strømningen af grundvand. MODFLOW anvender finite difference metoden til at løse den styrende partielle differentialligning for grundvandsstømningen, se bilag G på side 85. Efter grundvandsstrømningen er beregnet bruges modulet MODPATH, som er et partikeltrackingsmodul i GMS, der anvendes til at generere partikelbaner. Modulet beregner partiklens bevægelse ud fra vandets hastighed og porøsiteten i jorden. I modellen indsættes der i hver celle 9 partikler, det vil sige, at der er 144 partikler i alt i vandoverfladen fordelt over hele drænt værsnittet. Ved tracking af partiklerne kan transporten for hver enkelt partikel findes.



Figur 5.2. Grundvandstrømning med genererede partikelbaner.

For hver partikel, er der beregnet en transporttid fra vandspejlet og ud til drænrøret. Den samlede transporttid for de 144 partikler summeres og divideres med antallet af partikler, og derved fås en gennemsnitlig transporttid for partiklerne i drænt værsnittet. Den gennemsnitlige transporttid bestemmes til 725 dage.

Nedbrydning af nitrat

Oftest bruges 1'ordens kinetik til at beskrive nedbrydningsraten, som massen af det stof der nedbrydes per dag per liter. Ved en 1'ordens nedbrydningsrate vil raten være afhængig af

koncentrationen af nitrat, hvorimod en 0'ordens nedbrydningsrate ikke vil være afhængig af koncentrationen. På projektlokaliteten vil det være mest sandsyndligt, at der sker en 0'ordens nedbrydningsrate i den del af grundvandet, der er iltfrit. Det hænger sammen med, at der ikke optræder nitrat begrænsninger, som vil være den ene faktor, der gør at omsætning går hen og bliver en 1'ordens. Den anden faktor vil være mængden af omsætteligt organisk stof, der er kulstof/pyritsubstrat (elektrondonor) for denitrifikations processen. Det kan antages, at der over vinterperioden vil være en forholdsvis konstant nedsivning med et konstant indhold af omsætteligt organisk stof. Derfor vælges det at bruge en 0'ordens nedbrydningsrate. I Christian Juncher Jørgensen [2009] er der også anvendt en 0'ordens denitrifikationsrate ved nitrat reduktion i pyrit. Nedenfor ses ligningen for nulte ordens nedbrydningsrate.

$$\frac{dC}{dt} = -k_0, C(0) = C_0 \Rightarrow C(t) = C_0 - k_0 \cdot t \tag{5.1}$$

[Loll og Møldrup, 2000]

Hvor:

k_0	Nedbrydningsrate	[mg/ldage]
C	Koncentration	[mg/l]
t	tiden	[dage]

I ligningen er den eneste ubekendte; nedbrydningsraten, da nitrat koncentrationen kendes i drænudløbet og i selve rodzonen kan k_0 udregnes:

$$\frac{C(t) - C_0}{t} = -k_0 \tag{5.2}$$

Ved udregning af nedbrydningsraten anvendes en gennemsnitlig transporttid for det opstillede scenarie, så forhold, der ændrer på transporttiden, vil have indflydelse på selve nedbrydningsraten.

5.2.1 Resultater

Der udregnes 3 nedbrydningsrater ud fra 3 forskellige nitrat koncentrationer i rodzonen, i dybden 0,75 til 1 m, der stammer fra gennemsnitsværdien i de to parceller og den beregnede udvaskning fra N-LES modellen. Resultaterne ses i tabel 5.3

Tabel 5.3. Denitrifikationsrate udregnet på baggrund af målte koncentrationer i dybden (0,75-1m) og dræn samt strømningstiden fra det opstilte model scenarie.

	Transporttid [dage]	NO_3^--N rodzone [mg/l]	NO_3^--N dræn [mg/l]	-k_0 [mg N/l dag]
N-LES	725	16	0,69	$2{,}11 \times 10^{-2}$
Parcel Nord	725	7,5	0,69	$9{,}40 \times 10^{-3}$
Parcel Syd	725	12,4	0,69	$1{,}62 \times 10^{-2}$

Ved sammenligning af denitrifikationsraterne fra J.M. Sánchez-Pérez [2003] er der målt in-situ denitrifikationsrater på 2×10^{-6} gN/lh til 6×10^{-6} gN/lh i syd-vest Frankrig og

nord Spanien. Ved omregning giver det denitrifikationsrater i størrelsesorden $4{,}80 \times 10^{-2}$-0,144 mgN/ldag. De udregnede denitrifikationsrater for parcellerne ligger i den lave ende af de in-situ målte, derfor vil det ikke være urealistiske rater. Der er ligeledes i Christian Juncher Jørgensen [2009] fundet, at der ved oxidation af pyrit kan medføre, at nitrat reduceres med en 0'ordens rate på $4{,}20 \times 10^{-2}$ mgN/ldag.

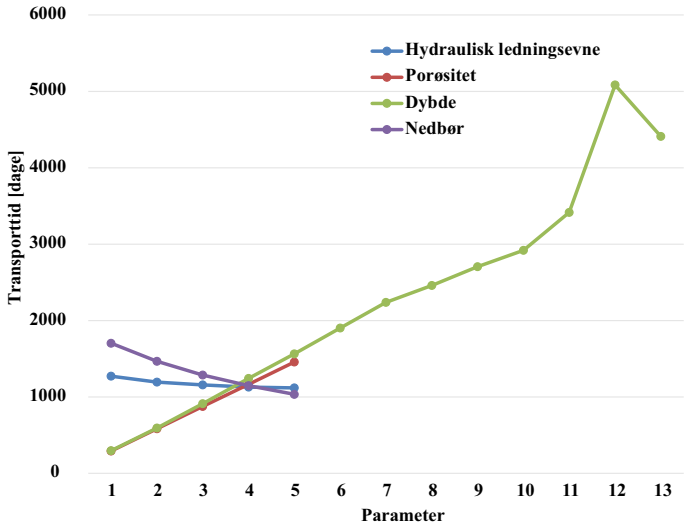
5.2.2 Følsomhedsanalyse

I det opstilte model scenarie indgår der en række parametre. Disse parametre er varieret i et interval, ses i tabel 5.4, for at se, hvilken inflydelse de har på resultatat, altså den gennemsnitlige transporttid.

Tabel 5.4. De forskellige parameter variationer.

Parameter	Min	Max	Enhed
Hydraulisk ledningsevne	3.06E-07	8.54E-05	m/s
Dybde	2	14	m
Porøsitet	0,10	0,50	cm^3/cm^3
Nedbør	300	500	mm

Ved at variere en enkelt parameter af gangen kan det ses på figuren 5.3, hvilken indflydelse det har på resultatet.



Figur 5.3. Variation i den gennemsnitlig transporttid ved ændring af parameter.

Den hydrauliske ledningsevne er den parameter, der har den mindste indflydelse på transporttiden med en variation fra 1270 til 1091 dage. Ved ændringer af porøsiteten er der en lineær stigning i transporttiden, i takt med porøsiteten øges. Hvilket er i overensstemmelse med, at et mindre porevolumen giver hurtigere strømninger. Ved at ændre nedbøren fra 300 til 500 mm sker der også en reduktion i den gennemsnitlige transporttid, så ved sammenligning af koncentrationer fra år til år, skal der tages højde for nedbørsforskellene, da det vil give en lille variation i koncentrationerne. I modellen blev det antaget, at der var et grænselag i en dybde af 5 m, og lige præcis dybden har en stor indflydelse på transporttiden fra 296 til 5083 dage med en dybde på 13 m. Ved

en dybde på 13 m er der efterfølgende ikke den store betydning på transporttiden ved en øget dybde, herefter vil nogle af partiklerne ikke strømme op til drænrørene, men istedet stagnere i dybden.

5.2.3 Diskussion

I modellen er det valgt at tage porevandskoncentrationer af nitrat i dybden 0,75-1 m, men hvis porevandskoncentrationerne istedet var taget i dybden 1-1,25 m sker der en betydelig nitrat reduktion, hvor den i parcel Nord falder med 75 % og parcel Syd, uden transekt 3, falder med 47 %, hvis transekt 3 inddrages stiger koncentrationen med 24 %. Det kan skyldes, at der er ilt tilstede, og dermed sker der ikke denitrifikation. Hvis der ses på reduktionen af nitrat i porevandet 0,75-1 m fra november til marts (90 dage) sker der reduktion på 7,4 mgN/l i parcel Syd og 11,6 mgN/l i parcel Nord, dette giver rater på $8{,}2 \times 10^{-2}$ mgN/ldag og 0,13 mgN/ldag, hvilket stemmer meget godt overens med denitrifikationsraterne fra J.M. Sánchez-Pérez [2003], der var målt i intervallet $4{,}80 \times 10^{-2}$-0,144 mgN/ldag. I følge Christian Juncher Jørgensen [2009] kan der opnås denitrifikationsrater op til $4{,}20 \times 10^{-2}$ mgN/ldag i pyrit sediment, hvilket kan forklare nitrat reduktionenerne fra rodzone til dræn på projektlokaliteten. For at vide mere præcist, hvad denitrifikationsraten ville være i grundvandssedimentet, skulle der været taget intakte jordprøver af grundvandssedimentet, som der skulle have været foretaget målinger på. I modellen bestemmes denitrifikationsraterne til $1{,}62 \times 10^{-2}$ mgN/ldag og $9{,}40 \times 10^{-3}$ mgN/ldag, og sammenlignet med de 2 artikler ligger raten i den lave ende, så de vil sagtens kunne forekomme på projektlokaliteten. Temperaturen vil også have indflydelse på denitrifikationsraten.

I modellen er der regnet en strømningstid fra den mættede zone og til dræn, men denitrifikation sker nødvendigvis ikke i de allerøverste del af grundvandet, da der er ilt tilstede. Over vinteren sænkes jordtemperaturen noget i dybden 1,25 m, og det vil bevirke lidt dybere iltnedtrængnining på grund af et lavere iltforbrug, og dette medfører en lidt lavere denitrifikationsrate. Fra nitratprofilerne ser det ud til, at der er iltfrie forhold i dybden 1-1,25 m, dog undtagen transekt 3 i parcel Syd.

I følsomhedsanalysen konkluderes det, at der er 2 parametre, der har en stor indflydelse på strømningstiden, den ene er dybden af grænselaget og den anden er porøsiteten. Porøsiteten er bestemt i forsøg, hvor det er valgt, at bruge en gennemsnitsværdi, da der på projektlokaliteten er store geologiske variationer, hvilket kunne ses ved forsøg. Dybden af den øvre grundvandszone er af stor betydning for strømningstiden, og der kan ved variationer i beliggenheden af grænselaget, at det først er ved en dybde på 13 m, den begynder at være uden betydning for strømningstiden.

Sjette Kapitel

Konklusion

I dette projekt er det undersøgt, om der er grundlag for, at der sker en højere reduktion af nitrat i lavbundsjord, og hvordan nitrat koncentrationerne stemmer overens med allerede foretagede drænvandsmålinger af LandboNord.
Ud fra kvælstofprofilerne kunne følgende konklusion drages:

- For de to parceller var der meget høje kvælstof koncentrationer af ammonium og nitrat, hvor N-min bestemmelsen i november var helt oppe på 179,6 kgN/ha og 93,2 kgN/ha, som er nogle rigtig høje koncentrationer, hvoraf cirka 30 % udgør nitrat, der potentielt kan udvaskes.
- I januar måned har middelværdierne en stor standard afvigelse, hvilket vidner om, at der er lokale geologiske variationer mellem transekterne.
- For porevandskoncentrationerne ses der et fald i af nitrat fra november til marts måned (90 dage) for parcel Syd med 7,4 mgN/l og Nord 7,5 mgN/l i dybden 0,75-1 m, dette vil svare til en 0'ordens denitrifikationsrate på $8{,}22 \times 10^{-2}$ mgN/ldag.
- Ligeledes er reduktion af nitrat stor ved overgangen fra 0,75-1 m til 1-1,25 m, hvilket tyder på, at der hurtigt opstår iltfrie forhold, hvor denitrifikation kan forløbe. I parcel Nord blev der målt et højt indhold af organisk materiale, hvorimod der i parcel Syd var et lavt indhold af organisk materiale, dette kan forklare, at der er en højere omsætning af nitrat i parcel Nord.

Ud fra drænvandsprøverne kan følgende konkluderes:

- Den gennemsnitlige nitrat koncentration er 0,69 mgN/l, og den gennemsnitlige ammoniums koncentration er 0,42 mgN/l med en spredning på 0,015 mgN/l – altså forholdsvis konstant over perioden.
- Ved sammenligning med målinger foretaget af LandboNord, hører projektlokaliteten til i den nedre 25 % fraktil for lavbundsjord, og sammenlignet med højbundsjord er det i den nedre 12 % fraktil.
- Der sker en betydelig reduktion i nitrat fra rodzone til dræn i begge parceller, hvilket må skyldes, at der ikke er begrænsninger på substrat omsættelig organisk stof/pyrit.

Ud fra modellerne kan følgende konkluderes:

- N-LES$_3$ modellen beregner udvaskning til 16 mgN/l, sammenlignet med porevandskoncentrationerne 12,4 mgN/l,7,5 mgN/l overestimerer modellen nitrat udvaskning med 28 % og 113 %. En afvigelse på 28 % vil være acceptabel i forhold til, at det er en empirisk model, der skal beskrive udvaskningen generelt. Hvor en overestimering på 113 % vidner om variationen i marken, og hvor svært det er at beskrive nitrat udvaskning af rodzonen.
- I Grundvandsmodellen over drænt værsnit beregnes en gennemsnitlig strømningstid til 725 dage ud fra model scenariet. Herefter er det fundet 3 forskellige 0'ordens denitrifikationsrater fra $2{,}11 \times 10^{-2}$ mgN/ldag til $9{,}40 \times 10^{-3}$ mgN/ldag, sammenlignet med litteraturværdier vil disse rater sagtens kunne forekomme.

Ud fra undersøgelserne kan det konkluderes, at grundet den høje grundvandstand og kapilær stighøjde på lavbundsjord vil den nedre del af rodzone, begynde at blive vandmættet, hvilket medfører en mindre ilttilførsel og derved begynder denitrifikationen, hvis der er substrat tilgængeligt (omsætteligt organisk stof og pyrit). Der sker en betydelig reduktion af nitrat fra overgangen til den mættede zone, samt strømningen til dræn. Hvilket stemmer overens med drænvandsmålingerne, hvor der sker en betragtelig nitrat reduktion i lavbundsjord.

Syvende Kapitel

Perspektivering

Projektlokaliteten har vist, at der er et stort reduktionspotentiale i lavbundsjord og dermed lave koncentrationer af nitrat i drænudløbene. Viden om reduktionspotentialet i landskabstypen lavbundsjord kan være med til at skabe en mere differentieret regulering af kvælstof tilførslen på landbrugsjorde. Så der i stedet for harmoni-krav ses på de aktuelle tab på landbrugsjorde. Hvilket kan være med til at skabe bedre forhold, både fra et miljømæssigt aspekt og landbrugsmæssigt aspekt.

Hvis jorden har en dårlig retention af kvælstof (denitrificering), ville det være ideelt at sænke kvælstoftilførslen, da en stor del af kvælstoffet vil gå tabt ved udvaskning. I forbindelse med jorde med en god omsætning af kvælstof, vil der kunne tilføres mere kvælstof til afgrøderne.

En af de ting, der har stor betydning på indholdet af nitrat i drænudløbene er strømningstiden, da den længere opholdstid vil øge størrelsen af denitrifikationen. På projektlokaliteten blev det forsøgt at bore ned med et spiralbor, for at se om der var et overfladenært grænselag af ler. Der kunne dog ikke bores mere end 2 meter ned. Det kunne dog være interessant at komme længere ned, da placering indenfor 13 meter vil have stor betydning for strømningstiden og dermed også den potentielle denitrifikation.
Modellen af drænтværsnittet regnes stationært, hvilket medfører, at grundvandspejlet ikke ændrer sig, da der er en konstant nedbørs fluks. Her kunne det være spændende, at regne dynamisk, så nedbørs fluksen følger nedbøren i vinterperioden, for at se, hvordan grundvandspejlet varierer over perioden og dermed de temporære vandmætningsforhold.

I grundvandmodellen af drænтværsnittet bestemmes en 0'ordens denitrifikationsrate ud fra koncentrationsforskelle mellem rodzone og dræn. Hvilket er en acceptabel måde at bestemme denitrifikationsrate på, men til sammenligning kunne det have været ideelt, at der havde været taget intakte jordprøver af grundvandssedimentet, hvorfra denitrifikationsraten kunne være bestemt. Dette kunne være medvirkende til at finde ud af, hvor stor reduktionspotentialet ville være i det øvre grundvandssediment og endnu mere interessant, hvis der kunne tages en prøve dybere nede.

Litteraturliste

Ashby, J.A., B. W. og Murdoch, P. (1998). Controls on denitrification in riparian soils in headwater catchments of hardwood forest in the catskill mountains. *U.S.A. Soil Biol. Biochem*, 30:853–64.

Bente Villumsen, Ejvind Hansen, Gitte Blicher-Mathiasen, Vibeke Ernstsen (2001). *Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen.* http://www2.mst.dk/common/Udgivramme/Frame.asp?http://www2.mst.dk/udgiv/publikationer/2001/87-7944-713-9/html/kap06.htm. Miljøstyrelsen, Downloadet: 08-12-2014.

Cecilie Hermansen (2015). Udvikling af simple modelkoncepter samt synlig-nær infrarød spektorkopi til effektiv bestemmelse af jordparametre til risikovurdering på forurenede grude. Kandidatspeciale i Miljøteknologi.

Christian Juncher Jørgensen, Ole Stif Jacobsen, B. E. J. A. (2009). Mircrobial oxidation of pyrite coupled to nitrate reduction in anoxic groundwater sediment. *Environmental Science and Technologi.*, 43:4851–4857.

Danmarks JordbrugsForskning (2000). Efteraftrøder - dyrkning, kvælstofoptagelse, kvælstofudvaskning og eftervirkning. Teknisk rapport.

Danmarks JordbrugsForskning (2015). *Jordbundstype 2014 (GIS-tema).* http://www.djfgeodata.dk/website/DJFGeodata/viewer.htm. DMI, Downloadet: 01-07-2015.

Danmarks Meteorologiske Institut (2015). *Vejrarkiv.* http://www.dmi.dk/vejr/arkiver/vejrarkiv/. DMI, Downloadet: 28-04-2015.

Europa Kommissionen (1991). Nitratdirektiv. Teknisk rapport.

Europa Kommissionen (2010). Vandrammedirektiv. Teknisk rapport.

Finn P. Vinther, Søren Hansen (2004). Simden - en simpel model til kvantificering af n2o-emission og denitrifikation. Teknisk rapport.

Finn Pluborg, Jens Christian Refsgaard, Hans Jørgen Henriksen, GitteBlicher-Mathiasen, Claus Kern-Hansen (2002). Vandbalance på mark- og oplandsskala. Teknisk rapport.

Gitte H. Rubæk, P. S. R. (2011). *Jordanalyse -kvalitet og anvendelse.* Nummer ISBN 978-87-92869-07-04 som Rapport. DCA - Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.

Hansen, L. (1976). Soil types at the danish state experimental stations. *Tidsskrift for Planteavl*, 80.

Jensen, H. V. (1997). Denitrifikationens afhængighed af jordtemperatur og vandindhold med særlig relation til modellering i daisy. Hovedopgave ved Inst. for Jordbrugs-videnskab, Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole.

Jirí Cuhel, M. i. (2011). Proximal and distal control by ph of denitrification rate in pasture soil. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141:230–233.

J.M. Sánchez-Pérez, C. Bouey, S. S. S. T. I. A. P. V. (2003). A standardised method for measuring in situ denitrification in shallow aquifers: numerical validation and measurements in riparian wetlands. *Hydrology and Earth System Sciences.*, 7(1):87–96.

Kjøller, E. (2014). Retentionskortet - ny vej til regulering af miljøbelastning. Nordjyske Stiftstidende - Erhvervsliv 4-11-2014.

Klaus Hinsby, M. Teresa Condesso de Melo, M. D. (2008). European case studies supporting the derivation of natural background levels and groundwater threshold values for the protection of dependent ecosystems and human health. *Science of the Total Environment*, Volume 401:Side 1–3.

Kristian Kristensen, Uffe Jørgensen, Ruht Grant (2003). Genberegning af modellen n-les. Teknisk rapport.

Kristoffer Piil, Leif Knudsen (2013). Drænvandsundersøgelsen 2012/13 resultater. Teknisk rapport.

LandboNord (2013-2015). Gødningsplan. Teknisk rapport.

LandboNord (2014). Data drænvandsundersøgelsen 2011/12 og 2012/13. Teknisk rapport.

Landbrug, B. (2014). En ny målrettet regulering bygger på - målinger. Teknisk rapport.

Leif Knudsen, Hans Spelling Østergaard, E. S. (2000). *Kvælstof - et næringsstof og et miljøproblem.* Nummer ISBN 87-7470-7647 som Handbook. Landbrugets Rådgivningscenter.

Leif Knudsen og Kristoffer Piil (2014). *Foreløbige resultater af landbrugets drænvandsundersøgelse 2011-2014.* https://www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Goedskning/Naeringsstoffer/Kvaelstof-N/Kvaelstofudvaskning/Sider/forelobige-resultater-draenvandsundersogelse_pl_po_14_215.aspx. Landbrugsinfo, Downloadet: 22-09-2014.

Leif Knudsen, Videncentret for Landbrug (2012). Kvælstofreduktion mellem rodzone og det marine miljø. Teknisk rapport.

Loll, P. og Møldrup, P. (2000). *Soil Characterization and Polluted Soil Assessment.* Aalborg University.

Machefert, S. og Dise, N. (2004). Hydrological controls on denitrification in riparian ecosystems. *Hydrology and Earth System Sciences*, Volume 8:Side 686–694.

Michael G. McDonald, A. W. H. (1988). A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model. Teknisk rapport.

Nordjyllands Amt, Ringkøbing Amt, Viborg Amt og Århus Amt (2006). Kvælstofudvaskning og reduktionsprocenter. Teknisk rapport.

Ole K. Borggaard, Jens Peter Møberg, L. P. (1988). *Edafologi - Øvelsesvejledning til Jordbundsanalyser*. Nummer ISBN som Handbook. DSR Forlag Landbohøjskolen København.

Ruz-Jerez B.E., W. R. og Ball Roger, P. (1994). Longterm measurement off denitrification in three contrasting pastures grazed by sheep. *U.S.A. Soil Biol. Biochem*, 26:29–757.

Sand-Jensen, K. (2004). *Ferskvandsøkologi*. Nummer ISBN 13: 9788702029215 som Handbook. Gyldendal.

Schjønning, P. (1992). Size distribution of dispersed and aggregated particles and of soil pores in 12 danish soils. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B - Soil and Plant Science*, 42.

Thomas Ellermann, Rossana Bossi, Jesper Christensen, Per Løfstrøm, Christian Monies, Lone Grundahl og Camilla Geels (2015). Atmosfærisk deposition 2013. Teknisk rapport.

Vibeke Ernstsen, Hans Jørgen Henriksen, Frants von Platen (2001). Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen. Teknisk rapport.

Forsøgsbeskrivelser

A.1 Sigteanalyse

Formål
Formålet med at lave en sigteanalyse er at bestemme jordteksturen.

Klargøring af materiale
Materiale tørres i ovn ved 105 grader i 24 timer. Derefter smulers materialet med fingrene. Der udvejes en prøve på 100-200 gram til sigteanalyse

Forsøgsopstilling

Figur A.1. Rystetårn.

Fremgangsmåde ved finsigtning

- Finsigtningen er udført på sigter med maskevidde 4, 2, 1, 0,5, 0,250, 0,212, 0,125, 0,075 og 0,063mm.
- Sigterne samles i fortløbende orden og materialet hældes på 4 mm sigten.
- Sigtetårnet placeres i rystemaskinen og sigtes i 20 minutter.
- Sigteresterne på hver sigte overføres til skåle og vejes. Der bankes et par gange på sigten inden den fjernes, så evt. rester falder igennem. Hver sigte placeres med bunden opad i en stålbakke eller på et stort stykke papir, hvor der fejes let på bagsiden, således partikler, der sidder i maskerne løsnes.

Beregning
Gennemfaldet på hver enkelte sigte udregnes i procent af den totale prøves tørvægt, som afsættes i et koordinatsystem som funktion af maskevidderne. Gennemfaldsprocenterne

afsættes ud af ordinataksen i aritmisk skala og maskevidderne ud af abscisseaksen i logaritmisk skala.

A.2 Glødetab

Formål
Formålet er, at bestemme organisk materiale i jordprøverne taget i de to parceller og hvilken variation, der forekommer i forhold til dybden. Beregningerne kan findes på bilags cd.
Fremgangsmåde

- Afvej en mængde jord 100 – 200 gram, der sættes til tørring 105 grader i 24 timer eller til vægten ikke ændrer sig.
- Digel og låg tørres i ovn ved 50 grader natten over.
- Prøverne og digel sættes i ekssikkator til afkølet.
- Prøverne fin-deles med morter.
- Digel uden låg vejes med en vejenøjagtighed på 0,1 mg og nummeret på digel noteres.
- 20-25 g af det findelte materiale placeres i diglen og vejes igen.
- Diglen med låg sættes på glødebakke og placeres i glødeovn.
- Glødeovnen tændes på 550 grader. Når temperaturen når 550 grader noteres tidspunktet, og der glødes i yderligere 4 timer.
- Efter glødning kontrolleres det, at hele prøven er færdig glødet. Det kan gøres med ståltråd ved at rode let i diglen, hvis den er færdig, vil den have samme farve ned gennem hele prøven.
- Når prøverne er færdigglødet fjernes diglerne med en digeltang og placeres forsigtigt i vacuumekssikkator, hvor de skal stå i mindst 1 time.
- Den afkølede digel vejes straks efter den er blevet fjernet fra ekssikkator, husk at fjerne låg på digel.

Beregninger
Glødetab findes som differencen mellem tørstof og gløderest i procent. Nedenfor er vist et beregnings eksempel, hvor det organiske materiale udregnes for de øverste 25 centimeter i parcel Nord.

$$GL\,(\%) = \frac{vgttab}{W_s} = \frac{(Dig + W_s) - (Dig + W_{gl})}{(Dig + W_s) - Dig}$$

$$GL\,(\%) = \frac{51,1978g - 50,3685g}{51,1978g - 24,5508g} * 100 = 3,11\%$$

Resultater
Nedenfor ses resultaterne fra de to parceller Nord og Syd, hvor det organiske materiale er bestemt ned til en dybde på 1,25 meter.

Dybde [m]	O.M. Nord [%]	O.M. Syd [%]
0-0,25	3,11	3,80
0,25-0,50	1,03	1,95
0,50-0,75	0,69	0,92
0,75-1	1,74	0,76
1-1,25	1,72	0,57

Tabel A.1. O.M. forkortelse af organisk materiale

Det skal bemærkes, at det organiske indhold falder i forhold til dybden i parcel Syd, hvor det i parcel Nord har det laveste indhold i dybden 0,75 til 1 meter.

A.3 Drænvandsprøver

Prøvetagning
I drænudløb:
Hvis drænrøret var under vandstanden i grøften blev en pumpe sat 2 meter ind i drænrøret, hvor der blev taget en prøve på 50 ml. Hvis drænrøret var over vandstanden i grøften, blev der bare taget en prøve af vandet, der løb ud af dræn.
I Piezometerrør:
Her sænkes pumpe ned i røret og pumpen startes, det første vand bruges ikke til prøve. Her tages også en prøve på 50 ml.
Fremgangsmåde

- Ved meget grumsede prøver centrifugeres prøverne i centrifuge glas ved 4000 omdrejninger i 10 minutter.
- Dernæst kan prøverne filtreres gennem et skyllet GF 75 filter (Swinex holder). Her bortkastes de første 1-2ml filtrat.
- Opsaml 3-5 ml filtrat i en vial.
- Prøverne analyseres herefter for nitrat, nitrit og ammonium i en autoanalyse. (Technicon Traacs 800)

A.4 KCl-ekstraktion

Formål
Formålet med at lave KCl-ekstraktioner er at kunne måle nitrat, nitrit og ammonium i de udtagede jordprøver.
Fremgangsmåde

- Afvej 10 gram jord i en 250 ml polyethylenflasker.
- Tilsæt til hver flaske 50 ml 1N KCl.
- Ekstraher prøverne på rystebord eller lignede under stadig bevægelse i 1 time.
- Efterfølgende hældes prøverne i centrifuge glas, hvor de centrifugeres ved 4000 omdrejninger i 10 minutter.
- Prøverne filtreres gennem et skyllet GF 75 filter (Swinex holder). Her bortkastes de første 1-2ml filtrat.
- Opsaml 3-5 ml filtrat i en vial.
- Frys prøverne indtil analyse.

- Prøverne analyseres herefter for nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-) og ammonium (NH_4^+) på en autoanalyser. I dette tilfælde en Technicon Traacs 800 autoanalyzer.
- Udregn koncentrationer af nitrat, nitrit og ammonium pr volumen eller vægt jord.

Reagenser: $1NKCl : 74,56g/l$

Beregninger
Omregning af Traccs koncentrationerne til porevandskoncentrationer

$$\frac{KCl\ [ml] + porevand\ [ml]}{porevand\ [ml]} * traacs\ konc\ \left[\frac{mg}{l}\right] = porevand\ konc\ \left[\frac{mg}{l}\right]$$

Omregning af porevandskoncentration til mg/tørstof

$$Porevand\ konc\ \left[\frac{mg}{l}\right] * \frac{vand\ [l]}{\text{tørstof}\,[kg]} = \frac{mg}{kg}\text{tørstof}$$

Resultater
Se bilags cd.

A.5 Bestemmelse af vandindhold

Formål
Formålet med at bestemme vandindhold i jordprøverne er omregning af koncentrationer til porevandkoncentrationer samt vandmætningen af jorden.

Metode 1 – Mittler Toledo

1. Der afvejes mellem 2-3 gram i Mittler Toledo på foliebakke.
2. Låget lukkes til maskinen og tørringen startes, som varer cirka 10 minutter afhængig af vandindholdet. Sørg for, at den står på moisture content, så den beregner vandindholdet i procent.
3. Når maskinen bipper er den færdig, og resultatet kan aflæses.

Metode 2 – Tørring i ovn

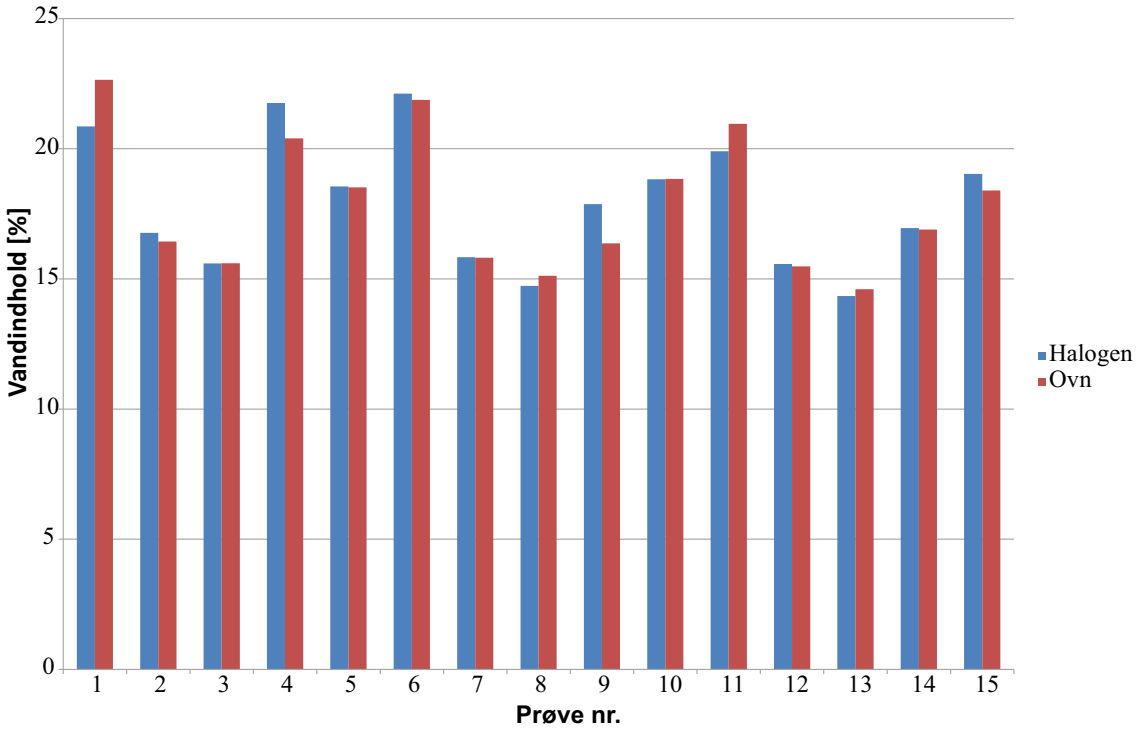
- En nummereret foliebakke vejes, og derefter fyldes den op med cirka 100 gram jord, hvorefter den vejes igen.
- Foliebakken med materiale sættes til tørring i en ovn ved 105 grader i 24 timer.
- Efter 24 timer tjekkes det, at den er færdig tørret ved at veje prøven og tørre den yderligere 1 time. Hvis vægten ikke har flyttet sig mere en 1 gram er den færdig.
- Prøven sættes i eksikator i en cirka en time til den er afkølet.
- Derefter vejes prøven.
- Beregning $Vand(\%) = \frac{Ww - Ws}{Ww} * 100$

Forsøgsopstilling
Nedenfor på figur A.2 på modstående side kan forsøgsopstilling ved metode 2 ses.

Figur A.2. Tv. ses vægten, Midt: ses ovn, Th. ses eksikator

Sammenligning af metode 1 og 2

For at vise metode 1 kan accepteres til fordel for metode 2 til bestemmelse af vandindholdet i jordprøverne, er der bestemt vandindhold på en række jordprøver ved brug af de to metoder. Mettler Toledo, kan måle vandindholdet i løbet af cirka 10 minutter afhængig af vandindholdet via opvarmning med en halogen pære. Dette er ikke den korrekte metode ifølge Dansk standard "DS/EN ISO 17892 - Bestemmelse af vandindhold", hvor jordprøverne skal tørres i ovn ved 105 grader i cirka et døgn, derfor er der lavet en sammenligning af de to metoder til bestemmelse af vandindholdet



Figur A.3. Sammenligning vandindholdet ved forskellige jordprøver ved de to metoder

Resultatet viste, at der ikke var en signifikant forskel på de to metoder, dog viste resultatet at der var tendens til en større variation ved prøverne med et højt organisk indhold, hvor bestemmelsen af vandindholdet med ovn gav et lidt højere vandindhold, og den største difference var på 1,74 % mellem metoderne.

A.6 Bestemmelse af lerindhold

Formål
Formålet er, at bestemme lerindholdet i jordprøver.
Klargøring af prøver
Prøverne blev sat til lufttørring i foliebakker ved stuetemperatur og gennemsnitligt 50 % RH i to uger. Prøverne blev jævnligt omrørt for at sikre, at der skete ensartet tørring.
Fremgangsmåde
Der blev afvejet cirka 40 g jord i en foliebakke med finvægt. Prøven blev tørret natten over i ovn ved 105 °C. Efter udtagning fra ovn blev prøven vejet omgående med finvægt. Vandindholdet blev bestemt som en vægtprocent af jordprøven ved formel.

$$\frac{m_{jord} - m_{TS}}{m_{jord}} \cdot 100 = \theta_{50}$$

Hvor:

m_{jord}	Vægten før tørring	[g]
m_{TS}	Vægten af tørstof efter tørring ved 105 °C	[g]
Θ_{50}	Vandindhold efter tørring	[%]

Estimering af lerindhold
I følge [Cecilie Hermansen, 2015] kan ler indholdet estimeres ud fra følgende formel afhængig af indholdet af organisk materiale.
Ved organisk indhold over 1 procent:

$$\text{Lerindhold}(\%) = 12.372 \cdot \theta_{50} + 0.528$$

Under 1 procent:

$$\text{Lerindhold}(\%) = 11.74 \cdot \theta_{50}$$

Hvor:

Θ_{50}	Vandindhold efter tørring	[%]

A.7 Bestemmelse af effektiv porøsitet

Ud fra de intakte jordprøver findes den effektive porøsitet for de forskellige dybder i de to parceller.
Formål
Formålet er at bestemme den effektive porøsitet, hvilket svarer til porer større end 30 μm.

Forsøgsopstilling

Figur A.4. Øverst tv. ses udstyr og th. ses hullet i parcel Nord. Nederst tv. ses rententions boksen med hvid kaolinit og th. ses vandmætning af prøver

Fremgangsmåde

Intakt prøverne vandmættes i bakke med vand, hvor jordens evne til at suge vand op udnyttes. Afhængig af jordtypen i cylinder kan det tage timer og op til et par dage, før de er vandmættet. Når prøverne er vandmættet vejes de på en vægt, hvorefter de sættes i retentionsboks. Det tryk, der er nødvendigt for at dræne porer ligemed eller større end 30 μm, kan udregnes via et empirisk udtryk bestemt af [Schjønning, 1992] og [Loll og Møldrup, 2000]

$$d = \frac{3000}{\Psi} = \frac{3000}{10^{pF}} \tag{A.1}$$

Hvor:

d	partikel diameter	[μm]
Ψ	vandtryk	[cmH_2O]
pF	$pF = log_{10}(-\Psi)$	[$-$]

Ud fra ligning A.1 skal trykket være $pF = 2$ for at porer med en partikelstørrelse på 30 μm afdræner, så retentionsboksen blev indstillet til dette trykniveau. Intakt prøverne vejes en gang dagligt, til der opnås en konstant vægt. Efterfølgende tørres intakt prøverne i en ovn ved 105 °C i 24 timer. Prøverne tages ud og vejes.

Beregning
Den totale porøsitet beregnes ud fra forskellen mellem vandmættet jord og tørstof ganget med densiteten af vand delt med den totale volumen[Loll og Møldrup, 2000].

$$\Phi_{tot} = \frac{(m_{sat} - m_{ts}) \cdot \rho_{H_2O}}{V_{cyl}} \tag{A.2}$$

Hvor:

Φ_{tot}	Total porøsitet	[cm^3pore/cm^3jord]
m_{sat}	Vægt af vandmættet jord	[g]
m_{ts}	Vægt af tørstof	[g]
ρ_{H_2O}	Densitet af vand	[g/cm^3]
V_{cyl}	Volumen af cylinder	[cm^3]

Mark kapaciteten findes ud fra vandtabet mellem vandmættet prøve og efter retentionsboks, delt med jord volumen.

$$\theta_{FC} = \frac{M_{vandtab}}{V_{cyl}} \tag{A.3}$$

Hvor:

θ_{FC}	Vandmætning ved mark kapacitet	[cm^3H_2O/cm^3jord]
$M_{vandtab}$	Vandtab ved tørring 105 °C	[gH_2O]
V_{cyl}	Volumen af cylinder	[cm^3]

Til sidst kan den effektive porøsitet beregnes.

$$\Phi_{eff} = \Phi_{tot} - \theta_{FC} \tag{A.4}$$

Hvor:

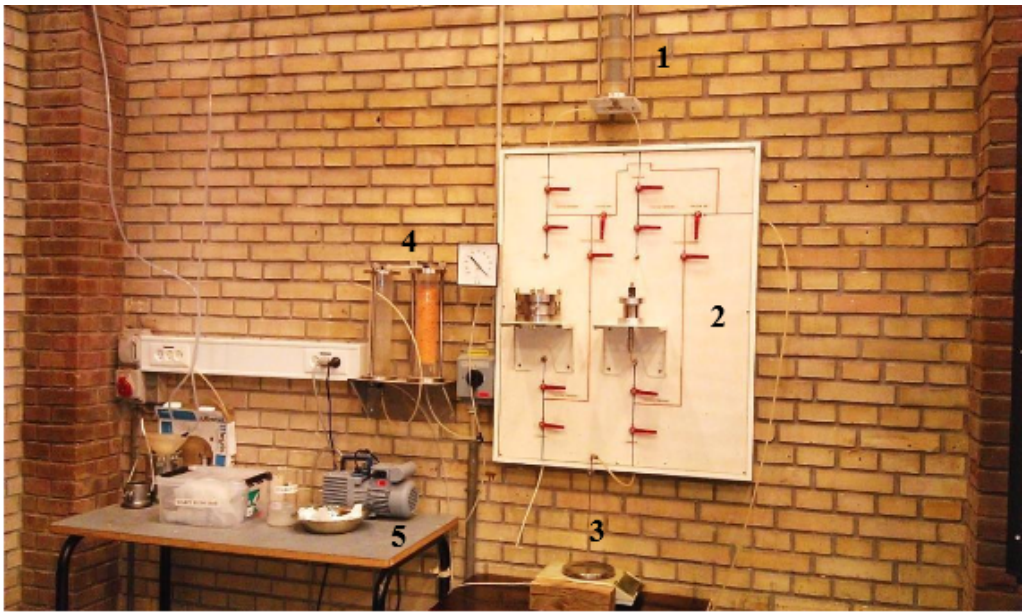
Φ_{eff}	Effektiv porøsitet	[cm^3porer/cm^3jord]

A.8 Bestemmelse af den hydraulisk ledningsevne

Den hydrauliske konduktivitet er en vigtig parameter ved opbygning af model, da den er et udtryk for vands strømningsevne i et porøst medium.

Formål
Bestemme den hydrauliske ledningsevne i de intakte jordprøver for at finde, den hydrauliske ledningsevne i jorden og variation i forhold til dybde.

Forsøgsopstilling



Figur A.5. Forsøgsopstilling

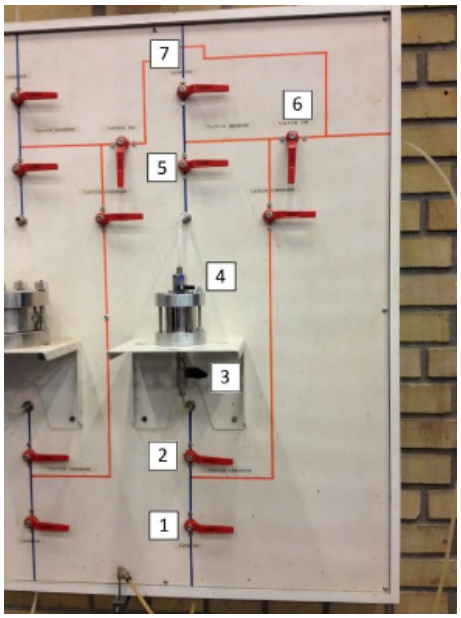
På figuren ses ikke alle elementer i forsøgsopstillingen. De vigtigste er listet her: Vandreservior på væggen, der kan justeres i højde (ikke vist på figur). Luftfælde (1) kan lige ses øverst i billedet. Ventiltavle (2) og elektronisk vægt (3) kan ses på figur. Vandfælde (4) og vakuumpumpe (5) kan ses til venstre på figur.

Fremgangsmåde
Før forsøg: Vandreservoiret ved væggen fyldes med vand og en sort spand fyldes med vand, så vandtemperaturen får rumtemperatur. Intakt prøverne kan med fordel blive vandmættet inden forsøg.

Forberedelse af forsøg
Det kontrolleres at vandfælde er tømt for vand. Vandreservoiret fyldes med rumtemperet vand. Luftfælde tjekkes for luftbobler, hvis der er luftbobler udluftes beholderen. Alle haner på ventiltavlen skal være lukket.

Montering af intakt prøve
Der sættes først filterstof på top og bund af cylinderen. Cylinderen monteres herefter i prøveholderen med bundstykke ned af (flad kant) og spids kant op af. De 4 gevindstænger skrues i diagonalt. Prøven skal spændes ens, det kan kontrolleres med skydelære eller lineal. Prøvebeholderen monteres på ventiltavle.

Vandmætning af intakt prøve
Det kan godt være at intakt prøven er blevet vandmættet før forsøg. Men for at være helt sikker vandmættes den igen. Måleglasset på vægten fyldes med rent vand fra sort spand. Vandtemperatur i beholder på væg måles og beholder hæves til ønsket trykhøjde. Vakuumpumpe tændes og den opbygger et tryk på 90 til 100 kPa.



Figur A.6. Nummering af ventiler

Prøven vandmættes ved at suge vand op fra måleglasset. Dette gøres ved at åbne hanerne 1,2,3,4,5 og hane 6 åbnes også, dog meget langsomt i cirka 60 sekunder. Så prøven ikke ødelægges ved undertrykket. Når der ikke forekommer luftbobler i slangen over prøvebeholderen mere ventes yderligere ca. 5 minutter. Når vandmætningen er overstået lukkes hanerne i følgende rækkefølge 6,5,4,3,2 og 1. Hane 7 åbnes, hvorefter hane 6 åbnes lidt, for at sikre at der ikke er luft mellem hanerne 5,6 og 7. Vakuumpumpe slukkes. Måleglasset tømmes og tørres af, hvorefter det sættes på vægten. Der åbnes for hane 5,4,3,2 og 1 i denne rækkefølge. Vandet skulle gerne løbe gennem prøven, hvis ikke, øges trykhøjden. Når der er en jævn vandføring lukkes hane 1. Måleglasset tømmes og tørres og vægten nulstilles. Hvis det forventes, at forsøget kommer til at tage over 30 minutter lægges film over måleglasset.

Udførelse af forsøg

Hane 1 åbnes samtidig med at et stopur startes. Forsøget stoppes, når der er kommet cirka 150 g vand igennem, hvis prøven indeholder meget ler, kan det være ved cirka 50 g vand. Hane 1 lukkes og tiden stoppes. Trykhøjde, gennemløbstid, vandmængde samt vandtemperatur fra måleglasset noteres. Måleglasset tømmes og udførelsen af forsøget gøres igen, så der minimum laves dobbelt bestemmelse på prøven.

Beregninger

Beregning af den hydrauliske ledningsevne sker ved omskrivning af Darcys'lov.

$$K = \frac{QL}{A\Delta h} \tag{A.5}$$

Hvor:

Q	Vandføring	[m^3/s]
L	Længden	[m]
A	Tværsnitsareal	[m^2]
Δh	Trykforskel	[m]

Eksempel på beregning:

$$K = \frac{(5.01 \cdot 10^{-5} m^3/225s) * 0.05m}{0.001963495m^2 \cdot 2m} = 2.83 \cdot 10^{-6} m/s \tag{A.6}$$

Beregning af permeabilitetskoefficienten gøres ud fra følgende formel. Det skal bemærkes, at permeabilitetskoefficienten er temperatur afhængig.

$$k = K \frac{\mu}{\rho g} \tag{A.7}$$

Hvor:

μ	Dynamisk viskositet af væsken	[kg/m s]
ρ	Densitet af væsken	[kg/m^3]
g	Tyngdeaccelaration	[m/s^2]

Eksempel på beregning:

$$k = 2.83 \cdot 10^{-6} m/s \cdot \frac{0.0010102 kg/m \cdot s}{998.29 kg/m^3 \cdot 9.816 m/s^2} = 2.92 \cdot 10^{-13} m^2 \tag{A.8}$$

Den dynamiske viskositet og densitet er fundet fundet ved middeltemperatur 20,3 °C.

Opmåling med differential GPS

Opmålingerne i marken er gjort med en differential GPS af mærket *Leica GPS1200*.

Figur B.1. Differential GPS med antenne og rygsæk.

Der blev lavet opmålinger af drænudløbene af øvre kant af drænrøret, hvor bundkoten af drænrøret ligger 10 cm under den øvre kote. Ligeledes er der taget nogle jordreferancer, så drændybden kan regnes ud.

For alle pejlingsrørene er der taget en kote af øvre kant på pejlingsrøret uden prop, samt en jordkote ved siden af, så dybden af pejlingsrøret kan udregnes. Derudover er der taget koordinater for markens hjørner samt hjørnerne i parcel områderne.

Opmålinger

Tabel B.1. Beregnet drændybde ud fra koordinater.

Sted	Drændybde [m]
Dræn 10	1.45
Dræn 9	1.43
Dræn 8	1.38
Dræn 7	1.37
Dræn 6	1.37
Dræn 5	1.37
Dræn 4	1.35
Dræn 3	1.37
Dræn 2	1.40
Dræn 1	1.42
Gns	1.39

Tabel B.2. Koter på pejlingsrør samt tilsvarende kote på jordoverfalde.

Pejlingsrør	Kote rørtop [m]	Kote JOF. [m]
P1	6.87	6.367
P2	6.802	6.369
P3	6.775	6.361
P4	7.564	7.308
P5	7.513	7.295
P6	7.623	7.286
P7	7.564	7.295
P8	6.946	6.682
P9	6.933	6.613

Tabel B.3. Afstand mellem drænrør

Dræn	Afstand [m]
10 og 9	14.46607
9 og 8	15.82891
8 og 7	15.72619
7 og 6	15.70922
6 og 5	16.18617
5 og 4	15.7921
4 og 3	17.65099
3 og 2	17.95543
1 og 2	14.42144
Gns.	15.97072

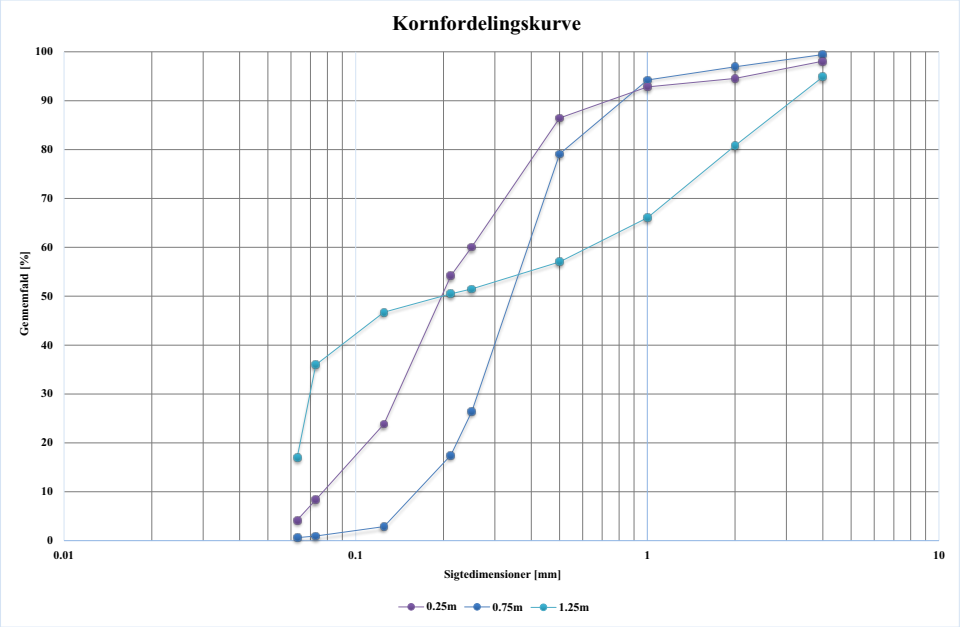
C Bilag

Kort over reference målinger

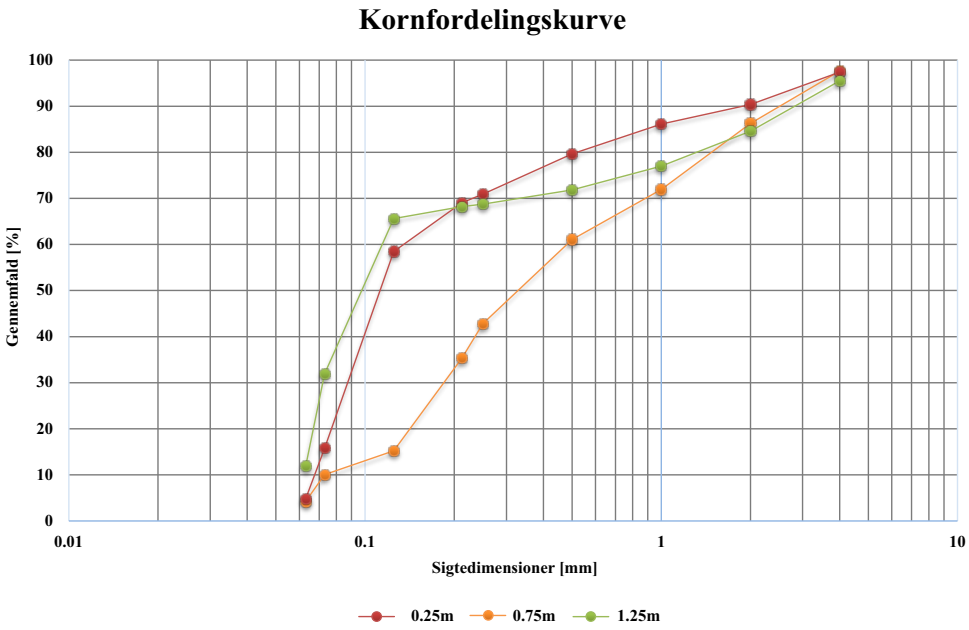
Figur C.1. Placering af reference målingspunkter i forhold til projektlokaliteten.

Sigteresultat

Nedenfor ses kornfordelingskurven for feltområde Syd i de tre forskellige dybder.



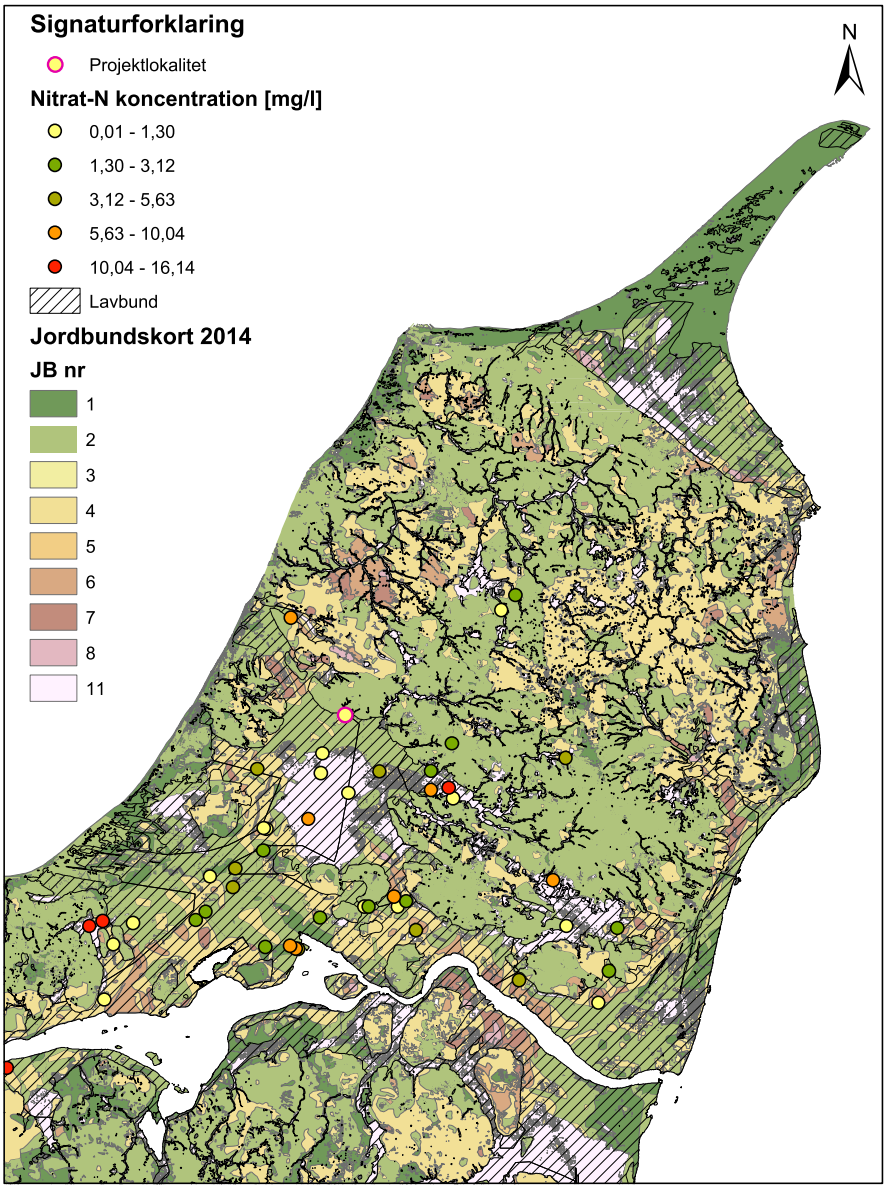
Figur D.1. Sigteanalyser på jordprøver taget i 3 dybder i parcel Syd.



Figur D.2. Sigteanalyser på jordprøver taget i 3 dybder i parcel Nord.

E Bilag

Nitrat koncentrationer på lavbundsjord



Figur E.1. De gennemsnitlige nitrat-N koncentrationer 2012/13 på lavbundsjord [LandboNord, 2014], [Danmarks JordbrugsForskning, 2015].

N-LES beregning

Først vises N-LES$_3$ modellens formler med empiriske værdier og nedenunder er der en kort forklaring på variablerne der indgår i modellen.

$$\hat{\Upsilon} = \left\{u + v^{\hat{k}}\right\} \cdot m$$

$$m = 1,25\left[1 - exp(-0,00150 \cdot A_0)\right] \cdot exp(-0,00055 \cdot A_1) \cdot exp(-0.106 \cdot P_{Org}) \cdot exp(-0,033 \cdot P_{ler})$$

$$u = \begin{cases} 60 + 2455/(\text{år} - 1962) & \text{hvis } t \geq 0 \\ 60 + 2455/(\text{år} - 1962) + 0,55t & \text{hvis } t < 0 \end{cases}$$

$$v = \begin{cases} t & \text{hvis } t > 0 \\ 0(0,001) & \text{hvis } t \leq 0 \end{cases}$$

$$t = 0,33N_{niveau} + 0,25(N_{\text{forår}} + N_{fikseret}) + 0.38N_{udbinding} + \left\{\begin{matrix} 1,07\text{sandjord} \\ 0,35\text{lerjord} \end{matrix}\right\}_{jordtype} N_{\text{efterår}}$$

$$- 0.19N_{fjernet} + \gamma_{\text{afgrøde}} + \lambda_{forfrugt}$$

Hvor:

$\hat{\Upsilon}$	prædikterede udvaksning.
t	summen af direkte og indirekte N-effekter.
u	additiv effekt af tidslig udvikling (teknologieffekt)
v	den positive del af t, som opløftes til en potens inden det indgår additivt.

I modellen er der lavet en gruppering af afgrøder $\gamma_{\text{afgrøder}}$, der er inddelt på følgende vis med værdi.

- Frøgræs, græs -166
- Korn/udlæg, Korn/efterafgrøde eller vinterraps -99
- Græs-brak/vinterkorn, Roer, Vårraps -42
- Korn/vinterkorn -8
- korn/bar jord, Ærter, Vinterraps/vinterkorn 0
- Kartofler, Majs 29

Ligeledes er der lavet en gruppering af forfrugt $\lambda_{forfrugt}$

- 2. og 3. års græs 35
- Frøgræs 1.års græs, Majs, Korn/efterafgrøde eller vinter raps, Græs-brak/vinterkorn, raps 14
- Korn/udlæg, korn/vinterkorn, korn/bar jord, roer, ærter 0
- Kartofler -38

N-niveau er den gennemsnitligt tilførte mængde kvælstof i de fem udvaksningsår, der er forud for det aktuelle udvaksningsår. Ved tilført kvælstof menes summen af total-N i handelsgødning, husdyrgødning, afsætning fra dyr på græs og fra biologisk fikseringer.
N-forår er den tilførte mængde mineralsk kvælstof tilført i perioden 15. februar til 1. september.
N-fikseret er den mængde kvælstof, der fikseres i af afgøder i udvaskningsår.
N-efterår er den tilførte mængde mineralsk kvælstof tilført i perioden 1. september til 15. februar.
N-fjernet er den mængde kvælstof,der er fjernet med afgrøden. Beregnes ud fra tørstof og N-indholdet heri.
A_0 og A_0 er afstrømning i udvaskningsår og foregående udvaskningsår.
P_{org} og P_{ler} er det procentvise indhold af humus og ler i overjorden. [Kristian Kristensen, Uffe Jørgensen, Ruht Grant, 2003]

GMS - MODFLOW

Modellering af grundvands systemer er bygget på numerisk formulering af Darcys lov og vandbalance ligning. Når disse to teori kombineres bliver det muligt, at få lavet konceptuelle model til numeriske løsninger. I GMS programmet er der flere forskellige måde at beregne på. I det følgende vil der være fokus på beregning i et 3D grid.

Strømningen af vand med konstant densitet gennem porøse media regnes i GMS ud fra følgende partielle differentialligning.

$$k_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + k_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + k_z \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} \pm R = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \tag{G.1}$$

Hvor:

$K_{x,y,z}$	Hydraulisk ledningsevne i x,y,z aksen	[m/s]
h	Trykhøjde	[m]
R	Volumetrisk fluks per volumen, der repæsenter sources og sinks af vand	[s^{-1}]
S_s	Specifik storage	[m^{-1}]
t	tid	[s]

[Michael G. McDonald, 1988]
I GMS approksimeres en løsning ved brug af finite-differnce metoden. Her inddeles gridet i en række punkter med diskretisering i rum og tid, herved bliver den partiel afledte erstattet med udtrykket for ændringen i hydraulisk trykniveau i diskretisering af punkter.

Bilags CD

Bilags cd'en indholder følgende filer:

- Darcy flow.xlsx
- Porøsitet.xlsx
- Sigteanalyse.xlsx
- Feltundersøgelser.xlsx
- Følsomhedsanalyse.xlsx
- N-LES.xlsx
- Vandindhold.xlsx
- GMS-model - kræver programmet GMS.