

RISIKOVURDERING AF FOSFOR I MÆTTEDE RANDZONER



Specialeprojekt 60 ECTS Sophie Bæk Lyngaa, 201505493

Institut for Geoscience, Aarhus Universitet Afleveret den 10/06/2020 Vejleder: Søren Munch Kristiansen, Dominik Henrik Zak



I. Forord

Denne rapport er udarbejdet som et 60 ETCS point specialeprojekt af Sophie Bæk Lyngaa. Specialeprojektet er forløbet fra d. 01.09.19-10.06.20, og er afslutningen på kandidatuddannelsen på Institut for Geoscience ved Aarhus Universitet. Projektet undersøger fosforretention og fosforfrigivelser fra to mættede randzoner, der nylig er etableret i Danmark af SEGES Aarhus, i samarbejde med Bioscience Aarhus Universitet. SEGES og Bioscience arbejder, sideløbende og efterfølgende, med mættede randzoner, som et nyt riparisk virkemiddel, og mættede randzoner er optaget i virkemiddelskataloget.

Dele af specialeprojektet blev fremlagt til ATV Jord og Grundvand d. 03.03.20. Fremlæggende var en postersession, og posteren kan ses i appendiks A. Formålet var at fremlægge delresultatet på daværende tidspunkt.

II. Begrænsninger

Specialeprojektet er under en tidsmæssig begrænsning på ca. ni måneder fra 01.09.19-10.06.20.

I denne periode led hele verden under COVID-19 pandemien, og fra d. 11.03.20 blev de studerende på Aarhus universitet hjemsendt. Dette har begrænset muligheden for samarbejde med medstuderende, ansatte og vejledere.



III. Taksigelser

En stor tak til min hoved-vejleder **Søren Munch Kristiansen**, Institut for Geoscience, Aarhus Universitet, for god vejledning og faglig støtte og hjælp til at sætte de rette fokus, og komme i mål med projektet.

En stor tak til min projekt-vejleder **Dominik Henrik Zak,** Institut for Bioscience, Aarhus universitet, for god vejledning og faglige diskussioner og overvejelser og opmuntring gennem projektet. Tak for hjælp til feltarbejde og forståelse af data.

Også en stor tak til laboranter og teknikkere, **Marlene Venø Skjærbæk, Henrik Stenholt, Carsten Brian Nielsen og Dorte Nedergaard**, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet, for at hjælpe med feltarbejde, data og laboratorieanalyser.

Tak til promillefonden, der finansiere projektet "Udvikling, implementering samt test of dokumentation af nye drænvirkemidler, Innovationsplatform for Drænvirkemidler" under SEGES (Projekt nr. PAF3978), hvilket dette projekt er et underprojekt af.



IV. Abstract (Dansk)

Fosfor og kvælstof er essentielle næringsstoffer for alt levende, og tilføres på marker i stort set alle kommercielle landbrug. Disse næringsstoffer opfattes dog som forurenende, når de forekommer, i for højkoncentration, i vandmiljøet. Mættede randzoner er et nyt virkemiddel, til reduktion af forurening med fosfor og kvælstof. Drænvandet føres gennem jordmatricen, i den mættede randzone, ved at afbryde drænrøret fra markerne, og lede drænvandet gennem et nedgravet fordelerrør. Ved at mætte jordmatricen med drænvand, opstår anoxiske forhold, hvorved retention af både fosfor og kvælstof, kan forekomme. Formålet med dette projekt er at undersøge fosforretentionen og fosforfrigivelsen fra to mættede randzoner. De to mættede randzoner blev etableret i november 2018 (Ulvskov) og februar 2019 (Gylling). Her blev taget jordprøver i marts 2019, og vandprøver hver 3. uge fra september 2019 til marts 2020. Vand- og jorddata er anvendt til at fortage scenarioberegninger om fosforretention, fosforfrigivelse og levetiden af de mættede randzoner.

Resultaterne tyder på at Ulvskov mættede randzone, som er placeret på en mineraljord, fungerer efter hensigten. Ulvskov tilbageholder 9,40 kg P/ha/år og fosformætningsgraden stiger med 0,01-0,02 % pr. år. Den mættede randzone vil potentielt kunne fungere som en fosforfælde i yderligere 850-2860 år.

Den mættede randzone Gylling er placeret på en organogen jordbund, fungerer ikke efter hensigten. Resultaterne tyder på at der sker fosforfrigivelse, på 3,84 kg P/ha/år, fra den mættede randzone. Alt redox-følsomt fosfor vil være frigivet og udvasket til nedstrøms vandmiljø i løbet af 9-264 år.

Mange parametre er ikke undersøgt i dette projekt, hvilket medfører usikkerhed på resultaterne. Det anbefales at gennemføre yderligere undersøgelser af, hvordan hydrologien og grundvandet påvirker de mættede randzoner, for at nedbringe usikkerheden på virkemidlets effektivitet.



V. Abstract (English)

Phosphorus and nitrogen are essential nutrients for all living organisms and is added to fields in almost all commercial agricultures. However, these nutrients appear as pollutants in aquatic environments, if the concentration is too high. Saturated buffer zones are a new mitigation measure to reduce pollution by phosphorus and nitrogen. The drainage water is lead through the soil matrix in the saturated buffer zone by disconnecting the drainage pipe from the fields and leading the drainage water through a buried distribution pipe. Saturating the soil matrix with drainage water creates anoxic conditions where retention of both phosphorus and nitrogen can occur.

The aim of this project is to investigate the phosphorus retention and release of phosphorus from two saturated buffer zones. The two saturated buffer zones were established in November 2018 (Ulvskov) and February 2019 (Gylling). Soil samples were taken in March 2019 and water samples were taken every 3 weeks from September 2019 to March 2020. The water and soil data were used to perform scenario calculations on phosphorus retention, phosphorus release and lifetime of the saturated buffer zones.

The results indicate that Ulvskov saturated buffer zone, which is located on a mineral soil, is an efficient saturated buffer zone. The Ulvskov saturated buffer zone retains 9.40 kg P/ha/year and the degree of phosphorus saturation increases by 0.01-0.02% per year. The Ulvskov saturated buffer zone could potentially function as a phosphorus trap for 850-2860 years.

The Gylling saturated buffer zone is located on organogenic soil is not an efficient saturated buffer zone. The results indicate that 3.84 kg P /ha/year phosphorus is released from the saturated buffer zone. All redox-sensitive phosphorus will be released and leached to the downstream aquatic environment within the next 9-264 years. Many parameters have not been investigated in this project, which generates uncertainty about the results. It is recommended to further investigate how hydrology and groundwater affect the saturated buffer zones to reduce the uncertainty about the effectivity of the mitigation measure.



VI. Indholdsfortegnelse

I. Forord	II
II. Begrænsninger	II
III. Taksigelser	III
IV. Abstract (Dansk)	IV
V. Abstract (English)	V
VI. Indholdsfortegnelse	VI
1. Introduktion	1
2. Teori	
2.1 Regional geologi og geografisk område	3
2.2 Mættede randzoner	4
2.2.1 Konstruktion af mættede randzoner	5
2.3 Andre virkemidler til fjernelse af Næringsstoffer	5
2.4 Dræning i Danmark	5
2.5 Tørv landskaber	7
2.5.1 Klassifikation af tørvjord	7
2.5.2 Dræning af tørv landskaber	8
2.5.3 Genvædning af tørv landskaber	8
2.6 Fosfor i jorden	9
2.6.2 Fosforfraktioner	10
2.6.3 Bindingskapacitet	11
2.6.4 Fosformætningsgrad	11
2.6.5 Måling af bindingskapacitet og fosformætningsgrad	12
2.6.6 Fosfortab	12
2.7 Jern i jorden	
2.8 Mobiliseringen af fosfor fra tørv landskaber	14
3. Materialer og metoder	
3.1.2 Gylling	16
3.2 Feltarbejde	
3.2.1 Installation af mættede randzoner	18
3.2.2 Jordprøver	20
3.2.3 Piezometre nedsætning og vandprøver	20
3.2.5 Ilt, temperatur, pH og konduktivitet	21
3.3 Vandprøve analyser	22
3.3.1 Total opløst nitrogen (TDN)	22
3.3.2 Total opløst fosfor (TDP) og opløseligt reaktivt fosfor (SRP)	22



3.3.4 Nitrat-N (NOj-N), Nitrit-N (NO ² -N), Klorid (Ct), Sulfat (SO ²⁻)	3.3.3 Ammonium (NH4 ⁺)	22
3.3.5 Opløst organisk carbon (DOC)	$3.3.4 \text{ Nitrat-N} (NO_3^N)$, Nitrit-N (NO ²⁻ -N), Klorid (Cl ⁺), Sulfat (SO ₄ ²⁻)	22
3.3.6 Total-jern, (TFe)	3.3.5 Opløst organisk carbon (DOC)	22
3.4 Jordprøve analyser 23 3.4.1 Sigteanalyse 23 3.4.2 Tørstof og glødetab 23 3.4.2 Tørstof og glødetab 23 3.4.3 Oxalat-analyse 24 3.4.4 Bestemmelse af C, N og S 24 3.4.5 Metal-P indhold 25 3.4.6 P-C-N fraktioner 25 3.5.1 Geologiske kort 27 3.5.2 Deskriptiv statistik 27 3.5.3 Sigteanalyse 27 3.5.4 Boksplot 27 3.5.5 Grundvandspejling 28 3.5.6 Inverse distance weighted interpolation 29 3.5.7 Scenarioberegninger 29 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1.2 Vanddata 31 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1.2 Vanddata 31 4.3.2 Grundvandspejlet under terræn 33 4.3.2 Grundvandspejlet over havniveau 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4.1 Tørstof, førstoffriskmasse ratio, vandindhold og glødetab 37 4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa 39 4.4.2 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom	3.3.6 Total-jern, (TFe)	23
3.4.1 Sigteanalyse 23 3.4.2 Tørstof og glødetab 23 3.4.3 Oxalat-analyse 24 3.4.4 Bestemmelse af C, N og S 24 3.4.5 Metal-P indhold 25 3.4.6 P-C-N fraktioner 25 3.5 Metoder til databehandling 27 3.5.1 Geologiske kort 27 3.5.2 Deskriptiv statistik 27 3.5.3 Sigteanalyse 27 3.5.4 Boksplot 27 3.5.5 Grundvandspejling 28 3.5.6 Inverse distance weighted interpolation 29 3.5.7 Scenarioberegninger 29 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1 J.2 Vanddata 31 4.1 J.2 Vanddata 31 4.2 Sigteanalyse 32 4.3 Pejling 33 4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn 33 4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau 37 4.4.4 Stept, DOC og DN 42 4.4.4 SRP, DOC og DN 42 4.4.4 SRP, DOC og DN 42 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom 43 4.4.6 Oxalat-eks	3.4 Jordprøve analyser	23
3.4.2 Tørstof og glødetab	3.4.1 Sigteanalyse	23
3.4.3 Oxalat-analyse24 $3.4.4$ Bestemmelse af C, N og S.24 $3.4.5$ Metal-P indhold.25 $3.4.6$ P-C-N fraktioner.25 $3.4.6$ P-C-N fraktioner.25 3.5 Metoder til databehandling27 $3.5.1$ Geologiske kort27 $3.5.2$ Deskriptiv statistik27 $3.5.2$ Deskriptiv statistik27 $3.5.3$ Sigteanalyse27 $3.5.4$ Boksplot27 $3.5.5$ Grundvandspejling28 $3.5.6$ Inverse distance weighted interpolation29 $3.5.7$ Scenarioberegninger.29 $4.$ Resultater31 4.1 Deskriptiv statistik31 4.12 Vanddata31 4.2 Sigteanalyse32 4.3 Pejling33 $4.3.2$ Grundvandsspejlet under terræn33 $4.3.2$ Grundvandsspejlet over havniveau37 4.4 Boksplots for jorddata37 $4.4.1$ Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab37 $4.4.3$ Cr, N, CN og S40 $4.4.4$ SRP, DOC og DN42 $4.4.5$ RP, DOC og DN42 $4.4.5$ RP, DOC og DN42 $4.4.5$ Roksplot for vanddata45 4.5 Boksplot for vanddata45 4.5 Boksplot for vanddata45	3.4.2 Tørstof og glødetab	23
3.4.4 Bestemmelse af C, N og S. 24 3.4.5 Metal-P indhold. 25 3.4.6 P-C-N fraktioner. 25 3.5 Metoder til databehandling. 27 3.5.1 Geologiske kort 27 3.5.2 Deskriptiv statistik. 27 3.5.3 Sigteanalyse 27 3.5.4 Boksplot 27 3.5.5 Grundvandspejling 28 3.5.6 Inverse distance weighted interpolation 29 3.5.7 Scenarioberegninger. 29 4. Resultater 31 4.1 Deskriptiv statistik. 31 4.1.2 Vanddata. 31 4.1.2 Vanddata. 31 4.3.1 Grundvandspejlet under terræn. 33 4.3.2 Grundvandspejlet over havniveau. 37 4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab 37 4.4.2 TP, TFe, TAI og TCa. 39 4.4.3 C, N, C/N og S. 40 4.4.4 SRP, DOC og DN 42 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom 43 4.4.5 Roxalat-ekstraktion: $P_{av} Fe_{av} A_{low} S_{av} og M_{av}$ 44 4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad. 45	3.4.3 Oxalat-analyse	24
3.4.5 Metal-P indhold25 $3.4.6$ P-C-N fraktioner.25 3.5 Metoder til databehandling27 $3.5.1$ Geologiske kort27 $3.5.1$ Geologiske kort27 $3.5.2$ Deskriptiv statistik27 $3.5.3$ Sigteanalyse27 $3.5.4$ Boksplot27 $3.5.5$ Grundvandspejling28 $3.5.6$ Inverse distance weighted interpolation29 $3.5.7$ Scenarioberegninger.29 $3.5.7$ Scenarioberegninger.29 $4.$ Resultater31 4.1 Deskriptiv statistik31 4.12 Vanddata31 4.2 Sigteanalyse32 4.3 Pejling33 $4.3.1$ Grundvandsspejlet under terræn33 $4.3.2$ Grundvandsspejlet ver havniveau37 4.4 Boksplots for jorddata37 $4.4.1$ Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab37 $4.4.2$ TP, TFe, TAl og TCa39 $4.4.3$ SR, DOC og DN42 $4.4.5$ RP, DOC og DN42 $4.4.5$ RP, DOC og DN42 $4.4.7$ Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad45 4.5 Boksplot for vanddata45	3.4.4 Bestemmelse af C, N og S	24
3.4.6 P-C-N fraktioner. 25 3.5 Metoder til databehandling 27 3.5.1 Geologiske kort 27 3.5.2 Deskriptiv statistik 27 3.5.3 Sigteanalyse 27 3.5.4 Boksplot 27 3.5.5 Grundvandspejling 28 3.5.6 Inverse distance weighted interpolation 29 3.5.7 Scenarioberegninger. 29 4. Resultater 31 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1.1 Jorddata 31 4.2 Sigteanalyse 32 4.3 Pejling 33 4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn 33 4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab 37 4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa 39 4.4.3 RP, DOC og DN 42 4.4.5 RDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom 43 4.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pass Alass Sax og Mnast 44 4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad 45	3.4.5 Metal-P indhold	25
3.5 Metoder til databehandling27 $3.5.1$ Geologiske kort27 $3.5.2$ Deskriptiv statistik27 $3.5.2$ Deskriptiv statistik27 $3.5.3$ Sigteanalyse27 $3.5.4$ Boksplot27 $3.5.5$ Grundvandspejling28 $3.5.6$ Inverse distance weighted interpolation29 $3.5.7$ Scenarioberegninger29 4. Resultater31 4.1 Deskriptiv statistik31 4.12 Vanddata31 4.12 Vanddata31 4.2 Sigteanalyse32 4.3 Pejling33 $4.3.2$ Grundvandsspejlet under terræn337 4.4 Boksplots for jorddata37 4.4 Boksplots for jorddata37 $4.4.1$ Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab37 $4.4.5$ TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom43 $4.4.7$ Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad45 4.5 Boksplot for vanddata46	3.4.6 P-C-N fraktioner	25
$3.5.1$ Geologiske kort27 $3.5.2$ Deskriptiv statistik27 $3.5.3$ Sigteanalyse27 $3.5.4$ Boksplot27 $3.5.5$ Grundvandspejling28 $3.5.6$ Inverse distance weighted interpolation29 $3.5.7$ Scenarioberegninger29 $4.$ Resultater31 4.1 Deskriptiv statistik31 $4.1.1$ Jorddata31 $4.1.2$ Vanddata31 4.2 Sigteanalyse32 4.3 Pejling33 $4.3.1$ Grundvandsspejlet under terræn33 $4.3.2$ Grundvandsspejlet over havniveau37 4.4 Boksplots for jorddata37 4.4 Sksplots for jorddata37 $4.4.1$ Tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab37 $4.4.2$ TP, TFe, TAl og TCa39 $4.4.3$ C, N, C/N og S40 $4.4.4$ SRP, DOC og DN42 $4.4.5$ TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom43 $4.4.6$ Oxalat-ekstraktion: P_{axs} F_{axs} Al_{axs} S_{ax} og M_{axs} 44 4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad45 4.5 Boksplot for vanddata46	3.5 Metoder til databehandling	27
3.5.2 Deskriptiv statistik 27 3.5.3 Sigteanalyse 27 3.5.4 Boksplot 27 3.5.5 Grundvandspejling 28 3.5.6 Inverse distance weighted interpolation 29 3.5.7 Scenarioberegninger. 29 4. Resultater 31 4.1 Deskriptiv statistik 31 4.1.1 Jorddata 31 4.1.2 Vanddata 31 4.1.2 Vanddata 31 4.1.3 Crundvandsspejlet under terræn 33 4.3.1 Grundvandsspejlet over havniveau 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab 37 4.4.2 TP, TFe, TAI og TCa 39 4.4.3 C, N, C/N og S 40 4.4.4 SRP, DOC og DN 42 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom 43 4.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pap Fe _{ap} Al _{ap} S _{ax} og Mn _{ax} 44 4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad 45	3.5.1 Geologiske kort	27
3.5.3 Sigteanalyse273.5.4 Boksplot273.5.5 Grundvandspejling283.5.6 Inverse distance weighted interpolation293.5.7 Scenarioberegninger294. Resultater314.1 Deskriptiv statistik314.1.1 Jorddata314.1.2 Vanddata314.2 Sigteanalyse324.3 Pejling334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAI og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: P_{ax} Fe _{ax} Al _{ax} S _{ax} og Mn _{ax} 444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata45	3.5.2 Deskriptiv statistik	27
$3.5.4 Boksplot$ 27 $3.5.5 Grundvandspejling$ 28 $3.5.5 Grundvandspejling$ 29 $3.5.7 Scenarioberegninger$ 29 $4. Resultater$ 31 $4.1 Deskriptiv statistik.314.1 Deskriptiv statistik.314.1.1 Jorddata314.1.2 Vanddata314.2 Sigteanalyse324.3 Pejling334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau.374.4 Boksplots for jorddata374.4 Dotsplots for jorddata394.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: P_{ax} Fe_{ax} Al_{ax} S_{ax} og Mn_{ax}444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46$	3.5.3 Sigteanalyse	27
3.5.5 Grundvandspejling283.5.6 Inverse distance weighted interpolation293.5.7 Scenarioberegninger.294. Resultater314.1 Deskriptiv statistik314.1.1 Jorddata314.1.2 Vanddata314.2 Sigteanalyse324.3 Pejling334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAI og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata45	3.5.4 Boksplot	27
3.5.6 Inverse distance weighted interpolation293.5.7 Scenarioberegninger.294. Resultater314.1 Deskriptiv statistik314.1.1 Jorddata314.1.2 Vanddata314.1.2 Vanddata314.1.2 Vanddata324.3 Pejling334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: P_{ox} , Fe_{ox} , Al_{ox} , S_{ox} og Mn_{ox} 444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	3.5.5 Grundvandspejling	28
3.5.7 Scenarioberegninger.294. Resultater314.1 Deskriptiv statistik.314.1.1 Jorddata314.1.2 Vanddata314.1.2 Vanddata314.2 Sigteanalyse324.3 Pejling.334.3 Pejling.334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAI og TCa.394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom.434.4.6 Oxalat-ekstraktion: P_{ax} Fe _{ax} Al _{ax} S _{ax} og Mn _{ax} .444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad.454.5 Boksplot for vanddata46	3.5.6 Inverse distance weighted interpolation	29
4. Resultater314.1 Deskriptiv statistik314.1.1 Jorddata314.1.1 Jorddata314.1.2 Vanddata314.2 Sigteanalyse324.3 Pejling334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: P_{oxo} Fe _{oxo} Al _{oxo} Sox og Mn _{ox} 444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	3.5.7 Scenarioberegninger	29
4.1 Deskriptiv statistik. 31 4.1.1 Jorddata. 31 4.1.2 Vanddata. 31 4.2 Sigteanalyse 32 4.3 Pejling. 33 4.3 Pejling. 33 4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn. 33 4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau. 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab. 37 4.4.2 TP, TFe, TAI og TCa. 39 4.4.3 C, N, C/N og S 40 4.4.4 SRP, DOC og DN. 42 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom. 43 4.4.6 Oxalat-ekstraktion: P _{ax} , Fe _{ax} , Al _{ax} S _{ax} og Mn _{ax} . 44 4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad. 45 4.5 Boksplot for vanddata. 46	4. Resultater	31
4.1.1 Jorddata 31 4.1.2 Vanddata 31 4.1.2 Vanddata 31 4.2 Sigteanalyse 32 4.3 Pejling 33 4.3 Pejling 33 4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn 33 4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab 37 4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa 39 4.4.3 C, N, C/N og S 40 4.4.4 SRP, DOC og DN 42 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom 43 4.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox Feox Alox Sox og Mnox 44 4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad 45 4.5 Boksplot for vanddata 46	4.1 Deskriptiv statistik	31
4.1.2 Vanddata. 31 4.2 Sigteanalyse 32 4.3 Pejling. 33 4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn 33 4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau. 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4 Boksplots for jorddata 37 4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab 37 4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa. 39 4.4.3 C, N, C/N og S 40 4.4.4 SRP, DOC og DN 42 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom. 43 4.4.6 Oxalat-ekstraktion: P _{ox} Fe _{ox} , Al _{ox} Sox og Mn _{ox} 44 4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad. 45 4.5 Boksplot for vanddata. 46	4.1.1 Jorddata	31
4.2 Sigteanalyse324.3 Pejling334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAI og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox Sox og Mnox444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	4.1.2 Vanddata	31
4.3 Pejling.334.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox Sox og Mnox444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	4.2 Sigteanalyse	32
4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn334.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox, Sox og Mnox444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	4.3 Pejling	
4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau.374.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa.394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom.434.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox Sox og Mnox.444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad.454.5 Boksplot for vanddata.46	4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn	33
4.4 Boksplots for jorddata374.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox, Sox og Mnox444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau	37
4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab374.4.2 TP, TFe, TAl og TCa394.4.3 C, N, C/N og S404.4.4 SRP, DOC og DN424.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom434.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox Sox og Mnox444.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	4.4 Boksplots for jorddata	37
4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa	4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab	37
 4.4.3 C, N, C/N og S	4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa	
 4.4.4 SRP, DOC og DN	4.4.3 C, N, C/N og S	40
 4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom	4.4.4 SRP, DOC og DN	42
 4.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox, Sox og Mnox	4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom	43
4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad454.5 Boksplot for vanddata46	4.4.6 Oxalat-ekstraktion: P_{ox} , Fe_{ox} , Al_{ox} , S_{ox} og Mn_{ox}	44
4.5 Boksplot for vanddata46	4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad	45
	4.5 Boksplot for vanddata	46



4.5.1 Vanddata afbilledet med lokaliteter	46
4.5.2 Vanddata afbilledet med transekter	48
4.5.3 Vanddata afbilledet med dybde	49
4.6 IDW Interpolation	51
4.6.1 SRP for Ulvskov	51
4.6.2 SRP for Gylling	54
4.6.3 NO3N for Ulvskov	56
4.6.4 NO ₃ ⁻ -N for Gylling	58
4.7 Andre parametre	60
4.7.1 Ulvskov	60
4.7.2 Gylling	62
4.8 Scenario beregninger	64
4.8.1 Ulvskov	64
4.8.2 Gylling	66
5. Diskussion	69
5.1 Hydrologi	69
5.1.1 Vandspejl og strømningsretning	69
5.2 Geokemi og redoxforhold	71
5.2.1 Organisk indhold	71
5.2.2 Nitrat-N	72
5.2.3 Sulfat	73
5.2.5 Ammonium	74
5.3 Fosfor og jern i de mættede randzoner	75
5.3.3 Total fosfor i Ulvskov	76
5.3.4 Total fosfor i Gylling	76
5.4 Scenarioberegninger	77
5.4.1 Usikkerheder ved scenarioberegningerne	77
5.4.2 Fosfor retention	78
5.4.3 Fosforfrigivelse	80
5.5 Fosfor frigivelse og fosforretention i andre virkemidler	81
5.6 Årstidsvariationer	83
6. Konklusion	84
7. Perspektivering	86
8. Referencer	87
9 Appendiks	91



1. Introduktion

Ferskvandssystemer i hele verden bliver truet af menneskelig aktivitet (Vörösmarty et al., 2010). Mange steder er der mangel på drikkevand eller dårlig drikkevandskvalitet. Biodiversiteten er alvorlig truet af et forringet overfladevandmiljø, som i høj grad er menneskeskabt. Verden over er der sat fokus på vandmiljøet, både overfladevandet og drikkevandet og i Danmark bliver der forsket og udviklet virkemidler, der kan reducere vandforureningen (Zak et al., 2018).

En stor vandforureningskilde er næringsstoffer fra landbruget, der bland andet stammer fra den anvendte gødning. Både kunstgødning og husdyrgødning indeholder næringsstofferne kvælstof og fosfor, som begge er essentielle for kommerciel dyrkning, og derfor gødes der i langt størstedelen af det danske landbrug. Mængden af fosfor tilført med gødning var på sit højeste i 1970erne, men er efterfølgende faldet (Grant, 2000). Dog ses fosfor stadig som et problem.

En øget mængde af næringsstoffer i vandmiljøerne kaldes eutrofiering og fører til øget primærproduktion. Øget primærproduktion, som følge af den øgede mængde næringsstoffer og de globale stigende temperaturer, betyder øget algevækst (Hoffmann et al., 2009). Når alger dør og falder til bunden, nedbrydes de, ved stor forbrug af ilt, og derved skabes iltfattige forhold, som kan fører til fiskedød. Kort sagt, forringer en øget koncentration af næringsstoffer biodiversiteten.

Også drikkevandkvaliteten kan forringes, da nogle af disse næringsstoffer kan trænge ned i grundvand og derved gøre grundvandet udrikkelig eller skadeligt for mennesker (Hansen et al., 2014). Danmark er et af de eneste lande, der får næsten alt dets drikkevand fra grundvand (Hasler and Lundhede, 2018).

I Danmark har landbrugsmarker været drænet med cylindriske drænrør siden 1848. Dræningen er til for at modvirke vandmættede områder, hvorved planter ikke kan optage tilstrækkelig ilt (Møller et al., 2018). Især i moræneler-oplande er dræning vigtig (Kronvang et al., 2013). Men disse oplande, hvor dræning er størst, udgør også en stor kilde til næringsstoftab. Næringsstoftab via dræn er endda den primære tabsvej for næringsstoffer (Kjærgaard et al., 2017).



Virkemidler som vådområder og å-brednærer bufferzoner har evnen til at tilbageholde næringsstoffer, eller omdanne dem mindre skadelige forbindelser, hvorved næringsstoftilføjelsen til å-løbet mindskes (Hoffmann et al., 2009). Drænvand fra markerne føres gennem disse virkemidler, som "renser" vandet.

Dette projekt omhandler mættede randzoner. Mættede randzoner består af et fordelerør, som leder drænvand ud i en bræmme af sediment. Drænvandet er derved tvunget gennem et jordprofil forinden det når vandmiljøet. I jordprofilet fjernes både kvælstof og fosfor, hvor kvælstoffjernelsen består af biologisk omdannelse af nitrat til kvælstof på gasform via denitrifikation. Til gengæld kan fosfor ikke fjernes permanent. Fosfor bliver i stedet tilbageholdt i virkemidlet, hvor det kan omdannes til forskellige forbindelser alt efter de kemiske og biologiske egenskaber for virkemidlet (Kjærgaard et al., 2017). Det er set i nogle virkemidler, at en fosforfrigivelse har fundet sted, når virkemidlet kommer under bestemte forhold (van't Veen et al., 2019). Når retentionen af fosfor ophører, eller fosfor bliver frigivet til vandmiljøet, kan det resultere i eutrofiering. Dette projekt beskæftiger sig med fosforretention og fosforfrigivelse fra mættede randzoner. En risikovurdering vil blive fortaget, på baggrund af geologien, vandkvaliteten og jordbunden.

Mættede randzoner er stadig et meget nyt virkemiddel, og meget er endnu uvist om dette.

I projektet bliver der behandlet mange vand- og jordkvalitetsparametre. Kun parametre der er relevante for dette projekt, og i specialeprojektets omfang, blive omtalt i diskussionen.



2. Teori

2.1 Regional geologi og geografisk område

Det danske landskab er præget af Kvartærets aflejringer. I Kvartæret, skete store landskabsdannelser med gletsjere og isdække, som formede det danske terræn. Landskabsdannelserne har fundet sted ved isens bevægelse henover landet, eller ved at smeltevandet fra isen har dannet landskabsformer. Det danske landskab er derfor præget af dale, smeltevandsaflejringer og moræneaflejringer (Graversen and Kelstrup, 2001). Det danske landskab inddeles i fem geologiske regioner (østdansk morænelandskab, nord og midtjysk morænelandskab, bakkeøer, hedesletter samt hævet havbund og flyvesand) (Granat, 2000).

De to mættede randzoner for dette projekt befinder sig begge i Østjylland, og er derfor en del af den østdanske morænelandskab. Karakteristisk for dette er, at landskabet var dækket af Sydøstisen, under det Ungbaltiske isfremstød for 18.000 år siden (Houmark-Nielsen and Kjær, 2004). Den Ungbaltiske is, er det seneste isfremstød der nåede området, og har derfor overlejret tidligere dannede istidslandskaber (Larsen and Binderup, 2006 s. 302). Begge mættede randzoner ligger derfor øst for den Østjyske israndslinje, som løber 10-20 km øst for Østjyllands kyst. Sydøstisen aflejrede primært leret kalkholdige (op til 20%) moræneaflejringer. Kalken er i mange tilfælde blevet udvasket, og herved er der efterladt store hulrum i jorden, hvilket gør moræneleret mere porøst og veldrænet, på trods af det forholdsvist høje ler indhold (Granat, 2000). Isen efterlod også randmoræner, smeltevandsdale, dødis og bundmoræner.

Figur 1 viser et skyggekort, hvorpå istidslandskabsformer i landskabet stadig ses. Randmoræner er dannet ved, at isen har skubbet flager af underlag op. Underlaget stables oven på hinanden eller skubbes sammen af gletsjerens bulldozer effekt. Randmoræner består dermed af mixet sedimenter (Larsen and Binderup, 2006 s. 369). Smeltevandsdale dannes, når smeltevandet baner sig vej væk, og derved skærer ned i tidligere aflejringer. Smeltevandsfloder danner oftest fladbundede dale, der er ådale i dag (Larsen and Binderup, 2006 s. 376). Dødislandskaber er små bakkede morænelandskaber, som blev dannet af efterladt is. Omkring den efterladte dødis, blev der ofte dannet kamebakker, hvor i sedimentet blev efterladt, samt fladtoppede bakker. Dødis har også efterladt små lavninger, som i dag ses som søer (Larsen and Binderup, 2006 s. 380). Bundmoræner ses i dag som næsten flade, lettere bølgede landskaber. Bundmorænen har efterladt et lag af



moræneler oven på det ældre sand og grus, som blev aflejret i Hovedfremstødet (Larsen and Binderup, 2006 s. 382).



Figur 1: Geologisk kort over Østjylland. På kortet er der indtegnet lokaliteten for de to mættede ranzoner. Geologien er indtegnet med bølgede bundmoræner, dødislandskaber, randmoræner og smeltevandsdal

2.2 Mættede randzoner

I 2011 begyndte Jaynes and Isenhart (2014) de indledende forsøg med etablering af mættede randzoner. De vidste at drænvand der blev ført direkte til åen uden hydraulisk kontakt til den ripariske buffer, var et stort problem. Derfor forsøgte de at omlægge vandets vej til åen. De afbrød de eksisterende dræn, og nedgravede et fordelerrør parallelt med åen i 75 cm dybde. Fordelerrøret og den mættede randzone havde en gennemsnitlig kapacitet på 55 % af drænvandet, over to år. I den 60 m brede randzone blev vandspejlet hævet 35 cm, og de opstillede en hypotese om, at alt nitrat blev fjernet. Ved at etablere fordelerrøret, blev der etableret hydraulisk kontakt mellem drænvandet og jordmatricen (Jaynes and Isenhart, 2014).

Sidenhen er der foretaget flere forsøg med mættede randzoner i USA især. I staterne Iowa, Minnesota, Indiana og Illinois blev der i 2012-2013 etableret 15 mættede randzoner, som blev monitoreret indtil slutningen af 2015. Flow, vandkvalitet og vandspejl blev målt (Utt et al., 2015). Forskningsresultaterne fra USA er meget lovende. Dog kan disse ikke overføres direkte til Danmark, da klimaet i Danmark er kystklima og ikke fastlandsklima og dermed væsentlige forskelle i temperaturen. Også længden af afstrømningsperioden er



forskellig, hvor den i USA primært forekommer i sommerhalvåret (Kjaergaard et al., 2016).

2.2.1 Konstruktion af mættede randzoner

Mættede randzoner, konstrueres ved at hoveddrænet, som fører drænvandet fra markerne ud i å løbet, bliver afbrudt forinden, det når å løbet. I stedet anlægges en reguleringsbrønd, hvor i vandstanden kan hæves. Ud fra reguleringsbrønden etableres et perforeret drænrør parallelt med åen og vinkelret på det oprindelige drænrør. Drænvandet ledes gennem det perforeret drænrør, og drænvandet kan sive ud og infiltrere jordmatricen. Der installeres en bypass brønd, så det oprindelige drænrør, med direkte vej til vandløbet, kun modtager drænvand ved kraftigt flow, hvor den mættede randzone ikke kan følge med. På den måde undgår man, at de omkringliggende marker bliver genvæddet eller oversvømmet (Jaynes and Isenhart, 2019, SEGES, 2016b).

2.3 Andre virkemidler til fjernelse af Næringsstoffer

Siden 1980erne har man benyttet virkemidlet, beplantede buffer strips (Zak et al., 2019), som er en udyrket bræmme langs vandløbet. Her kan overfladevand og drænvand løbe igennem, og nogle af næringsstofferne, som nitrat og fosfor, vil blive optaget i sedimentet. Effekten af beplantede buffer strips afhænger af biologien, hydrologien og geologien. Til optimering af beplantede buffer strips er flere nyere virkemidler sidenhen blevet udviklet og testet:

Intelligente bufferzoner (IBZ) består af et åbent bassin, hvor vandet opsamles og næringsstoffer og sediment, omsættes. Herefter strømmer vandet igennem sedimentet, infiltrationszonen, hvor nitrat omsættes. IBZ opsamler både drænvand og overfladevand fra tilstødende marker. N-retentionseffekten er på 32-62 % og P-retentionseffekten er på 45-74 % for de intelligente bufferzoner (van't Veen et al., 2019, SEGES, 2016a). Minivådområder består af et sedimentationsbassin, hvor drænvandet føres til, for at sedimenter kan bundfælde. Efterfølgende føres vandet gennem vådområdet, som består af skiftevis åbne dybe bassiner og lavvandede vegetationszoner. Minivådområder har en Nretentionseffekt på 25 %. Minivådområder har en P-retentionseffekt på minimum 43 % (Kjærgaard et al., 2017).

2.4 Dræning i Danmark

I Danmark begyndte afvandingen i 1100-1200 tallet, hvor munke gravede grøfter, for at aflede vandet fra marker (Breuning-Madsen, 2010). I 1848 kom de cylindriske nedgravede



drænrør til Danmark fra England (Kronvang et al., 2013). I mange år, helt frem til 1900tallet, blev der ikke foretaget systematiske optegnelser over nedlægningen af drænrørene. Derfor har man i dag kun kendskab til ca. 30 % af drænrørenes beliggenhed (Olesen, 2009).

I dag reguleres dræning gennem følgende 3 love:

Vandløbsloven, som begrænser ændringer i hoveddrænet, i det der skal søges om tilladelse til at ændre på hovedledninger, afvandingskanaler, pumpestationer og diger. Naturbeskyttelsesloven, som beskytter vandlidende paragraf 3 arealer, som søer, moser, vandløb, heder og lignende. Disse må ikke drænes.

Okkerloven, hvor der skal søges om tilladelse til at dræne okker potentielle arealer (Olesen, 2010).

Overfladenære geofysiske metoder er de seneste år blevet brugt til kortlægning af både tegldræn, og plastikdræn, som siden 1970erne har være anvendt som det primære drænmateriale i Danmark (Møller et al., 2018). Dette har dog givet svingende resultater, og metoden GPR, Ground Penetrating radar, har vist at være den mest effektive med detektion på 81 % med detektionsgrænse ned til omkring 1 meters dybde (Allred et al., 2004, Allred and Redman, 2010).

Drænrør ligger med 8-20 meters mellemrum i jorden, og munder sammen ud i et betonrør, teglrør eller en åben grøft, hvorfra de ledes til nærmeste å eller sø. Drænrørene bliver lagt ned, så de tilpasses et bestemt vandspejl. Ændringer i vandspejlet vil mindske effekten af drænrøret (Kristiansen, 2012).

Det er vigtigt at have kendskab til drænplaceringen i Danmark, da denne viden kan bidrage til at forstå kvælstofbelastningen og fosforbelastningen fra landbruget. Herved kan reduktionsvirkemidler som vådområder og å-nære bufferzoner anlægges de mest effektive steder (Møller et al., 2018).

Specielt ved dræning af lavbundsjorde, med et højt organisk indhold, har drænene kortere levetid. Dette skyldes, at dræningen fører til iltede forhold i jorden. Den iltede organiske jord omsættes (se afsnit 2.5), hvilket medfører jordsætning. Herved kommer drænene i løbet af kort tid tættere på terrænoverfladen og afvandingsdybden mindskes. Den mindskede afvandingsdybde kan, udover at nedbringe levetiden for drænrørene, fører til øget kvælstofbelastning i disse dræn, da denitrifikationen af kvælstof har kortere vej af finde sted på (Møller et al., 2018).



Funktionstiden af drænrør i mineral jord er 80-100 år, mens den kun er 30 år i organogen jord. Ødelæggelsen af dræn skyldes primært mekaniske påvirkninger, ændring i jordoverfladens beliggenhed, indtrængende rødder og aflejring af okker og sand (Kristiansen, 2012).

Drænvand i drænrør skyldes oftest at grundvandsspejlet overstiger drændybden, og derfor stammer drænvand som oftest fra grundvandet. Der er forskel på drænvand fra højbundsjord og fra lavbundsjord. Drænvand fra højbundsjorden består af vand, der er afstrømmet fra rodzonen i samme år. Dette sker, når grundvandsspejlet stiger til drændybden. En mindre del er overfladevand, der er tilført gennem makroporer. På lavbundsjorde står grundvandsspejlet ofte over drændybden. Derfor kan drænvandet stamme fra andre områder, og være dannet i årene forinden. Drænvand i lavbundsjorde løber ofte også om sommeren og drænvandet er meget mere påvirket af kemiske processer, og i mindre grad påvirket af landbrugspraksis i området (Lemming and Knudsen, 2012).

2.5 Tørv landskaber

Tørv landskaber opstår ved ophobning af organisk materiale, som ikke nedbrydes (Zak et al., 2008). Jordbunden i tørv landskaber bliver ofte betegnet som en Histosol. Histosoler er hydromorfe jorde, hvilket vil sige jorde med høj fugtighed, enten på grund af højt grundvandsspejl eller at vandet ikke kan slippe væk fra det afgrænsede område (Blume et al., 2016 s. 376). Der er to typer tørvjorde. Lavmosetørv og højmosetørv. Lavmosetørven har ofte en subhydrisk udvikling, og er ofte næringsrig på grund af kontakt med grundvand og åløb, mens højmosetørven ofte udvikles uafhængig af grundvandet, og oven på lavmosetørven og det oprindelige grundvandsspejl. Disse er næringsfattige og sure (Breuning-Madsen et al., 2013). Dette projekt beskæftiger sig kun med lavmosetørven.

2.5.1 Klassifikation af tørvjord

Graden af humusdannelse i tørvjorde beskrives med v. Post klassifikation. Her betyder H1 en ikke humificeret tørvjord, og H10 en fuldstændig humificeret tørvjord (Blume et al., 2016 s. 377). Kun 3 % af landoverfladen er dækket af tørv, og disse 3 % lagre carbon, svarerende til den halve mængde carbon i CO_2 i atmosfæren (Dise, 2009). Tørv landskaber er gode næringsstofoptagere, da de har et højt organisk indhold. Især tørv landskaber i glaciale landskaber er gode næringsstofoptagere (Zak et al., 2017).



2.5.2 Dræning af tørv landskaber

I dag er mange tørv landskaber udtørret på grund af dræning (Zak et al., 2008). Faktisk er 90-95 % af lavmosetørven i dag drænet eller præget af lavt vandspejl i oplandet. Dræning skyldes intensivt landbrug i gennem de sidste 70 år (Zak and Gelbrecht, 2007). Dræningen medfører, at oxiske forhold kan eksistere i tørv landskaberne. Under oxiske forhold sker en hurtig oxidation af tørvjorden, og det organiske materiale i jordbunden (Litaor et al., 2004). Derved falder tørvens porøsitet, den tørre volumen vægt øges (Schindler et al., 2003), og den hydrauliske ledeevne sænkes (Zak et al., 2017) som følge af makroporer rummet bliver mindre (Lennartz and Liu, 2019). En reduktion af tykkelsen, på grund af sammensynkning af tørvejorden, finder sted på grund af oxidative og biokemiske processer (Schindler et al., 2003, Zak and Gelbrecht, 2007).

Ved dræning forsvinder tørv landskabets evne til at fungere som en næringsstoffælde. Derved frigives nitrater, suspenderet materiale og fosfor, som vil påvirke det omkringliggende vandmiljø (Litaor et al., 2004). De genstridige organiske P-bindinger, som eksisterede før dræning, kan ikke længere eksistere, da det organiske materiale er nedbrudt. I stedet bliver P nu bundet i mobile uorganiske bindinger (Zak et al., 2017). Overfladetørven, som er det mest nedbrudte indeholder højere koncentrationer af jern (Fe), mangan (Mn), og aluminium (Al) oxider. Øget mængde Fe og Mn skyldes frigivelse af Fe og Mn ved nedbrydning af organisk materiale. Disse metaler oxideres og absorbere fosfor, som udfældes som Fe-P og Mn-P forbindelser. Samtidig med pH-stigninger i drænet tørv, øges Al mængden. Al absorberer også fosfor og udfældes som Al-P oxider og hydroxider. I de dybere liggende tørvelag foregår ikke tilsvarende høj omdannelse af organisk jord, da der ikke er den samme tilgængelighed til ilt fra atmosfæren. Her ses stadig fibriske stadier, som er omdannet i de øvre tørvlag, men ikke høje koncentrationer af Fe, Mn og Al (Litaor et al., 2004).

2.5.3 Genvædning af tørv landskaber

I dag laves forsøg med at genvæde tørv landskaber, og derved genskabe deres miljømæssige rolle som næringsstof og carbon lager og tilbageholder (Litaor et al., 2004). Disse forsøg har vist, at der på kort sigt ikke kan opnås det samme lagringspotentiale som forinden dræning (Zak et al., 2008). Det kan tage årtier at gendanne, eftersom de fysiske og geokemiske jordbundsegenskaber er ændret (Zak et al., 2017). Når drænede tørv landskaber igen kommer under anaerobiske forhold, som f.eks. hvis det bliver mættet med



vand, vil den naturlige nedbrydning af organisk materiale gå i står, pga. mangel på oxygen (Zak et al., 2008). Nedbrydningen af det organiske materiale stopper under anaerobiske forhold, fordi, enzymet phenol oxidase, ikke kan nedbryde fenolforbindelser. Fenolforbindelser forhindrer bionedbrydning af organiske materiale (Freeman et al., 2001). Under anaerobe forhold forekommer processer og mekanismer, der fremmer mobiliseringen af forskellige næringsstoffer. Mobiliseringen afhænger kraftigt af, den vertikale gradient for graden af nedbrydningen (Zak et al., 2008). Derfor spiller de øvre, stærkt nedbrudte, tørvelag den største rolle i mobiliseringen fosfor (P), opløst organisk carbon (DOC) og ammonium (NH4⁺) i forhold til de lavereliggende, mindre nedbrudte tørvelag. Det skyldes, det højere indhold af oxiderende stoffer som Fe³⁺ hydroxider og sulfater, og øget tilgængelighed af organisk materiale som elektron doner (Zak and Gelbrecht, 2007). Andre reaktioner der kan forklare den høje P, DOC og NH4⁺ mobilisering er:

- Ion-bytningsreaktioner mellem solid og vandig fase
- Mikrobiel katalyserede redoxreaktioner, som afhænger af tilgængeligheden af reduktivt stof (elektron modtagere) og organisk materiale som elektron donor
- Abiotisk redoxreaktioner så som deduktion af Fe(III) hydroxider af hydro sulfider eller phenoliske forbindelser
- Opløsning af fosfor mineraler efter pH ændring (Zak et al., 2008).

2.6 Fosfor i jorden

Fosfor er et essentielt næringsstof for alt levende (Rubæk et al., 2005). I jorden vil en lav koncentration af fosfor begrænse planteproduktionen, og en øget koncentration af fosfor i jorden mindske artsdiversiteten (Schlichting et al., 2002). Den fosfor som planterne i dag optager stammer primært fra jordens opbyggede puljer, og kun 15 % stammer fra nyligt tilført fosfor ved gødning (Rubæk et al., 2005). Ved høst bliver fosfor fjernet fra markerne (Blume et al., 2016 s. 445). Derfor er det nødvendigt at gøde jævnligt, og nogen steder tilføres ekstra for, at der er tilstrækkelig fosfor på sigt (Rubæk et al., 2005). Ved gødning ophobes fosfor i topjorden, men trænger ned i underjorden med regnvand. Fosfor ses primært i de øverste 70 cm (Blume et al., 2016 s. 445). I Danmark varierer total fosforindholdet i lavbundsjorde fra 400 til 10.590 mg/kg. I underjorden (25-75 cm) variere total P fra 100-3000 mg/kg (Kjærgaard et al., 2009). Indholdet af total fosfor i danske



højbundsjord angivet i mg P pr. kg jord er 400-800 i pløjelag, 100 i sandjord og 300-400 mg P pr. kg jord i lerjord (Borggaard et al., 1991).

2.6.2 Fosforfraktioner

I Jordbunden findes fosfor primært på fire forskellige former 1) opløst form 2) bundet form 3) mineral form 4) i organiske materiale og mikroorganismer (Blume et al., 2016 s. 451). Tilsammen giver de fire former total-fosfor.

1) Koncentrationen af fosfor i jordvæsken (opløst form) er lav (Rubæk et al., 2000, Blume et al., 2016 s. 451). I ikke-gødet jorde, kan fosfor koncentrationen i jordopløsningen være mellem 0,001-0,1 mg P/L, og i en gødet A horisont mellem 0,1-5 mg P/L. Planterne kan kun absorbere opløst fosfor (Blume et al., 2016 s. 451). For optimal plantevækst bør fosforopløsningskoncentrationen være mellem 0,3-0,8 mg P/L (Blume et al., 2016 s. 446). De dominerende former for opløst fosfor er de uorganiske ioner $H^2PO_4^-$ og HPO_4^{2-} . $H^2PO_4^-$ dominerer i pH-spændet fra 2,1-7,2 og HPO_4^{2-} i pH-spændet 7,2-12,0 (Blume et al., 2016 s. 445).

2) Fosfor i jorden findes oftest som orthofosfat, og størstedelen findes som bundet fosfor, da fosfor er meget reaktivt. Fosfor bindes til ler mineraler og metal oxider ved at lave indre-sfæriske komplekser (Blume et al., 2016 s. 146) med den reaktive gruppe på jord mineralet eller oxiden. Ved denne binding, udbyttes fosfat med OH⁻, der ellers sidder på sorbenten. Derfor er fosforbinding meget afhængig af pH i jorden (Blume et al., 2016 s. 446). De vigtigste fosfor sorbenter i jorden er amorf aluminium oxider, allophaner (aluminiumsilikat-lermineral), ferrihydrit, goethite, andre jern og aluminium oxider samt jern og aluminium bundet i humiske substanser. Mange steder i Europa er jern og aluminium oxider samt jern og aluminium i humiske forbindelser bestemmende for fosforbindingskapaciteten (Blume et al., 2016 s. 447).

3) Fosforsyre H₃PO₄ har høj affinitet med Ca²⁺ Al³⁺, Fe³⁺ og Fe²⁺ ioner, og de danner dårligt opløselige fosfater. Ved aftagende pH og reducerede forhold med Fe(II) dannes mineralet Vivianit (Fe₃(PO₄)₂*8 H₂O) (Blume et al., 2016 s. 449). Om der dannes fosformineraler, afhænger af pH-værdien i jorden, da en øget pH-værdi fører til øget OH⁻ koncentration, som øger opløseligheden af fosfaterne, og derved mindsker mineraldannelse (Blume et al., 2016 s. 450).

4) I gødet mineral jorde, er den organiske fosfor fraktion mellem 5 og 35 %. I ugødet jorde og især i humusjorde findes højere organiske fosfor fraktioner. Mængden af organisk



fosfor stiger med mængden af organisk carbon i jorden. C/P ratioen af organiske materiale varierer, mellem 100 og 1000, i forskellige humusformer (Blume et al., 2016 s. 450).

2.6.3 Bindingskapacitet

Fosfor binding og fosfor frigivelse er primært associeret med de uorganiske fosfor fraktioner (Heckrath et al., 2000). Fosfor i jorden er inddelt i forskellige puljer efter tilgængelighed, og der er ligevægt mellem disse fraktioner. Opløst fosfor er det mest tilgængelige og mindre end 0.01 % af jordens totale fosfor findes på opløst form i jordvæsken (Rubæk et al., 2000, Andersen et al., 2016). Når planterne løbende fjerner fosfor fra jordvæsken, og fosforudvaskning forarmer jorden på fosfor, så forskydes ligevægten, og der frigives fosfor fra de let-bundne puljer. Når der tilføjes fosfor til marken, forskydes ligevægten den anden vej, og fosfor binder sig til jorden. Dette sker ved at partikulært uorganisk fosfor, dannes ved binding af opløst fosfor på metalioner som calcium, jern, aluminium og mangan (Andersen et al., 2016). Jernoxider udgør den dominerende fosforbindingsfraktion. En undersøgelse af 3600 danske lavbundsjorde viser, at på 1/3 jorde bidrog aluminium til mere end 50 % af fosforbindingskapaciteten, men bindingskapaciteten var også væsentlig lavere, end de jorde, hvor jernoxiderne var dominerende for bindingskapaciteten (Kjærgaard et al., 2010). Ved fortsat tilføjelse af fosfor, falder bindingskapaciteten for jorden, da der er færre frie bindingsflader til at binde fosfor. Herved stiger jordens fosformætningsgrad, og dermed stiger fosforkoncentrationen i jordvæsken (Andersen et al., 2016).

Bindingskapaciteten varierer med jordtype og dybde (Andersen et al., 2016). I Danmark er de vigtigste faktorer for jordens fosforbindingskapaciteten jern, aluminium, tekstur, pH, redox-forhold og jorddybde (Heckrath et al., 2000, Borggaard et al., 2004). Bindingskapaciteten stiger ved reduktion af pH (Blume et al., 2016 s. 447). Mange landbrugsjorde viser nedgang i fosforbindingskapacitet, i overjorden, grundet fosforakkumulation fra gødskning. Underjorden har i mange tilfælde stadig kapacitet for fosfor optag (Heckrath et al., 2000).

Fosfortilgængeligheden er størst, hvis den samlede koncentration, af både fosfor i jordvæsken og bundet fosfor, er høj. Fosfor frigives hurtigere, jo mere mættede sorbenterne er (Blume et al., 2016 s. 451).

2.6.4 Fosformætningsgrad

I teorien er det muligt, at mætte jorden fuldstændigt, så alle fosforbindingsflader på



jordpartiklerne er optaget af fosfor. Forinden fuldstændig mætning er nået, forekommer en kritisk høj mætningsgrad (Andersen et al., 2016). Mætningsgrader på 25 % og derover anses for at være kritiske. Dette betyder, at koncentrationen af fosfor i jordvæsken i afstrømningssituationer overstiger 0,1 P/l, hvilket er en kritisk værdi for vandkvaliteten. De øverste 25 cm af dansk landbrugsjord har generelt nået den kritiske grænse på 25 % (Rubæk et al., 2000).

Jo mere fosfor der tilføres til jorden, jo mere mættet bliver jorden, og jo svagere vil fosfor blive bundet. Fosfor koncentrationen i jordvæsken stiger med jordens mætningsgrad og dermed stiger risikoen for nedvaskning af opløst fosfor også (Rubæk et al., 2000).

2.6.5 Måling af bindingskapacitet og fosformætningsgrad

Fosforbindingskapaciteten kan måles med oxalat ekstraktion. Herved ekstraheres jern, aluminium og mangan. Oxalat kan ekstrahere flere typer jern afhængig af krystalliniteten. Løst bundet jern, organisk bundet jern og ferrihydrit samt jern der stammer fra mindre krystalline goethit, hematit og lepidokrit, kan ekstraheres. Af aluminium kan oxalat ekstrahere hydroxy-interlayers, svagt krystalline aluminium-oxider, aluminosilikater og allophanes. Det er ikke muligt præcis at sige, hvilke typer jern og aluminium oxalat ekstraktionen, dækker over. Derfor skal tolkning af oxalat ekstraktionen, og dermed bindingskapaciteten, gøres med forbehold (Baumann, 2019, Appelo and Postma, 2004). Fosformætningsgraden findes ved at ekstrahere forfor med oxalat. Fosforbindingskapaciteten divideret med, fosfor ekstraheret med oxalat, giver den procentmæssige fosformætningsgrad af jordbunden. Den beskrive hvor mange fosforbindingsflader, der er optaget (Rubæk et al., 2000, Rubæk et al., 2005, Baumann, 2019).

2.6.6 Fosfortab

Tab af fosfor kan ske via erosion, overfladestrømning, brinkerosion og nedvaskning (Andersen et al., 2016). I mange danske jorde, er fosformætningsgraden meget høj, hvilket betyder en aftagende bindingskapacitet i de øvre jordlag, men i underjorden er bindingskapaciteten stadig høj. Dog vil fosfor, visse tilfælde, ikke bindes i underjorden. Dette skyldes præferencestrømninger eller bypass flow i underjorden gennem for eksempel regnormegange, gamle rodkanaler eller kontinuerte makroporer som danner sprækker. Herved har fosfor ikke mulighed for at interagere og binde sig til jorden (Andersen et al., 2016, Heckrath et al., 2000). Nedbørsintensitet og jordens struktur, porøsitet, fugtighed, og



hydrauliske egenskaber er afgørende for, om makroporetransporten finder sted (Andersen et al., 2016).

De fosformættede danske jorde, giver højere risiko for fosfortab ved nedvaskning (Rubæk et al., 2000). Nedvaskning afhænger af klima, topografi, jordtype, jordbearbejdning, dyrkning og biologisk aktivitet. Også jordens tekstur, struktur og vandindhold er relevant. Fosfor nedvaskning af både opløst og partikulært fosfor stiger i takt med afstrømningsmængden og afstrømningsintensiteten. Størstedelen af det årlige fosfortab sker derfor under kraftige nedbør og afstrømningshændelser og 60-80 % af det årlige fosfor bliver udvasket under nedbørsevents (Heckrath et al., 2000).

2.7 Jern i jorden

Jern og jern oxider er blandt de vigtigste mineraler, i forbindelse med næringsstof-cykler, forurening og transport (Zhu et al., 2016).

I de mest almindelige mineraler som biotit, amphibol, pyroxsen, olivin og magnetite findes jern på divalent form. Når forvitring forekommer, vil jern blive oxideret af oxygen fra atmosfæren.

$$Fe^{2+} + H^+ + 1/4O_2 \rightleftharpoons Fe^{3+} + 1/2 H_2O$$
 (1)

Det oxiderede Fe^{3+} bliver frigivet fra silikat bindingen (Blume et al., 2016 s. 25) og herefter bliver Fe^{3+} hydrolyseret til Fe(III)oxid, Fe(III)hydroxid eller Fe(III)oxyhydroxid, alt efter forholdene under reaktionen (Cudennec and Lecerf, 2006). Det første mineral der udfældes, ved oxidation af jern, er ferrihydrit (Fe₂O₃, 9 H₂O). Ferrihydrit er dårligt krystalliseret, og med tiden vil krystallisationen øges, og der vil dannes hematite (Fe₂O₃) eller geothite (FeOOH) afhængig af pH. Hematite dannes ved neutral pH, mens geothite dannes ved høj og lav pH (Cudennec and Lecerf, 2006).

Fe³⁺ er den stabile form af jern i luften, og derfor også den hyppigste i jordbunden. Goethite og hematite er de mest almindelige former for jern i jorden, så længe der er aerobe forhold (Blume et al., 2016 s. 26).

Den omvendte proces, hvor jernoxiden/hydroxiden opløses reduktivt, fører til frigivelse af opløst Fe^{2+} , som herved forekommer i høj koncentration. Fe^{2+} kan erstatte andre kationer som Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ og Na⁺ som sidder på kations udvekslende overflader. Herved er det muligt, at Fe^{2+} transporteres væk med det gennemstrømmende vand.



Disse processer forløber altså i et miljø hvor iltniveauet er varierende. Processen hedder ferrolysis og medvirker til forsuring af periodisk anoxisk jord. (Blume et al., 2016 s. 159). Jern kan også reduceres ved oxidation af organisk materiale(Appelo and Postma, 2004) (2).

$CH_2O + 4 FeOOH + 7 H^+ \rightarrow 4 Fe^{2+} + HCO_3^- + H_2O$ (2)

2.8 Mobiliseringen af fosfor fra tørv landskaber

Mobiliseringen af fosfor kan måles ved fosfor fraktioner. Øverst i profilet, hvor det mest nedbrudte tørv forekommer, blev der af Zak (2008) observeret en højere koncentration af det redox-følsomme P (BD) og det syreopløselige P (HCl). Det øverste, mest nedbrudte tørvelag, indeholder høje mængde Fe³⁺oxider efter tidligere oxiske forhold (Litaor et al., 2004). Disse jern oxider har høj bindingsaffinitet til både uorganiske og organiske P forbindelse. De to P-fraktioner findes ikke i de lavereliggende mindre nedbrudte tørvelag, da de ikke har været udsat for oxidation. (Zak et al., 2008). Mobiliseringsprocesserne er derfor mindre vigtige i de lavtliggende let nedbrudte tørv (Zak and Gelbrecht, 2007). Øget koncentration af næringsstoffer, i de lavtliggende mindre nedbrudte tørvelag, skyldes nedsivningsprocesser (Zak and Gelbrecht, 2007).

I de øvre tørvelag er større mængde P bundet i redox- og pH-følsomme sammensætninger. (Zak et al., 2008, Zak et al., 2017). De redox-følsomme Fe³⁺ fosfor forbindelser, som er dannet under oxiske forhold, er vigtig for P mobilisering i det genvæddet tørv landskaber, da de reduceres til Fe²⁺ når der sker et skift til anoxiske forhold og derved en sænkning af redoxpotentialet. Ved reduktionen af Fe³⁺ til Fe^{2+,} bliver fosfor frigivet til jordvandet (Kjærgaard et al., 2009, Zak et al., 2017). Derfor er porevandskoncentrationen, af P og Fe, også højere i det øverste tørvelag (Zak et al., 2008) og fordelingen af fosfor, i forskellige fosforpuljer, vil ændres ved genvædning (Litaor et al., 2004).

Der vil efter etableringen af et vådområde være gradvis stigende mængde af fosfor og total fosfor i jordvandet (Kjærgaard et al., 2009)



3. Materialer og metoder

3.1 Beskrivelse af de to mættede randzoner

De to mættede randzoner Ulvskov og Gylling, er placeret i Østjylland mellem Aarhus og

Horsens, indenfor Odder kommune (figur 2).



Figur 2: Kort over Østjylland der viser lokaliteten af de to mættede randzoner Ulvskov og Gylling

3.1.1 Ulvskov

Den mættede randzone Ulvskov, ligger ca. 3,5 km vest for Odder (figur 2) og dræner ud i Odder Å. Lokaliteten ligger, på en højbundsjord, ca. 55 m over havets overflade. Sedimenterne er mineraljord, primært bestående af lerede aflejringer, men sandet aflejringer findes også (appendiks B). Den mættede randzone er placeret i et dødislandskab med meget kuberet terræn (figur 1). Både syd og nord for Ulvskov ses randmorænebakker. På Jordartskortet ses, at Ulvskov ligger i morænelers aflejringer. Drænoplandet er cirka fire hektar og meget leret (figur 3). Drænoplandet er afbilledet i appendiks C, hvor drænrørsystemet i oplandet også kan ses.

I de omkringliggende boringer, ligger det primære grundvandsspejl i cirka 38-40 m under jordens overflade. Nærmeste boring ligger omtrent 190 m væk fra den mættede randzone (boring nr. 99.802) (appendiks B).



På det terrænnære grundvands kort (figur 4) ses, at der forekommer terrænnært grundvand ved den mættede randzone. Det terrænnære grundvand er på kortet karakteriseret ved et terrænnært vandførende lag mindre end 2 m under terræn (Geo, 2019). På redoxdybdekortet ses, at den oprindelige redox-grænse er 3-5 m underterræn (Koch et al., 2019) (figur 5).



Figur 3: Jordartskort over området med de mættede randzoner. Kortet viser hvilke jordarter der forventes at finde i de overfaldenære lag (ned til 1 m). I Ulvskov forventes det at finde en glacial lerede moræne, og i Gylling forventes det at finde en ferskvandsgytje

3.1.2 Gylling

Den mættede randzone Gylling, ligger ca. 6 km syd for Odder (figur 2) og dræner ud i Malskær Bæk. Lokaliteten ligger lavt i terræn, ca. 10 m over havets overflade. Lokaliteten ligger på en meget organisk lavbundsjord. Gylling ligger lidt øst for en smeltevandsdal, i et relativt fladt terræn, med bølgede bundmoræne (figur 1). På jordartskortet (figur 3) ses, at Gylling ligger i en ferskvandsgytjeaflejring, som er omgivet af morænelersaflejringer. Drænoplandet for Gylling er ca. 23 hektar. I appendiks D, er drænsystemerne i området omkring den mættede randzone vist. Her ses det, at drænrør går gennem den mættede randzone. Den tætteste boring ligger omtrent 630 m væk (boring nr. 108.40), og den tætteste grundvandsboring mere end 1 kilometer væk (boring nr. 108.188). Ved denne



boring ligger det primære grundvandsspejl ca. 14 m under jordens overflade (appendiks E). På det terrænnære grundvands kort (figur 4) ses, at der forekommer terrænnært grundvand ved lokaliteten. Terrænnært grundvand er på kortet karakteriseret ved et terrænnært vandførende lag mindre end 2 m under terræn (Geo, 2019). På redox-dybdekortet ses, at den oprindelige redox-grænse er 3-5 m underterræn (Koch et al., 2019) (figur 5).



Figur 4: Kortet viser områder med forhøjet risiko for terrænnært grundvand (mindre end 2 m.u.t).Ved begge mættede randzoner er der terrænnært grundvand. Kortet er hentet fra GeoAtlas Live (Geo, 2019).



Figur 5: Redox-dybde for området omkring de mættede randzoner. Begge mættede randzoner befinder sig i et område meden redox dybde på 3-5 m. Kortet er hentet fra GEUS kort database (Koch et al., 2019).



3.2 Feltarbejde

Feltarbejde og udtagningen af jordprøver til senere kemiske og fysiske analyser (tabel 2) blev udført i løbet af efteråret 2019 og foråret 2020.

3.2.1 Installation af mættede randzoner

Ved de to mættede randzoner er der installeret en indløbsbrønd, som modtager drænvand fra de omkringliggende drænrør. Drænvandet ledes fra indløbsbrønden ind i et fordelerrør, der er installeret parrallet med åen. Fordelerrøret udmunder i en udløbsbrønd. Der er installeret en bypass brønd, som drænvand kan føres over i, i tilfælde af regnfaldsevent, hvor der modtages mere drænvand, end fordelerrøret og den mættede randzone har kapacitet til.

I november 2018 blev den mættede randzone Ulvskov installeret, og et fordelerrør på ca. 80 m blev nedgravet. Fordelerrøret er markeret fra Distributionpipe Start (DS) til Distributionpipe End (DE) på figur 6. Den mættede randzone strækker sig fra DS til DE og hele vejen til åen. Et mindre måleområde blev udvalgt ud fra antagelser om, at den største mængde drænvand vil trænge gennem dette sted.

Gylling mættede randzone blev installeret i februar 2019, hvor et fordelerrør på ca. 80 m blev nedgravet. Fordelerrøret er markeret fra Old Distributionpipe Start (ODS) til Old Distributionpipe End (ODE) på figur 7. Den mættede randzone strækker sig fra ODS til ODE, og hele vejen til åen. Det viste sig dog, at fordelerrøret ikke fungerede efter hensigten, da flowmålere viste at fordelerrøret ofte fungerede som et drænrør. Derfor blev endnu et fordelerrør installeret mellem den 21. og 23. november 2019. Det nye fordelerrør er markeret fra New Distributionpipe Start (NDS) til New Distributionpipe End (NDE) på figur 7. Den mættede randzone blev herved mindre, idet det nye fordelerrør var kortere og tættere ved åen. Måleområdet dækker ikke hele den mættede randzone, men blev udvalgt på baggrund af antagelser om, at den største mængde drænvand vil trænge gennem på dette sted.





Figur 6: Ulvskov mættede randzone. På denne figur er indtegnet designet af Ulvskov mættede randzone. Fordelerrøret er markeret fra Distributionpipe Start (DS) til Distributionpipe End (DE), alle vandprøver og jordprøver er markeret, med tilhørende kaldenavn for den enkelte prøvetagnings position. Flowpile er indtegnet for at forklare drænvandets retning gennem den mættende randzone. Lokaliteten for alle punkter i figuren er målt med GPS.



Figur 7: Gylling mættede randzone. På denne figur er designet af Gylling mættede randzone indtegnet. Det gamle fordelerrør er markeret fra Old Distributionpipe Start (ODS) til Old Distributionpipe End (ODE), og det nye fordelerrør er markeret fra New Distributionpipe Start (NDS) til New Distributionpipe End (NED). Alle vandprøver og jordprøver er markeret, med tilhørende kaldenavn for den enkelte prøvetagnings position. Flowpile er indtegnet for at forklare drænvandets retning gennem den mættende randzone. Lokaliteten for alle punkter i figuren er målt med GPS.



3.2.2 Jordprøver

Jordprøver blev udtaget af to omgange. Første gang foregik den 27. marts 2019, hvor der blev udtaget seks jordprøver fra hver lokalitet (figur 6 og figur 7). Jordprøvetagningen blev fortaget med en såkaldt russian corer, i to dybder, 0-50 cm og 50-10 cm, og med jordbundscylindere af 50 cm i længden og 5 cm i diameter. Jordprøverne blev senere brugt til tørstof(DM), glødetab(LOI) fosfor-carbon-nitrogen (P-C-N) fraktion, metal-fosfor (P) indhold og oxalat analyse.

Anden gang jordprøver blev udtaget, var i august og september 2019. Jordprøver blev udtaget med et jordprøvebor af modellen Dr. Pürckhauer. Der blev taget fire jordprøver i hver af de fire transekter i den mættede randzone, hvor piezometerrørene efterfølgende skulle nedsættes. Placeringen af disse jordprøver, ses som "Water samples" på figur 6 og figur 7. Der blev udtaget jordprøver ned til lerlaget i hver boring. Jordbundsbeskrivelser blev udarbejdet for hver jordprøve ved Ulvskov (appendiks F) og for udvalgte piezometre ved Gylling (appendiks G). For hvert skift af jordbundstype i jordsøjlen, blev der taget en jordprøve som efterfølgende blev opbevaret i en zip-lock pose. Disse jordprøver blev senere brugt til sigteanalyse. Jordprøverne blev navngivet med transekt nummer og placering på transekten.

3.2.3 Piezometre nedsætning og vandprøver

Piezometerrør blev sat ved hver jordprøveboring (figur 6 og figur 7). Der blev noteret total længde af piezometeret, længden fra toppen af piezometeret til starten af filteret, længden af filteret og rørets højde over overfladen. Filtersætningen blev sat i den vandmættede zone og var ved Ulvskov, i de fleste piezometre, 23,5 cm høj, men blev forlænget i nogle til 53 cm, 90,5 cm og 113,5 cm. Ved Gylling var alle filtersætninger 53-54 cm høje. Piezometrene blev nedsat i hver mættede randzone i fire transekter (figur 6 og figur 7). Ni piezometre står i den mættede randzonen markeret med grøn, fire piezometre står i kontroltransektet markeret med orange, og tre piezometre står i før fordelerrøret, kaldet grundvandspiezometre, markeret med blå. Desuden blev der taget vandprøver i indløbsbrønd, udløbsbrønd og å samt nedsat tre overfladenære piezometre i hver lokalitet, hvor der også blev taget vandprøver. Disse er placeret ved siden af piezometrene T2.R2, T2.R3 og T2.R4 i Gylling og ved siden af T3.R2, T3.R3 og T3.R4 i Ulvskov. Ca. hver tredje uge blev der under feltarbejdet udtaget vandprøver. Efterfølgende blev der foretaget vandkvalitetsanalyse af det hjembragte vandprøver. I tabel 1 ses hvilke parametre, der blev målt ved hvert feltarbejde og vandkvalitetsanalyse.



I det følgende vil piezometrene T1.R2, T2.R2 og T3.R2 have den samlede betegnelse MR-Start. T1.R3, T2.R3 og T3.T3 vil have den samlede betegnelse MR-Midt og T1.R4, T2.R4 og T3.R4 vil have den samlede betegnelse MR-Slut.

3.2.4 Flowmålere

To flowmålere er installeret i Ulvskov, en i indløbsbrønden og en i bypass brønden. Her blev vand indstrømningen manuelt aflæst hver tredje uge i fordelerrøret, samtidig med vandprøvetagning. D. 06.11.19 blev der installeret en datalogger og vand indstrømningen blev logget i denne, så den daglig indstrømning kunne bestemmes. I Gylling er der også installeret to flowmålere, en i hver indløbsbrønd og en i bypass brønden, men der blev ikke installeret en datalogger. Derfor er der kun data for vand indstrømningen i fordelerrøret for hver tredje uge for Gylling.

3.2.5 Ilt, temperatur, pH og konduktivitet

Ilt, temperatur, pH og konduktivitet er målt i felten med fletinstrumentet YSI Professional

Plus.

Tabel 1: Oversigt over vandprøver og vandkvalitets analyser. Tabellen viser, hvornår de forskellige vandprøver og vandanalyser er udført.

	Water sample	Water bearing, Oxygen and Temp.	рН	EC	TDN	TDP	NH4 ⁺ , SRP, Cl ⁻ , NO3 ⁻ -N, SO4 ²⁻	NO2 N (only Ulvskov)	DOC	TFe
17/09/19 (only Ulvskov)	X	X	x	x			X	X		
07/10/19	X	X	X	X	X		X	X		
29/10/19	X	X	X	X	X		X	X		
21/11/19	X	X			X		X	X		
11/12/19	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
09/ or 10/01/20	X	X			X	X	X			
30/01/20	X	X	X	X	X	X	X			X
20/02/20	X	X	X	X	X	X	X		X	
02/03/20	X	X		x			X			

Temp. (Temperature), EC (Electric conductivity), TDN (Total dissolved nitrogen), TDP (Total dissolved phosphorus), NH₄⁺ (Ammonium), SRP (Soluble reactive phosphorus), Cl⁻ (Chloride), NO₃⁻-N (Nitrate-N), SO₄²⁻ (Sulfate), NO₂⁻-N (Nitrite-N), DOC (Dissolved organic carbon), TFe (Total-iron)



3.3 Vandprøve analyser

Vandprøveanalyser blev udført i løbet af efteråret 2019 og foråret 2020. I tabel 2 er der noteret hvem, der har udført hvilke vandprøve analyser.

3.3.1 Total opløst nitrogen (TDN)

Total opløst nitrogen (TDN) er bestemt med metoden EN 12260. Her bestemmes nitrogen (N) i vand i form af ammonium, nitrit, nitrat og organiske forbindelser, som kan omdannes til N oxider under oxidative forhold. TDN måles på en Shimadzu TOC-L med Total Nitrogen Measurement unit. TDN bestemmes ved 720°C grader katalytiske termiske dekompositions/kemi-luminiscens metoder (Standard, 2003).

3.3.2 Total opløst fosfor (TDP) og opløseligt reaktivt fosfor (SRP)

Total opløst fosfor (TDP) og opløseligt reaktivt fosfor (SRP) er bestemt med metoden DS/EN ISO 6878. Metoden bestemmer orthofosfat i vand. Dette sker ved en reaktion mellem orthofosfat ioner og en sur opløsning, der indeholder molybdat og antimon ioner. Reaktionen danner et antimon fosformolybdat kompleks. En reduktion af komplekset med askorbinsyre danner det stærkt farvede molybdenum blue kompleks. Ved spektrometri måles absorbansen af komplekset og herved kan koncentrationen af orthofosfat bestemmes (Standard, 2004).

3.3.3 Ammonium (NH4⁺)

Ammonium (NH₄⁺) er bestemt med metoden DS/EN ISO 11732. Prøven der indeholder ammonium injiceres ind i en kontinuert flow af en basisk opløsning. Den basiske opløsning og prøven med ammonium blandes. Herved dannes ammoniak som bliver separeret i en diffusionscelle gennem en hydrofob semipermeable membran, og bliver samlet op af en nyt flow der indeholder en pH-indikator. Grundet det resulterende skift i pH vil indikatoropløsningen skifte farve, som måles kontinuert i et flow fotometer. Skiftet i pH indikerer mængden af ammonium (Standard, 2005).

3.3.4 Nitrat-N (NO₃⁻-N), Nitrit-N (NO²⁻-N), Klorid (Cl⁻), Sulfat (SO₄²⁻)

Nitrat-N (NO₃⁻-N), nitrit-N (NO₂⁻-N), klorid (Cl⁻) og sulfat (SO₄²⁻) er bestemt med metoden DS/EN ISO 10304-1. Metoden er udført på en ionkromatografi, Dionex ICS-1900. Prøverne er filtreret gennem et 0,22 μ m filter i stedet for 0,45 μ m filter, som beskrevet i metoden (Standard, 2009).

3.3.5 Opløst organisk carbon (DOC)

Opløst organisk carbon (DOC) er bestemt ved metoden DS/EN 1484. Denne metode bestemmer DOC, som det organisk bundet carbon, der er til stede i vandet, der kommer fra



forbindelser, som kan passere et membranfilter med porestørrelsen 0,45 μ m (Standard, 1998).

3.3.6 Total-jern, (TFe)

Total-Fe er bestemt med metoden DS 219. Med denne metode oxideres jern til en reaktiv tilstand. Herefter reduceres jern(III) med hydroammoniumklorid til jern(II), som reagerer med 2,4,6-tris(2'pyridyl)-1,3,5-triazin (TPTZ). Absorbansen af det violette kompleks $Fe(TPTZ)_2^{2+}$ måles ved bølgelængden 593 nm (Standard, 1975).

3.4 Jordprøve analyser

Jordprøveanalyser er blevet udført i løbet af efteråret 2019 og foråret 2020. I tabel 2 er der noteret hvem der har udført hvilke jordprøve analyser.

3.4.1 Sigteanalyse

Alle jordprøver fra den anden prøvetagning, i alt 42 jordprøver, blev sigteanalyseret. Fire sigter med maskevidden 63 μ m, 212 μ m, 500 μ m og 2 mm blev anbragt i en stabel med mindst maskevidde nederst. Sigtekanterne blev sluttet tæt, for at hindre materialetab under sigtningen ved at anbringe et tætsluttende låg på den øverste sigte, og en tætsluttende bund under den nederste. En jordprøve blev anbragt i den øverste sigte. Ved tilførsel af demineraliseret vand gennem låget, og ved hjælp af en vibrationsmaskine, blev jordprøven sigtet og sedimenterne inddelt efter maskevidde. Sedimenterne blev herved inddelt i fem fraktioner, <63 μ m, 63-212 μ m, 212-500 μ m 500 μ m-2mm og < 2 mm. En tom foliebakke blev vejet, og vægten noteret. Indholdet af hver sigte blev ført over i en foliebakke, mærket med jordprøvens navn og fraktion. Foliebakker blev herefter vejet og vægten noteret. Denne metode er sigtning af vådt materiale, og tager derfor ikke højde for jordprøvens startvægt. Derfor fortæller metoden ikke noget om evt. materialetab under analysen (Graff-Petersen, 1975).

3.4.2 Tørstof og glødetab

10 g jord fra hver jordprøve blev brugt til tørstof og glødetab. Diglerne afkøles herefter. Fra hver jordprøve afmåles tre lige dele sediment til hver deres digel. Diglen med jordprøve sættes i tørreskab ved 105° C. Når de tre prøver opnår samme indhold af tørstof, må prøven være gennemtørret, og tørstof er fundet (Zak et al., 2008, Lund et al., 2015). Glødetab i jordprøver måles ved at brænde prøven ved 550° C i 4 timer, så al organisk materiale brænder væk og derved kan mængden af organisk materiale beregnes (Allaby,



2015, Ravn-Jonsen, 2006, Zak et al., 2008). Fra tørstof beregnes forholdet mellem tørstof og frisk masse ved ligning L.1. Fra tørstof beregnes vandindholdet ved L.2.

$$T \sigma rstof/friskmasse ratio = (t \sigma rstof*100/friskmasse)$$
(L.1)

Vandindhold = (indvejet frisk masse - tørstof) / indvejet frisk masse (L.2)

3.4.3 Oxalat-analyse

Ved oxalat-analyse afvejes max. 1,5 g finmalede sediment (<2 mm), som føres over i 50 ml centrifugerør. Der blev lavet fire tomme centrifugerør som blindprøver. Oxalatbuffer blev fremstillet af 16,11 g di-ammonium-oxalat-monohydrat og 10,92 g oxalsyre-dihydrat i en 1 liter kolbe, opløst af 700 ml. ultrapure-vand. Efterfølgende blev der fyldt op med ultra-pure vand til 1 liter og til at pH af opløsningen var 3. 30 ml oxalatbuffer blev tilført hver centrifugerør. Rørene med oxalatbuffer og sediment blev sat i mørkerum, og omrystet i to timer. Herefter blev de sat i centrifuge i 10 min., ved 3000 g og efterfølgende blev supernatanten dekanteret gennem et Sartorius Minisarts Syringe filter. Fosfor (P_{ox}), aluminium (Al_{ox}), jern (Fe_{ox}), mangan (Mn_{ox}), og svovl (S_{ox}) ekstraheret med oxalat blev herefter bestemt ved en ICP-OES. Fosforbindingskapaciteten (PSC) blev beregnet ved ligning L.3. Fosformætningsgraden (DSP) blev beregnet ved L.4 (Baumann, 2019).

PSC [mmol/kg] = ((Fe g/kg / 56 g/mol * 1000) + (Al g/kg / 27 g/mol * 1000) + (Mn g/kg / 55 g/mol)) * 0,5. (L.3)

DSP [%] = (P g/kg / 31 g/mol) * 100 / PSC (L.4)

3.4.4 Bestemmelse af C, N og S

Bestemmelsen af carbon (C), nitrogen (N) og svovl (S) indholdet i jordprøverne foregik på en CNS analyzer (Vario EL; Elementar, Mt. Laurel, New Jersey, USA). Herefter blev carbon/nitrogen ratioen (C/N ratioen) beregnet ved L.5.

$$C/N \text{ ratio} = (C \text{ mg/g} / 12 \text{ g/mol}) / (N \text{ g/mg} / 14 \text{ g/mol})$$
 (L.5)



3.4.5 Metal-P indhold

Total Fosfor (TP), total jern (TFe), total aluminium (TAl) og total calcium (TCa) indholdet i jordprøverne blev analyseret ved, at der først blev taget tre delprøver af jordprøverne, som blev tørret ved 105 °C til konstant masse, hvorved alt vand var fordampet. Herefter blev de homogeniseret i en rustfrit stålkværn, til jordmel. For at opløse metallerne blev der brugt Aqua Regia. Indholdet af TP, TFe, TAl og TCa kunne bestemmes i en højtryksmikrobølgeovn (MLS GmbH) med flamme atomar absorptions spektrometri (Zak et al., 2008).

3.4.6 P-C-N fraktioner

For fraktionsanalyserne blev 5-8 g jord fra hver jordprøve vejet af og overført til 40 ml centrifugerør. Herefter blev der tilsat 25 ml, 1 M kaliumklorid (KCl)-opløsning (38 g KCl salt opløst i en 1 L flaske med 500 ml demineraliseret vand), (før anvendelse af KCl blev det begasset med N₂ i en time). Jordprøven med ekstraktionsopløsningen blev omrystet i en frem og tilbagegående, rullende mekanisk rystemaskine i 30 minutter. Herefter blev ekstraktet centrifugeret i 5 minutter ved 10600 g. Supernatanten blev filteret gennem et Sartorius Minisarts Syringe filter (cellulose acetate membran; 0,45 µm porestørrelse). KCl-SRP blev efterfølgende bestemt ved molybdenum blue metoden (Murphy and Riley, 1962) og KCl-DOC og KCl-total nitrogen (TN) bestemt med C-N analysen TOC-L 5000, Shimadzu (Zak et al., 2008). Ved denne ekstraktion findes vandopløseligt og meget løst bundet P (SRP), C (DOC) og N (TN).

Centrifugerøret indeholder residualet fra den foregående ekstraktion. Her tilsættes 25 ml 0,115 M bicarbonat-bufferede dithionite (BD)-opløsning (10 g Na₂S₂O₄ og 4,6 g NaHCO₃ opløst i en 1 L flaske med 500 ml demineraliseret vand). Jordprøven med ekstraktionsopløsningen blev omrystet i en frem og tilbagegående, rullende mekanisk rystemaskine i 60 minutter. Herefter blev ekstraktet centrifugeret i 5 minutter ved 10600 g. Supernatanten blev ført over i et bæger, hvorefter bundfaldet blev vasket med 25 ml demineraliseret vand. Prøven blev omrystet i rystemaskinen i 5 minutter, hvorefter den blev centrifugeret i 5 minutter. Supernatanten fra vaskningen og fra ekstraktionen blev ført sammen i et bæger og for herefter at blive filteret gennem et Sartorius Minisarts Syringe filter (cellulose acetate membran; 0,45 µm porestørrelse). Herefter blev redox-følsomt total opløst fosfor -BD (TDP-BD) og redox-følsomt jern-BD (Fe-BD) bestemt ved hjælp af ICP-OES (Inductively coupled plasma - optical emission spectrometry). Residualet smides bort



(Zak et al., 2008). Ved denne ekstraktion findes redox følsomt P (TDP-BD) og Fe (Fe-BD). Fe/P redox følsomme sammensætninger kan udregnes ved L.6.

Redox-følsom Fe/P ratio = (Fe-BD $\mu g/g / 56 g/mol) / (TDP-BD \mu g/g / 31 g/mol)$ (L.6)

Tabel 2: Tabellen viser hvem der har udført hve	r enkelt opgave i forbindelse med	l feltarbejde og laboratorie analyser
---	-----------------------------------	---------------------------------------

Opgave	Udført af:
Installation af mættede randzone	SEGES ¹
Jordprøve udtagning, 1. sæt	Dominik Zak ²
Jordprøve udtagning, 2. sæt	Sophie Lyngaa ³ , Dominik Zak ² , Joachim Audet ² , teknikkere ²
Jordprøve beskrivelser	Sophie Lyngaa ³ , Dominik Zak ² , Joachim Audet ² , teknikkere ²
Piezometer nedsætning	Sophie Lyngaa ³ , Dominik Zak ² , Joachim Audet ² , teknikkere ²
Vandprøver og vandkemi analyser	Henrik Stenholt ² , Marlene Venø skjærbæk ² , Dorte Nedergaard ²
Sigteanalyse	Sophie Lyngaa ³
Tørstof og glødetab	Dominik Zak ²
Oxalat analyse	Sophie Lyngaa ³ , Dominik Zak ²
Metal P-fraktion	Dominik Zak ²
Fosfor- Carbon- Nitrogen fraktioner	Dominik Zak ² , Sarah Krocker ⁴ , Elisabeth Schütte ⁴ , Grit Slegert ⁴

1: SEGES, Aarhus, 2: Bioscience, Aarhus Universitet, 3: Geoscience, Aarhus Universitet, 4: Leibniz-Institute of freshwater ecology and inland fisheries



3.5 Metoder til databehandling

Til databehandlingen er anvendt Python, Q-GIS og Excel.

3.5.1 Geologiske kort

Diverse geologiske kort er udarbejdet i Q-GIS 3.10.0-A Coruña. Jordartskort er hentet ned fra GEUS online webshop, og herefter beskåret til de relevante områder. Den geologiske tolkning af landskabet er foretaget på baggrund af Danmarks Højdemodel hentet ved Kortforsyningen plugin i Q-GIS, geologisk viden og tolkninger lavet på baggrund af Kruger (1983).

3.5.2 Deskriptiv statistik

Deskriptiv statistik er beregnet og afbilledet i Microsoft®Excel®2016. Alle parametre, der er målt på jorddata, er beskrevet med gennemsnit, standard afvigelse, minimum værdi, median og maksimum værdi. I begge mættede randzoner blev der foretaget 12 jordprøver på seks lokaliteter, hvor seks jordprøver blev taget i 0-50 meters dybde og seks jordprøver blev taget i 50-100 meters dybde. I de deskriptive tabeller er de 12 jordprøver fra Gylling alle inkluderet i én tabel og de 12 jordprøver fra Ulvskov, er alle inkluderet i en anden tabel.

Vanddata er indsamlet for Gylling på otte måledatoer, ca. hver tredje uge mellem 07.10.19-02.03.20 og for Ulvskov på ni datoer ca. hver tredje uge mellem 17.09.19-02.03.20. Det deskriptive vanddata er inddelt i seks grupper. Grupperne består af den dybe mættede randzone, den overfladenære mættede randzone, grundvands piezometre, kontroltransekt, indløbsbrønd og åen. Disse er beskrevet med antal målinger, gennemsnit, standardafvigelse, minimum og maksimum.

3.5.3 Sigteanalyse

Sigteanalyse data er efter laboratoriet noteret i Microsoft®Excel®2016. Fraktionen af grus, sand og silt/ler er udregnet for hver jordprøve.

3.5.4 Boksplot

Boksplots er lavet ved hjælp af Jupyter notebook 6.0.3 med Python 3.0 programmeringssprog. Hjælpepakkerne MatPlotLib, Seaborn og Pandas er importeret til at udføre beregninger og grafiske illustrationer. Der er benyttet Seaborn boksplotfunktioner. Whiskerne på boksplottene er beregnet ved: Q1 - whis*(Q3-Q1) for laveste whisker og Q3 + whis*(Q3-Q1) for højeste whisker, hvor Q1 og Q3 er første og tredje kvartil og whis er 1,5.



3.5.4.1 Boksplot for jorddata

Boksplots for jorddata er lavet ved opdeling af data i de to dybder, hvor jordprøverne udtaget. Dybderne, 0-50 cm og 50-100 cm, er hver afbilledet med et boks and whisker plot for både Ulvskov og Gylling. Alle målte parametre er afbilledet på denne måde.

3.5.4.2 Boksplot for vanddata

Koncentrationerne for de forskellige parametre, der er målt ved vandkvalitetsanalyser, er afbilledet på tre forskellige måder. Ved første afbildningsmetode er data inddelt i følgende seks grupper, som afspejler datas afstand fra fordelerrøret: Indløb (1),

Grundvandspiezometre (3), Starten af mættede randzone (3), Midten af mættede randzone (3), Slutningen af mættede randzone (3) og Åen (1). Tallet i parentes beskriver, hvor mange datapunkter, hver enkelt boks, i den givne kategori, dækker over. For Indløb og Åen er der kun et datapunkt og derfor ingen boks. De resterende grupper dækker over tre data punkter, og boksen er derved dannet af min, max, og median, som alle er reelle datapunkter. Boksplottene er konstrueret således, at hver dato er repræsenteret med en farve.

Ved anden afbildningsmetode er data inddelt i fire transekter. Denne afbildning har primært til opgave, at vise forskellen fra transekter i den mættede randzone og kontrol transektet. Her er der fire datapunkter til hver transekt. Boksplottene er konstrueret således, at hver dato er repræsenteret med en farve.

Den tredje afbildningsmetode viser data fra de overfladenære vandprøver mod de dybe vandprøver. Denne afbildning har til formål at vise eventuelle lodrette variationer i den mættede randzone. De overfladenære piezometre er dog først installeret senere hen i begge mættede randzoner og dækker derfor ikke de første prøvetagningsdatoer. Data for Ulvskov stammer fra transekt 3, hvor der er nedsat tre ekstra piezometre for at måle koncentrationen i den overfladenære del af den mættede randzone. Data for Gylling stammer fra transekt 2, hvor der er nedsat tre ekstra piezometre for at måle koncentrationen i den overfladenære del af den mættede randzone. Data for Gylling stammer fra transekt 2, hvor der er nedsat tre ekstra piezometre for at måle koncentrationen i den overfladenære del af den mættede randzone. Data for Gylling stammer fra transekt 2, hvor der er nedsat tre ekstra piezometre for at måle koncentrationen i den overfladenære del af den mættede randzone. Data for Gylling stammer fra transekt 2, hvor der er nedsat tre ekstra piezometre for at måle koncentrationen i den overfladenære del af den mættede randzone. Data for Gylling stammer fra transekt 2, hvor der er nedsat tre ekstra piezometre for at måle koncentrationen i den overfladenære del af den mættede randzone. Hver boksplot dækker over tre data punkter, og boksen er derved dannet af min, max, og median, som alle er reelle datapunkter.

3.5.5 Grundvandspejling

Grundvandsspejlet over havets overflade er beregnet ved pejlingsdata og pejlingens GPSposition. Dette er afbilledet ved brug af Seaborn Lineplot i Jupyter.


3.5.6 Inverse distance weighted interpolation

Figurerne er lavet ved at importere txt.filer med alt data til Q-GIS 3.10.0-A Coruña. Datafelter som skulle analyseres (SRP, NO₃⁻-N, Vandniveau) blev refraktoreret fra String til Integer64. Den rumlige analyse IDW (inverse distance weighed) blev kørt for SRP, NO₃⁻-N og vandniveau. Filerne blev herefter klippet fra maskelag, som var omkredsen af de mættede randzoner. Der blev lavet ens skala for alle figurer fra samme lokalitet og parameter, henholdsvis, SRP for Ulvskov, SRP for Gylling, NO₃⁻-N for Ulvskov, NO₃⁻-N for Gylling, Vandniveau for Ulvskov og Vandniveau for Gylling.

3.5.7 Scenarioberegninger

Scenarioberegninger er lavet med udgangspunkt i indkommen koncentration af SRP i de mættede randzoner. SRP-koncentrationen fra indløbet benyttet. Flowmålere fra hver lokalitet har målt indstrømningen i fordelerrøret. I Ulvskov er dette sket dagligt og for Gylling er det sket ca. hver tredje uge. Indstrømningen i fordelerrøret er beregnet som indstrømning i indløbsbrønd minus indstrømning i bypassbrønd. Den totale indstrømning i fordelerrøret over ca. tre uger, er delt med antallet af måledage. Koncentrationen af SRP, der også kun er målt ca. hver 3. uge, er interpoleret mellem dagene, så der opnås en estimeret koncentration af SRP for hver dag og en estimeret værdi for indstrømning for hver dag. Ved multiplikation af daglig indstrømning og daglig SRP-koncentration, opnås mængden af SRP, der har skyllet ind i den mættede randzone hver dag. Summen giver den samlede mængde SRP, der er skyllet ind i den mættede randzone fra d. 17.09.19 - 02.03.20 for Ulvskov og fra 07.10.19 - 02.03.20 for Gylling. Det samme blev fortaget for SRPkoncentrationen i MR-Slut, den sidste piezometerrække i de to mættede randzoner (figur 6 og figur 7). Herved kan summen af det samlede SRP, der har forladt de mættede randzoner bestemmes. Ved subtraktion af SRP, der føres ind i den mættede randzone, med SRP, der forlader den mættede randzone, blev den samlede eventuelle retention af SRP i de to mættede randzoner beregnet for den målte periode.

Den tørre volumen vægt af Gyllings jordbund blev beregnet ud fra tørstof indhold L.7 (Scheffer and Blankenburg, 1993).

%. Vol. Vægt
$$[g/cm^3] = (10*tørstof(\%) - 7,2)/1000$$
 (L.7)



Den tørre volumen vægt for Ulvskov er blevet antaget som almindelig dansk jordbund bestående af moræne ler og sand.

Arealet af hver mættede randzone er blevet bestemt i Q-GIS, målt fra fordelerrøret til åen. I Gylling er kun anvendt arealet mellem det nye fordelerrør og åen. Dybden af den mættede randzone er bestemt ud fra beskrivelserne og piezometerdybden. Herved kan det samlede volumen af de to mættede randzoner beregnes samt den samlede vægt at jordpartikler i de mættede randzoner. Da fosforbindingskapaciteten fra begyndelsen af måleperioden er kendt, kan en ny fosforbindingskapacitet bestemmes, og det kan estimeres hvor længe de mættede randzoner kan fungere, før fuldstændig mætning, eller før den mættede randzone har frigivet alt redox følsomt fosfor.



4. Resultater

Følgende afsnit er inddelt i data fra jordprøver og data fra vandprøver. Jordprøvedata benyttes til at beskrive de to lokaliteter, hvordan de adskiller sig, og deres ligheder. Jordprøverne er kun taget af én omgang og før vandprøvetagningen startede. Der kan derfor ikke ses en tidsmæssig udvikling på baggrund af jordprøverne. Vandprøvedata benyttes til at bestemme effektiviteten af de to mættede randzoner. Her kan både rumlige og tidsmæssige udvikling i lokaliteterne beskrives, grundet vandprøvernes tæthed og regelmæssig prøvetagning.

Ikke alle disse parametre, som præsenteres i dette afsnit vil blive omtalt i diskussionen, da de enten ikke er relevante for dette projekt, eller de stækker sig ud over specialeprojektets omfang.

4.1 Deskriptiv statistik

4.1.1 Jorddata

På baggrund af al jorddata fra henholdsvis Gylling og Ulvskov er der lavet to tabeller med deskriptiv statistik (appendiks H og appendiks I). De to tabeller viser forskellen i jordbunden for de to mættede randzoner. Der er ikke taget højde for forskellen på dybde hvorfra jordprøverne er taget, og de to tabeller giver derfor det overordnede billede af jordbunden. Standardafvigelserne, for mange parametre, minder om hinanden for de to mættede randzoner. Enkelte standardafvigelser er en del højere for Gylling (LOI, C, S, TFe, TAl og TDP), men disse parametre viser også væsentlig højere værdier end for Ulvskov, hvilket formentlig er grunden til den øget standardafvigelse. Standardafvigelsen for redox-følsom Fe/P er meget høj i Ulvskov. Dette skyldes formentlig, at værdierne for denne parameter er yderst varierende.

4.1.2 Vanddata

Den deskriptive statistik for vandata for de to mættede randzoner ses i appendiks J, appendiks K, appendiks L og appendiks M. I disse tabeller ses hvor mange vandprøver det har været muligt at tage, for hver enkelt parameter på de enkelte lokaliteter i de to mættede randzoner. Det har været muligt, at indsamle flest vandprøver i den mættede randzone i Gylling. Standardafvigelsen er forholdsvis lav for de fleste parametre ved lokaliteterne, og det skyldes at parametrene er delt op i lokaliteter.



4.2 Sigteanalyse

Appendiks N viser data fra sigteanalysen, for de jordprøver, analysen blev udført på. Sigteanalysen blev kun udført på jordprøver fra Ulvskov. En sammenfatning af deskriptiv statistik ses i tabel 3. I størstedelen af jordprøverne, ses en stigning i procentdelen af sediment, jo mere finkornet sedimentet er (figur 8). Enkelte jordprøver afviger fra normalen. Maksimumværdien af grus, er langt højere end medianen. Denne maksimumværdi kommer fra jordprøve U2.4 77-97 cm. Det er også fra denne jordprøve maksimumværdien for 500 μ m og 212 μ m ses og minimum værdien for <63 μ m. Denne jordprøve afviger derfor fra de andre (figur 9). Minimumværdien for 500 μ m, 212 μ m og 63 μ m stammer alle fra jordprøven, U1.4 86-140, desuden også maksimumværdien for <63 μ m (figur 10). Denne er den mest lerede jordprøve fra Ulvskov, og afviger fra de andre jordprøver.

Tabel 3: Deskriptiv statistik, Sigteanalyse. Sammenfattende data for sigteanalysen. Al data kan ses i Appendiks N.

Ulvskov	Gravel		Silt / Clay		
	2 mm	500 μm	212 μm	63 µm	< 63 µm
Min.	0.01 %	0.05 %	0.09 %	0.19 %	0.18 %
Median	0.03 %	0.10 %	0.26 %	0.29 %	0.36 %
Max.	0.27 %	0.22 %	0.33 %	0.35 %	0.67 %
Std.	0.045 %	0.033 %	0.058 %	0.035 %	0.098 %



Figur 8: Eksempel på en sigteanalyse for en gennemsnitlig jordprøve. Jordprøve U.1.1 115-140



Figur 9: Sigteanalyse for en meget sandet jordprøve, Jordprøve U2.4 77-97



Figur 10: Sigteanalyse for en meget leret jordprøve. Jordprøve U1.4 86-140



4.3 Pejling

4.3.1 Grundvandsspejlet under terræn

Vandniveauet under terræn er illustreret i (figur 11 og figur 12), som er konstrueret med Inverse distance Weighted interpolation, for de 16 piezometre, på alle måledatoer, for de to mættede randzoner. Når afstanden er negativ, viser figurerne, at jorden er total vandmættet, da vandsøjlen i piezometeret står ovre jordniveau.

4.3.1.1. Ulvskov

På den første måledato 17.09.19 (figur 11), ses kun positive vandniveau værdier. Det betyder, at intet piezometer, på dette tidspunkt, har en vandstand over jordoverfladen, og derfor er intet område, af den mættede randzone, totalt mættet med vand. Tættest på åen i transekt 4, observeres den største vandmætning, i det vandet kun står 1 cm og 4 cm under jordoverfladen. Det mest umættede område ses i grundvandspiezometrene, hvor der er op mod 1,5 meters umættede jordsøjle under jordoverfladen. I den mættede randzone er der ni cm og 80 cm ned til den vandmættede zone. Den største vandmætning ses i T3.R3, T3.R4 og T2.R4, mens den største umættede jordsøjle, i den mættede randzone, ses i T2.R2 og T2.R3. Fordelingen af mætningen, som ses på underfigur 17.09.19, gør sig også gældende for de resterende måledatoer. Den største vandmætning er i kontroltransektet tættest ved åen. Her ses fra den 29.10.19 og fremad total vandmætning. Den mindste vandmætning ses også i grundvandspiezometeret ved de resterende måledatoer, hvor der er mellem 0,5 og 1,5 meters umættet zone. På en enkelt dato, den 07.10.19 er piezometer T4.R1 det mest umættede, med 1,65 meters umættet jordsøjle. I selve den mættede randzone er de tre piezometre i T3.R3, T3.R4 og T2.R4 fortsat de mest vandmættede ved de resterende måledatoer. T3.R3 er fra den 29.10.19 og fremad total vandmættet. Også i piezometeret T1.R2 ses høj vandmætning, helt op til 5,5 cm under jordoverfladen. Den største umættede jordsøjle i den mættede randzone ses fortsat i T2.R2 og T2.R3 ved de resterende måledatoer.









Figur 9: Inverse distance weighted interpolation af pejling af grundvandet under terræn. Figuren viser vandspejlet i den mættede randzone i Ulvskov

4.3.1.2 Gylling

På den første måledato, den 07.10.19 (figur 12) ses kun positive vandniveauværdier, hvilket betyder, at intet piezometer, på dette tidspunkt, har en vandstand over jordoverfladen, og derfor er intet område af den mættede randzone, totalt mættet med vand. Den højeste vandmætning ses i T4.R2, hvor vandet står 34 cm under jordoverfladen, mens den mindste vandmætning ses i grundvandspiezometrene med 93 cm umættede jordsøjle under jordoverfladen. I den mættede randzone er der mellem 36 cm og 69 cm umættet jordsøjle. Underfigurerne for de resterende måledatoer, viser større og større vandmætning over hele den mættede randzone. I næsten alle piezometre stiger vandniveauet over tiden, og derfor ses den samme vandmætningsfordeling i de resterende måledatoer, som beskrevet for 07.10.19. To piezometre T4.R2 og T3.R4 bliver endda total vandmættet fra den 20.02.20 og fremad. Den mindste vandmætning er til enhver tid i grundvandspiezometeret T3.R1, men vandniveauet stiger dog også i dette, fra 93 cm til 73 cm under jordoverfladen. I den mættede randzone, er der til den sidste måledato en vandmætning mellem total mættet og 39 cm under jordoverfladen. Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner





Figur 10: Inverse distance weighted interpolation af pejling af grundvandet under terræn. Figuren viser vandspejlet i den mættede randzone i Gylling.



4.3.2 Grundvandsspejlet over havniveau

Pejlingsfigurerne i appendiks O og appendiks P viser grundvandsvandspejlet over havniveau.

4.3.2.1 Ulvskov

Appendiks O viser vandspejlet over havniveau for Ulvskov. For alle måledatoer og i alle piezometrene ses en tydelig forskel fra transekt 4, når man sammenligner med de andre tre transekter. Grundvandsspejlet lægger omtrent 1 m lavere i transekt 4 end i de andre tre transekter. Piezometer 1 i transekt 4 (T4.R1) har dog ved flere måledatoer lige så højt grundvandsspejl som de andre piezometer 1, i de andre tre transekter (grundvandspiezometrene).

4.3.2.2 Gylling

Appendiks P viser vandspejlet over havniveau for Gylling. Fra den 07.10.19 til den 21.11.19 observeres omtrent den samme afstand til havniveau for hver transekt. Her ligger piezometer 1 og 2, i transekt 3 omtrent 25 cm tættere på havniveau end de øvrige transekter. Piezometer 3 og 4 i alle transekter ligger med omtrent samme afstand fra havniveauet. Den 11.12.19 observeres en markant ændring af grundvandspejlet for flere af transekterne. I alle piezometrene i transekt 2, stiger vandstanden, især i piezometer 3. For transekt 3 falder vandstanden i piezometer 1 i forhold til til havniveauet med 1 meter. Vandstanden i piezometer 4 stiger med omtrent 1 meter. For transekt 4 observeres en stor stigning i vandspejlet i piezometer 4. Fra den 11.12.19 stiger vandstanden langsomt fra måledato til måledato, men den relative fordeling i vandspejlet ændrer sig ikke.

4.4 Boksplots for jorddata

Det følgende afsnit beskriver figurer hvor jorddata er afbilledet som boksplots. Forskellen i de to dybder, hvor prøven er taget, er afbilledet med hver deres boksplot. Hver boksplot dækker således over seks målepunkter. Parametrene fra Ulvskov og Gylling er afbilledet ved siden af hinanden for bedre at kunne sammenlignes.

4.4.1 Tørstof, tørstof/friskmasse ratio, vandindhold og glødetab

Tørstofkoncentrationen illustreret i figur 13a. Underfiguren viser mængden af tørstof efter tørring af de cirka 10 g frisk masse. Mængden af tørstof (4-8 g) i den øverste del af de to mættede randzoner er næsten ens. I den dybere del af den mættede randzone Gylling ses en



halvering af mængden af tørstof, mens der i Ulvskov ses en øget mængde tørstof på ca. 9 g. Forholdet mellem tørstof og friskmasse er vist i figur 13b. Værdi afhænger af mængden af tørstof, da mængden af frisk masse er omkring 10 g i alle prøver. Vandindholdet er beregnet ud fra tørstofindholdet, og afhænger derfor heraf. Vandindholdet i den overfladenære del, af både Ulvskov og Gylling, er mellem 20-60 % med en median omkring 40 %. I den dybere del af de to mættede randzoner er der stor forskel på vandindholdet. Gylling har et vandindhold 60-80 %, mens Ulvskov har et vandindhold på ca. 15 %.

Glødetabet ses i figur 13d. Glødetabet afspejler mængden af organisk materiale i jordprøven. Der ses en væsentlig højere koncentration i Gylling end i Ulvskov. Den store forskel er primært i den dybe del af den mættede randzone, hvor der er 20-65 % organisk materiale. I den dybe del af Ulvskov er der ca. to % organisk materiale, og i den overfladenære del er der 5-20 %. I den overfladenære del af Gylling er 10-35 % organisk materiale.



Figur 11: Boksplottet illustrer koncentrationsfordelingen af tørstof, tørstof/frisk masse ratioen, vandindholdet og glødetabet i forhold til dybden

4.4.2 TP, TFe, TAl og TCa

Sophie Bæk Lyngaa

Figur 14a viser koncentrationen af TP i jordprøverne. De højeste koncentrationer af TP ses i de overfladenære dele af Gylling og Ulvskov. Koncentrationen er 0,5-0,9 mg/g tørstof i Gylling og 0,3-0,7 mg/g tørstof i Ulvskov (der ses en enkelt koncentration på 1,0 mg/g tørstof). I de dybe dele af Gylling er koncentrationen ca. 4 mg/g tørstof og i Ulvskov ca. 1 mg/g tørstof.

Koncentrationen af TFe i Gylling er også meget højere end i Ulvskov, især i den dybe del, hvor koncentrationen svinger mellem 20 og 50 mg/g tørstof. I den overfladenære del er koncentrationen ca. 22 mg/g tørstof. I Ulvskov er alle koncentrationer ca. 18 mg/g tørstof. TAl, udviser sammen trend som TFe, hvor den dybe del af Gylling indeholder de højeste koncentrationer, fra 10-80 mg/g tørstof. Den overfladenære del af Gylling har koncentrationer mellem 10 og 20 mg/g tørstof. I Ulvskov er alle koncentrationer ca. 18 mg/g tørstof.

Koncentrationen af to TCa er langt højere i Gylling end i Ulvskov. Koncentrationerne er 13-24 mg/g tørstof i den overfladenære del, og 1-13 mg/g tørstof (med en enkelt koncentration på 19 mg/g tørstof) for Gylling. I Ulvskov er koncentrationerne meget lavere. I den overfladenære del ca. 5 mg/g tørstof og tre mg/g tørstof i den dybe del.

Sophie Bæk Lyngaa

Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner





Figur 12: Boksplottet illustrer koncentrationsfordelingen af Total fosfor (Total P), Total jern (Total Fe), Total aluminium (Total Al) og Total calcium (Total Ca) i forhold til dybden i de to mættede randzoner

4.4.3 C, N, C/N og S

Koncentrationen af C i jordprøverne fra de to mættede randzoner er vist i figur 15a. De højeste koncentrationer er i Gyllings dybe del, med 125-325 mg/g tørstof. I den overfladenære del er der 25-225 mg/g tørstof. Ulvskov indeholder væsentlig lavere mængde C. I den overfladenære del er der 10-125 mg/g tørstof, mens der i den dybe del er mindre end 10 mg/g tørstof i alle prøverne.

I den overfladenære del og den dybe del af Gylling ses en højere koncentration af N end i Ulvskov. Her er 2-17 mg/g tørstof i den overfladenære del og 7 mg/g i tørstof i den dybe del. I Ulvskov er koncentrationerne lavere med1-6 mg/g tørstof (en enkelt koncentration på 11 mf/g tørstof) i den overfladenære del, og alle koncentrationer i den dybe del er 1 mg/g tørstof.

C/N ratioen er baseret på de to overstående parametre, C og N. I Gylling ses den højeste ratio. I den dybe del er C/N ratioen ca. 22. I den overfladenære del af Gylling er C/N ratioen på ca. 14. I Ulvskov, i den dybe del er C/N ratioen ca. 4 og i den overfladenære del



ca. 15.

I Ulvskov og i den overfladenære del af Gylling, er koncentrationen af S meget lav. Alle koncentrationer er ca. 4 mg/g tørstof. I den dybe del af Gylling er koncentrationen en del højere, mellem 5 og 45 mg/g tørstof.



Figur 13: Boksplottet illustrer koncentrationsfordelingen af carbon (C), nitrogen (N), carbon/nitrogen ratioen (C/N) og svovl (S) i forhold til dybden for de to mættede randzoner

Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner



4.4.4 SRP, DOC og DN

SRP i jordprøverne er afbilledet i figur 16a. I Gylling er koncentrationen i den overfladenære del ca. 0,05 μ g/g jord og i den dybe del 0,10-0,19 μ g/g jord. I Ulvskov er koncentrationen i den overfladenære del meget mere svingende, 0,02 -0,18 μ g/g jord, meden enkelt måling på 0,32 μ g/g jord. I den dybe del er SRP 0,02 μ g/g jord i alle målinger, bortset fra en enkelt med 0,08 μ g/g jord.

DOC koncentration er 25-80 μ g/g jord i den overfladenære del af Gylling mættede randzone. I den dybe del er koncentrationen lang højere, 65-180 μ g/g jord. I Ulvskov er der også stor forskel på den dybe og den overfladenære del af den mættede randzone.

I den overfladenære del varierer koncentrationen meget fra jordprøve til jordprøve, 15-25 μ g/g jord, mens koncentrationen i den dybe del er mindre end 15 μ g/g jord i alle jordprøver. DN er stort set ens i hele jordsøjlen i Gylling. Koncentrationerne er 15-32 μ g/g jord. I Ulvskov er der stor forskel på den overfladenære del, og den dybe del. I 0-50 cm dybde er DN koncentrationen 8-42 μ g/g jord, mens der i den dybe del kun er koncentrationer mindre end 8 μ g/g jord.



Figur 14: Boksplottet illustrer koncentrationsfordelingen af vandopløselig reaktivt fosfor (SRP), vandopløst organisk carbon (DOC) og vandopløst nitrogen (DN) i de to mættede randzoner



4.4.5 TDP-BD, Fe-BD og Fe/P redox-følsom

TDP der er bundet til redox-følsomt jern er afbilledet i figur 17a. Her ses en høj koncentration af TDP i den overfladenære del af Gylling, 40-130 μ g/g jord. I den dybe del er mængden væsentlig lavere 5-50 μ g/g jord. I Ulvskov er koncentrationerne generelt lavere end i Gylling. 5-40 μ g/g jord i den overfladenære del, med en enkelt koncentration på 80 μ g/g jord og mindre end 5 μ g/g jord i den dybe del.

Den redox-følsomme mængde Fe i de to mættede randzoner er afbilledet i figur 17b. Her ses en koncentration på 2-3,5 mg/g jord i den overfladenære del af Gylling, og de laveste værdier på 0-1 mg/g jord ses i den dybe del af Gylling. I Ulvskov er koncentrationen af det redox-følsomme jern højere og mere varieret. I den overfladenære del 0,5-3,5 mg/g jord, og i den dybe del 0,5-5,5 mg/g jord.

De to parametre, redox-følsomt P og Fe, benyttes til at bestemme den redox-følsomme Fe/P ratio. Med denne ratio ses en stor forskel på de to mættede randzoner. I Gylling er Fe/P ratioen 0-50 i både den overfladenære del og den dybe del. I Ulvskov er Fe/P ratioen 0-400 i den overfladenære del og 50-2200 i den dybe del af den mættede randzone.



Figur 15: Boksplottet illustrer koncentrationsfordelingen af redox-følsomt total opløst fosfor (TDP-BD), redoxfølsomt jern (Fe-BD) og den redox-følsom jern/fosfor ratio (Fe/P) i forhold til dybden i de to mættede randzoner.



4.4.6 Oxalat-ekstraktion: Pox, Feox, Alox, Sox og Mnox

 P_{ox} målt ved oxalat ekstraktion, er vist i figur 18a. Der er stor forskel på mængden af P_{ox} mellem de overfladenære dele af den mættede randzone og de dybe dele. Både i Gylling og Ulvskov er koncentrationen af P_{ox} højere i den overfladenære del, hvor der er målt 0,35-0,5 mg/g tørstof i Gylling og 0,2-0,55 mg/g tørstof i Ulvskov. I den dybe del, er der målt 0,004-0,24 mg/g tørstof i Gylling og 0,08-0,19 mg/g tørstof i Ulvskov. Koncentrationen af Fe_{ox}, i de to mættede randzoner, ses på figur 18b. I Gylling er der 6-12 mg/g tørstof i den overfladenære del og 6-7,5 mg/g tørstof i den dybe del. I Ulvskov, ses kun lille forskel mellem den overfaldenære og den dybe del, og begge har en koncentration

på 6- 9 mg/g tørstof bortset fra en enkelt koncentration på 5 mg/g tørstof i den overfladenære del, og to outliers i den dybe del.

Koncentrationen af Al_{ox} varierer mest for Gylling. Koncentrationen i den dybe del 0-2,25 mg/g tørstof og i den overfladenære del 1-2,5 mg/g tørstof. I Ulvskov er koncentrationen stort set ens i hele jordsøjlen, med 1,5-2,25 mg/g tørstof i den overfladenære del og 1,75-2,5 mg/g tørstof i den dybe del.

 S_{ox} har en lav koncentration i den overfladenære del af Gylling, mindre end 1,5 mg/g tørstof og i Ulvskov mindre end 0,5 mg/g tørstof. I den dybe del af Gylling er koncentration 0-6,5 mg/g tørstof.

Koncentrationen af Mn_{ox} i den overfladenære del af Gylling er 0,06-0,42 mg/g tørstof, og den er væsentlig lavere i den dybe del, mindre end < 0,1 mg/g tørstof. I Ulvskov er koncentrationen i den overfladenære del 0,05-0,34 mg/g tørstof, og højere i den dybere del er højere, 0,23-0,43 mg/g tørstof.





Figur 16: Boksplottet illustrer koncentrationen af fosfor(P_{ox}), *jern*(Fe_{ox}), *aluminium*(Al_{ox}), *svovl*(S_{ox}) og mangan(Mn_{ox}) der er ekstraheret med oxalat i de to mættede randzoner og afbilledet med dybden.

4.4.7 Fosforbindingskapacitet og mætningsgrad

Fosforbindingskapaciteten er beregnet på baggrund af aktivt jern og aluminium. I Gylling er bindingskapaciteten af fosfor 60-100 mmol/kg tørstof i den dybe del, og i den overfladenære del kan bindes 80-130 mmol fosfor pr. kg tørstof. I Ulvskov er fosforbindingskapacitet i den overfladenære del 75-120 mmol/ kg tørstof, og der kan bindes 100-120 mmol fosfor pr. kg tørstof i den dybe del. Fosforbindingskapaciteten afhænger i højest grad af aktivt jern, da koncentrationen af aktivt jern er tre gange højere end koncentrationen af aluminium.

Fosformætningsgraden er beregnet på baggrund af fosforbindingskapaciteten og aktivt fosfor i de mættede randzoner. I Gylling har den overfladenære del en fosformætningsgrad på 6-13 % og den dybe del en fosformætningsgrad på 2-9 %. Mætningsgraden er højere i Ulvskov, hvor den overfladenære del har en mætningsgrad på 6-16 % og den dybe del, 1-11 % (figur 19).



Figur 17: Boksplottene illustrerer koncentrationsfordelingen af fosforbindingskapaciteten og fosformætningsgraden i forhold til dybden, i det to mættede randzoner

4.5 Boksplot for vanddata

4.5.1 Vanddata afbilledet med lokaliteter

Figur 18 viser fire billeder af henholdsvis SRP og NO₃⁻-N for Ulvskov og Gylling. Boksplottene er primært fremstillet for at undersøge tidsmæssig variation i den mættede randzone. De rumlige variationer bliver afbilledet i Inverse distance weighted interpolations plots i afsnit 4.6. Nogle mulige observationer kan dog gøres gennem disse boksplot. Der kan blandt andet ses forskel på koncentrationen af næringsstoffer, der kommer ind med drænvandet fra indløbet, og koncentrationen af næringsstoffer, der kommer ind fra grundvandet i grundvandspiezometrene.

4.5.1.1 SRP for Ulvskov

Figur 18a viser SRP-koncentrationen i Ulvskov. Figuren viser ikke nogen overordnet tidsmæssig trend for SRP-koncentrationen. Der er ingen fælles trend for alle lokaliteterne, men der kan observeres enkeltvise trends. I MR-Midt ses en stigning i SRP-koncentrationen fra 17.09.19 til 21.11.19. I MR-Slut ses et fald i SRP-koncentrationen fra 11.12.19 til 02.03.20. I åen ses en faldende trend i SRP-koncentrationen fra 17.09.19 til 11.12.19. Figuren viser tydeligt, at de højeste koncentrationer findes i indløb og i



grundvandspiezometrene. Indløbskoncentrationen er 0,020-0,060 mg/L, og grundvandspiezometrene er 0,000-0,095 mg/L. Der observeres højere koncentrationer i MR-Start end i MR-Midt og MR-Slut.

4.5.1.2 SRP for Gylling

Figur 18b viser SRP-koncentrationen for Gylling. Figuren viser ikke nogen overordnet tidsmæssig trend for SRP-koncentrationen. I indløbsbrønden, grundvandspiezometrene og MR-Start ses en stigning i SRP-koncentrationen fra 11.12.19 og frem, men et fald i koncentrationen den sidste måle dato 02.03.20. Fra 07.10.19 til 11.12.19 ses ingen fælles trend for disse tre lokaliteter. I MR-Midt og MR-Slut observeres der en stigning i SRP-koncentrationen fra d. 07.10.19 til 21.11.19 (11.12.19 for MR-Slut), hvorefter der sker et kraftigt dyk i koncentrationen. Herefter stiger koncentrationen igen frem mod 02.03.20. I åen ses ingen trend, kun meget svingende koncentrationer.

Figuren viser de rumlige variationer, hvor de laveste koncentrationer af SRP er i indløb, grundvand og MR-Start. SRP-koncentrationen i indløb og grundvandspiezometrene er stort set ens for alle måledatoer, bortset fra 29.10.19 og 21.11.19, hvor den er højest i indløbet.



Figur 18: Boksplottene illustrerer tidsmæssige koncentrationsforskelle af opløselige reaktiv fosfor (SRP) og nitrat-N (NO3 ¬N) i forhold til placeringen af piezometrene i de mættede randzoner(SBZ).



4.5.1.3 NO3⁻-N for Ulvskov

Figur 18c viser NO₃⁻-N koncentrationen for Ulvskov. Der ses en trend i den mættede randzone, hvor NO₃⁻-N koncentrationen i jordvandet stiger med tiden. Denne trend ses tydeligt i MR-Start og i MR-Midt. Trenden ses også i MR-Slut ses denne trend også, men med flere udsving. Også i grundvandspiezometrene ses en trend med stigende koncentration i NO₃⁻-N indtil 09.01.20, hvorefter koncentrationen falder. I indløbet ses en faldende trend fra 29.10.19 til 20.02.20. Indløb og grundvandspiezometrene har meget ens koncentrationer, hvis der tages udgangspunkt i grundvandspiezometrenes median.

4.5.1.4 NO₃⁻-N for Gylling

Figur 18d viser NO_3 ⁻-N koncentrationen for Gylling. Der ses meget høje koncentrationer i indløb og å, og meget lave koncentrationer ved de andre fire lokaliteter. Den generelle trend for både indløb og Å er, en faldende koncentration med tiden, hvis der ses bort fra 07.10.19. I MR-Slut ses en stigende koncentration med tiden. For de andre lokaliteter ses ingen trend.

4.5.2 Vanddata afbilledet med transekter

Figur 19 viser fire figurer, der afspejler SRP og NO₃⁻-N koncentrationen i Ulvskov og Gylling, med udgangspunkt i transekterne. Figurerne vil primært blive benyttet til at beskrive forskelle mellem transekterne, der er i den mættede randzone: 1, 2 og 3 (inklusiv data fra grundvandspiezometrene) og kontroltransektet, 4.

4.5.2.1. SRP for Ulvskov

Figur 19a viser SRP-koncentrationen i Ulvskov med udgangspunkt i de 4 transekter. Det ses tydeligt, at de laveste koncentrationer findes i transekt 1 og 2. Transekt 3's høje koncentrationer betragtes som outliere. I tansekt 4 ses forholdsvis lave koncentrationer på mange af måledatoerne f.eks. 11.12.19. Dog er koncentrationerne generelt højere end i transekt 1 og 2.

4.5.2.2 SRP for Gylling

Figur 19b viser SRP-koncentrationen i Gylling med udgangspunkt i de 4 transekter. Det ses tydeligt, at de laveste koncentrationer findes i transekt 4 (bortset fra 29.10.19). For transekt 1, 2 og 3 er der stor variation inden for hvert transekt, da koncentrationerne for hver måledato har en stor variation. I transekt 2 ses især en del outliere, som afviger fra de resterende målinger i transektet.



4.5.2.3 NO₃⁻-N for Ulvskov

Figur 19c viser NO_3^{-} -N koncentrationen i Ulvskov med udgangspunkt i de 4 transekter. Koncentrationen af NO_3^{-} -N er generelt lavest i transekt 3 og 4, bortset fra koncentrationen den 17.09.19 og 29.10.19, som er højest her.

4.5.2.4 NO₃⁻-N for Gylling

Figur 19d viser NO₃⁻-N koncentrationen i Gylling med udgangspunkt i de 4 transekter. Koncentrationen af NO₃⁻-N er generelt lavest i transekt 4, dog ses der lignede koncentrationer i transekt 3. Vær her opmærksom på den meget sparsomme mængde af data, hvor nogle af boksplottene kun bestå af kun to datapunkter.



Figur 19: Boksplottene illustrerer koncentrationsfordelingen af opløselig reaktiv fosfor (SRP) og nitrat-N (NO₃⁻-N) i forhold til transekterne i de mættede randzoner.

4.5.3 Vanddata afbilledet med dybde

Figur 20 viser fire figurer, der afspejler SRP og NO₃⁻-N i Ulvskov og Gylling med udgangspunkt i dybdeforskelle. Figurerne anvendes primært til at beskrive forskelle mellem dem overfladenære (0-50 cm) og den dybe (50-100 cm) del af den mættede randzone.



4.5.3.1 SRP for Ulvskov

Figur 20a viser at SRP-koncentrationerne, i den dybde del af den mættede randzone i Ulvskov, er lavere end koncentrationen i den overfladenære del, på størstedelen af måledatoerne. Den 11.12.19 og 30.01.20 ses enkelte koncentrationer i den dybere del af den mættede randzone, der er højere end koncentrationerne i den overfladenære del. Koncentrationen i den dybere del er mere stabil gennem tiden. I den overfladenære del, af den mættede randzone, stiger og variere SRP mere med tiden.

4.5.3.2 SRP for Gylling

Figur 20b viser at SRP-koncentrationerne i den dybde del af den mættede randzone i Gylling generelt er højere end i den overfladenære del, med undtagelse af 10.01.20. Koncentrationerne i den dybe del af den mættede randzone varierer meget inden for de enkelte måledatoer og variationer ses ved alle datoer.

4.5.3.3 NO₃⁻-N for Ulvskov

Figur 20c viser at koncentrationerne af NO₃⁻-N varierer meget i den dybe og den overfladenære del af den mættede randzone. Der er en lille tendens til højere koncentrationer i den dybere del på flere af måledatoerne, men den overfaldenære del viser også høje koncentrationer, især for to måledatoer, 11.12.19 og 20.02.20.

4.5.3.4 NO₃⁻-N for Gylling

Figur 20d viser at koncentrationerne af NO₃⁻-N varierer meget i den dybe og den overfladenære del af den mættede randzone. Det er dog sparsomt med data til at kunne udvise trends for NO₃⁻-N koncentrationen i Gylling. Det ses ved flere måledatoer, en lidt højere koncentration ved den overfladenære del.





^aUlvskov - Soluble Reactive Phosphorus (Shallow vs. Deep^b. Ulvskov - Nitrate-N (Shallow vs. Deep)

Figur 20: Boksplottene illustrerer koncentrationsfordelingen af opløselig reaktivt fosfor (SRP) og nitrat-N (NO3-N) i forhold til dybden i de to mættede randzoner.

4.6 IDW Interpolation

De følgende fire figurer (figur 23, figur 24, figur 25 og figur 26) viser på underfigurer henholdsvis SRP og NO₃⁻-N for både Ulvskov og Gylling med udgangspunkt i rumlige forskelle. Figurerne anvendes til, at danne et overblik over de rumlige variationer i de mættede randzoner. De overfladenære målinger af SRP og NO3⁻-N er undladt i figurerne.

4.6.1 SRP for Ulvskov

Det har ikke været muligt at måle SRP til alle måledatoer i Ulvskov. I piezometrene T2.R2 og T2.R3, har det kun været mulige at måle SRP til to måledatoer. I T1.R1 har det kun været muligt at måle ved fire måledatoer. Dette skyldes mangel på infiltreret vand i piezometrene. Nogle andre piezometre har ikke kunne levere nok vand til analyse på enkelte måledatoer. figur 23 viser, den første måledato 17.09.19, hvor alle SRPkoncentrationer i den mættede randzone er mindre end 0,.006 mg/L. I



grundvandspiezometrene ses en enkelt måling på 0,019 mg/L. De største variationer ses i kontroltransektet, hvor T4.R1 og T4.R2 begge har højere koncentrationer på 0,030 og 0,034 mg/L, og de to andre piezometre har koncentrationer under 0,004 mg/L. De meget lave koncentrationer i den mættede randzone ses også på de øvrige måledatoer, hvor alle koncentrationer er lavere end 0,007 mg/L, bortset fra tre datoer (07.10.19, 21.11.19 og 30.01.20), hvor MR-Start udviser højere koncentrationer, op til 0,033 mg/L. Ved størstedelen af måledatoerne og i størstedelen af transekterne ses den højeste koncentration i MR-Start og den laveste i MR-Slut. Der kan ved mange måledatoer ikke siges noget om koncentrationer i transekt 2, på grund af mangel på data. Koncentrationerne i grundvandspiezometrene er meget varierende på mange af datoerne, men de højeste koncentrationer er på alle måledatoer i T3.R1 (grundvandspiezometer), bortset den 17.09.19 og 07.10.19. De næsthøjeste koncentrationer ses i kontroltransektet eller i MR-Start. I kontroltransektet ses også meget varierende koncentrationer, men det overordnede billede tyder på, at den højeste koncentrationer er at finde i det første piezometer, T4.R1.







Figur 21: Inverse distance weighted interpolation for alle måledage for Ulvskov mættede randzone for opløselig reaktivt fosfor (SRP).



4.6.2 SRP for Gylling

Den 10.07.19, som er første måledato, bliver den højeste koncentration af SRP målt i midten (T2.R3) af den mættede randzone (figur 24). Der er dog store variationer i koncentrationen af SRP (0,006-0,095 mg/L) inden for den mættede randzones grænser (). De laveste koncentrationer i den mættede randzone, er i MR-Start 0,007-0,011 mg/L. Ved sammenligning med den mættede randzone er koncentrationerne lave i grundvandspiezometrene (0,011-0,021 mg/L) og i kontroltransektet (0,009-0,030 mg/L). Beskrivelsen af koncentrationsfordelingen for den første måledato, dækker i høj grad koncentrationsfordelingen på de øvrige måledatoer. Der observeres en høj koncentration i midten af den mættede randzone (T2.R3) på alle måledatoer, men også i piezometrene T1.R4 og T3.R4 ses højere koncentrationer end den øvrige mættede randzone, på langt størstedelen af måledatoerne.

For alle måledatoer, bortset fra 07.10.19, gælder det at ingen koncentrationer i grundvandspiezometrene og MR-Start, er højere en d 0,02 mg/L. Ingen koncentrationer i MR-Midt (bortset fra 07.10.19) er under 0,03 mg/L og ingen koncentrationer i MR-Slut er under 0,04 mg/L. Koncentrationerne i åen er generelt lavere end koncentrationerne i MR-Slut (bortset fra 07.10.19). Den højeste koncentration af SRP i Gylling ses på den sidste måledato 02.03.20, i midten af den mættede randzone T2.R3.





Figur 22: Inverse distance weighted interpolation for alle måledage for Gylling mættede randzone for opløselig reaktivt fosfor (SRP).

Sophie Bæk Lyngaa



4.6.3 NO3--N for Ulvskov

På grund af manglende infiltration nogle af piezometrene, har det ikke været muligt, at måle NO₃⁻-N i alle piezometrene, på alle måledatoerne, i den mættede randzone Ulvskov. I piezometrene T2.R2 og T2.R3 har det kun været mulige at måle SRP ved to måledatoer. T1.R1 kunne måles ved 5 måle datoer. Få andre piezometre har ikke kunne levere nok vand til analyse på enkelte måledatoer. Figur 25 viser første måledato, den 17.09.19, hvor koncentrationen, af NO₃⁻-N i jordvandet i den mættede randzone, er lavere end 1 mg/L ved alle piezometre, bortset fra T3.R2. I grundvandspiezomettrene var kun én måling mulig, med en koncentration på 2,30 mg/L. Kontroltransektet viser en meget svingende koncentration 0,02 - 6,63 mg/L. De meget lave koncentrationer, i den mættede randzone, gentages til dels på de resterende måledatoer. I MR-Slut ses meget lave koncentrationer mindre end <2,55 mg/L, i MR-midt ses lidt højere koncentrationer (< 5,13 mg/L) og i MR-Start ses de højeste koncentrationer i den mættede randzone (<8,85 mg/L). Generelt stiger koncentrationen i hvert transekt med afstanden til åen. Ved mange måledatoer kan der ikke siges noget om koncentrationer i transekt 2, på grund af manglende data.

Koncentrationerne i grundvandspiezometrene variere ved mange af måledatoerne, men de højeste koncentrationer findes i grundvandspiezometrene ved flere datoer. De næsthøjeste koncentrationer ses i kontroltransektet eller i MR-Start. I kontroltransektet ses generelt koncentrationer under 3 mg/L bortset fra to målinger i T4.R1 på ca. 6 mg/L.









Figur 23: Inverse distance weighted interpolation for alle måledage for Ulvskov mættede randzone for nitrat-N (NO₃⁻-N).

Sophie Bæk Lyngaa



4.6.4 NO₃⁻-N for Gylling

På grund af manglende infiltration nogle af piezometrene, har det ikke været muligt at måle NO₃⁻-N i alle piezometrene, på alle måledatoer, i den mættede randzone Gylling. I piezometrene T2.R1, T2.R2, T2.R3 og T3.R2 er NO₃-N koncentrationen målt ved to måledatoer. Seks andre piezometre har kunnet måles på 3-5 måledatoer. Kun seks piezometre har kunnet måles på 6-8 måledatoer. Som følge af det manglende data grundlag skal der tolkes med forsigtighed. Den første måledato 07.10.19 udviser meget ens koncentrationer ved alle lokaliteter, og der kan ikke siges meget om denne dato (figur 26). Den 29.10.19 har også meget få målinger. Der ses dog en markant forskel mellem koncentrationen målt i grundvandspiezometeret på 0,03 mg/L og koncentrationer målt i den mættede randzone på 0,15-0,27 mg/L. Den 21.11.19 er der målinger fra flere piezometre. De laveste koncentrationer ses i MR-Start og til venstre i MR-Midt, og de højeste koncentrationer ses ved MR-Slut i T1.R4. Denne observation gentages ved mange af de øvrige måledatoer. Her ses de laveste koncentrationer i MR-Start og til venstre i MR-Midt. Desuden observeres der meget lave koncentrationer i grundvandspiezometrene, <0,10 mg/L. De høje koncentrationer ses i T1.T4 (MR-Slut), større end 0.4 mg/L. I kontroltransektet er alle de målte koncentrationer under 0,25 mg/L. Koncentrationerne varierer dog meget i dette transekt.





Figur 24: Inverse distance weighted interpolation for alle måledage for Gylling mættede randzone for nitrat-N (NO₃⁻-N).



4.7 Andre parametre

I figur 27 og figur 28 ses to figurer af henholdsvis Ulvskov og Gylling, hvor koncentrationerne af total opløst fosfor (TDP), total opløst nitrogen (TDN), ammonium (NH4⁺), sulfat (SO4²⁻) og klorid (Cl⁻), er afbilledet. Disse er afbilledet i et boksplot, som gør det muligt at aflæse tidsmæssige variationer for disse parametre, men også rumlige variationer vil kunne aflæses, da data er inddelt i seks grupper, indløb, Grundvandspiezometre, MR-Start, MR-Midt, MR-Slut og åen.

4.7.1 Ulvskov

4.7.1.1 TDP

Ved de fire måledatoer hvor TDP er målt ses ingen entydig tidsmæssig udvikling. De højest koncentrationer ses i grundvandspiezometrene, indløb og åen. Den 09.01.20, ses en relativt høj koncentration i grundvandspiezometrene. Umiddelbart ses et fald i TDP fra grundvandspiezometrene til MR-Start og til MR-Midt, men i MR-Slut stiger koncentrationen igen for alle datoer (bortset fra 20.02.20). Koncentrationen i åen og indløbet er næsten ens.

4.7.1.2 TDN

I Figur 25b observeres flere tidsmæssige udviklinger. I indløbet og åen er der en tydelig trend, hvor TDN falder over tiden, når der ses bort fra 07.10.19. I grundvandspiezometrene er der igen tydelig trend. I alle lokaliteter, i den mættede randzone, ses en stigning i koncentrationen af TDN over tiden. I MR-Slut er stigningen mindst. De højeste koncentrationer ses i grundvandspiezometrene. Koncentrationerne i den mættede randzone er faldende fra MR-Start til MR slut. Koncentrationen i indløbet og åen er næsten ens.

$4.7.1.3 \ NH_4^+$

Udviklingen i koncentrationen af NH_4^+ udviser ingen tydelig trend, hverken tidsmæssigt eller rumligt. På nogle måledatoer ses et fald i koncentrationen gennem den mættede randzone (07.10.19 og 21.11.19). På andre dage ses en stigning i koncentrationen gennem den mættede randzone (11.12.19 og 20.02.20).

4.7.1.4 SO4²⁻

I indløbet og i åen ses en faldende trend i SO_4^{2-} koncentrationen. Der ses til dels også en faldende trend af SO_4^{2-} koncentrationen, i de tre lokaliteter, i den mættede randzone. Koncentrationen af SO_4^{2-} er lavest i grundvandspiezometrene. Bortset fra 17.09.19 og





07.10.19 er koncentrationen af SO_4^{2-} omtrent den samme i både indløb, de tre lokaliteter i den mættede randzone og åen.

4.7.1.5 Cl⁻

Koncentrationen af Cl⁻ viser en faldende trend i indløb, MR-Start, MR-Midt og til dels i MR-Slut og åen. Koncentrationerne er højest i indløbet ved flere af måledatoerne. De laveste koncentrationer er i grundvandspiezometrene. Der er en tendens til, at Cl⁻ koncentrationen falder gennem den mættede randzone, fra MR-Start til MR-Slut. Koncentrationen af Cl⁻ i åen er omtrent den samme som i den mættede randzone.



Figur 25: Boksplottene illustrerer koncentrationsfordelingen af hhv. total opløst fosfor (TDP), total opløst nitrogen (TDN), ammonium (NH $_4^+$ *), sulfat (SO* $_4^{2-}$ *) og klorid (Cl⁻) i forhold til placeringen i den mættede randzone(SBZ) Ulvskov*



4.7.2 Gylling

4.7.2.1 TDP

I figur 28a ses ingen tidmæssig trend. Der ses lave koncentrationer i indløb, grundvand og MR-Start, men meget høje koncentrationer i MR-Midt og MR-Slut. Koncentrationen er stigende gennem den mættede randzone, primært fra MR-Start til MR-Midt, men også fra MR-Midt til MR-Slut.

4.7.2.2 TDN

Tidsmæssige trends ses primært i MR-Midt og MR-Slut. Her er koncentrationen faldende med tiden. Koncentrationerne er højest i indløb og åen, med højest koncentrationer i åen ved de fleste måledatoer. De laveste koncentrationer er i MR-Start. Overordnet set stiger koncentrationerne gennem den mættede randzone.

$4.7.2.3 \ NH_4^+$

I figur 28c ses trends med faldende koncentration af NH_4^+ , ved de tre lokaliteter, i den mættede randzone. Koncentrationen af NH_4^+ i indløbet er meget lig koncentrationen i åen. De laveste koncentrationer er i indløbet, åen og MR-Start. Gennem den mættede randzone ses en stigende trend på NH_4^+ koncentration fra MR-Start til MR-Slut.

4.7.2.4 SO4²⁻

I indløbet og i MR-Slut ses en stigende trend på koncentration af SO_4^{2-} . Den modsatte trend ses i grundvandspiezometrene (fra 11.12.19 og frem) og i åen. De højeste koncentrationer ses i MR-Start og i grundvandspiezometrene. Koncentrationen af SO_4^{2-} synes, at falde gennem den mættede randzone, fra MR-Start til MR-Slut.

4.7.2.5 Cl⁻

Den eneste tidsmæssige trend ses Cl⁻ koncentrationen i MR-Start, De laveste koncentrationer ses i grundvandspiezometrene, og de højeste ses i MR-Start.

Sophie Bæk Lyngaa





Figur 26: Boksplottene illustrerer koncentrationsfordelingen af hhv. total opløst fosfor (TDP), total opløst nitrogen (TDN), ammonium (NH $_4^+$ *), sulfat (SO* $_4^{2-}$ *) og klorid (Cl* $^-$ *) i forhold til placeringen i den mættede randzone(SBZ) Gylling*



4.8 Scenario beregninger 4.8.1 Ulvskov

Tabel 4 indeholder de rumlige informationer om den mættede randzone Ulvskov. Den tørre volumen vægt af jordbunden i den mættede randzone og rumfanget af den mættede randzone, gjorde det muligt, at beregne den samlede mængde af jord i den samlede mættede randzone.

Tabel 4: Rumlige specifikationer for den mættede randzone (SBZ), Ulvskov

SBZ specifications	Dry bulk	SBZ area	SBZ depth	SBZ volume	Amount if
	density				soil in SBZ
	1600 kg/m ³	0.130 ha	158 cm	2060 m ³	3290 T

Indstrømning, målt med flowmåleren, gjorde det muligt at beregne det samlede indstrømningen for perioden. I Ulvskov blev næsten intet drænvand ført over i bypass brønden, og Ulvskov har derfor kapacitet til ca. 100 % af det indkommen drænvand. Med daglig indstrømningsmålinger og den beregnede daglige SRP-koncentration i indløb og MR-Slut, kunne indgående SRP og udgående SRP beregnes. Tilbageholdt SRP i den mættede randzone fra tiden 17.09.19-02.03.20 kunne herefter beregnes. Dette blev omregnet til SRP retention pr. år (tabel 5).

Tabel 5: Indstrømning og koncentrationsberegninger af opløselig reaktivt fosfor (SRP) for den mættede randzone (SBZ) Ulvskov

Average	Total	Average SRP-		SRP	SRP	SRP	SRP	SRP
inflow	inflow	koncentration		entering	leaving	retained	retained	retained
				SBZ	SBZ			
	(17.09.19-			(17.09.19-	(17.09.19-	(17.09.19-	%	Pr. year
	02.03.20)			02.03.20)	02.03.20)	02.03.20)		
Inlet		Inlet	End-	Inlet	End-SBZ			
			SBZ					
1.33 l/s	19300 m ³	0.0310	0.00400	0.641 kg	0.0800 kg	0.560 kg	87.3 %	1.220 kg
		mg/L	mg/L					
Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner



Bindingskapaciteten bruges til at beregne mængden af P det er muligt, at binde i den mættede randzone. Med denne værdi kan den procentmæssige ændring i fosformætningsgraden, i løbet af et år, beregnes. Den første fosformætningsgrad blev beregnet på baggrund af jordprøvetagningen den 27.03.19. Fosformætningsgraden for 27.03.20 kan derfor beregnes. Det antages, at den mættede randzone er fuldt mættet ved 25 %, og mængden af P, der endnu kan tilbageholdes i den mættede randzone, kan beregnes. Det kan udregnes hvor stor procentmæssig mængde af indkommen SRP, der bliver tilbageholdt. Med viden om den årlige fosforretention, beregnes, antallet af år til bindingskapaciteten når sin kritiske værdi, og den mættede randzone er fuldt mættede med fosfor (tabel 6).

	Average	Minimum	Maximum
P sorption capacity, start	111 mmol /kg	63.9 mmol/kg	194 mmol/kg
P sorption capacity, start	3.45 g/kg dry mass	1.98 g/kg dry mass	6.02 g/kg dry mass
Total amount of P possible to retain	11.3 T	6.51 T	19.8 T
Degree of P saturation, start	7.70 %	9.07 %	1.25 %
P added to DPS pr. year	0.0110 %	0.0190 %	0.00600 %
Degree of P saturation, after 1 year	7.71 %	9.08 %	1.26 %
Possible further P retention*	17.3 %	15.9 %	23.7 %
P left to retain	1960 kg	1040 kg	4700 kg
P retained in SBZ pr. year	1.22 kg	1.22 kg	1.22 kg
P retained pr. m ² pr. year	0.94 g	0.94 g	0.94 g
P retained pr. ha pr. year	9.40 kg	9.40 kg	9.40 kg

Tabel 6: Ændring i fosformætningsgraden (DPS), beregning af yderligere fosfor (P) der kan tilbageholdes og beregning for levetiden af den mættede randzone (SBZ) Ulvskov.



Years before fully	1610	2860	850
saturation			

• Fully saturation is 25 %

4.8.2 Gylling

Tabel 7 indeholder de rumlige informationer om den mættede randzone Gylling. Den tørre volumen vægt af jordbunden i den mættede randzone og rumfanget af den mættede randzone, gjorde det muligt, at beregne den samlede mængde af jord i den samlede mættede randzone.

Tabel 7: Rumlige specifikationer for den mættede randzone (SBZ), Gylling

SBZ specifications	Dry bulk	SBZ area	SBZ depth	SBZ volume	Amount if
	density				soil in SBZ
	420 kg/m ³	0.106 ha	160 cm	1700 m ³	712 T

Indstrømning, målt med flowmåleren, gjorde det muligt at beregne det samlede indstrømningen for perioden. I Gylling mættede randzone blev 91,3 % af drænvandet ført via bypasset, og Gylling har derfor kun kapacitet til 8,7 % af drænvandet. Med daglig indstrømningsmålinger og den beregnede daglige SRP-koncentration i indløb og MR-Slut, kunne indgående SRP og udgående SRP beregnes. Koncentrationen af udgående SRP var højere end indgående SRP. Frigivelsen af SRP i den mættede randzone fra tiden 17.09.19-02.03.20 kunne herefter beregnes og omregnet til SRP frigivet pr. år (tabel 8).

Tabel 8: Indstrømning og koncentrationsberegninger af opløselig reaktivt fosfor (SRP) for den mættede randzone (SBZ) Gylling

Average	Total	Averag	ge SRP-	SRP	SRP	SRP	SRP
inflow	inflow	koncer	ntration	entering	leaving	released	released
				SBZ	SBZ		
			T				
	(07.10.19-			(07.10.19-	(07.10.19-	(07.10.19-	Pr. year
	02.03.20)			02.03.20)	02.03.20)	02.03.20)	
Inlet		Inlet	End-	Inlet	END-SBZ		
			SBZ				
0.30 l/s	3830 m ³	0.0100	0.0600	46.6 g	211 g	165 g	407 g
		mg/L	mg/L				



Bindingskapaciteten bruges til, at beregne mængden af P det er muligt, at binde i den mættede randzone. Med denne værdi, kan den procentmæssige ændring i fosformætningsgraden i løbet af et år beregnes. Den første fosformætningsgraden blev beregnet på baggrund af jordprøvetagningen den 27.03.19. Fosformætningsgraden for 27.03.20 kan derfor beregnes (tabel 9).

	Average	Minimum	Maximum				
P sorption capacity, start	95.5 mmol/kg	59.7 mmol/kg	131 mmol/kg				
P sorption capacity, start	2.96 g/kg dry mass	1.85 g/kg dry mass	4.07 g/kg dry mass				
Total amount of P possible to retain	2.11 T	1.32 T	2.90 T				
Degree of P saturation, start	7.93 %	6.38 %	8.92 %				
P released from DPS	0.02 %	0.03 %	0.01 %				
Degree of P saturation, after 1 year	7.91 %	6.35 %	8.91 %				
Possible further P retention*	17.1 %	18.7 %	16.1 %				

Tabel 9: Ændring i fosformætningsgraden (DPS) i den mættede randzone Gylling.

• Fully saturation is 25 %

Da der ikke tilbageholdes forfor i den mættede randzone Gylling, blev TDP-BD, som er redox-følsomt fosfor, benyttet til at beregne, hvornår mængden af TDP-BD er totalt udtømt fra den mættede randzone. Koncentrationen af TDP-BD i hele den mættede randzone blev beregnet. Med mængden af fosfor, der blev udvasket om året, kunne det beregnes, hvor længe der vil gå, før alt redox-følsomt fosfor var udvasket (tabel 10).



	Average	Minimum	Maximum
TDP-BD, start	0.0600 g/kg dry mass	0.00500 g/kg dry mass	0.1500 g/kg dry mass
Total P possible to release (TDP-BD)	42.8 kg	3.57 kg	107 kg
P released pr. year	407 g	407 g	407 g
P released pr. m ² pr. year	384 mg	384 mg	384 mg
P released pr. ha pr. year	3.84 kg	3.84 kg	3.84 kg
Years before release of all P	105 years	9,00 years	264 years

Tabel 10:	Fosforfrigivelse	beregnet på	redox-følsomt f	fosfor (TDP-BD)). Tid før al red	dox-følsomt fosfor	r er frigivet
	5 5 0	0 1	5, 5	5 ()	<i>J</i> ,	5, 55	5 0



5. Diskussion

De mættede randzoner er undersøgt med grundvandspejling, jordanalyser og vandanalyser. I det følgende vil der blive diskuteret, hvorledes grundvandsspejlet, jordkemien og redoxforholdene påvirker de mættede randzoner. Der vil diskuteres resultatet af scenarioberegningerne, og usikkerhederne herom, og årsvariationer der kan påvirke de mættede randzoner. Andre virkemidler vil blive hold op imod de mættede randzoner.

5.1 Hydrologi

5.1.1 Vandspejl og strømningsretning

En mættet randzone består af et fordelerrør, der leder drænvand gennem en jordmatrice. Når drænvand tvinges ned i jordmatricen, vil vandstanden stige. En mættet jordmatrice er nødvendig for at en (mættet) randzone har optimal effekt (Jaynes and Isenhart, 2019). Vandstanden og mætningsgraden i Ulvskov og Gylling mættede randzone er undersøgt og vist i figur 11, figur 12, appendiks O og appendiks P.

5.1.1.1 Ulvskov

For Ulvskov viser figur 11, at grundvandsspejlet står højest i forhold til terræn i kontroltransektet, transekt 4. I appendiks O er det tydeligt, at vandstanden i transekt 4 er mere end 1 m lavere, i forhold til havoverfladen, end de resterende transekter. At transekt 4 står lavere i terræn, er formentlig en vigtig forklaring på den høje vandmætning. Meningen med at have et kontroltransekt er, at kunne observerer forskelle mellem før og efter, den mættede randzone blev etableret. Når kontroltransektet er sat et sted, hvor der er højere vandstand, i den øvre del af jordmatricen, repræsenterer dette transekt ikke vandmætningen, jordkemien og jordvandskemien, før den mættede randzone er etableret. I grundvandspiezometrene, som står længst fra åen, ses det laveste grundvandsspejl under jordoverfladen (figur 11). Appendiks O viser, at disse piezometerrør (1) står højest i terræn, da vandstanden i grundvandspiezometrene er højere over havoverfladen, end i de øvrige rør.

Der er sammenhæng mellem de mest umættede områder af den mættede randzone, og hvor det ikke har været muligt at tage vandprøver. Mangel på vandmætning, i disse piezometre, har gjort det svært at lave gode interpolationer mellem SRP og NO₃⁻-N koncentrationen i Ulvskov. Der er udført et tracerforsøg for, at forklarer præferencestrømningerne i den mættede randzone, uden succes, og derfor er resultaterne ikke medtaget. Dette betyder, at



der må konkluderes med forsigtighed på mange parametre. Ud fra vandstandsmålingerne tyder det på, at der er en præferencestrømning gennem transekt 3, især gennem T3.R3 og T3.R4, hvor der ses fuldstændig eller næsten fuldstændig vandmætning. I figur 6 er en teoretisk flowretning indtegnet, som strømmer direkte mod åen. Teorien er dog i mange tilfælde langt fra virkeligheden, og noget tyder på, at strømningsretningen gennem den mættede randzone, strømmer en smule i retningen af kontroltransektet, da der i transekt 3 og 4 ses de højeste vandmætninger.

5.1.1.2 Gylling

Den mættede randzone i Gylling er hydrologisk og historisk set kompliceret, da det første fordelerrør, der blev nedsat ikke fungerede optimalt, og der blev drænet vand fra den mættede randzone i stedet for, at drænvand trængte ind i den mættede randzone. Da det nye fordelerrør blev nedsat den 23. november 2019, skete der kort efter en ændring i vandmætningen, som allerede kunne ses ved pejlingen den 11. december 2019. I appendiks P, ses denne ændring ved at, vandniveauet stiger i stort set alle piezometre. Vandstanden i transekt 3 opfører sig anderledes end de andre transekter, og det tyder på, at der sker dræning fra piezometer 2 til piezometer 3. Drænkortet i appendiks D viser, at der er ikkeblokerede gamle drænrør, der går gennem den mættede randzone og kan påvirke vandmætningen. Det vides ikke umiddelbart hvor effektive drænrørene, der går gennem den mættede randzone, er og alderen på dem kendes heller ikke, men gamle drænrør, især i tørvejord, kan nemt være beskadiget og derfor ikke fungere optimalt (Møller et al., 2018), (Kristiansen, 2012). I Gylling ses også sammenhæng mellem de mest umættede områder af den mættede randzone, og hvor det ikke har været muligt at tage vandprøver. Her blev ligeledes udført et tracerforsøg uden succes. Det er derfor ikke nemt at fastslå præferencestrømninger i Gylling, men da der tydeligvis er højest vandmætning i transekt 3, og meget lav vandmætning i transekt 1, kunne det tyde på en strømning mod transekt 3.

5.1.2 Grundvandsindstrømning

Grundvandsindstrømningen til begge lokaliteter, i dette projekt, er ukendt. Fra figur 4 ses det, at grundvandet står højt i både Ulvskov og Gylling, og mindre end 2 m under terræn. Hvis det antages, at mængden af drænvand er lige så høj, som mængden af grundvand der strømmer gennem den mættede randzone, så er forholdet mellem indløb og grundvandspiezometrene 1:1. Denne antagelse kan måske være fornuftig for den mættede



randzone Ulvskov, da stor set intet drænvand ledes over i bypasset, men for Gylling ledes 91,3 % af drænvandet over i bypasset. Antagelsen må således være, at forholdet mellem drænvand og grundvand er 1:10 i Gylling. I forsøgene der er udført i USA, havde de mættede randzoner kun kapacitet til 55 % af drænvandet (Jaynes and Isenhart, 2014). Klorid kan til en vis grad bruges som sporing af vandkilden, da klorid ikke som sådan laver udveksling med andre ioner (Kristiansen et al., 2011). Det ses i både Ulvskov og Gylling mættede randzone (figur 27 og figur 28) at koncentrationen af klorid i grundvandet er meget lav, men højere i indløbet og i den mættede randzone. Det kan tyde på, at grundvand ikke fortynder drænvandet så kraftigt, men det kan også tyde på, at grundvandet ikke kun består af nedsivet drænvand, men også har en vandkemi, som afspejler et dybere liggende grundvandsmagasin (Appelo and Postma, 2004).

Datagrundlaget i dette projekt er ikke stort nok til at konkludere noget om grundvandsmængden, der gennemstrømmer de mættede randzoner de to steder, men der introduceres uden tvivl grundvand til de mættede randzoner. Der er dog ikke noget, der tyder på en kraftigt fortynding af drænvandet.

5.2 Geokemi og redoxforhold

Oxidanterne $NO_3^{-}-N$ og SO_4^{2-} og reduktanterne C og Fe₂S kan være afgørende for, om fosfor forbliver i jorden, eller om det frigives og udvaskes (Kjærgaard et al., 2010). Nedenfor bliver disse parametre omtalt for de to lokaliteter:

5.2.1 Organisk indhold

Tørstof blev målt for begge lokaliteter. Tørstof niveauet er langt højere i den dybe del af Ulvskov. Dette skyldes formentlig, det mere kompakte geologiske udgangsmateriale, stort set uden organisk materiale. Det modsatte gør sig gældende for Gylling, hvor et højere indhold af organisk materiale, tyder på en lavere mængde tørstof (figur 13a og d). Vandindholdet er beregnet på baggrund af tørstofanalysen, og derfor er der en klar sammenhæng mellem disse to. Der er desuden en sammenhæng mellem mængden af organisk materiale og vandindholdet, da et højt organisk indhold, i de fleste tilfælde, har højere porøsitet, og derfor naturligt får et højere vandindhold (Feustel and Byers, 1936).



5.2.2 Nitrat-N

5.2.2.1 Ulvskov

Koncentrationen af NO₃⁻-N falder gennem den mættede randzone Ulvskov (figur 20b), hvilket tyder på, at der sker en reduktion af NO₃⁻-N i den mættede randzone som ønsket. Forskellen i NO₃⁻-N koncentrationen i indløb og grundvandspiezometrene, tyder på, at NO₃⁻N i høj grad bliver tilført fra grundvandet. Da koncentrationerne af NO₃⁻N i grundvandet er højere end det tilførte NO_3^- -N fra drænvandet, tyder det på, at grundvandet ikke fortynder drænvandet, og det er derfor ikke en fortynding, der er skyld i faldet i NO_3 -N koncentrationen. Koncentrationen af kvælstof i grundvand er typisk lavere end i rodzonen, og dermed også i drænvandet (Grant and Jensen), og dette kan antyde, at grundvandet der trænger ind i den mættede randzone Ulvskov, ikke kommer fra dybereliggende grundvandsmagasiner, men fra det helt overfladenære grundvand, altså vand der undslipper drænrørene. Dette kan dog hverken be- eller afkræftes. Når faldet i NO₃⁻-N koncentrationen i den mættede randzone ikke skyldes fortynding, kan det være på grund af denitrifikation. NO_3^{-} -N er kun stabilt under meget oxiderede forhold, og derfor sker der en denitrifikation i den mættede randzone, når den går mod reducerende forhold, som følge af vandmætningen af jordmatricen (Appelo and Postma, 2004). Den lave koncentration af NO₂⁻N der ses i appendiks H, tyder på at denitrifikationen løbende foregår, da NO₂⁻-N er et reduktionstrin mellem NO₃⁻-N og N₂ (g) (Korom, 1992),(Appelo and Postma, 2004). Med det meget lave indhold af organisk materiale i den mættede randzone Ulvskov, kan der også forekomme abiotiske denitrifikationsprocesser (Villumsen et al.), (Zak et al., 2008). I hele måleperioden, ses en meget høj koncentration af NO₃⁻-N i T1.R1 i Ulvskov mættede randzone (figur 25). Dette skyldes formentlig de meget iltede forhold som følge af lav vandmætning (figur 11). I T1.R2 ses allerede en markant lavere NO₃⁻N koncentration (figur 25), og vandmætningen er også markant højere. Hvorved forventes det, at vandmætningen af jordmatricen i Ulvskov skaber reducerede forhold der forbedre NO_3^{-} -N reduktionen (figur 11).

5.2.2.2 Gylling

 NO_3 ⁻-N koncentrationen i Gylling mættede randzone er meget anderledes end Ulvskov. I grundvandspiezometrene og i den mættede randzone ses en meget lav koncentration af NO_3 ⁻-N, mens høje koncentrationer ses i indløb og å. De lave koncentrationer af NO_3 ⁻-N kan blandt andet skyldes en fortynding af NO_3 ⁻-N i grundvandet. Hvis antagelsen om at



grundvandsindstrømningen er 10 gange større end indløbskoncentration (jf. afsnit 4.1.2) stemmer dette over ens, men intet kan fastsættes omkring grundvandsmængden. I Gylling er der potentielt set optimale forhold til mikrobiel denitrifikation, da der er reducerede forhold i store dele af jordsøjlen, og en meget høj mængde af organisk materiale, som kan oxideres. Gylling er derved en god fælde for NO₃⁻-N. På figur 20d ses det, at koncentrationen af NO₃⁻-N stiger i slutningen af den mættede randzone. Dette kan skyldes, at der sker en oxidation af organisk materiale og derved frigivelse af bundet kvælstof i jorden, som NH₄⁺ der efterfølgende oxideres til NO₃⁻⁻N (Appelo and Postma, 2004). Denne proces finder sted under oxiske forhold, som der formentlig findes flere steder i den mættede randzone hvor vandspejlet er lavt.

Andre processer der kan fjerne NO₃⁻-N fra den mættede randzone er mikrobiel immobiliseringsprocesser, optag af planter samt udvaskning til grundvandet og åen. De to første faktorer afhænger af de kemiske forhold i randzonen, og om det organiske lag i randzone er vandmættet (Jaynes and Isenhart, 2019). Dette vil ikke bliver nærmere omtalt i denne rapport.

5.2.2.3 Nitrat og fosforbindingskapacitet

Ved mikrobiel denitrifikation foregår der ofte en nedbrydning af organiske materiale ved oxidation, men koncentrationen af organisk materiale i Ulvskov er meget lav, især i den dybe del, som er den mest vandmættede (figur 13d). Derfor kan den udbredte denitrifikation ske ved en oxidation af reducerede svovl i pyrit, som der blev fundet i nogle af jordprøverne (appendiks F) (Ranalli and Macalady, 2010). Hvis der fortsat sker en NO₃⁻-N reduktion, og der er mangel på elektronacceptorer, vil det kunne ske ved oxidation af reduceret mangan(Mn²⁺) eller reduceret jern(Fe²⁺) (Korom, 1992). På denne måde kan høje NO₃⁻-N koncentrationer have positiv feedback på fosforbindingskapaciteten, da NO₃⁻-N kan virke som redox buffer og Fe³⁺-reduktionen, bliver forhindret.

5.2.3 Sulfat

5.2.3.1 Ulvskov

I den mættede randzone i Ulvskov, er der i nogle jordprøver fundet pyrit. Pyrit opstår ved reduktion af sulfat, ved meget lav redoxpotentiale, under meget reducerende forhold (Appelo and Postma, 2004). De meget reducerede forhold der kan reducere SO₄²⁻, findes ikke nødvendigvis over hele den mættede randzone, og redoxpotentialet kan derfor være højere andre steder i den mættede randzone. I figur 27d tyder det på, at de høje SO₄²⁻

koncentrationer stammer fra drænvandet. Det meget svage fald i SO_4^{2-} koncentrationen kan være resultatet af reduktion af SO_4^{2-} ved oxidation af organisk materiale, eller fortynding af SO_4^{2-} koncentration med grundvandet.

5.2.3.2 Gylling

I den mættede randzone Gylling, kan koncentrationerne af SO₄⁻², bruges til at fortælle noget om redox-forholdene. Dog er det svært, at kvantificere mængden af SO₄⁻², der produceres ved enten oxidation af pyrit eller organiske sammensætninger, når den mættede randzone ikke er mættet, samt kvantificere mængden af SO₄²⁻, der reduceres til H₂S (som yderligere kan reduceres til pyrit), under reducerede forhold, når den mættede randzone er vandmættet (Appelo and Postma, 2004). Der er dog meget høje koncentrationer af SO₄⁻² i Gylling, og derfor må det antages, at en væsentlig mængde SO₄⁻² bliver produceret ved oxidation af pyrit eller organisk materiale. Dog ses der også høje koncentrationer af SO₄⁻² i indløb og grundvandspiezometrene, så der skal yderligere undersøgelser til, for at fastlægge hvor de høje koncentrationer stammer fra.

$5.2.3.3 \text{ SO}_4^{-2}$ og fosfor

 SO_4^{-2} er en indirekte indikator på fosformobilisering. Hvis SO_4^{-2} reduceres, dannes der $H_2S(l)$ og pyrit udfældes. Opløst svovlbrint er en stærk reduceret ion. Hvis der er meget redox-følsomt fosfat i jordmatricen, som der er i Gylling, kan fosfat enten mobiliseres mikrobielt, ved at Fe³⁺, som redox-følsomt fosfat er bundet til, reduceres bakterielt. Men fosfat kan også mobiliseres abiotisk, ved at Fe³⁺ reduceres ved oxidation af H₂S (Zak et al., 2008). Hvis der er en høj koncentration af SO₄⁻², som der er i Gylling, så er der et højt pres på fosforbindingstyperne, for at reducere dem, og det kan resultere i intern fosformobilisering. SO₄⁻² kan også direkte oxidere organisk materiale, og ved denne proces, kan organisk fosfor bliver direkte mineraliseret. Yderligere analyser er nødvendig for at kvantitative målinger af reduktionen eller oxidationen af SO₄⁻², og derfor kan den kvantitative vigtighed af SO₄⁻² i de mættede randzoner ikke fastlægges.

5.2.5 Ammonium

Koncentrationen af NH_4^+ er en indikator på mineraliserings- og mobiliseringsprocesser. I Gylling ses i figur 28c, en stigning i koncentrationen af NH_4^+ gennem den mættede randzone. Denne stigning tyder på, at der foregår mineraliseringsprocesser, hvor NH_4^+ frigives fra det organisk materiale, når det oxideres. Ligesom SO_4^{2-} frigives fra det



organiske materiale når dette oxidres. NH4⁺ mobiliseres ved genvædning af tørvjorden i den mættede randzone. Der forekommer formentlig også en mobilisering af fosfor og DOC (Zak and Gelbrecht, 2007). Ifølge Zak and Gelbrecht (2007) sker mobiliseringen primært i det øverste lag af tørvjorden, da disse lag er kraftigst nedbrudte under tørlægningen, og da der generelt er mere ilt tilgængeligt ved diffusion ved jordoverfladen. Da forøgelsen af NH4⁺ koncentrationen tyder på mobilisering af fosfor, kan den øget SRP-koncentration i jordvandet måske skyldes mobilisering af organisk bundet fosfor, og i mindre grad en redox-følsomt uorganisk bundet fosfor frigivelse ved reduktion af Fe³⁺. I mineralske jorde er den organiske fosforfraktion mellem 3-35 %, men den kan være langt højere i organiske jorde, da mængden af organisk fosfor stiger med mængden af organisk carbon (Blume et al., 2016 s. 450).

Scenarioberegningerne er dog foretaget på baggrund af redox-følsomt fosfor, og ikke på baggrund af organisk bundet fosfor, da dette ikke er målt. Denne hypotese kan ikke bekræftes gennem data i dette projekt.

5.3 Fosfor og jern i de mættede randzoner

I en rapport af Dyhr-Nielsen et al. (1991), har jordvand på danske landbrugsarealer en gennemsnitlig koncentration på 0,025- 0,12 mg SRP pr. Liter. Denne koncentration kan sammenlignes med drænvandet, der kommer ind i de mættede randzoner, som bliver målt i indløbet. I Ulvskov er denne koncentration gennemsnitlig 0,031 mg/L (appendiks K) og i Gylling er den 0,014 mg/L (appendiks M). Altså er SRP-koncentrationen i drænvand, der føres ind i de to mættede randzoner lavere end gennemsnits koncentrationen i jordvand fra de danske landbrugsarealer.

5.3.1 Fosfor i jordvandet i Ulvskov

Figur 18a viser, at SRP-koncentrationen falder gennem den mættede randzone Ulvskov. Der ses markant højere koncentrationer i indløbet (gns. 0,031 mg/L), end i den mættede randzone (gns. 0,005 mg/L). Det tyder ikke på at faldet i koncentration skyldes at grundvandet fortynder SRP-koncentrationen, da der også er høje koncentrationer af SRP i grundvandet (gns. 0,22 mg/L), som på flere måledatoer er højere end indløbskoncentrationen. I kontroltransektet er koncentration endda højere end i den mættede randzone (0,011 mg/L), så hvis det antages at jordbunden i kontroltransektet afspejler jordbunden inden den mættede randzone blev etableret, tyder det på at den mættede randzone har formået at fjerne fosfat fra jordvæsken, efter den blev etableret.



Dermed tyder det på, at sorptionsprocesser finder sted i den mættede randzone i Ulvskov, og at fosfor tilbageholdes.

5.3.2 Fosfor i jordvandet i Gylling

I Gylling, er SRP-koncentrationen højest i selve den mættede randzone (gns. 0,043 mg/L) (figur 20c). Der må foregå en opkoncentration i den mættede randzone, da hverken drænvandet (gns. 0,014 mg/L) eller grundvandet (0,009 mg/L) bringer store mængder af SRP ind i den mættede randzone. Det tyder på, at SRP-koncentrationen stiger gennem den mættede randzone (figur 24). Hvis det antages at kontroltransektet afspejler jordbunden forinden den mættede randzone blev etableret (gns. 0,023 mg/L), så tyder det på, at frigivelsen af fosfor fra jordmatricen er øget siden etableringen af den mættede randzone. Det kan ikke siges med sikkerhed, hvilken type fosfor der bliver frigivet. Men som nævnt tidligere, kan de øgede NH₄⁺ koncentrationer betyde, at der sker en oxidation af det organiske materiale, når den mættede randzone tørlægges, og der herved i perioder mobiliseres en stor mængde organisk bundet P, SO₄²⁻ og NH₄⁺ (Zak and Gelbrecht, 2007). En anden mulighed er frigivelser af redox-følsomt fosfor, som er bundet til redox-følsomme oxider. Dette omtales senere.

5.3.3 Total fosfor i Ulvskov

Total fosfor ses primært i de øverste 70 cm (Blume et al., 2016 s. 445). På figur 14a ses ligeledes de højeste koncentrationer af total fosfor i de øverste dele af de mættede randzoner.

Det totale fosfor i de to mættede randzoner variere meget. Ved omregning af total fosfor, fra mg/g tørstof til mg/kg jord, ved hjælp af tørstof/friskmasse ratioen, er den gennemsnitlige totale fosfor værdi for den overfladenære del af Ulvskov 284 mg/kg jord. For den dybe del af den mættede randzone er total fosfor koncentrationen 141 mg/kg jord. Sammenlignet med total fosfor koncentrationer i danske jorde fra (Borggaard et al., 1991) og (Kjærgaard et al., 2009) falder Ulvskov mættede randzone, der ligger på en højbundsjord, omtrent ind under kategorien lerjord i den overfaldenære del og sand jord i den dybe del.

5.3.4 Total fosfor i Gylling

Den gennemsnitlige koncentration af total fosfor for den overfladenære del af Gylling er 394 mg/kg jord. For den dybere del, er den 122 mg/kg jord.

Ifølge Borggaard et al. (1991) og Kjærgaard et al. (2009) har Gylling meget lave koncentrationer af total fosfor, sammenlignet med de meget varierende koncentration af



total fosfor på lavbundsjorde (400-10.590 mg P /kg jord, og 100-3000 mg P/kg jord i underjorden).

5.4 Scenarioberegninger

I dette projekt er der målt på fire forskellige typer af fosfor i jordbunden. Total fosfor, vandopløseligt fosfor, redox-følsomt fosfor og fosfor der blev ekstraheres med oxalat. Total fosfor ses i figur 14a. Det vandopløselig fosfor, ses i figur 16a som SRP ekstraheret med KCl. Redox-følsomt fosfor ses i figur 17a som TDP-BD og Oxalat-ekstraherbar fosfor ses i figur 18a som Oxalat-P.

Ekstraktionen af vandopløselig P og redox-følsomt P blev lavet i forlængelse af hinanden. Oxalat ekstraktionen blev lavet på en ny jordprøve, og derfor kan vandopløseligt P og redox-følsomt P, være inkluderet i det oxalat ekstraherbare fosfor. Total fosfor består udover vandopløseligt P, redox-følsomt P og oxalat ekstraherbart fosfor af organisk bundet fosfor og fosfor bundet i krystalline mineraler (Blume et al., 2016 s. 451).

Redox-følsomt P og redox-følsomt Fe er i denne opgave primært benyttet til at kvantificere den mængde fosfor, der kan frigives fra den mættede randzone, mens oxalat ekstraherbart P, Fe, Al og Mn er benyttet til at estimere jordens evne til at tilbageholde fosfor.

5.4.1 Usikkerheder ved scenarioberegningerne

De to scenario beregninger indeholder følgende usikkerheder og antagelser:

- SRP-koncentrationer er bestemt ved interpolation mellem to målinger med tre ugers mellemrum. SRP-koncentrationen kan potentielt være meget varierende, påvirket af vejr og årstid, også især da 60-80 % af de årlige fosfor udvaskes under store nedbørsbegivenheder (Heckrath et al., 2000)
- Indstrømningen i Gylling er bestemt ved flowmåler gennemstrømning over ca. tre uger. Indstrømning er delt med antallet af målte dage, for at estimere den daglige indstrømning, hvilket potentielt ikke bliver ligeligt fordelt. Dette vil påvirke mængden af SRP, der ledes ind i den mættede randzone hver dag. Det samme er udført de første to måneder i Ulvskov
- Volumenvægten af de to mættede randzoner er bestemt ud fra tabelværdier (Ulvskov) og en og beregning af volumenvægten ud fra tørstof (Gylling) (Scheffer and Blankenburg, 1993). Volumenvægten har stor betydning for de arealbaserede potentielle tabsstørrelser (Kjærgaard et al., 2010).



- Det antages, at MR-Slut er repræsentativ for den SRP-koncentration, der siver ud i åen.
- Det antages, at alt vand der føres ind i den mættede randzone, forlader den mættede randzone ved at trænge ud i åen.
- Evapotranspirationen, precipitationen og den atmosfæriske deposition negligeres i beregningerne, og det antages at disse parametre ikke er vigtig for næringsstofbalancen.
- Mængden af næringsstoffer der tilføres de mættede randzoner fra grundvandet, er ikke inkluderet i indkommen SRP-koncentrationen, men er inkluderet i udgående SRP-koncentration.
- Det antages, at al fosfor der tilføjes, bliver en del af oxalat-puljen. Der er formentlig også noget fosfor, der bindes i en organisk ligant, eller optages i planterne.
- Det antages, at den kritiske fosformætningsgrad er 25 % (Rubæk et al., 2000).
- I beregningen er der ikke taget højde for eventuelle omfordelinger i fosforpuljer i de mættede randzoner. Dette er en stor usikkerhed, da der ved optagelse eller frigivelse af fosfor fra jorden, vil ske en omfordeling (Andersen et al., 2016).
- Det antages, at placeringen af piezometerrørene er i et vandførende lag, og at alle piezometre viser en SRP-koncentrationen, der dækker over hele jordsøjlen omkring piezometeret.
- Der er i beregningen ikke taget højde for "genladning" af den mættede randzone med nye fosforbindingsflader der tilføres fra drænvandet og grundvandet.

5.4.2 Fosfor retention

I Ulvskov mættede randzone tyder vanddata på, at der sker en retention af fosfor (jf. afsnit 4.3.1). Der er foretaget scenarioberegninger for at understøtte denne hypotese (tabel 4, tabel 5 og tabel 6). Beregningerne viser, at der med en gennemsnitlig fosforbindingskapacitet på 7,70 %, tilbageholdes 1,22 kg fosfor i den mættede randzone om året, hvilket svarer til 9,4 kg/ha/år. Der er en retention på 87,3 % af den indkommen fosfor. Denne beregning er lavet på baggrund af det målte indhold af amorfe dårligt krystalline jern, aluminium og mangan oxider, som dækker over fosforbindingskapaciteten (Andersen et al., 2016). Fosfor tilbageholdes primært af disse oxider (Kjærgaard et al., 2010).



Ved binding og tilføjelse af fosfor til jorden, vil der ske omfordeling af fosforpuljerne. Partikulært uorganisk fosfor, der dannes ved bindingen af opløst fosfat på udfældede metal ioner, vil opstå. Hvis der fortsat tilføres fosfor, vil fosforbindingskapaciteten i jorden falde, og fosformætningsgraden vil stige (Andersen et al., 2016). Jo mere fosfor der tilføjes den mættede randzone, des mindre fosfor vil blive optaget, og des mere vil ledes gennem den mættede randzone, og ud i åen. Når fosformætningsgraden når 25 %, vil der ikke kunne bindes mere fosfor (Rubæk et al., 2000).

I nogle tilfælde vil fosfor ikke binde sig til partikeloverflader i mineral jorden på grund af præference strømninger, og derved er der ikke interaktion mellem fosfor og jordens totale volumen (Heckrath et al., 2000)

En P-retention på 1,22 kg fosfor om året vil øge fosformætningsgraden med 0,011 % om året, hvilket betyder, at den mættede randzone vil kunne fungere som fosfor fælde i ca. 1610 år (tabel 6). Som nævnt i afsnit 4.4.1, er der mange parametre som ikke medtages i retentionsberegningerne, hvilket betyder at beregningerne er usikre. I tabel 6 er der angivet retentionen ved minimum og maksimum bindingskapacitet fundet i den mættede randzone. Uanset bindingskapaciteten bliver der tilbageholdt 1,22 kg fosfor, men total mætning af den mættede randzone indtræffer mellem 850-2860 år.

I Ulvskov ses især de høje koncentrationer af SRP i transekt 3. Hvis det antages, at strømningerne går direkte mod åen i den mættede randzone, som vist på figur 6, så vil den største retention af fosfor foregå i transekt 3. Det kan betyde, fosformætningsgraden vil stige meget hurtigere i dette område af den mættede randzone, og den mættede randzone vil i dette område blive langt hurtigere mættet med fosfor end beregnet i scenariet. Der kan ikke siges noget præcist om præferencestrømninger i den mættede randzone. I scenariet er der ikke taget højde for, at den mættede randzone kan "genlades". Hermed menes, at nyt opløst fosfor og aluminium, som i høj grad sørger for retentionen af fosfor i den mættede randzone, bliver bragt ind i den mættede randzone med drænvand og grundvand. Herved kan mere fosfor bindes og tilbageholdes i den mættede randzone. I scenarioberegningen er det antaget, at al oxalat ekstraherbar jern og aluminium kan binde fosfor. Andelen af oxalat ekstraherbar jern er cirka fire gange større end andelen af ekstraherbar aluminium. Jern er derfor den vigtigste fosfor binder i Ulvskov.

I scenariet er der kun beregnet på SRP-koncentrationen i vand der blev ført ind fra



indløbet, men det må forventes, at grundvandet også bringer fosfor til den mættede randzone, og derfor vil den mættede randzone hurtigere blive fosformættet. Der er kun beregnet på sorptionsprocesser i den mættede randzone, men der forekommer også planteoptage og mikrobiel optag af fosfor. Der kan potentielt også ske mineraldannelse af f.eks. Apatit, men koncentrationerne af fosfor er formentlig for lave til dette.

5.4.3 Fosforfrigivelse

I Gylling mættede randzone tyder vanddata på, at der sker en frigivelse af fosfor (jf. afsnit 4.3.2), og dette understøttes af scenario beregningerne (tabel 7, tabel 8, tabel 9 og tabel 10). I disse beregninger er mængden af redox-følsomt fosfor anvendt til, at estimere mængden af fosfor, der kan frigives. Som tidligere nævnt, kan organisk bundet fosfor også frigives, i tilfælde af oxidation af det organiske materiale, i den mættede randzone. Dog er fosforbinding og fosforfrigivelse primært associeret med uorganiske fosfor fraktioner (Heckrath et al., 2000), og derfor er beregningerne lavet på baggrund af de uorganiske fraktioner. Frigivelsen af redox-følsomt fosfor sker, når der opstår iltfrie forhold i lavbundsjorden, i Gylling mættede randzone, som tidligere var drænet og tørlagt. Under disse iltfrie forhold vil Fe³⁺ reduceres til Fe²⁺ og jernbundet fosfor frigives til jordvandet (Kjærgaard et al., 2010). Ifølge scenarioberegningerne bliver der hvert år frigives 406 g fosfor fra den mættede randzone, hvilket svarer til 384 mg/ha/år. Med en gennemsnitlig fosforbindingskapacitet på 7,93 % vil der gå ca. 105 år, før den mættede randzone er total udtømt for redox-følsomt fosfor. Den mindste og højeste fosforbindingskapacitet viser, at det vil tage henholdsvis ni år og 264 år, før alt redox-følsomt fosfor er udtømt. Reduktionen af Fe³⁺ til Fe²⁺ kan beskrives med parametrene Fe-BD (figur 17b). Sammen med TDP-BD kan frigivelsesraten af redox-følsomt fosfor bestemmes. I Gylling er den redox-følsomme Fe/P ratio lav, gennemsnitlig 20,3 (appendiks I), hvilket betyder, at der ikke skal meget reduktion af Fe³⁺ til, før fosfor begynder at frigives (Forsmann and Kjaergaard, 2014), og der er derfor en høj risiko for fosforfrigivelse. Mængden af redoxfølsomt fosfor i Gylling er gennemsnitlig 59,8 µg/g tørstof. Med Fe-BD/TDP-BD rationen kan det bestemmes, om der er høj risiko for fosforfrigivelse i et område (Kjærgaard et al., 2010). I den mættede randzone i Gylling tyder det på høj frigivelsesrisiko. Ifølge Zak et al. (2008) er koncentrationen af redox-følsomt fosfor en størrelsesorden højere i det øverst liggende nedbrudte tørv, end i det dybere liggende, knap så nedbrudte,



tørv. På figur 17a, ses sammenhængen, hvor TDP-BD er højere i den overfladenære del af den mættede randzone, i forhold til den dybere liggende mindre nedbrudte tørv. Reduktionen af Fe³⁺ til Fe²⁺ finder formentlig også sted, i den mættede randzone i Ulvskov, når der opstår iltfrie forhold. Men andre redox forhold gør, at dette ikke er kritisk for fosforbindingen i den mættede randzone. Den redox-følsomme Fe/P ratio i Ulvskov er gennemsnitlig 465 (appendiks H) hvilket betyder, at der skal reduceres en væsentlig del Fe³⁺ før fosforfrigivelsen tager til, og der er derfor en lav risiko for fosforfrigivelse Forsmann and Kjaergaard, 2014). Desuden er koncentrationen af redox-følsomt fosfor en del lavere end i Gylling (15,1 µg/g tørstof).

I Ulvskov er koncentrationen af NO₃⁻-N meget høj, og ved reduktion sker der formentlig en oxidation af jern, da koncentrationen af det organiske materiale er meget lav. Dette vil øge fosforbindingskapaciteten. Det er ikke sikkert, at der opstår total iltfrie forhold i Ulvskov på grund af det lave indhold af organisk materiale. Desuden er der en høj bindingskapacitet, så eventuelt frigivet fosfor kan bindes igen til andre oxider, f.eks. aluminium oxiderne. Der forekommer formentlig fosforfrigivelse i den mættede randzone Ulvskov, men den nettoeffekten forfor-retention.

Tørv landskaber kan være gode næringsstoffælder, hvis de aldrig bliver udsat for dræning, men 90-95 % af lavmosetørv områder er i dag drænet (Zak and Gelbrecht, 2007). Hvis de aldrig var blevet drænet, vil de meget genstridige fosfor bindinger til det organiske materiale, formentlig stadig bestå, fordi de organiske materiale aldrig ville være nedbrudt (Zak et al., 2017). Derved vil fosfor have stærke bindingsflader at binde sig til. Der vil eksistere reducerede forhold i den lavbundsjorden, og på den måde, vil det være en god fælde for NO₃⁻-N da der således vil ske denitrifikation.

Det er forsøgt, at genoprette det gode lagringspotentiale i tørvjorden/lavbundsjord ved at genvæde dem, men forsøg viser, at de gode lagringspotentiale, som forinden dræning, ikke kan genoprette på kort sigt (Zak et al., 2008).

5.5 Fosfor frigivelse og fosforretention i andre virkemidler

De mættede randzoner er kun ét af flere virkemidler, som i dag bruges til rense drænvand for næringsstoffer.

I de intelligente bufferzoner, som der i dag også forskes i, ses en minimum Nretentionseffekt på 32-62 % og P-retentionseffekt på 45-74 % (van't Veen et al., 2019).



De intelligente bufferzoner er blevet målt på i tre-fire år. I denne periode er det ikke eftervist, at effektivitet af den intelligente bufferzone øges med alderen. Det er konkluderet, at en, med tiden, længere hydrauliske retentionstid i den intelligente bufferzone, er grunden til at N-retentionen stiger med tiden (van't Veen et al., 2019). I et andet testanlæg, for de intelligente bufferzoner, ses en fosforfrigivelse. Ifølge van't Veen et al. (2019) skyldes det, at der var en meget lav tilførsel af partikelbundet fosfor i et meget tørt måleår, og der skete en nettofrigivelse af opløst uorganisk fosfor fra infiltrationszonen i den intelligente bufferzone.

Minivådområder har en N-retention på 25 % og en P-retention på minimum 43 % (Kjærgaard et al., 2017). I minivådområder ses, at den største næringsstoftilførsel er i oktober og stiger frem til januar. I denne periode falder N-retentionen i minivådområdet, hvilket skyldes faldende temperaturer og hydraulisk opholdstid.

I Ulvskov ses der en stigende næringsstoftilførsel fra september og helt indtil marts, men disse trends ses ikke i Gylling (figur 20). I minivådområder er N-retentionen på sit minimum i februar, men stiger frem mod juli. I minivådområder ser man altså en systematik i N-retentionen. Der ses ikke systematik i P-retentionen, da den også er afhængig af, tidsmæssige variationer og hvilken form fosfor tilføres til minivådområdet, samt den interne balance af fosforbinding og fosforfrigivelse (Kjærgaard et al., 2017). Det formodes, at lignede trends ses i de mættede randzoner.

I den mættede randzone Ulvskov, var den en P-retention på 87,3 % ifølge scenarioberegningerne. Målingen i denne ene mættede randzone giver et snævert billede af effektiviteten af mættede randzoner generelt, men den mættede randzone Ulvskov viser sig at være meget effektiv.

I en undersøgelse af lavbundsområder i ådale har man fundet, at frigivelsesraten for fosfor er 5-10 kg P/ha/år (Kjærgaard et al., 2010). I Gylling mættede randzone bliver der frigivet 3,84 kg P/ha/år, og det vil tage mellem ni og 264 år at fjerne al fosfor i den mættede randzone, afhængig af bindingskapaciteten og gennemstrømningen. Bindingskapacitet er forskellig rundt i den mættede randzone, så det afhænger af præferencestrømninger gennem den mættede randzone. De højeste bindingskapaciteter og de højeste mætningsgrader er i den overfladenære del af Gylling, det betyder, at det overfladenære flow, fører til hurtigere udtømning af fosfor fra den mættede randzone. Den overfladenære del af Gylling har den højeste fosformætningsgrad, fordi der er mest omdannet tørv i denne



del. Her har reduktion og mineralisering fået lov at finde sted, da den mættede randzone var drænet (Kjærgaard et al., 2010).

5.6 Årstidsvariationer

I dette projekt er der blevet fortaget målinger fra september 2019 til marts 2020 i Ulvskov mættede randzone, og fra oktober 2019 til marts 2020 i Gylling mættede randzone. Efteråret 2019 var det vådeste efterår siden 1874 med 349 mm i løbet af september, oktober og november (Rubek, 2019). Vinteren (december, januar og februar) var den varmeste og næst vådeste siden 1874 med meget få frost dage (Rubek, 2020). Udover at efteråret 2019 og vinteren 2020 var ekstremt våde, er der i vinterhalvåret højere mængde nedbør end der fordamper, og derfor sker der nedsivning gennem rodzonen. Om sommeren er dette ikke tilfældet, da fordampningen er højere end nedbørsmængden (Miljøstyrelsen, 2000). Derfor er den største tilføjelse af drænvand og grundvand til de mættede randzoner forekommet i den målte periode.

Scenarioberegningerne er lavet på data fra efterår og vinter, men data fra dette halvår, bliver brugt til at beregne retentionen / frigivelsen for hele året. Der er formentlig stor forskel på data fra vinterhalvåret i forhold til data for sommerhalvåret (Kjærgaard et al., 2010), og dermed usikkerheder i beregningerne. Dette halvår er ikke repræsentativt for et normalår. For at kunne vurdere den fulde effektivitet af de mættede randzoner, skal der måles over flere år.

Årstidsvariationer vil påvirke redox-forholdene i jorden, og jordbunden skifter mellem anaerobe og aerobe forhold. Dette påvirker fosfordynamikken med både biologiske mineraliserings- og immobiliseringsprocesser og optag i vegetationen (Kjærgaard et al., 2010).

I dette projekt kan årstidsvariationernes påvirkning af de mættede randzoner ikke kvantificeres. Udtørring af de mættede randzoner kan potentielt forekomme, ligesom i de intelligente bufferzoner (van't Veen et al., 2019), hvorved der kan ske en frigivelse af fosfor. Dette er der dog ikke nogen eksempel på, da der kun er målt i en meget våd sæson.



6. Konklusion

Ripariske buffere bliver primært anlagt for at reducere nitrat, suspenderet materiale og i nogen grad fosfor i drænvand, før det når åen. Formålet med dette projekt er at lave en risikovurdering af fosfor i det ripariske virkemiddel, mættede randzoner, for at blive klogere på anlæggelsen, udnyttelsen og effektiviteten af de mættede randzoner. De to mættede randzoner er anlagt i forskellige jordtyper. Jordtypen har stor betydning for, hvordan den mættede randzone vil fungere (Andersen et al., 2016). Jordtypen og især indholdet af organisk materiale spiller en stor rolle på redox-forholdene som opstår. Redox-forholdene påvirker den mættede randzones evne til at tilbageholde eller frigive fosfor.

SRP-koncentrationen i jordvandet er målt over et halvt år, for at se eventuelle retentionseller frigivelsesmønstre. NO₃⁻-N indholdet af den mættede randzone er blevet målt, for at undersøge, hvorvidt NO₃⁻-N koncentrationen kan påvirke bindingskapaciteten i den mættede randzone.

Koncentrationen af redox-følsomt P og Fe, samt oxalat-ekstraherbar P, Fe, Al og Mn er desuden undersøgt for at bringe viden om mulig frigivelsesmængde, fosforbindingskapacitet og fosformætningsgrad.

I den ene mættede randzone, Ulvskov, kan det konkluderes, at der sker en retention af fosfor på 87,3 %, hvor der tilbageholdes 9,40 kg fosfor pr. ha årligt. Dette baserer sig dog på en scenarioberegning, med flere usikkerheder. Der skal yderligere og længerevarende undersøgelser til, for at kunne fastlægge en mere præcis retention.

Koncentrationsfordelingen i grundvand, indløb og den mættede randzone tyder på, at retentionen primært skyldes sorptionsprocesser. Det forventes dog at andre processer, som planteoptag og mikrobiel fosforoptag, også finder sted i den mættede randzone. Der ses tydelig retention af NO₃⁻-N i den mættede randzone. Grundet det meget lave indhold af organisk materiale i den mættede randzone, formodes det at reduktionen af NO₃⁻-N kan føre til en øget bindingskapacitet ved oxidation af jern.

Den mættede randzone Gylling, har vist tydelige tegn på fosforfrigivelse. Der er blevet frigivet 3,84 kg fosfor pr. ha årligt. Denne rapport har behandlet to frigivelsesprocesser. Den ene frigivelse forekommer ved, at oxidationen af det organiske materiale fører til en høj mobilisering af organisk bundet fosfor. Dette sker efter jordbunden, i den mættede

randzone, tidligere har været drænet, og derfor udsat for iltet forhold. Ved genvædning vil det mobiliserede fosfor udvaskes. Denne hypotese bliver understøttet af NH_4^+ og SO_4^{2-} koncentrationerne i den mættede randzone, som tyder på mineraliserings og mobiliseringsprocesser.

Den anden frigivelsesproces af fosfor fra den mættede randzone kommer fra redox-følsomt fosfor, bundet til redox-følsomt jern. Risikoen for frigivelsen kan ses udfra den redoxfølsomme Fe/P ratio. Med en meget lav Fe/P ratio, kan det konkluderes, at der er høj risiko for frigivelse af fosfor. Andelen af fosfor frigivet fra mineraliserings og mobiliseringsprocesser, og andelen af fosfor der er frigivet fra redox-følsomme forbindelser, kan ikke kvantificeres i dette projekt.

Den mættede randzone Gylling, tyder på effektiv N-retention, men negativ P-retention. Generelt vurderes det, at en mættet randzone, der er anlagt på tørvjord, ikke har de optimale egenskaber til at fungere som oprensende virkemiddel.

Variationer i effektiviteten, som følge af årstidsvariationer, er kun i nogen grad undersøgt i mættede randzoner, men kan sidestilles med andre virkemidler, f.eks. intelligente bufferzoner, som har det samme formål. Det forventes, at der er store årstidsmæssige variationer, og dårligere vandmætning i varme sommerperioder.

Fluktuerende vandspejl er ikke optimalt for effektiviteten af den mættede randzone, da der kan opstå iltede forhold, hvorved de reducerende egenskaber begrænses. P-retention i Ulvskov mættede randzone er 87,3 %, og det kan konkluderes, at Ulvskov mættede randzone yderst effektivt tilbageholder fosfor, til sammenligning med tilbageholdelsen i andre virkemidler.

Fremtiden for mættede randzoner i Danmark er lovende. Mættede randzoner formår med høj effektivitet, at fjerne og omdanne kvælstof og fosfor.

Den mættede randzone Gylling, må dog formentlig lukke ned, da effekten ikke er som forventet. Det konkluderes, at etablering af en mættet randzone, på organiske jorde er meget uegnet, som det er tilfældet i Gylling. For at næringsstoffer i det danske vandmiljø ikke overstiger miljøkravene, er det nødvendigt med virkemidler som mættede randzoner. I Danmark forskes der stadig i mættede randzoner, men de har vist sig meget effektive i dette projekt, og udviser et stort potentiale til forbedring af vandmiljøet.



7. Perspektivering

Dette projekt er et underprojekt til projektet "Udvikling, implementering samt test of dokumentation af nye drænvirkemidler, Innovationsplatform for Drænvirkemidler" Underprojektet omfatter fosfor-retention eller fosforfrigivelse fra mættede randzoner. En række forbedringer og videre undersøgelser kan tilføjes til det videre arbejde med projektet. Piezometeropstillingen er en velegnet metode til undersøgelse af næringsstofudviklingen gennem den mættede randzone. Dog står piezometerrørene i den mættede randzone Ulvskov meget tæt på fordelerrøret, hvorved blanding af grundvand og drænvand i grundvandspiezometrene, kan forekomme. Dette kan medføre fejlfortolkning af koncentrationsfordelingen. Også placeringen af kontroltransektet, bør overvejes ved fremtidige forskningsprojekter, da det er essentielt, at dette er placeret i samme jordtype og i samme niveau over havet, som den mættede randzone.

Ved afslutningen af dette projekt forventes det at der udtages jordprøver igen, som i starten af projektet. Med nye jordprøver, vil ændringer i jordkemien tydeligt kunne fastlægges. Et vellykket bromid tracer forsøg, kan give et billede af præferencestrømningerne i den mættede randzone, og kan fastlægge om de undersøgte piezometerrør, i den mættede randzone, modtager drænvand fra fordelerrøret, eller om præferencestrømninger leder vandet uden om.

En undersøgelse af grundvandstilstrømningen kan give større klarhed over effektiviteten af mættede randzoner. Generelt kan mere forskning i hydrologien og vandbalance i de mættede randzoner, give nødvendig viden om de mættedes randzoners effektivitet. Målinger af vandkvalitet i Ulvskov og Gylling mættede randzoner er fortsat efter afslutningen af dette underprojekt. Det vil betyde meget for det overordnet billede af de mættede randzoner, at gøre status, når der foreligger et helt års målinger, til at kunne fastlægge årsvariationer.



8. Referencer

- ALLABY, M. 2015. A dictionary of ecology. Fifth edition ed. Oxford: Oxford University Press.
- ALLRED, B. & REDMAN, J. 2010. Location of Agricultural Drainage Pipes and Assessment of Agricultural Drainage Pipe Conditions Using Ground Penetrating Radar. *Journal of Environmental & Engineering Geophysics*, 15.
- ALLRED, B. J., FAUSEY, N. R., PETERS, L., CHEN, C. C., DANIELS, J. J. & YOUN, H. S. 2004. Detection of buried agricultural drainage pipe with geophysical methods *Applied Engineering in Agriculture*, 20, 307-318.
- ANDERSEN, H. E., BAATTRUP-PEDERSEN, A., BLICHER-MATHIESEN, G., CHRISTENSEN, J. P. A., HECKRATH, G. J., JENSEN, P. N., VINTHER, F. P., ROLIGHED, J., RUBÆK, G. H. & SØNDERGAARD, M. 2016. Redegørelse for udvikling i landbrugets fosforforbrug, tab og påvirkning af Vandmiljøet. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.
- APPELO, C. A. J. & POSTMA, D. 2004. *Geochemistry, groundwater and pollution*, A. A. Balkema Publishers.
- BAUMANN, K. 2019. Bestimmung des oxalatlöslichen Fe, Al, Mn under daran gebundenes P (nach Tamm (1922) modifiziert nach Schwertmann (1964)).
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G. W., FLEIGE, H., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & WILKE, B.-M. 2016. *Scheffer/Schachtschabel Soil Science*, Berlin, Springer.
- BORGGAARD, O., MØBERG, J. & SIBBESEN, E. 1991. Indhold og mobilitet af fosfor i jord. I: Frier, JO
 & Christensen, JF (red.): Kvælstof, fosfor og organisk stof i jord-og vandmiljøet. *Rapport fra konsensuskonference*, 31, 4.1-4.24.
- BORGGAARD, O. K., SZILAS, C., GIMSING, A. L. & RASMUSSEN, L. H. 2004. Estimation of soil phosphate adsorption capacity by means of a pedotransfer function. *Geoderma*, 118, 55-61.
- BREUNING-MADSEN, H. 2010. Drænrørets indførelse og betydning i et landbrugs-og miljømæssigt perspektiv. *Det Fremmede Som Historisk Drivkraft: Danmark Efter 1742.* Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab.
- BREUNING-MADSEN, H., BALSTRØM, T., GREVE, M. H. & JENSEN, N. J. 2013. Jordbundsudvikling i danske landskaber. *Geoviden*, 2013, nr. 4, 2-5.
- CUDENNEC, Y. & LECERF, A. 2006. The transformation of ferrihydrite into goethite or hematite, revisited. *Journal of Solid State Chemistry*, 179, 716-722.
- DISE, N. B. 2009. Peatland Response to Global Change. Science, 326, 810-811.
- DYHR-NIELSEN, M., HANSEN, E., HOLTER, V., KRAG-ANDERSEN, K., GRAVESEN, P. & IVERSEN, T. 1991. Kvælstof og fosfor i jord og vand. *Samlerapport. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen*.
- FEUSTEL, I. C. & BYERS, H. G. 1936. *The comparative moisture-absorbing and moisture-retaining capacities of peat and soil mixtures*, US Dept. of Agriculture.
- FORSMANN, D. M. & KJAERGAARD, C. 2014. Phosphorus release from anaerobic peat soils during convective discharge—Effect of soil Fe: P molar ratio and preferential flow. *Geoderma*, 223, 21-32.
- FREEMAN, C., OSTLE, N. & KANG, H. 2001. An enzymic 'latch' on a global carbon store. *Nature*, 409, 149-149.
- GEO 2019. GeoAtlas Live Manual. Version 1.3.
- GRAFF-PETERSEN, P. T., BRUNO 1975. Vejledning til laboratorieøvelser i sedimentologi. Akademisk forlag, København.
- GRANAT, H. J. 2000. Jordbunden i Landskabet, Fra jordprofilbeskrivelser til træartsvalg. Skov- og Naturstyrelsens Driftsplankontor, 1.
- GRANT, R. 2000. Fosforbalancer i dansk landbrug. *Djf Rapport.* Danmarks Jordbrugsforskning.



GRANT, R. B.-M., G. & JENSEN, P. G. H., B.

THORLING, L. 2011. Landovervågningsoplande 2010, NOVANA. *Aarhus Universitet, DCE- Nationalt Center for Miljø og Energi,* nr. 3.

GRAVERSEN, P. & KELSTRUP, N. 2001. Grundlæggende geologi og grundvand. *miljø- og Energiministeriet. Miljøstyrelsen*, 75.

HANSEN, B., THORLING, L., SCHULLEHNER, J. & DALGAARD, T. 2014. Beskyttelse af grundvandsressourcen. *Geoviden*, 4, 8-9.

HASLER, B. & LUNDHEDE, T. H. 2018. Det rene grundvand. *Sæt Pris På Naturen*. Institut for Ressource og Fødevareøkonomi, Københavns Universiet.

HECKRATH, G., GRANT, R., LAUBEL, A., BERGEN JENSEN, M., HØRBYE JACOBSEN, O. & KRONVANG, B. 2000. Nedvaskning af fosfor. Danmarks Jordbrugsforskning.

HOFFMANN, C. C., KJÆRGAARD, C., UUSI-KÄMPPÄ, J., HANSEN, H. C. B. & KRONVANG, B. 2009. Phosphorus Retention in Riparian Buffers: Review of Their Efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38, 1942-1955.

HOUMARK-NIELSEN, M. & KJÆR, K. H. 2004. Aldersbestemmelse af isfremstod og en ny palæogeografi for SV skandinavien 40-15 ka BP. DGF kvartærgeologisk møde 2004. *Geologisk Tidsskrift*, 2004, 28-29.

JAYNES, D. B. & ISENHART, T. M. 2014. Reconnecting Tile Drainage to Riparian Buffer Hydrology for Enhanced Nitrate Removal. *Journal of Environmental Quality*, 43, 631-638.

JAYNES, D. B. & ISENHART, T. M. 2019. Preformance of saturated Riparian buffers in Iowa, Usa. *Journal of Environmental Quality*, 48.

KJAERGAARD, E. P., K., VESTERGAARD, C. H., GERTZ, F., HVID, S. K. & F., B. 2016. Målrettet frivillig miljøindsats med drænvirkemidler. *Jord og viden*.

KJÆRGAARD, C., HOFFMANN, C. C., GERTZ, F. & IVERSEN, B. V. 2017. Minivådområder - et nyt kollektivt virkemiddel. Vand og Jord.

KJÆRGAARD, C., HOFFMANN, C. C. & GREVE, M. H. 2009. Risikovurdering af fosfortab fra lavbundsjorde. *Vand og Jord*, 16, 62-65.

KJÆRGAARD, C., HOFFMANN, C. C., HEIBERG, L., HANSEN, H. C. B., JENSEN, H. S. & GREVE, M. 2010. Risiko for fosfortab ved reetablering af vådområder? *Vand Og Jord*, **17**, 58-63.

KOCH, J., STISEN, S., REFSGAARD, J., ERNSTSEN, V. & JAKOBSEN, P. 2019. Nyt nationalt redoxkort i høj opløsning. Vand og Jord, 26 (1).

KOROM, S. F. 1992. Natural denitrification in the saturated zone: A review. *Water Resources Research*, 28, 1657-1668.

KRISTIANSEN, S. M. 2012. Marken og det skadelige vand. Vand and Jord, 17, 141-144.

KRISTIANSEN, S. M., HANSEN, B. & CHRISTENSEN, F. D. 2011. Vejsalt i grundvandet. Vand Og Jord, 18, 4-7.

KRONVANG, B., KRISTIANSEN, S. M., SCHELDE, K. & BØRGESEN, C. D. 2013. Udredningsprojekt vedrørende dræns betydning for afvanding-og de naturlige og menneskeskabte faktorer som influerer på dræns virke som vandafleder fra marker. DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

KRUGER, J. 1983. Glacial morphology and deposits in Denmark. *Glacial deposits in north-west Europe*, 181-191.

LARSEN, G. & BINDERUP, M. 2006. Naturen i Danmark. Geologien, Gyldendal.

LEMMING, K. C. & KNUDSEN, C. L. 2012. Drænvandsundersøgelsen 2011/12 Resultater. *Videncentret for Landbrug*.

LENNARTZ, B. & LIU, H. 2019. Hydraulic Functions of Peat Soils and Ecosystem Service. *Frontiers in Environmental Science*, **7**, 92.



- LITAOR, M. I., REICHMANN, O., AUERSWALD, K., HAIM, A. & SHENKER, M. 2004. The Geochemistry of Phosphorus in Peat Soils of a Semiarid Altered Wetland. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 2078.
- LUND, U., FRUEKILDE, M.-B. & A/S, E. M. 2015. Metodekrav for tørstof og glødetab. Mulighed for anvendelse af DS/EN 15934 og DS/EN 15935 sideløbende med DS 204. Naturstyrelsens referencelaboratorium for Kemiske og Mikrobiologiske Miljømålinger.
- MILIØSTYRELSEN 2000. Vandmiljø-99 Status for vandmiljøets tilstand i Danmark. Miljøstyrelsen: Miljøstyrelsen.
- MURPHY, J. & RILEY, J. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31-36.
- MØLLER, A. B., BØRGESEN, C. D., BACH, E. O., IVERSEN, B. V. & MOESLUND, B. 2018. *Kortlægning af drænede arealer i Danmark*, DCA-Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug.
- OLESEN, K. S. E. Omfang, status og potentielt behov for dræning på danske landbrugsarealer. Plantekongres 2010, 2010. Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet, 396-398.
- OLESEN, S. E. 2009. Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabselement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. *Aarhus Universitet, Det Jordbrugsvidenskabelige Fakultet*.
- RANALLI, A. J. & MACALADY, D. L. 2010. The importance of the riparian zone and in-stream processes in nitrate attenuation in undisturbed and agricultural watersheds – A review of the scientific literature. *Journal of Hydrology*, 389, 406-415.
- RAVN-JONSEN, T. 2006. Kompendie til laboratorieanalyser, Geologisk Klima- og Miljørekonstruktion. *Institut for geoscience, Aarhus Universitet*, 1-8.
- RUBEK, F. 2019. Efterår 2019. <u>https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Seasonsammendrag/Samme</u> <u>ndrag_2019_efteraar.pdf</u>: Danmarks Meteorologiske Institut.
- RUBEK, F. 2020. Vinteren 2019-2020. <u>https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Seasonsammendrag/Samme</u> ndrag 2019-2020 vinter.pdf: Danmarks meteorologiske institut.
- RUBÆK, G. H., DJURHUUS, J., HECKRATH, G., OLESEN, S. E. & ØSTERGAARD, H. S. 2000. Er danske jorde mættede med fosfor? *In:* KRONVANG, O. J. B. (ed.) *Tab af fosfor fra landbrugsjord til vandmiljøet.* DJF rapport, Markburg.
- RUBÆK, G. H., HECKRATH, G. & KNUDSEN, L. 2005. Fosfor i dansk landbrugsjord. Grøn Viden -Markbrug.
- SCHEFFER, B. & BLANKENBURG, J. 1993. The determination of the bulk density of peat soils. *Agribiological research*.
- SCHINDLER, U., BEHRENDT, A. & MÜLLER, L. 2003. Change of soil hydrological properties of fens as a result of soil development. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 166, 357-363.
- SCHLICHTING, A., LEINWEBER, P., MEISSNER, R. & ALTERMANN, M. 2002. Sequentially extracted phosphorus fractions in peat-derived soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 165, 290-298.
- SEGES. 2016a. Intelligente bufferzoner [Online]. https://www.landbrugsinfo.dk/Miljoe/miljoetiltag/Sider/Integrerede_bufferzoner_pl_16_ 2755_3732.aspx. [Accessed 05.06.20].
- SEGES. 2016b. *Mættede randzoner* [Online]. <u>https://www.landbrugsinfo.dk/miljoe/miljoetiltag/sider/maettede_randzoner_pl_16_276</u> <u>3_3732.aspx</u>. [Accessed 05.06.20].
- STANDARD, D. 1975. DS 219: Bestemmelse af jern.
- STANDARD, D. 1998. DS/EN 1484:1997: Vandundersøgelse. Vejledning til bestemmelse af total organisk carbon (TOC) og opløst organisk carbon (DOC).



- STANDARD, D. 2003. DS/EN 12260: Vandundersøgelse Nitrogen Bundet notrogen (TN_b) efter oxidation til nitrogenoxider.
- STANDARD, D. 2004. DS/EN ISO 6878:2004: Vandundersøgelse Bestemmelse af fosfor -Spektrometrisk metode med ammoniummolybdat.
- STANDARD, D. 2005. DS/EN ISO 11732: Vandundersøgelse Ammonium nitrogen Flowananalyse (CFA og FIA) og spektrometrisk detektion.
- STANDARD, D. 2009. DS/EN ISO 10304-1: Vandundersøgelse Bestemmelse af opløste anioner ved ionkromatografi Del 1: Bestemmelse af bromid, chlorid, fluorid, nitrat, nitrit, phosphat og sulfat.
- UTT, N., JAYNES, D. & ALBERTSEN, J. 2015. Demonstrate and evaluate saturated buffers at field scale to reduce nitrates and phosphorus from subsurface field drainage systems. *Project report submitted to the USDA–NRCS (Grant 69-3A-75-11-205) and USDA-FSA (Order AG-64SS-P-12-0051 and AG-3141-P-15-0168)*.
- VAN'T VEEN, S. G. W., KRONVANG, B., ZAK, D. H., OVESEN, N. B. & JENSEN, H. 2019. Intelligente bufferzoner Notat fra DCE Nationalt Center for Miljø og Energi.
- VILLUMSEN, B., HANSEN, E., BLICHER-MATHIASEN, G. & ERNSTSEN, V. 2001. Principper for beregning af nitratreduktion i jordlagene under rodzonen Indholdsfortegnelse. *Miljøstyrelsen*.
- VÖRÖSMARTY, C. J., MCINTYRE, P. B., GESSNER, M. O., DUDGEON, D., PRUSEVICH, A., GREEN, P., GLIDDEN, S., BUNN, S. E., SULLIVAN, C. A., LIERMANN, C. R. & DAVIES, P. M. 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467, 555-561.
- ZAK, D. & GELBRECHT, J. 2007. The Mobilisation of Phosphorus, Organic Carbon and Ammonium in the Initial Stage of Fen Rewetting (A Case Study from NE Germany). An International Journal, 85, 141-151.
- ZAK, D., GELBRECHT, J., WAGNER, C. & STEINBERG, C. E. W. 2008. Evaluation of phosphorus mobilization potential in rewetted fens by an improved sequential chemical extraction procedure. *European Journal of Soil Science*, 59, 1191-1201.
- ZAK, D., KRONVANG, B., CARSTENSEN, M. V., HOFFMANN, C. C., KJELDGAARD, A., LARSEN, S. E., AUDET, J., EGEMOSE, S., JORGENSEN, C. A., FEUERBACH, P., GERTZ, F. & JENSEN, H. S.
 2018. Nitrogen and Phosphorus Removal from Agricultural Runoff in Integrated Buffer Zones. *Environmental science & technology*, 52, 6508-6517.
- ZAK, D., STUTTER, M., JENSEN, H. S., EGEMOSE, S., CARSTENSEN, M. V., AUDET, J., STRAND, J. A., FEUERBACH, P., HOFFMANN, C. C., CHRISTEN, B., HILLE, S., KNUDSEN, M., STOCKAN, J., WATSON, H., HECKRATH, G. & KRONVANG, B. 2019. An Assessment of the Multifunctionality of Integrated Buffer Zones in Northwestern Europe. *Journal of Environmental Quality*, 48, 362-375.
- ZAK, D. H., MCINNES, R. & GELBRECHT, J. 2017. Managing phosphorus release from restored minerotrophic peatlands. *The wetland book.* Springer.
- ZHU, M., FRANDSEN, C., WALLACE, A. F., LEGG, B., KHALID, S., ZHANG, H., MØRUP, S., BANFIELD, J.
 F. & WAYCHUNAS, G. A. 2016. Precipitation pathways for ferrihydrite formation in acidic solutions. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 172, 247-264.

Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner



9 Appendiks



Herunder ses fosfat koncentrationen i indløbsbrønd, grundvand, mættede randzone og å for lokaliteter (fig. 4). Igennem den mættede randzone viser Ulvskov et fald i fosfat koncentration, mens der i Gylling ses en stigning i fosfat koncentration. Resultaterne fra Ulvskov (mineraljord) indikerer at her tilbageholdes fosfor, mens Gylling (organisk jord) indikerer at her frigives fosfor.



Appendiks A: Poster fra ATV Jord og Grundvand vintermøde 03.03.20



Appendiks B: Et tværsnit gennem den mættede randzone i Ulvskov lavet i GeoAtlas Live. Figuren viser boringer på til 400 m væk fra tværsnittet. Grundvandsspejlet og sedimentlag i undergrunden kan aflæses ud fra boringer i tværsnittet. Den mættede randzones placering er markeret med rødt kryds.

Sophie Bæk Lyngaa Risikovurderi





Appendiks C: Drænkort over oplandet til den mættede randzone, Ulvskov. Lavet af Charlotte Kjærgaard, SEGES Aarhus



Appendiks D: Drænkort over området omkring den mættede randzone, Gylling Lavet af Charlotte Kjærgaard, SEGES Aarhus



Appendiks E: Et tværsnit gennem den mættede randzone i Gylling lavet i GeoAtlas Live. Figuren viser boringer på til 215 m væk fra tværsnittet. Grundvandsspejlet og sedimentlag i undergrunden kan aflæses ud fra boringer i tværsnittet. Den mættede randzones placering er markeret med rødt kryds.



T1.R1	T1.R2	T1.R3	T1.R4
0-70 cm: Sandy. Brown 70-80 cm: Sandy. Brown with iron 80-115 cm: Clayey sand with iron. Brown 115-140 cm: Sandy clay with gravel. Moist. Grey Groundwater at 70-100 cm	0-25 cm: Organic horizon 25-45 cm: Clayey sand 45-100 cm: Fine sand 140-200 cm: Sandy clay 200- cm: Clay	0-18 cm: Organic horizon 18-32 cm: Sandy clay 32-47 cm: Sandy clay with iron 47-65 cm: Fine sand with iron 65-90 cm: Sandy clay with gravel and iron 90-135 cm: Coarse sand. Saturated	0-20 cm: Organic horizon 20-33 cm: Clayey sand 33-70 cm: Clayey sand with iron 70-86 cm: Sand with ion 86-140 cm: Clay. Roots
T2.R1	T2.R2	T2.R3	T2.R4
0-20 cm: Organic horizon 20-70 cm: Fine sand with low organic matter content 70-92 cm: Clayey sand with iron. Some gravel 92-200 cm: Sandy clay – at 140 cm is Pyrite	0-10 cm: Organic horizon 10-50 cm; Fine sand. Little clay. Some iron 50-100 cm: Clayey sand 253- cm: Clay	0-20 cm: Organic horizon 20-62 cm: Clayey sand with iron 62-123 cm: Sandy clay with iron 123- cm: Clay	0-20 cm: Organic horizon 20-44 cm: Sandy clay 44-67 cm: Clayey fine sand 67-77 cm: Clayey medium sand with iron 77-97 cm: Coarse sand with gravel
T2 D1	T2 D2	T2 D2	97- cm: Clay
13.RI	13.R2	13.R3	13.R4
 0-12 cm: Organic horizon 12-65 cm: Sand with little clay 65-180 cm: Clayey sand. Iron at 92 cm 180-232 cm: Sandy clay 	0-16 cm: Organic horizon 16-40 cm: Clayey sand 40-100 cm: Clayey sand with traces of iron and some stones 100-240 cm: Sandy clay 240- cm: Clay	 0-22 cm: Organic horizon. sand with hummus 22-50 cm: Clayey sand 50-172 cm: Sandy clay 172- cm: Clay 	0.15 cm: Organic horizon 15-83 cm: Clayey sand with iron 83-90 cm: Sand with iron 90-100 cm: Sandy clay 100- cm: Clay
T4.R1	T4.R2	T4.R3	T4.R4
0-22 cm: Organic horizon 22-66 cm: Clayey sand 66-280 cm: Sandy clay 280- cm: No clay?	0-50 cm: Sand with clay 50-160 cm: Sandy clay with iron 160- cm: Clay	 0-20 cm: Organic horizon with clay 20-58 cm: Sand with clay 58- cm: Clay with little sand- chalk. At 98 Pyrite? Crystalline black, shiny coal? 	0-30 cm: Organic layer 30-55 cm: Clay organic layer 55-73 cm: Sand 73-75 cm: Stones and gravel 75- cm: Clay

Appendiks F: Jordprøvebeskrivelser af jordbunden i Ulvskov mættede randzone



T1.R1	T1.R2	T1.R3	T1.R4
0-100 cm: Highly decomposed peat with little sand. Wet at 77 cm	No data	No data	No data
100-105 cm: More sand in highly decomposed peat			
105-220 cm: Highly decomposed peat, H7			
220-258 cm: Mud with willow. Highly decomposed peat			
258-261 cm: Grey sand			
261-300 cm: Brown sand			
T2.R1	T2.R2	T2.R3	T2.R4
0-80 cm: Highly decomposed peat	No data	No data	No data
80-85 cm: Sand			
85-220 cm: Highly decomposed peat			
220-266 cm: Sand. Grey. Reduced			
266- cm: Sand. Brown. Oxidized			



T3.R1	T3.R2	T3.R3	T3.R4
0-140 cm: Highly decomposed peat, H7. Wet at 50 cm 140-205 cm: Sand	0-100 cm: Highly decomposed peat. Wet at 40 cm	0-60 cm: Highly decomposed. Earthyfied peat. Moist from 40 cm	No data
Brown. Organic material with sand inclusions	with sand and mud. Highly decomposed	60-200 cm: H7 decomposed peat	
205- cm: Sand. Grey	120-130 cm: Coarse sand. Grey	200-290 cm: Probably H7 peat?	
	130-150 cm: H7 peat	290-350 cm: Mud	
	150-160 cm: Clayey sand	roots from submerged plants	
	160-175 cm: No sand. Mud	350-370 cm: Sand. Grey	
	175-230 cm: Grey sand with little clay	370-280 cm: Coarse sand	
	230-290 cm: More clay with sand	380-430 cm: Mud layer. Homogenous	
	290-330 cm: Much clay. Not pure. Sandy clay, but little sand	layer. Softer than clay. Water resistant from 380	
	330-360 cm: Grey sand. lightens up	430-440 cm: Sandy mud	
	downwards	440-480 cm: Mud	
	360- cm: Mud with shells. Very compact	layer. Softer than clay	
		480-580 cm: Mud with some silt. Grey	
T4.R1	T4.R2	T4.R3	T4.R4
No data	No data	No data	No data

Appendiks G: Jordprøvebeskrivelser af jordbunden i Gylling mættede randzone



Ulvskov	Mean	Standard deviation	Min	Median	Max
Meters above sealevel (m)	53.40	0.74	52.38	53.49	54.19
Water content (%)	27.99	18.03	13.41	20.05	64.81
Dry mass/fresh mass (%)	72.01	18.03	35.19	79.95	86.59
Dry mass (g)	7.21	2.09	3.21	7.82	9.83
Loss on ignition (%)	7.24	10.51	0.94	2.97	33.02
C/N (molar)	10.01	6.26	2.30	12.80	18.70
TP (mg/g dry mass)	0.36	0.27	0.11	0.29	0.98
N (mg/g dry mass)	2.64	3.27	1.00	1.00	11.00
C (mg/g dry mass)	28.50	40.74	2.00	11.50	123.00
S (mg/g dry mass)	3.00	0.00	3.00	3.00	3.00
TFe (mg/g dry mass)	17.44	4.54	11.00	17.65	29.40
TAl (mg/g dry mass)	18.21	3.43	15.40	17.00	28.30
TCa (mg/g dry mass)	3.75	1.77	2.50	2.95	8.40
SRP-KCl (µg/g)	0.07	0.10	0.01	0.01	0.31
DOC-KCl (µg/g)	31.11	42.52	3.07	12.33	122.32
DN-KCl (µg/g)	13.24	12.91	3.71	7.33	42.81
TDP-BD (µg/g)	15.11	24.44	1.38	4.29	81.52
Fe-BD (mg/g)	2.52	1.75	0.35	2.49	5.48
Fe/P (molar)	465.36	667.66	16.49	170.04	2206.62
P (Oxalate mg/g)	0.24	0.14	0.08	0.21	0.54
Fe (Oxalate mg/g)	7.77	2.47	3.40	8.16	13.10
Al (Oxalate mg/g)	2.15	0.61	1.63	1.97	3.96
S (Oxalate mg/g)	0.11	0.10	0.02	0.07	0.31
Mn (Oxalate mg/g)	0.22	0.13	0.03	0.24	0.43

Appendiks H: Deskriptiv statistik af jorddata fra Ulvskov mættede randzone



Gylling	Mean	Standard deviation	Min	Median	Max
Meters above sea level (m)	9.55	0.29	9.24	9.50	9.99
Water content (%)	57.49	18.78	22.81	59.48	85.23
Dry mass/fresh mass (%)	42.51	18.78	14.77	40.52	77.19
Dry mass (g)	4.39	1.99	1.48	4.20	7.45
Loss on ignition (%)	30.61	18.44	6.32	27.68	64.12
C/N (molar)	17.51	4.13	12.40	16.55	24.70
TP (mg/g dry mass)	0.59	0.21	0.31	0.57	0.94
N (mg/g dry mass)	10.50	5.09	2.00	11.00	17.00
C (mg/g dry mass)	162.08	91.94	25.00	150.50	317.00
S (mg/g dry mass)	20.08	31.73	3.00	5.50	111.00
TFe (mg/g dry mass)	31.97	24.90	13.20	22.45	104.70
TAl (mg/g dry mass)	31.68	33.03	5.60	15.60	97.80
TCa (mg/g dry mass)	14.17	7.21	1.30	14.00	24.10
SRP-KCl (µg/g)	0.10	0.06	0.03	0.10	0.19
DOC-KCl (µg/g)	82.58	42.53	23.89	74.18	180.08
DN-KCl (µg/g)	23.36	8.53	14.61	19.50	45.27
TDP-BD (µg/g)	59.80	48.50	5.01	39.49	150.70
Fe-BD (mg/g)	1.88	1.29	0.05	2.01	3.77
Fe/P (molar)	20.28	15.65	5.38	12.89	54.50
P (Oxalate mg/g)	0.25	0.15	0.05	0.21	0.48
Fe (Oxalate mg/g)	7.77	2.24	4.09	7.27	11.81
Al (Oxalate mg/g)	1.34	0.71	0.17	1.25	2.36
S (Oxalate mg/g)	1.56	1.94	0.03	0.81	6.45
Mn (Oxalate mg/g)	0.14	0.11	0.05	0.10	0.41

Appendiks I: Deskriptiv statistik af jorddata fra Gylling mættede randzone



Ulvskov	Saturated buffer, deep			Saturated buffer, shallow				Groundwater piezometers		
	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max	
Oxygen*	46	5.61 ± 3.41	1.00/11.30	12	4.28 ± 2.42	0.47/8.68	18	8.73 ± 1.52	6.26/11.51	
Temp.**	46	8.3 ± 2.4	5.3/12.6	12	5.8 ± 0.4	4.9/6.3	18	7.6 ± 1.6	5.7/11.2	
рН	31	6.8 ± 0.3	6.2/7.6	6	6.8 ± 0.3	6.5/7.3	10	6.8 ± 0.4	6.2/7.7	
EC ***	34	300.1 ± 65.8	198.9/426.9	9	287.0 ± 23.2	261.9/331.6	13	185.9 ± 67.8	116.6/380.1	
SRP*	65	0.005 ± 0.004	0.001/0.033	14	0.011 ± 0.013	0.002/0.047	21	0.022 ± 0.027	0.002/0.090	
$NO_3 - N^*$	64	1.87 ± 2.07	0.02/8.85	14	2.02 ± 1.12	0.99/4.29	22	7.02 ± 4.60	1.39/17.34	
TDP*	25	0.006 ± 0.006	0.001/0.029	11	0.012 ± 0.008	0.001/0.032	11	0.029 ± 0.046	0.002/0.159	
TDN*	48	2.34 ± 1.90	0.39/9.12	11	2.59 ± 1.15	1.62/4.90	18	7.72 ± 4.6	1.94/17.58	
$\mathrm{NH_4^{+}}^*$	66	0.138 ± 0.730	0.003/6.000	14	0.084 ± 0.052	0.018/0.229	22	0.051 ± 0.068	0.005/0.270	
SO ₄ ^{2+*}	66	30.34 ± 5.71	18.39/40.74	14	30.44 ± 5.21	20.19/36.30	22	19.17 ± 7.35	8.61/34.29	
Cl-*	66	23.00 ± 7.01	12.19/38.24	14	26.25 ± 6.08	16.93/34.09	22	9.97 ± 3.80	4.78/23.47	
$NO_2 - N^*$	8	0.03 ± 0.04	0.00/0.13	1	0.12 ± 0.00	0.12/0.12	6	0.06 ± 0.06	0.01/0.26	
DOC*	10	3.02 ± 0.83	1.72/4.32	5	5.55 ± 3.06	2.79/11.30	5	4.17 ± 1.07	2.84/5.57	
Total-Fe*	12	0.09 ± 0.10	0.00/0.27	5	0.26 ± 0.13	0.12/0.45	4	0.23 ± 0.30	0.02/0.74	

Appendiks J: Deskriptiv statistik af vanddata for Ulvskov mættede randzone. *: mg/L, **: °C, ***: µs/cm

Ulvskov	Control transect			Inlet well				Stream		
	N	Mean ± Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max	
Oxygen*	32	3.40 ± 2.16	0.29/7.59	9	9.05 ± 0.72	7.58/10.01	9	11.69 ± 0.55	10.47/12.32	
Temp.**	32	7.6 ± 1.8	5.4/11.7	9	8.1 ± 2.7	5.3/13.0	9	7.0 ± 1.6	5.2/10.1	
рН	20	6.9 ± 0.7	6.4/9.7	6	7.0 ± 0.1	6.8/7.1	6	7.9 ± 0.2	7.8/8.3	
EC ***	26	318.6 ± 74.6	209.7/479.5	7	468.9 ± 143.8	274.1/701.2	7	373.1 ± 106.7	185.0/506.3	
SRP*	35	0.011 ± 0.008	0.002/0.034	9	0.031 ± 0.010	0.019/0.052	9	0.056 ± 0.017	0.036/0.087	
$NO_3 - N^*$	33	1.76 ± 1.52	0.02/6.63	9	3.61 ± 1.13	2.37/5.50	9	4.07 ± 1.08	2.71/3.00	
TDP*	16	0.010 ± 0.009	0.001/0.038	4	0.041 ± 0.011	0.025/0.054	4	0.047 ± 0.012	0.035/0.063	
TDN*	27	2.05 ± 1.27	0.39/5.85	7	4.25 ± 1.15	2.75/5.70	7	4.80 ± 1.07	3.02/6.23	
NH_{4}^{+*}	35	0.044 ± 0.050	0.003/0.235	9	0.024 ± 0.026	0.006/0.079	9	0.051 ± 0.053	0.008/0.181	
SO4 ^{2+*}	35	25.05 ± 4.08	15.85/32.25	9	34.71 ± 9.88	20.22/52.17	9	33.36 ± 7.07	23.39/47.48	
Cl-*	35	18.55 ± 2.98	9.89/22.37	9	31.59 ± 8.98	18.78/47.06	9	25.41 ± 1.81	22.33/27.72	
$NO_2 - N^*$	3	0.02 ± 0.02	0.00/0.05	0	0.00 ± 0.00	0.00/0.00	2	0.01 ± 0.01	0.00/0.02	
DOC*	8	3.87 ± 1.39	2.20/6.29	2	4.24 ± 0.33	3.91/4.57	2	5.67 ± 0.27	5.40/5.94	
Total-Fe*	8	0.37 ± 0.43	0.00/1.14	2	0.24 ± 0.07	0.17/0.31	2	0.08 ± 0.06	0.02/0.14	

Appendiks K: Deskriptiv statistik af vanddata for Ulvskov mættede randzone. *: mg/L, **: °C, ***: µs/cm


Gylling		Saturated buff	fer, deep	S	aturated buffe	er, shallow	G	roundwater p	ezometers
	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max
Oxygen*	72	4.16 ± 3.16	0.23/9.71	20	5.92 ± 2.62	1.71/10.04	24	2.22 ± 1.54	0.56/6.47
Temp.**	72	9.0 ± 1.6	6.3/12.2	20	7.9 ± 1.7	5.7/11.4	24	8.8 ± 1.4	7.0/11.3
pН	45	7.3 ± 0.2	6.8/7.7	11	6.8 ± 0.5	6.1/7.7	15	7.2 ± 0.3	6.7/7.5
EC ***	53	654.1 ± 97.0	493.7/796.7	13	638.5 ± 136.1	408.5/898.0	18	619.1 ± 107.7	460.7/911.0
SRP*	72	0.043 ± 0.032	0.004/0.114	21	0.018 ± 0.022	0.002/0.104	24	0.009 ± 0.006	0.003/0.021
$NO_3 - N^*$	43	0.21 ± 0.16	0.01/0.48	15	0.23 ± 0.21	0.03/0.77	10	0.06 ± 0.04	0.01/0.15
TDP*	36	0.041 ± 0.028	0.001/0.091	12	0.030 ± 0.034	0.004/0.133	12	0.009 ± 0.005	0.001/0.017
TDN*	63	0.86 ± 0.62	0.02/2.99	18	1.86 ± 0.83	0.67/3.07	21	0.61 ± 0.22	0.32/1.20
NH_{4}^{+*}	72	0.120 ± 0.122	0.004/0.631	21	0.118 ± 0.086	0.004/0.352	24	0.099 ± 0.102	0.005/0.441
SO ₄ ^{2+*}	72	110.20 ± 14.65	78.46/147.00	21	115.42 ± 88.34	1.67/245.79	24	101.25 ± 29.54	79.80/175.09
Cl-*	72	35.51 ± 2.57	31.61/40.63	21	23.44 ± 4.16	16.37/31.43	24	23.91 ± 1.46	20.98/26.21
DOC*	18	3.82 ± 1.82	1.89/7.48	6	20.83 ± 11.86	5.25/36.03	6	3.69 ± 1.49	1.86/6.34
Total-Fe*	11	0.06 ± 0.06	0.00/0.24	4	2.60 ± 2.55	0.05/5.70	3	0.03 ± 0.01	0.02/0.05

Appendiks L: Deskriptiv statistik af vanddata for Gylling mættede randzone. *: mg/L, **: °C, ***: µs/cm

Gylling		Control tra	nsect		Inlet we	ell		Strean	n
	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max	N	Mean \pm Std.	Min/max
Oxygen*	32	4.70 ± 2.57	0.80/8.92	8	4,60 ± 3.29	0.90/9.70	7	10.62 ± 0.82	8.72/11.26
Temp.**	32	9.0 ± 1.3	7.1/11.4	8	8.5 ± 2.1	6.3/11.8	7	7.2 ± 1.7	5.5/10.3
рН	20	7.3 ± 0.2	7.0/7.7	5	7.2 ± 0.1	7.0/7.3	5	7.5 ± 0.2	7.3/7.7
EC ***	24	774.3± 108.6	562.0/986.0	6	623.7 ± 89.9	564.0/797.0	7	597.0 ± 131.8	428.9/771.0
SRP*	32	0.023 ± 0.015	0.007/0.079	8	0.014 ± 0.009	0.004/0.033	9	0.043 ± 0.021	0.022/0.093
$NO_3 - N^*$	20	0.13 ± 0.07	0.01/0.25	8	4.33 ± 4.05	0.12/11.90	9	8.57 ± 2.50	4.06/11.87
TDP*	16	0.019 ± 0.011	0.005/0.034	3	0.008 ± 0.001	0.004/0.033	5	0.038 ± 0.016	0.024/0.064
TDN*	28	0.78 ± 0.31	0.39/1.85	7	5.37 ± 4.05	0.95/12.44	8	9.36 ± 2.81	4.41/12.54
$\mathbf{NH_4}^{+*}$	32	0.084 ± 0.069	0.009/0.311	8	0.040 ± 0.021	0.023/0.090	9	0.052 ± 0.042	0.019/0.159
SO4 ^{2+*}	32	139.14 ± 43.59	111.06/304.88	8	106.44 ± 35.66	55.15/153.98	9	46.64 ± 6.71	34.88/57.58
Cl-*	32	41.89 ± 2.30	37.39/47.84	8	33.71 ± 3.19	27.00/38.99	9	30.76 ± 4.17	24.69/37.32
DOC*	8	4.57 ± 1.55	2.34/8.07	2	3.66 ± 0.84	2.82/4.51	3	4.74 ± 0.12	4.57/4.83
Total-Fe*	8	0.02 ± 0.03	0.00/0.11	2	0.03 ± 0.01	0.02/0.05	1	0.09 ± 0.00	0.09/0.09

Appendiks M: Deskriptiv statistik af vanddata for Gylling mættede randzone. *: mg/L, **: °C, ***: µs/cm



Prøve ID		U1.1	0-50		U1.1	70-115		U1.1	115-140		U1.2	25-45	
Piezometer		1.1			1.1			1.1			1.2		
Dybde		0-50			70-11	.5		115-1	140		25-45	;	
	2 mm			1,67	7		6,6			7,33			1,5
	500 um			8,92	2		20,68			16,25			6,44
	212 um			29,82	2		60,96			39,52			19,24
Sediment	63 um			31,39)		60,14			51,84			24,98
vægt	< 63 um			24,07	'		62,15			59,64			26,82
Samlet sedim	ent vægt			95,87	7		210,53			174,58			78,98
Samlet sedime	ent vægt uden 2 mm			94,2			203,93			167,25			77,48
	2 mm			0,02			0,03			0,04			0,02
	500 um			0,09)		0,10)		0,10			0,08
	212 um			0,32			0,30			0,24			0,25
	63 um			0,33			0,29			0,31			0,32
Fraktion	< 63 um			0,26	j		0,30	1		0,36			0,35
	Grus			0,02			0,03			0,04			0,02
	Sand			0,74	ł		0,70	1		0,64			0,65
	silt/ler			0,26	j .		0,30			0,36			0,35
			Frekven	IS		Frekve	ns		Frekver	ns		Frekvens	
		40%			40%			40%			40%		
		20%	- E	1.0	20%		1.1	201/		1 I.	208/		
		20%	- A. I.		2076			20%			20%		
		0%	2 500 212	63 / 63	0%	2 500.212	63 < 63	0%	2 500 212	62 < 62	0%	2 500.212 6	2 < 62
			mm um um	um um		mm um um	umum		mm um um	umum		mm um um u	mum

U1.2 45-100	U1.2 100-140	U1.2 140-	U1.3 18-47	U1.3 47-90
1.2	1.2	1.2	1.3	1.3
45-100	100-140	140-	18-47	47-90
13,97	6,53	25,25	4,16	4,92
45,6	19,27	58,43	11,5	21,2
132,21	59,38	145,7	37,4	71,93
153,66	88,71	192,46	46,92	102,05
139,48	90,76	194,43	53,34	100,3
484,92	264,65	616,27	153,32	300,4
470,95	258,12	591,02	149,16	295,48
0,03	0,02	0,04	0,03	0,02
0,10	0,07	0,10	0,08	0,07
0,28	0,23	0,25	0,25	0,24
0,33	0,34	0,33	0,31	0,35
0,30	0,35	0,33	0,36	0,34
0,03	0,02	0,04	0,03	0,02
0,70	0,65	0,67	0,64	0,66
0,30	0,35	0,33	0,36	0,34
				I,
Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
40%	40%	40%	40%	40%
20%	20%	20%	20%	20%
0%	0%	0%	0%	0%

Sophie Bæk Lyngaa









.



U1.3 90-135	U1.4 20-33	U1.4 33-70	U1.4 70-86	U1.4 86-140
1.3	1.4	1.4	1.4	1.4
90-135	20-33	33-70	70-86	86-140
33,44	0,61	4,92	26,46	8,99
42,46	4,04	15,6	34,2	12,6
56,85	8,87	46,61	78,19	24,68
47,37	11,69	55,91	65,68	50,72
48,15	14,58	68,84	66,63	182,66
228,27	39,79	191,88	271,16	279,65
194,83	39,18	186,96	244,7	270,66
0.15	0.00	0.00	0.10	0.02
0,15	0,02	0,03	0,10	0,03
0,22	0,10	0,08	0,14	0,05
0,29	0,23	0,25	0,32	0,09
0,24	0,30	0,30	0,27	0,19
0,25	0,37	0,37	0,27	0,67
0,15	0,02	0,03	0,10	0,03
0,75	0,63	0,63	0,73	0,33
0,25	0,37	0,37	0,27	0,67
Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
40%	40%	40%	40%	100%
20%	20%	20%	20%	50%
0%	0%	0%	0%	0%
2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	0 um 3 um 3 um
mm um um um um	50 212			

U2.1 20-50	U	J2.1 70-92	U2.1 98-140	U2.2 10-50	U2.2 50-100
2.1	2.	.1	2.1	2.2	2.2
20-50	70	0-92	98-140	10-50.	50-100
2	,79	8,47	8,95	3,31	5,94
15	,35	14,42	32,46	10,54	21,94
49	,96	38,31	82,9	33,08	64,48
45	,78	37,13	92,23	30,91	65,43
46	,48	35,84	114,48	30,41	78,06
160	,36	134,17	331,02	108,25	235,85
157	,57	125,7	322,07	104,94	229,91
C	,02	0,06	0,03	0,03	0,03
C	,10	0,11	0,10	0,10	0,10
C	,32	0,30	0,26	0,32	0,28
C	,29	0,30	0,29	0,29	0,28
C	,29	0,29	0,36	0,29	0,34
C	,02	0,06	0,03	0,03	0,03
C	,71	0,71	0,64	0,71	0,66
C	,29	0,29	0,36	0,29	0,34
	\rightarrow				
Frekvens		Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
40%	- 4	40%	40%	40%	40%
20%	- 2	20%	20%	20%	20%
	-				















U2.2 100-130	U2.3 20-62	U2.3 63-123	U2.4 20-44	U2.4 44-67
2.2	2.3	2.3	2.4	2.4
100-130	20-62	63-123	20-44	44-67
12,73	5,95	12,77	1,18	0,85
16,67	22,76	38,2	7,23	7,11
45,04	59	115,87	24,97	26,68
66,69	76,39	102,57	27,86	21,96
77,18	81,05	156,7	33,07	33,52
218,31	245,15	426,11	94,31	90,12
205,58	239,2	413,34	93,13	89,27
0,06	0,02	0,03	0,01	0,01
0,08	0,10	0,09	0,08	0,08
0,22	0,25	0,28	0,27	0,30
0,32	0,32	0,25	0,30	0,25
0,38	0,34	0,38	0,36	0,38
0,06	0,02	0,03	0,01	0,01
0,62	0,66	0,62	0,64	0,62
0,38	0,34	0,38	0,36	0,38
Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
	404/			
40%	40%	40%	40%	40%
20%	20%	20%	20%	20%
0%	0%	0%	0%	0%
2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63
nin un un un un	nin un un un un	nin un un un un	min un un un un	nin un un un un

2.4 2.4 3.1 3.1 3.1 3.1 67-77 77-97 12-56. 65-180 180- 7.92 33,65 3,99 27,54 9, 7 19,98 10,67 72,9 28, 20,26 29,84 35,14 205,5 98, 21,17 24,23 34,86 218,71 120, 21,17 24,23 34,85 305,6 140, 7 19,98 134,52 303,65 398, 20,26 29,84 35,14 205,5 98, 21,17 24,23 34,86 218,71 120, 69,93 90,45 134,52 800,27 398, 69,93 90,45 134,52 800,27 388 60,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,030 0,27 0,26 0,27 0,0 0,031 0,18	u2.4 67-77	U2.4 77-97	U3.1 12-56	U3.1 65-180	U3.1 180-
67-77 77-97 12-56. 65-180 180- 1	2.4	2.4	3.1	3.1	3.1
Image: Note of the second se	67-77	77-97	12-56.	65-180	180-
7,92 33,65 3,99 27,54 9, 7 19,98 10,67 72,9 28, 20,26 29,84 35,14 205,5 98, 21,17 24,23 34,86 218,71 120, 21,17 24,23 34,86 218,71 120, 21,55 16,4 53,85 305,6 140, 77,85 124,1 138,51 830,25 398, 69,93 90,45 134,52 802,71 388 69,93 90,45 134,52 802,71 388 69,93 90,45 134,52 802,71 388 69,93 90,45 134,52 802,71 388 69,93 0,027 0,03 0,03 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,30 0,27 0,26 0,27 0,0 0,31 0,18 0,40 0,38 0,0 0,031 0,18 0,40<					
7 19,98 10,67 72,9 28, 20,26 29,84 35,14 205,5 98, 21,17 24,23 34,86 218,71 120, 21,5 16,4 53,85 305,6 140, 77,85 124,1 138,51 830,25 398, 69,93 90,45 134,52 802,71 388 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,10 0,27 0,08 0,09 0, 0,030 0,27 0,26 0,27 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,010 0,27 0,03 0,03 0, 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,30 0,27 0,26 0,27 0, 0,30 0,27 0,03 0,03 0, 0,10 0,27 0,03 0,03	7,92	33,65	3,99	27,54	9,53
20,26 29,84 35,14 205,5 98, 21,17 24,23 34,86 218,71 120, 21,5 16,4 53,85 305,6 140,	7	19,98	10,67	72,9	28,95
21,17 24,23 34,86 218,71 120, 21,5 16,4 53,85 305,6 140, 77,85 124,1 138,51 830,25 398, 69,93 90,45 134,52 802,71 384 0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,22 0,08 0,09 0,0 0,0 0,010 0,27 0,26 0,26 0,0	20,26	29,84	35,14	205,5	98,84
21,5 16,4 53,85 305,6 140, 77,85 124,1 138,51 830,25 398, 69,93 90,45 134,52 802,71 388 0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,22 0,08 0,09 0,0 0,010 0,27 0,26 0,26 0,0 0,030 0,27 0,26 0,27 0,0 0,031 0,18 0,40 0,38 0,0 0,031 0,18 0,40 0,38 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,31 0,18 0,40 0,38 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,18 0,40 0,38 0,0 0,1 0,031 0,18 0,40 0,38 0,1 0,031 0,18 0,40 <	21,17	24,23	34,86	218,71	120,99
Image: Market Strekvens Image: Market	21,5	16,4	53,85	305,6	140,12
77,85 124,1 138,51 830,25 398, 69,93 90,45 134,52 802,71 38 0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,22 0,08 0,09 0,0 0,030 0,27 0,26 0,26 0,07 0,031 0,18 0,40 0,38 0,0 0,031 0,18 0,40 0,38 0,0 0,010 0,27 0,03 0,03 0,1 0,031 0,18 0,40 0,38 0,1 0,10 0,27 0,03 0,03 0,1 0,10 0,27 0,03 0,03 0,1 0,18 0,40 0,38 0,1 0,1 0,031 0,18 0,40 0,38 0,1 0,031 0,18 0,40 0,38 0,1 0,031 0,18 0,40 0,38 0,1 0,18 0,40 0,38 <t< td=""><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></t<>					
69,93 90,45 134,52 802,71 388 0 0 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,27 0,03 0,09 0,0 0,10 0,22 0,08 0,09 0,0 0,029 0,33 0,26 0,26 0,27 0,0 0,030 0,27 0,26 0,27 0,0 0,038 0,0 0,031 0,18 0,40 0,38 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 <	77,85	124,1	138,51	830,25	398,43
0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,10 0,22 0,08 0,09 0,0 0,29 0,33 0,26 0,26 0,27 0,0 0,30 0,27 0,26 0,27 0,0	69,93	90,45	134,52	802,71	388,9
0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,10 0,22 0,08 0,09 0, 0,29 0,33 0,26 0,26 0,27 0,30 0,27 0,26 0,27 0, 0,31 0,18 0,40 0,38 0, 0,0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,18 0,40 0,38 0, 0, 0,0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,0,13 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,18 0,40 0,38 0, 0, 0,18 0,40 0,38 0, 0, 0,18 0,40 0,38 0, 0, <tr< td=""><td></td><td></td><td></td><td></td><td></td></tr<>					
0,10 0,22 0,08 0,09 0, 0,29 0,33 0,26 0,26 0,27 0, 0,30 0,27 0,26 0,27 0, 0,31 0,18 0,40 0,38 0, 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,01 0,27 0,03 0,03 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,040 0,38 0, 0, 0, 0,050 0,50 0,50 0, 0, 0,050 0,50 0,50 0, 0,	0,10	0,27	0,03	0,03	0,02
0,29 0,33 0,26 0,26 0,26 0,27 0,26 0,27 0,0 <th< td=""><td>0,10</td><td>0,22</td><td>0,08</td><td>0,09</td><td>0,07</td></th<>	0,10	0,22	0,08	0,09	0,07
0,30 0,27 0,26 0,27 0, 0,31 0,18 0,40 0,38 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,69 0,82 0,60 0,62 0, 0,031 0,18 0,40 0,38 0, Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens	0,29	0,33	0,26	0,26	0,25
0,31 0,18 0,40 0,38 0, 0,10 0,27 0,03 0,03 0, 0,69 0,82 0,60 0,62 0, 0,31 0,18 0,40 0,38 0, Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens	0,30	0,27	0,26	0,27	0,31
0,10 0,27 0,03 0,03 0,0 0,69 0,82 0,60 0,62 0, 0,31 0,18 0,40 0,38 0, Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens	0,31	0,18	0,40	0,38	0,36
0,69 0,82 0,60 0,62 0, 0,31 0,18 0,40 0,38 0, Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens	0.10	0.27	0.03	0.03	0.02
0,03 0,02 <th< td=""><td>0,10</td><td>0.82</td><td>0,60</td><td>0,63</td><td>0,64</td></th<>	0,10	0.82	0,60	0,63	0,64
Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens	0,03	0,02	0,00	0,38	0,34
Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens	0,01	0,10	0,10	0,00	0,00
Frekvens Frekvens Frekvens Frekvens					
	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
40% 40% - 40%	40%	40%	60%	40%	40%
40% 20% 20%	20%	20%	40%	20%	20%
20% 20% 20%	2076	2076	20%	2076	2076



Sophie Bæk Lyngaa











U3.2 16-100	U3.2 100-240	U3.3 22-50	U3.3 50-	u3.4 15-83
3.2	3.2	3.3	3.3	3.4
16-100	100-240	22-50	50-	15-83
16	j 32,8	11,09	18,86	4,77
46,04	94,6	27,91	63,36	27,49
123,84	240,96	81,76	154,36	65,45
121,28	245,18	74,84	160,28	70,19
190,66	i 348,34	119,95	229,36	86,18
497,82	961,88	315,55	626,22	254,08
481,82	929,08	304,46	607,36	249,31
0,03	0,03	0,04	0,03	0,02
0,10	0,10	0,09	0,10	0,11
0,26	i 0,26	0,27	0,25	0,26
0,25	0,26	0,25	0,26	0,28
0,40	0,37	0,39	0,38	0,35
0,03	0,03	0,04	0,03	0,02
0,60	0,63	0,61	0,62	0,65
0,40	0,37	0,39	0,38	0,35
Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
40% 20% 0% 2 500 212 63 < 63 mm um um um um	20% 0% 2 500 212 63 < 63 mm um um um um	40% 20% 2 500 212 63 < 63 mm um um um um	20% 0% 2 500 212 63 < 63 mm um um um um	20% 0% 2 500 212 63 < 63 mm um um um um

U3.4 83-	U4.1 22-66	U4.1 66-183	U4.2 0-50	u4.2 50-160
3.4	4.1	4.1	4.2	4.2
83-	22-66	66-183	0-50	50-160
6,63	4,38	21,55	2,97	19,82
14,44	5,97	53,3	8,45	65,13
41,16	15,31	135,11	18,46	134,65
38,59	29,83	181,61	34,44	149,82
37,08	62,42	271,28	94,49	266,24
137.9	117.91	662.85	158.81	635.66
131,27	113,53	641,3	155,84	615,84
· · ·				
0,05	0,04	0,03	0,02	0,03
0,11	0,05	0,08	0,05	0,11
0,31	0,13	0,21	0,12	0,22
0,29	0,26	0,28	0,22	0,24
0,28	0,55	0,42	0,61	0,43
0.05	0.04	0.02	0.02	0.02
0,03	0,04	0,05	0,02	0,05
0,72	0,45	0,58	0,39	0,57
0,20	0,00	0,42	0,01	0,43
Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Frekvens
40%	60%	60%	100%	60%
20%	40%	40%	50%	40%
01/	20%	20%	0%	20%
2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	2 500 212 63 < 63	E E E E E	2 500 212 63 < 63
2 500 LLL 00 000	2 500 LIE 00 00		2 2 2 3	2 300 212 00 00



U4.3 20-58	U4.3 58-70	U4.4 30-75	
4.3	4.3	4.4	
20-58	58-70	30-75	
1,9	1,74	8,09	
5,5	4,74	9,66	
13,97	9,96	14	
25,84	17,84	26,57	
59,92	47,16	31,71	
107,13	81,44	90,03	
105,23	79,7	81,94	
0,02	0,02	0,09	
0,05	0,06	0,12	
0,13	0,12	0,17	
0,25	0,22	0,32	
0,57	0,59	0,39	
0,02	0,02	0,09	
0,43	0,41	0,61	
0,57	0,59	0,39	
Frolwons	Frelevens	Frakvans	
FIERVEIIS	FIERVEIIS	FIEKVEIIS	
60%	100%	60%	
20%	50%	20%	
0%		0%	
2 500 212 63 < 63	2 mr 2 ur 3 ur 2 ur	2 500 212 63 < 63	
mm um um um um	211 211	mm um um um um	

Appendiks N: Sigteanalyse for jordprøver udtaget i Ulvskov mættede randzone. Frekvenskurver viser fordelingen af partikelfraktionerne

Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner





Appendiks O: Grundvandsspejlet over havniveau i Ulvskov mættede randzone. Grundvandsspejlet er vist for alle måledatoer



Appendiks P: Grundvandsspejlet over havniveau i Gylling mættede randzone. Grundvandsspejlet er vist for alle måledatoer