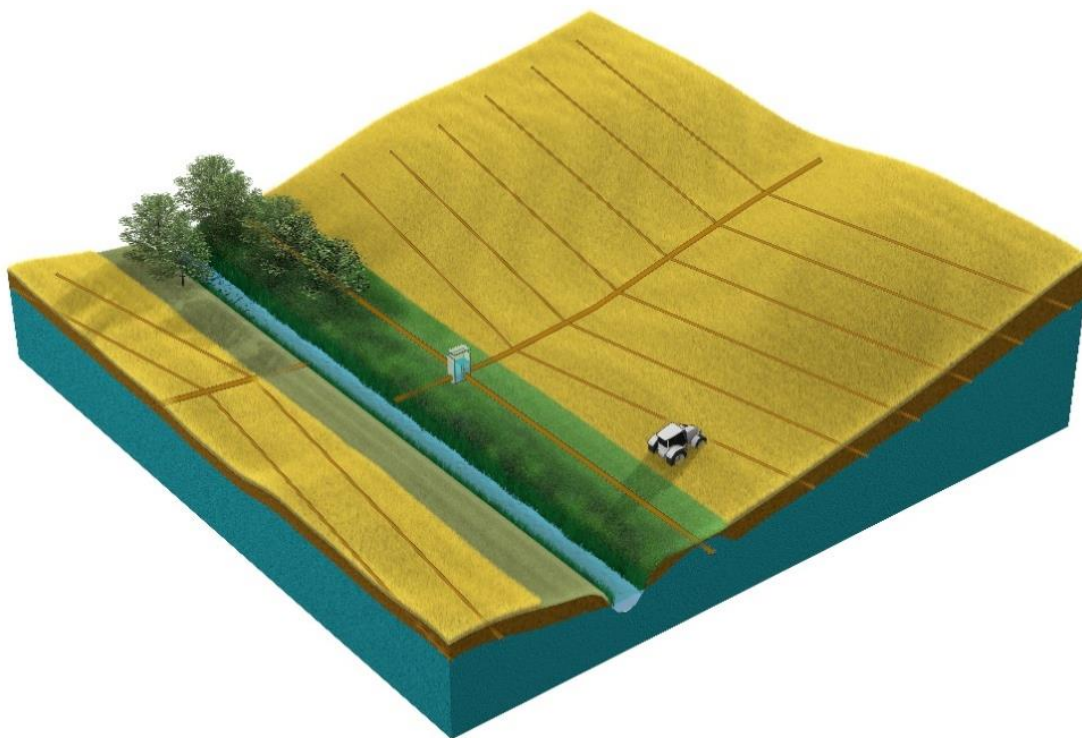


Innovationsplatform for Drænvirkemidler

Foreløbig effektopgørelse af vandmættede randzoner



Rapporten indeholder foreløbige monitoringsresultater og effektopgørelser fra to vandmættede randzoner for perioden september 2019 til december 2020.

Chefforsker Charlotte Kjærgaard
Plante- og Miljøinnovation, SEGES

STØTTET AF

Promilleafgiftsfonden for landbrug

Forord

Rapporten sammenfatter de foreløbige monitoringsresultater og effektopgørelser af to vandmættede randzoner anlagt i regi af projektet Innovationsplatform for Drænvirkemidler for monitoringsperioden september 2019 til december 2020. Der er tale om foreløbige resultater og dermed ikke endelige konklusioner på det foreliggende datagrundlag. Monitoringen er planlagt til at fortsætte i årene 2021-2023, hvorefter de endelige effektopgørelser og konklusioner kan opgøres.

Projektet er etableret i regi af projektet ”Innovationsplatform for Drænvirkemidler”, der har haft fokus på at udvikle og optimere drænvirkemidler. Projektet er finansieret af Promilleafgiftsfonden for Landbrug.

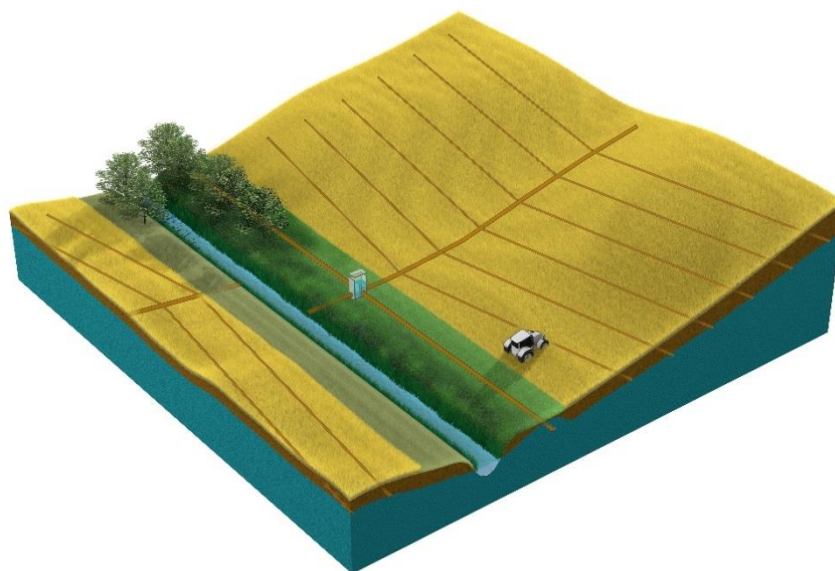
Projektet er gennemført som et samarbejdsprojekt mellem SEGES og Aarhus Universitet Institut for Bioscience (AU-BIOS). SEGES har været ansvarlig for udvælgelse, konstruktion og etablering af de vandmættede randzoner, og den endelige afrapportering (Kjærgaard, 2020). AU-BIOS har i projektsamarbejdet været ansvarlig for prøvetagning, drift af monitoringsudstyr, laboratorieanalyse, kvalitetssikring af data samt effektopgørelser. AU-BIOS har afrapporteret resultater og effektopgørelser i et selvstændigt notat (Zak et al., 2020), der er vedhæftet denne rapport som bilag. Derudover er der i forbindelse med projektet gennemført et MSc projekt (Lyngaa, 2020) ved Aarhus Universitet, Institut for Geoscience, hvor specialeprojektet indeholder supplerende undersøgelser udover de planlagte af de vandmættede randzoner. Resultaterne fra MSc projektet er præsenteret som en poster ved ATV-konferencen i februar 2020 (Lyngaa et al., 2020), og der er ved udgangen af 2020 udarbejdet en dansk populærvidenskabeligartikel der bringes i februar nummeret af tidsskriftet Vand & Jord 2021 (Lyngaa et al., 2021).

Projektleder Charlotte Kjærgaard
Plante- og Miljøinnovation, SEGES

Baggrund

Randzonen er betegnelsen for det ofte udyrkede areal mellem mark og vandløb (Figur 1). Vandmættede randzoner er et virkemiddel målrettede drænedes arealer, der udnytter de naturgivne forhold til at omsætte næringsstoffer. Når betingelserne for mikrobiel denitrifikation er til stede, kan en vandmættet randzone (saturated buffer) fungere som naturligt filter for næringsstoffer i drænvand, som alternativ til at lede drænvand direkte ud i vandløbet. Ved etablering af en vandmættet randzone er målet at reducere udledningen af næringsstoffer ved at lade drænvandet sive igennem de vandmættede jordlag i randzonen. Kvælstof i drænvandet fjernes under vandmættede iltfrie forhold ved mikrobiel denitrifikation, hvor nitrat-N i drænvandet omdannes til frit atmosfærisk kvælstofgas (N_2). Partikulært P kan tilbageholdes ved sedimentation/filtrering i den mættede randzone, mens der til gengæld i den anaerobe randzone kan være risiko for *in situ* frigivelse af Fe-bundet P.

Vandmættede randzoner er blevet testet i USA siden 2010 (Jaynes & Isenhardt, 2019), mens de første danske projekter (Hoffmann et al., 2020) i regi af Innovationsplatform for Drænvirkemidler er sat i gang i 2018 (Kjærgaard, 2018).



Figur 1. Principskitse af vandmættet randzone beliggende i grænsefladen mellem vandløb og mark. Den vandmættede randzone etableres ved at drænvandet via en kontrolbrønd ledes ud i randzonen, hvor det siver gennem jordlagene til vandløbet. Skitse fra: SEGES

Formål

Formålet er at udvikle og dokumentere effekten af danske vandmættede randzoner som næringsstoffilter for drænvand. I regi af Innovationsplatform for drænvirkemidler etableres og testes de første danske vandmættede randzoner til målrettet reduktion af nitrat-N i drænvand. Projektets langsigtede mål er at bidrage til dokumentation og godkendelse af en større palette af drænvirkemidler.

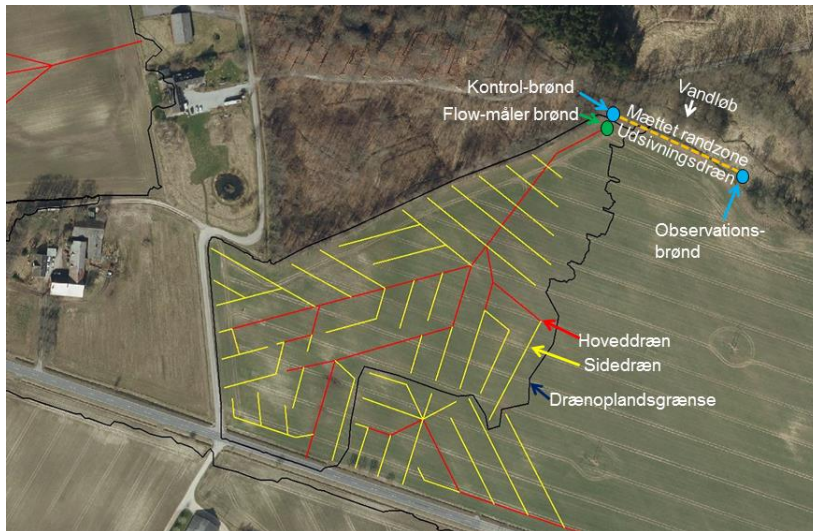
I projektet etableres to mættede randzoner hhv.

- I. Mættet randzone med udsivningsdræn på mineraljord (Ulvskov)
- II. Mættet randzone med udsivningsdræn på tørholdig labundsjord (Gylling)

2 Mættet randzone projekter

2.1 Ulvskov – mættet randzone med udsivningsdræn på mineraljord

På lokaliteten Ulvskov vest for Odder etableres i tilknytning til 4,5 ha drænet areal en mættet randzone mellem mark og vandløb (Figur 2). Drænoplanet er højbund primært bestående af moræneler. Drænoplanet er systemdrænet, og hoveddrænet havde før etablering af den mættede randzone udløb direkte til Odder Å.



Figur 2. Drænet markareal med afgrænsning af drænopland samt placering af flow-måler brønd, kontrolbrønd, perforeret udsivningsdræn i den mættede randzone samt observationsbrønd for enden af udsivningsdrænet. Skitse: Charlotte Kjærgaard.

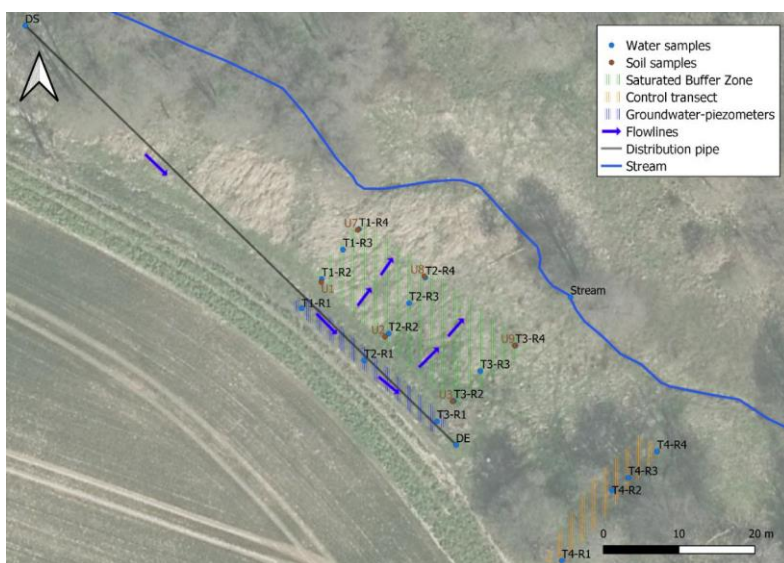
Randzonen er overvejende sandjord og arealet er med DMUs tilstandsvurderingssystem vurderet at have en moderat naturtilstand (Figur 3). Ved besigtigelse i 2017 er arealet karakteriseret som næringspåvirket højstaudesump og fugtigt krat med følgende arter: hyldebladet baldrian, lodden dueurt, engkabbeleje, kattehale, skovkogleaks, sumpkællingetand, alm. mjødurt, engnellikkerod, stor nælde, ager-padderok, dynd-padderok, engrævehale, rørgræs, knopsiv, lysesiv, krybendelæbeløs, vorterod, rød svingel, alm. rapgræs, krybhvene, gul fladbælg, mosebunke, kåltidsel, vandkarse, rød-el og hassel



Figur 3. Fotos af randzonen før etablering af udsivningsdræn. Skræntfoden der afgrænser marken (th), og Odder Å beliggende yderst tv. Spaden markerer hvor det perforerede sidedræn skal nedgraves. Fotos: Frank Bondgaard.

2.2 Etablering af vandmættet randzone

Den vandmættede randzone etableres i efteråret 2018 ved at afbryde hoveddrænet, og via en kontrolbrønd (Figur 2, blå cirkel) lede drænvandet ud i et 80 m langt perforeret sivedræn (Figur 2, orange stiplede linje; Figur 4 distribution pipe). Udsivningsdrænet (distribution pipe) er nedgravet i 1 m dybde i skræntfoden (Figur 4 og 5a) og ender i en kontrolbrønd (Figur 5c), hvor der er etableret et 0,5 m højere nødoverløb, der giver mulighed for overløb direkte til vandløbet i tilfælde af hydraulisk begrænsning i randzonen. Det vil formentligt ikke blive aktiveret for Ulvskov randzonen, hvor kombinationen af sand og en høj trykgradient giver en betydelig hydraulisk kapacitet, og hvor der samtidig vil være mulighed for overfladisk afstrømning i randzonen, hvis jordens hydrauliske ledningsevne overskrides. I randzonen siver drænvandet diffust gennem jordlagene ned mod vandløbet (Figur 4 og 5b). Afstanden til vandløbet fra udsivningsdrænet er ca. 20 m, med betydelig hydraulisk gradient.



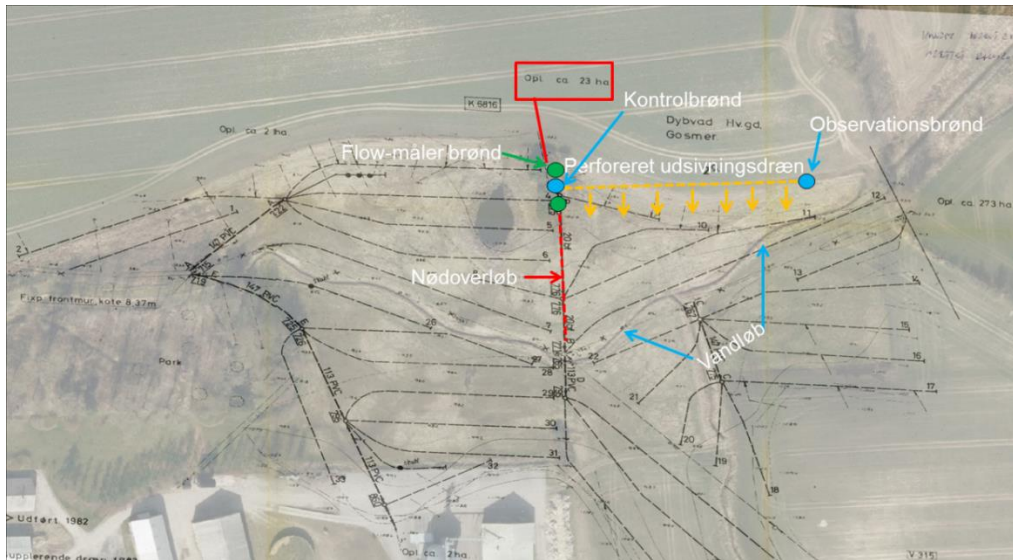
Figur 4. Den vandmættede randzone i Ulvskov med markering af fordelerrøret (Distribution pipe). Fordelerrøret er lukket på den første del af strækningen, hvor afstanden til vandløbet er kort, og perforeringen starter først umiddelbart før området med piezometer transekter. Strømningspilene viser vandets strømningsretning fra fordelerrør via randzonen til vandløbet. Bemærk placeringen af kontrol-transektet udenfor den vandmættede randzone. Gengivet fra Lyngaa (2020).



Figur 5. Vandmættet randzone (a) efter etablering af sivedræn nedgravet i 1 m's dybde i skræntfoden, (b) vandmættet jord efter etablering af sivedræn og (c) observationsbrønd for enden af det nedgravede sivedræn. Fotos: Charlotte Kjærgaard.

2.3 Gylling – Vandmættet randzone med udsivningsdræn på tørvjord

Lokaliteten Gylling ligger ca. 6 km syd for Odder. Randzonen omfatter en organogen lavbundsjord der ligger mellem en 23 ha drænet mark og vandløbet (Figur 6 og 7). Hoveddrænet havde før etablering af den mættede randzone udløb direkte til Malskær Bæk.



Figur 6. Markering af dræn og drænopland på 23 ha samt placering af perforeret udsivningsdræn i den mættede randzone, kontrolbrønde og flow-måler brønd. Skitse: Charlotte Kjærgaard.

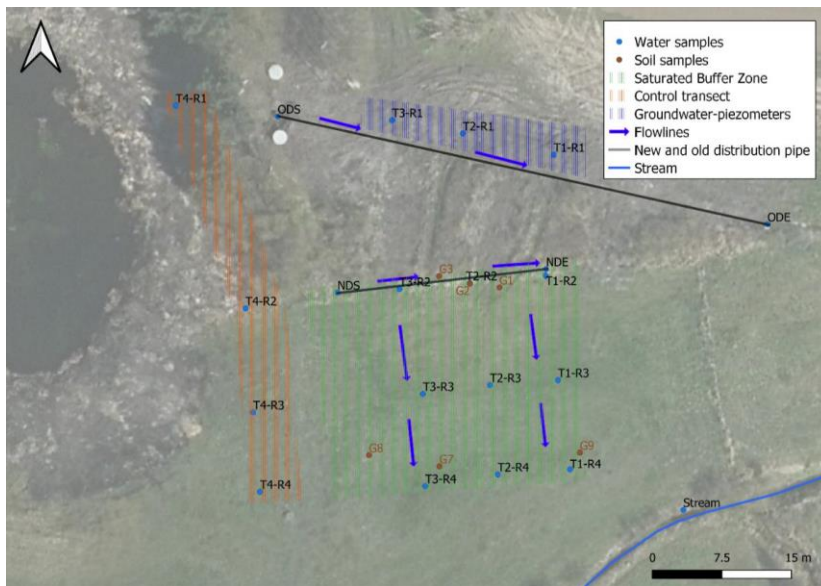
2.4 Etablering af vandmættet randzone

Ved etablering af den vandmættede randzone etableres en flow-måler brønd (grøn cirkel) og kontrolbrønd (blå cirkel), der leder drænvandet til den mættede randzone (Figur 6). Kontrolbrønden er etableret med et sikkerhedsoverløb, der giver mulighed for overløb direkte til vandløbet i tilfælde at der skulle være hydraulisk begrænsning i den mættede randzone. I den mættede randzone er det 80 m lange perforerede udsivningsdræn nedgravet i 1 m dybde i skrænten (Figur 6; orange stiplede linje). Udsivningsdrænet er etableret i høj-permeabel blanding.



Figur 7. Fotos af engareal der udgør den mættede randzone (a) Foto taget ved 80 m afstand fra hoveddrænet med skræntfoden hvor udsivningsdrænet placeres, og Malskær Bæk beliggende yderst tv, og (b) randzone-areale set fra hoveddrænet med placering af drænbrønd midt i engarealet. Fotos: Frank Bondgaard.

Efter det første $\frac{1}{2}$ år med test af den vandmættede randzone viste det sig dog at fordelerrøret (Figur 8, Old Distribution pipe) ikke fungerede efter hensigten. Den drænede omsatte tørvejord viste sig at være så kompakt at drænvandet ikke kunne infiltrere igennem jorden. I stedet stuede drænvandet omkring fordelerrøret med det resultat af der skete et tilbageløb af vand i systemet. Derfor blev der i november 2019 lavet en ændring i anlægskonstruktionen og endnu et fordelerrør etableret (Figur 8, New Distribution pipe). Arealet for den vandmættede randzone blev ved ændringen reduceret idet længden af fordelerrøret og afstanden til vandløbet var kortere. Afstanden fra fordelerrør til vandløb var for det nye forløb ca. 25 m.

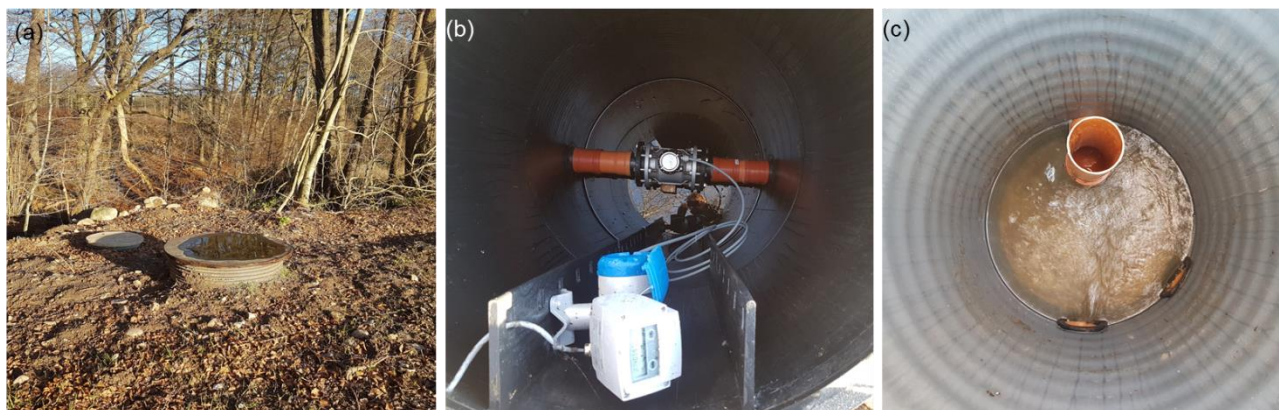


Figur 8. Den vandmættede randzone ved Gylling med markering af dels (i) det gamle fordelerrør (Old Distributionpipe Start (ODS) til End (ODE)), og (ii) det nye fordelerrør New Distributionpipe (Start (NDS) til End (NED)). Strømningspile viser vandets strømningsretning. Gengivet fra Lyngaa (2020).

3 Instrumentering og monitoring

Instrumenteringen af de vandmættede randzoner omfatter.

- Flow-måler: To elektromagnetiske Khrono flowmålere (Figur 9) tilkoblet dataloggere blev installeret på hver af de to lokaliteter - én i indløbsbrønden og én i bypass-brønden.
- Vandstandsloggere og nedbørsmåler: I såvel kontrolbrønd som observationsbrønd installeres loggere, der automatisk logger vandstanden.
- ISCO-prøvetager: I kontrolbrønden installeres i drænløbet til sivedrænet en ISCO-prøvetager uden køl til kontinuer vandprøvetagning.
- Temperatursensorer: Der installeres HOBO temperatursensorer til automatisk logning af vandtemperatur i indløbet til sivedrænet.
- Piezometerør: Der installeres 4 piezometertransekter hver bestående af 4 piezometerreder med 5-10 m afstand i dybderne 0.1-2 m under terræn til måling af vandstand og vandprøvetagning igennem randzonen. En transekt blev installeret udenfor den mættede randzone og anvendt som kontrol (Figur 4 (Ulvskov) og Figur 8 (Gylling)).



Figur 9. Installering af (a) flow-måler brønd og kontrol/fordelerbrønd med (b) elektromagnetisk flowmåler og (c) kontrolbrønd med hævet nødoverløb. Fotos: Charlotte Kjærgaard.

Moniteringen blev igangsat ved drænafstrømningsstart september 2019 jf. samarbejdsaftale mellem SEGES og Institut for Bioscience Aarhus Universitet. Prøvetagning, analyser og kvalitetssikring af data er foretaget af Institut for Bioscience Aarhus Universitet. Prøvetagningen blev udført ca. hver 3. uge og omfattede logning af data, tømning af ISCO-prøvetagere samt udtagning af piezometerprøver. Analyserne omfatter total N (TN) og total P (TP), $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, TDP og $\text{PO}_4\text{-P}$. Dertil analyser af pH, DO, EC, TFe og DOC. Endelig blev der fra begge lokaliteter udtaget jordprøver til analyse for næringsstofindhold, kulstof og P-fraktioner (se Lyngaa, 2020).

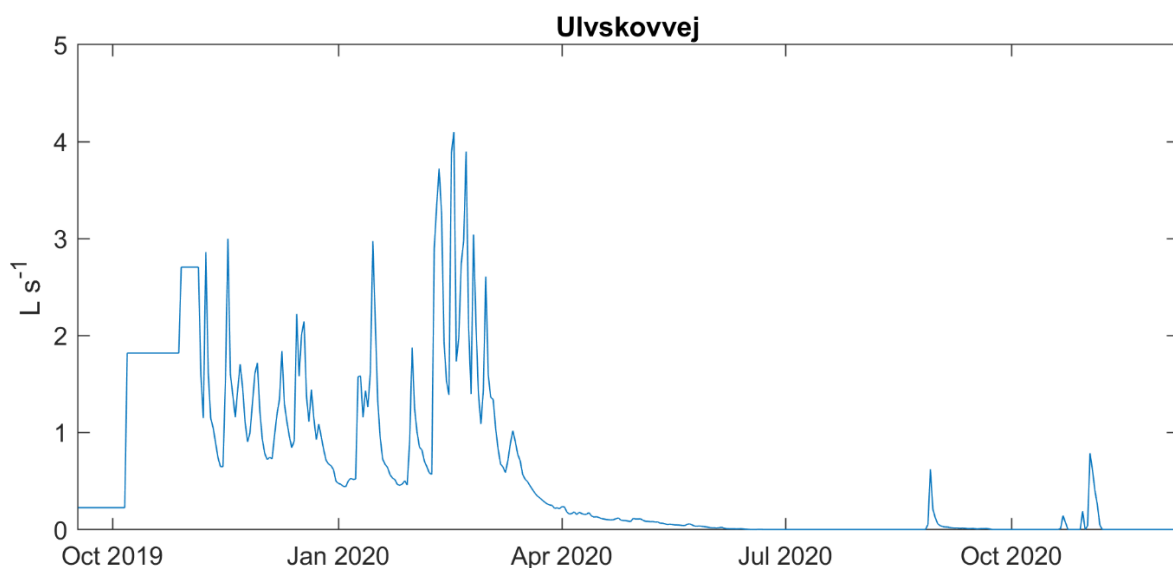
Resultater

I dette afsnit beskrives de overordnede resultater og foreløbige konklusioner med henvisning til data og resultater beskrevet i den selvstændige monitoringsrapport af Zak et al., 2020, hvor resultaterne afrapporteres. Monitoringsrapporten findes i Bilag 1. Derudover findes supplerende resultater i MSc rapporten Lyngaa (2020), poster præsentation (Lyngaa et al., 2020) og i den danske artikel der udgives februar 2021 (Lyngaa et al., 2021).

3.1 Resultater – Ulvskov

3.1.1 Drænafstrømning

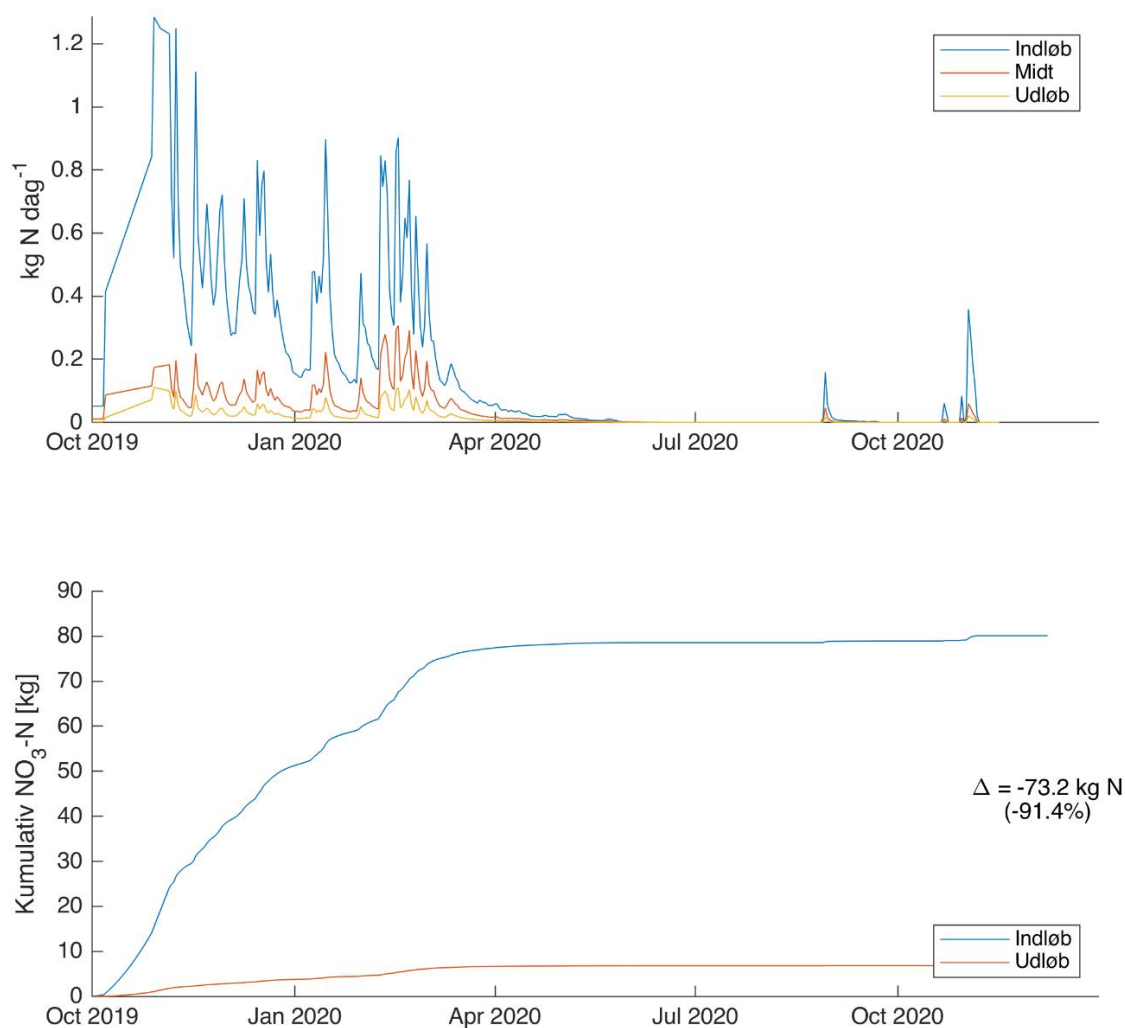
Dræntilstrømningen (Q) til den vandmættede randzone er vist i Figur 10 for perioden september 2019 til december 2020. Drænafstrømningen for perioden 2019/2020 ophørte i maj 2020. Der har ikke været muligt at foretage monitoring i 2. halvår 2020, da der medio december ganske usædvanligt endnu ikke var drænafstrømning. Bromid-undersøgelser af strømningsvejen demonstrerede at drænvandet primært strømmer i den øvre del af jordprofilen, og grundvandstilstrømning kan negligeres som følge af et lav-permeabelt lerlag i den nedre del af profilen (Zak et al., 2020).



Figur 10. Dræntilstrømning (Q) fra det 4.5 ha store drænopland til den vandmættede randzone Ulvskov i monitoringsperioden september 2019 til december 2020. Figuren er gengivet fra Zak et al., 2020 (Bilag 1).

3.1.2 Kvælstofeffekt - Ulvskov

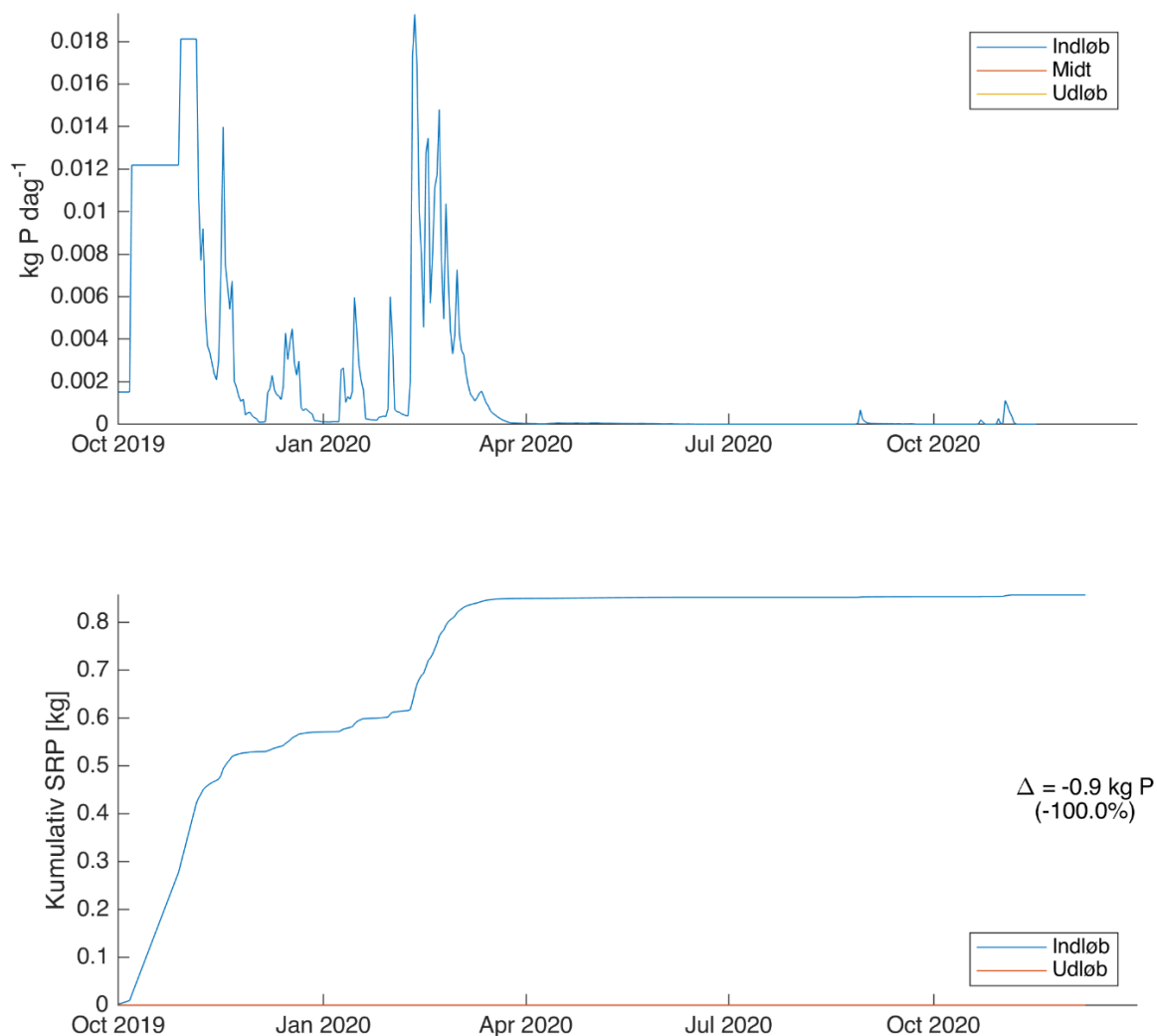
Kvælstofkoncentrationen i drænvandet var generelt meget lav fra 1-6 mg/L med de højeste koncentrationer i starten af afstrømningsperioden, og NO_3N udgør $>90\%$ af total N (Zak et al., 2020). Den diffuse strømning igennem den vandmættede randzone reducerede kvælstoftransporten meget betydeligt fra indløb til udløb (Figur 11 - øverst). Det er meget tydeligt at $\text{NO}_3\text{-N}$ omsættes effektivt i den vandmættede randzone, og resultatet efter første års monitoring 2019/2020 er en N-reduktion på 73,2 kg-N og en reduktionseffektivitet på 91% (Figur 11 - nederst).



Figur 11. Øverst: Nitrat-N transporten igennem den vandmættede randzone fra indløb til udløb. Nederst: Akkumuleret NO₃-N i indløb og udløb i drænafstrømningsperioden 2019/2020. Gengivet fra Zak et 2020 (Bilag 1).

3.1.3 Fosforeffekt - Ulvskov

Fosforkoncentrationen i drænvandet var generelt lav <0,1 mg-P/L og andelen af SRP varierer fra <50% til >90%. Den diffuse strømning igennem den vandmættede randzone reducerede fosfortransporten 100% fra indløb til udløb (Figur 12 - øverst). I alt har den vandmættede randzone en P-retention på 0,9 kg P i den første års-moniteringsperiode 2019/2020 (Figur 12 - nederst).



Figur 12. Øverst: $\text{PO}_4\text{-P}$ transporten igennem den vandmættede randzone fra indløb til udløb. Nederst: Akkumuleret SRP i indløb og udløb i drænastrømningsperioden 2019/2020. Gengivet fra Zak et 2020 (Bilag 1).

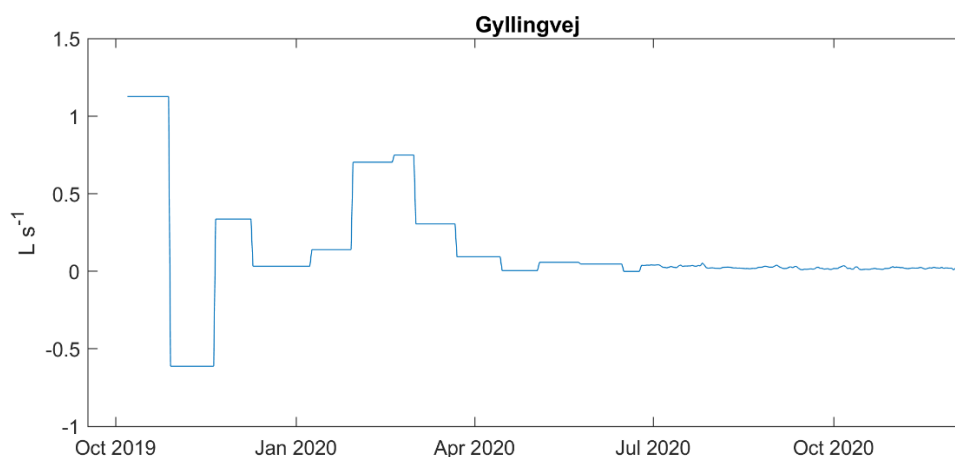
3.1.4 Konklusion på foreløbige resultater - Ulvskov

Resultaterne fra drænastrømningsperioden 2019/2020 demonstrerer at den vandmættede randzone fungerer som en meget effektiv sink der reducerer $\text{NO}_3\text{-N}$ og tilbageholder P. Randzonen har qua jordtype og hydraulisk gradient en betydelig hydraulisk kapacitet, hvor drænvandet primært transporteres i de terrænnære jordlag. Kvælstofeffekten ved infiltrationen af drænvand i den vandmættede randzone er meget høj og ved det lave indhold af organisk kulstof kan det indikere at nitrat-N reduktionen også kunne foregå ved Fe(II) oxidation. N-reduktionseffektiviteten er på niveau med resultater opnået ved infiltration i vandmættede tørvejorde i lavbundsprojekter med afbrudte dræn (Petersen et al., 2020). Den høje P-effekt er overraskende i et vandmættet miljø. Foruden sorptionsprocesser kan der i den vandmættede bufferzone også ske en retention af P ved fældningsprocesser fx vivianit under anaerobe forhold (Walpersdorf et al., 2013;). Scenarie-beregninger viser at den vandmættede randzone i Ulvskov har en meget betydelig kapacitet til at binde P også på langt sigt (Lyngaa, 2020).

3.2 Resultater - Gylling

3.2.1 Drænafstrømning - Gylling

Dræntilstrømningen (Q) til den vandmættede randzone i Gylling er meget beskeden (Figur 13) for måleperioden september 2019 til december 2020, og samtidig demonstrerer målingen på by-pass at den vandmættede randzone stadig har en betydelig hydraulisk begrænsning, som følge af den meget kompakte tørvejord. Der har ikke været muligt at foretage monitoring i 2. halvår 2020, da der medio december ganske usædvanligt endnu ikke var drænafstrømning. Bromid-undersøgelser af strømningsvejen demonstrerede at drænvandet primært strømmer i den øvre del af jordprofilen, og grundvandstilstrømning kan negligeres som følge af et lav-permeabelt lerlag i den nedre del af profilen (Zak et al., 2020).



Figur 13. Dræntilstrømning (Q) fra det 4.5 ha store drænopland til den vandmættede randzone Ulvskov i monitoringsperioden september 2019 til december 2020. Figuren er gengivet fra Zak et al., 2020 (Bilag 1).

3.2.2 Næringsstoffeffekter - Gylling

Da den vandmættede randzone ikke har vist sig fungerende hydraulisk med by-pass på 90-100% af dræntilstrømningen, og at den hydrauliske ledningsevne ikke synes at være reetableret 1½ efter etableringen af den vandmættede randzone, giver det ikke mening at konkludere på N- og P-massebalancer.

Undersøgelser af $\text{NO}_3\text{-N}$ reduktionspotentialer viser dog en meget betydelig denitrifikationskapacitet i den tørveholdige jord, mens der dog er en stor risiko for *in situ* frigivelse af Fe-bundet P i størrelsesordenen 3,8 kg P/ha/år (Lyngaa et al., 2020; 2021).

Den vandmættede randzone i Gylling demonstrerer udfordringen ved infiltrationsprojekter på drænedet tørvejord, hvor infiltrationen kan være begrænset af en kompakt tørv. Der er dog nyere danske resultater (Petersen et al., 2020), der demonstrerer velfungerende projekter med drænvandsinfiltration i tidligere drænet tørv ved afbrydning af dræn og med høje N-reduktionseffektiviteter (80-100%), og samtidig viser disse projekter også, at der selv ved overfladisk afstrømning vil kunne opnås en omsætning af kvælstof. Problematikken omkring *in situ* frigivelse af Fe-bundet P synes dog at være særdeles aktuell for disse tørvejorde, som demonstreret for Gylling, samt i andre projekter med vandmættede tørvejorde (Petersen et al., - Vand & Jord).

For Gylling projektet vil det ikke give mening at fortsætte projektet med det nuværende anlægsdesign, og det foreslås at der laves en konstruktionsændring således, at der i stedet for et infiltrationsprojekt

testes et projekt med overfladisk afstrømning. Dette vil være væsentligt mindre effektivt, men kan have en kvælstofeffekt der matcher minivådområder med overfladeafstrømning (Petersen et al., 2020).

4. Foreløbige konklusioner og perspektivering

Resultaterne fra drænafstrømningsperioden 2019/2020 for to meget forskellige vandmættede randzoner, har bidraget til nogle meget værdifulde og anvendelige foreløbige resultater om funktion og effekt af de første danske projekter med vandmættede randzoner.

Funktionen af den vandmættede randzone (såvel som øvrige drænvirkemidler der involverer infiltration igennem jord) er i første omgang kontrolleret af den hydrauliske kapacitet for det konkrete projekt. For vandmættede randzone projekter, samt øvrige infiltrationsprojekter, fordres derfor viden om eller estimering af jordens hydrauliske kapacitet, der er bestemt af den rumlige geologi og dertil knyttede hydrauliske ledningsevne, indstrømningsarealet og de dynamisk variable hydrauliske gradienter.

Næringsstoffeffekten afhænger derudover af forekomsten af elektrondonorer, der kan facilitere mikrobiel denitrifikation samt af de forhold der kontrollerer P-retention og/eller frigivelse.

De to vandmættede randzoner Ulvskov på mineraljord og Gylling på meget kompakt tørv, har demonstreret de betydelige forskelle der kan være i funktion og effekt mellem vandmættede randzoner. Gylling lokaliteten viste sig uegnet til et infiltrationsprojekt, da tørvens hydrauliske ledningsevne ikke tillod infiltration af drænvand, og dette ikke synes at forbedre sig efter 1½ års vandmætning. N-reduktionspotentialet i tørvejorden var ellers meget betydeligt men kunne ikke realiseres da drænvandet ikke kunne gennemstrømme tørv. Andre tørvejerde har dog vist sig velfungerende til infiltration af drænvand, og dette demonstrerer vigtigheden af at få lavet kvalificerede vurderinger af den hydrauliske ledningsevne i forbindelse med konkrete projekt forundersøgelser. Undersøgelserne viste at tørvejorden i Gylling havde en kvantitativt betydende risiko for P-frigivelse i lighed med andre tørvejerde og lavbundsprojekter generelt, og en realisering af vådlægningsprojekter på sådanne arealer bør suppleres med tiltag der begrænser P-frigivelsen.

Ulvskov er en succeshistorie i forhold til en velfungerende vandmættet randzone, hvor lokaliteten er karakteriseret ved stor hydraulisk kapacitet, høj N-reduktionseffektivitet og samtidig en høj P-retention med betydelig retentionskapacitet på den lange bane. Vandmættede randzone projekter som Ulvskov vil være meget relevante målrettede drænvirkemidler på arealer, hvor der mellem mark og vandløb er et randzonemiljø, der tillader infiltration af drænvand. Vandmættede randzoner kan her opfattes som naturlige filterzoner for næringsstoffer i drænvand.

5. Referencer

- Heiberg, L., Koch, C.B., Kjaergaard, C., Jensen, H.S., & Hansen, H.C.B. 2012. Vivianite precipitation and phosphate sorption following iron reduction in anoxic soils. *J. Environ. Qual.* 41:938-949. doi:10.2134/jeq2011.0067
- Hoffmann, C.C., Zak, D.H., Kronvang, B., Kjærgaard, C., Carstensen, M.V., Audet, J. 2020. Vådområder og drænvirkemidler. *Vand & Jord*, 27(2):77-80
- Jaynes, D.B. and T. Isenhardt. 2019. Performance of saturated Riparian buffers in Iowa, Usa. *Journal of Environmental Quality* 48
- Kjærgaard, C. 2018. Etablering af mættet randzone med udsivningsdræn. Innovationsplatform for drænvirkemidler. SEGES, Agro Food Park, Afrapportering Promilleafgiftsfonden. 2018.
- Lyngaa, S.B. 2020. Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner. Specialproject 60 ECTS, Institut for Geoscience, Aarhus Universitet
- Lyngaa, S., Kristiansen, S.M., Kjærgaard, C. Zak, D.H. 2020. Fosforfrigivelse fra mættede randzoner - En risikovurdering. 2020. Poster session præsenteret ved ATV vintermøde 2020, Bredsten, Danmark. ATV vintermøde 3-4 mar. 2020. Vingstedcentret, Bredsten, Danmark
-
- <http://Fosfor og tungmetaller i minivådområders sedimenter>
- Lyngaa, S.B., Zak, D.H., Kjærgaard, C. og Kristiansen, S.M. 2021. Fosforeffekter af vandmættede bufferzoner. *Vand & Jord*, nr. 1-2021 (udgives februar 2021 <http://vand-og-jord.dk/seneste/>)
- Petersen, R.J., Prinds, C., Jessen, S., Iversen, B.V., Kjaergaard, C. 2000. Riparian lowlands in clay till landscapes part II: Nitrogen reduction and release along variable flow paths. *Water Resources Research* 56, e2019WR025810. <https://doi.org/10.1029/2019WR025810>
- Walpersdorf, E., Koch, C.B., Heiberg, L., O'Connell, D.W., Kjaergaard, C., Hansen, H.C.B. 2013. Does vivianite control phosphate solubility in anoxic meadow soils? *Geoderma* vol. 193-194:189-199.
- Zak, D., Petersen, R.J., Hoffmann, C.C., Kronvang, B., Audet, J. 2020. Mættede randzoner – foreløbige resultater. Innovationsplatform for Drænvirkemidler Projekt rapport 7 sider, Institut for Bioscience, Aarhus Universitet.

Promilleafgiftsfonden for landbrug

Mættede randzoner – foreløbige resultater

Innovationsplatform for Drænvirkemidler

Projekt rapport 2020 ; Part II - Mattet randzone

Projektet er finansieret af Promilleafgiftsfonden for landbrug. Projektleder Chef forsker Charlotte Kjærgaard, SEGES.

Projektmedarbejder (VIP): Dominik Zak, Rasmus Jes Petersen, Carl Christian Hoffmann, Brian Kronvang, and Joachim Audet

1. Background

Saturated buffer zones (MR) are a new mitigation option in Denmark to reduce the nutrient pollution of aquatic water courses. This edge of the field technology was tested over several years already in Iowa (USA) starting 2010 (Jaynes and Isenhardt, 2019). The simple principle is that drain water from the field becomes reconnected to the riparian zone. The drainage water is diverted to a buried, lateral distribution pipe running parallel to the stream (Figure 1).

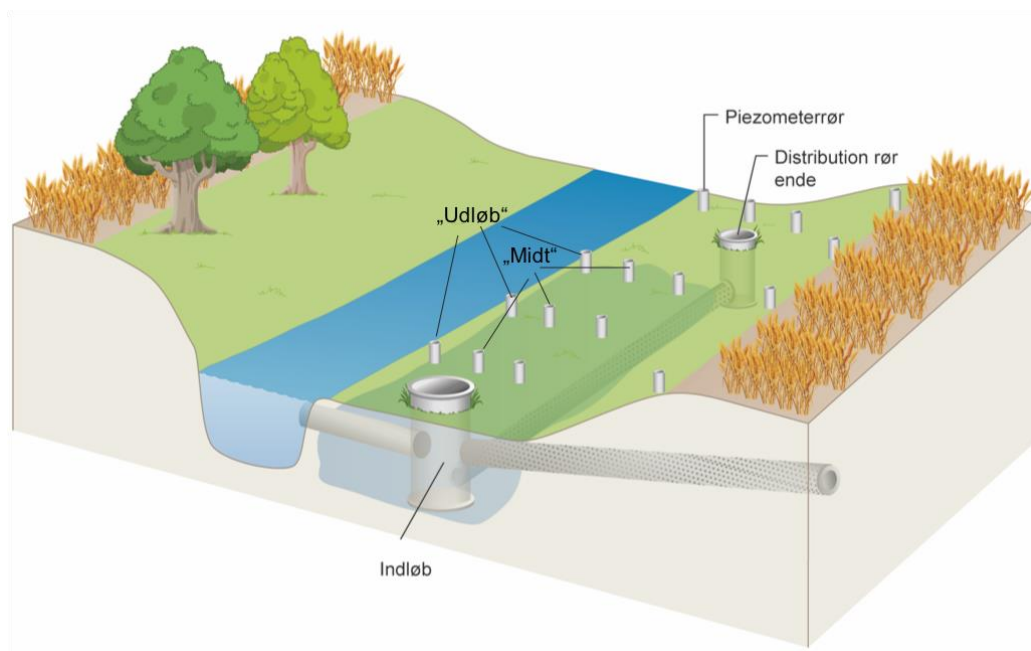


Figure 1. Saturated buffer zones as edge of the field technology to moderate nutrient losses to aquatic systems. The drain pipe was reconnected and drain water is diverted into a distribution pipe charging the buffer zone until water saturation depending on the amount of infiltrating water during the year.

The drainage water flows from the lateral pipe into the riparian soil towards the stream which may cause the riparian soil to become water-saturated and consequently create anoxic conditions supporting denitrification. The SBZ is also expected to reduce overland flows depending on the slope, width, and water infiltration capability of the buffer zone. Until now, SBZs have been mainly investigated in the U.S with variable results (Carstensen et al., 2020). Poor performance of the SBZ have been linked to selection of unideal sites containing permeable soil layers or sites with lower fraction of water diverted to the SBZ controlled by distribution pipe length, but also vegetation has been argued to influence the efficiency (Jaynes and Isenhardt, 2019). Thus, removal efficiency within the SBZ was found to be higher at sites with established perennial vegetation, which might be due to that either more labile carbon was added to the soil to support denitrification or that microbial N immobilization was enhanced by the more developed rhizospheres (Jaynes and Isenhardt, 2019). As shown in this pilot studies, it remains difficult to assess the removal efficiency of MR in particular if sites are charged by unknown amount and quality of incoming groundwater.

2. Material and methods

Study sites

Two sites have been selected to test their suitability as MR for nutrient removal located in Eastjylland in the Odder Kommune ca. 30km south of Aarhus. The site names Ulvskov and Gylling are related to the neighbored villages and both are situated on small agricultural impacted streams. The reconnection of drainage pipe and installation of the distribution systems was first conducted in Ulvskov (November 2018) and few months later in Gylling (February 2019). A reconstruction of the distribution system by lifting up the distribution pipe and mowing it downward the MR was done in November 2019 in order to improve the water infiltration towards the buffer zone. The area of both MR is roughly determined by the length of the distribution pipe (ca. 80 m) and the distance between the pipe and the adjacent stream (ca. 20 m). There are larger differences for the physico-chemical soil characteristics, the size of the drained upper catchment and some other aspects of the two study sites (Lyngaa, 2020).

Measurement of water flows and water sampling

Both buffer zones are instrumented with water flow meters for continuous flow measurements of infiltrating drain water. This device runs with batteries which are charged by a solar system. In addition to the continuous quantification of water flows at the inlet and high-frequent water sampling (one sample every 30 minutes but mixed in one 1 L bottle over 24 hours in Ulvskov) four transects of piezometer were installed in each of the buffer zone (see Fig. 1). Each transect consists of four piezometers starting at the edge of the field and ending nearby the stream (5-10 m distance). One transect is conducted as control in the non-treated area to assess the groundwater impact of the buffer zone. One of the transects of the treated area has always an additional shallow piezometer installed so that overall a soil depth of 10 cm to max ca. 200 cm below the soil surface can be sampled. The sampling of the inlet, the piezometer, water table measurements, and water flow measurements started mid of September/October 2019 approximately every three weeks. The water analyses comprise the following parameters: nitrate, ammonium, phosphate, total dissolved nitrogen and phosphorus, pH, oxygen and electrical conductivity. In addition, aliquots of water samples were stored for analysis of dissolved iron and organic carbon. Apart from water samples in both sites soil samples were taken for bulk analysis of nutrients and carbon and to determine water-soluble and redox-sensitive phosphorus fractions.

3. Results

The “drainage season 2019” later on denoted as “wet period”, started in September/October in both MR study sites and ceased down again in May 2020, i.e. MR were not charged by any drain water in the following months with exception of few short periods in the site Ulvskov (Fig. 2). Comparatively late, i.e. in the beginning of December 2020 continuing drain water inflow started in site Ulvskov again but water inflow was not recovered in the site Gylling until end of 2020. Accordingly, water sampling was restricted for the wet period from September/October 2019 until May 2020 including two sampling occasions in Ulvskov in December 2020 (the latter results are not shown now). Detailed information for both sites regarding soil quality and water quality changes for the wet period can be found in Lyngaa (2020). In following more aggregated results are presented with special emphasis on the site Ulvskov.

Water flow and water levels

Water inflow was in average about two times higher in Ulvskov reaching values up to 4 L/s while at Gylling highest discharge was round 1 L/s (Fig. 2).

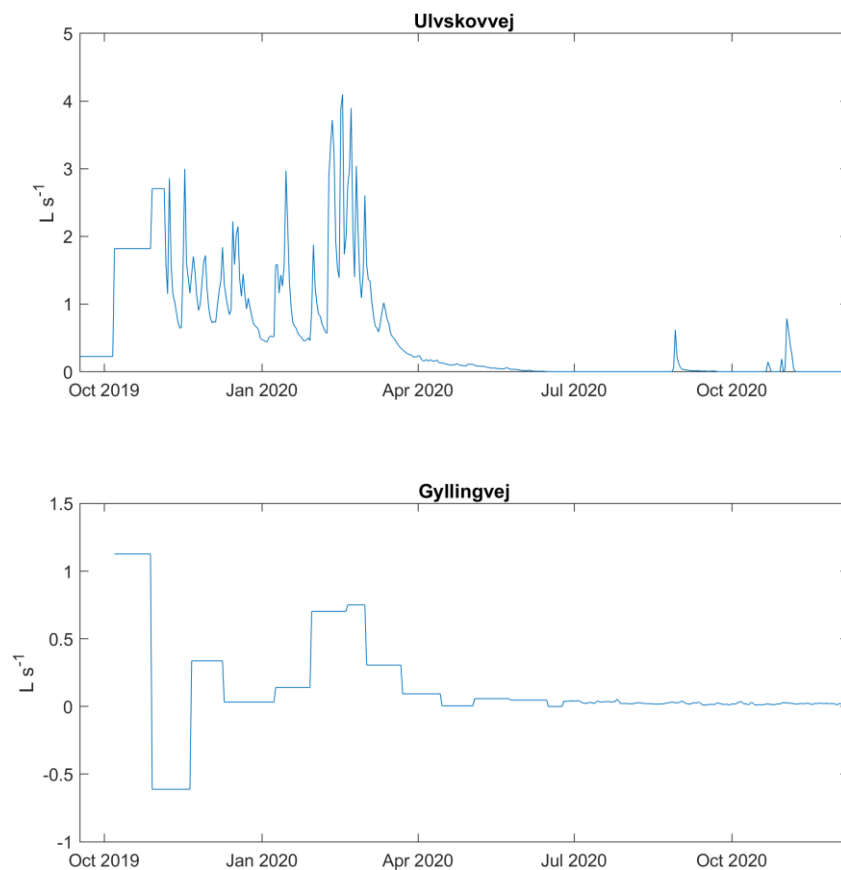


Figure 2. Water inflow for the investigated saturated buffer zones Ulvskov and Gylling. Due to technical issues with flow meter and data logger water flow was averaged for always three weeks in Gylling and in the beginning also for Ulvskov, however continuous flow data are shown for Ulvskov from November 2019 and for Gylling from July 2020.

For both sites these maximum values are supposed to represent the current maximum infiltration capacity of the sites, i.e. any further water surplus from the drained catchment will be bypassed over the original drain pipe connected with the inflow well (Fig. 1). While in Ulvskov this is true only for a

couple of days as water flow was higher than 3.5 L/s a major portion of drain water was bypassed in Gylling (90-100%). Due to much larger drainage catchment drain water from the catchment can amount more than 8 L/s and groundwater tables are comparatively high at this site anyway explaining that the distribution pipe may still act occasionally as a drain pipe as happened before of the reconstruction December 2019 (Fig. 2).

The first bromide experiment conducted in November and December 2019 in order to trace the water flows in the buffer zones was failing in both study sites. Specifically, bromide was only detectable at very limited sampling occasions and sampling points with rather low concentrations (< 1 mg bromide/L) in both sites (data are not shown). It was speculated that both water flow paths were not adequately covered by installed piezometer nests and/or that sampling frequency and time was also not matching with expected migration of the tracer through the buffer zone. Therefore, additional “shallow piezometers” (sampling depth 10 – 60 cm below soil surface) were added to the existing transects and the tracer experiment was repeated in December 2020 in Ulvskov but not in Gylling since drain water not started to infiltrate in this buffer zone again. Before of starting the experiment for Ulvskov a theoretical water residence time of about 3 days was calculated considering an usable soil porosity of 10%, the current water inflow of ca. 0.6 L/s and an infiltrated soil volume of about 1600 m³ (Lx B x H = 80 m x 20 m x 1 m). This estimated residence time matches well with lack of bromide in the Å after 90 hours and the peaking bromide concentrations in the mid of the buffer zone of transect 2 and 3 after about 44 hours (Fig. 3).

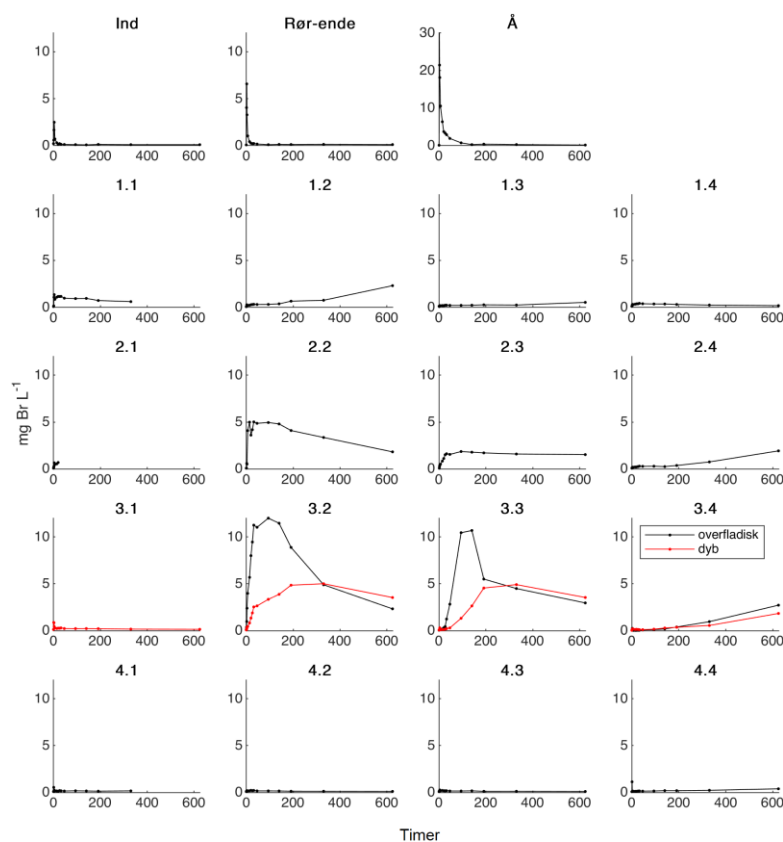


Figure 3. The course of bromide concentration of the water inlet (ind), the end of the distribution rør (Rør-ende), the adjacent stream section (Å) and the single piezometer before the buffer zone representing infiltrating ground-water (1.1, 2.1, 3.1), within the buffer zone (1.2, 1.3, ...3.4) and of the control transect solely charged by ground water (4.1 ...4.4).

However, the concentration peak in the Å was already found after a couple of hours and in some of the piezometer of the buffer zone no bromide was detectable and for others high bromide concentrations were still detected after 20 days of bromide application indicating a large heterogeneity of water flowing through the buffer zone (Fig. 3). Furthermore, the comparison of shallow and deeper piezometer imply that water is preferentially flowing at the upper soil horizon which corresponds with higher proportion of clay particles at the deeper soil layers (Lyngaa, 2020).

A full water saturation of the whole buffer zones was not reached during the wet period in any of the two study sites. Low water tables (> 0.3 m below the soil surface) were dominating in Gylling in most of the area of the buffer zone. Only some sections become flooded during the wet winter period 2019/2020 (data not shown).

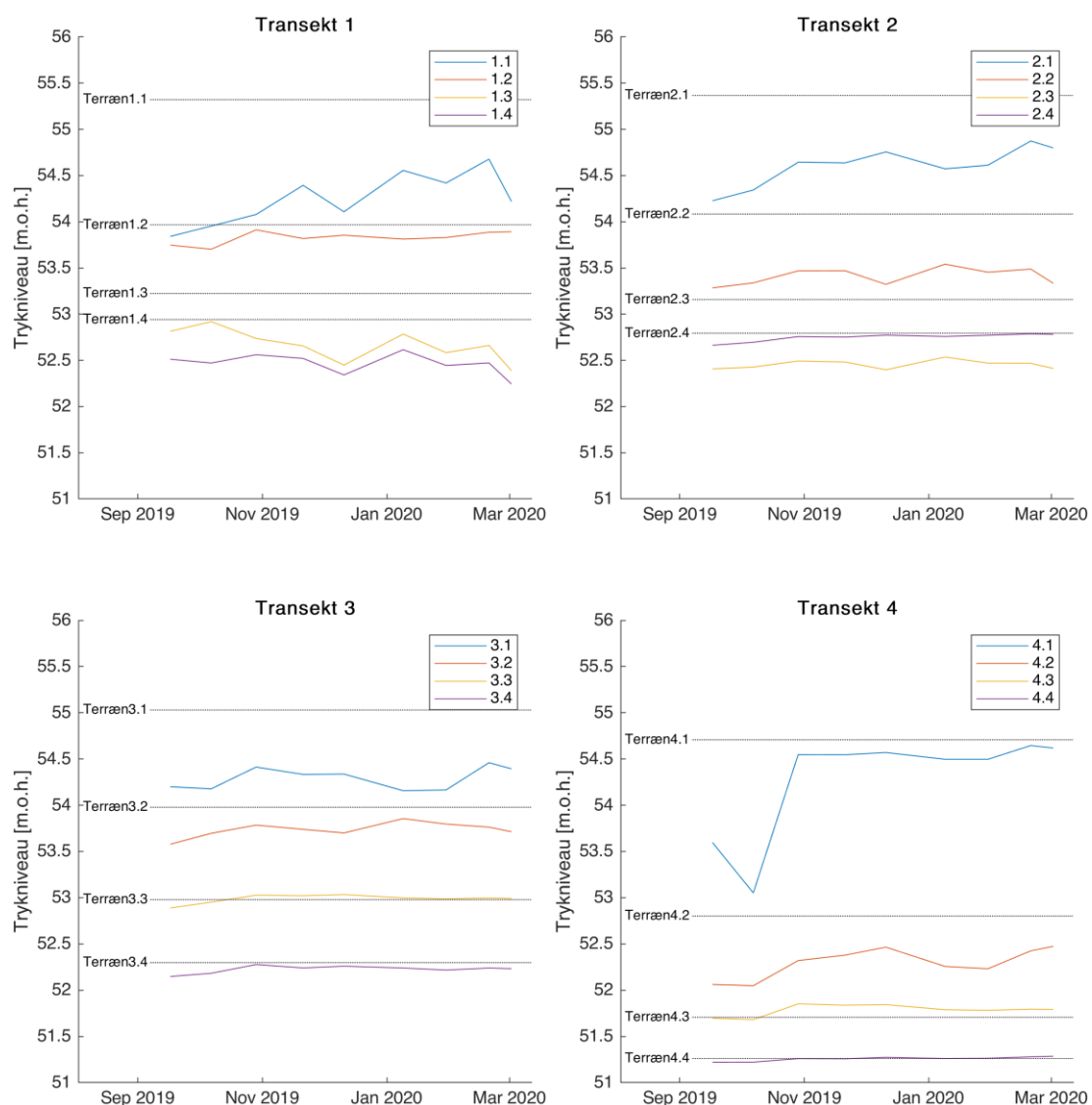


Figure 4. Water levels of the four piezometer transects in Ulvskov. Note that Transect 4 represent the control transect and that piezometer 1.1, 2.1 and 3.1 are located at the edge of the field before of the distribution pipe (see Figure 1).

Likewise, in Ulvskov only part of the buffer zone was water saturated during the wet period, namely the transect 3 but also the lower part of the control transect became water-saturated (Figure 4). However, the water levels (above sea level) were in average about 0.5 m higher in the area which was charged by drain water in comparison to the control-transect only charged by ground water.

Water quality and assessment of nutrient removal

The nitrogen and phosphorus concentrations decreased substantially within the wet period in the site Ulvskov (Figure 5).

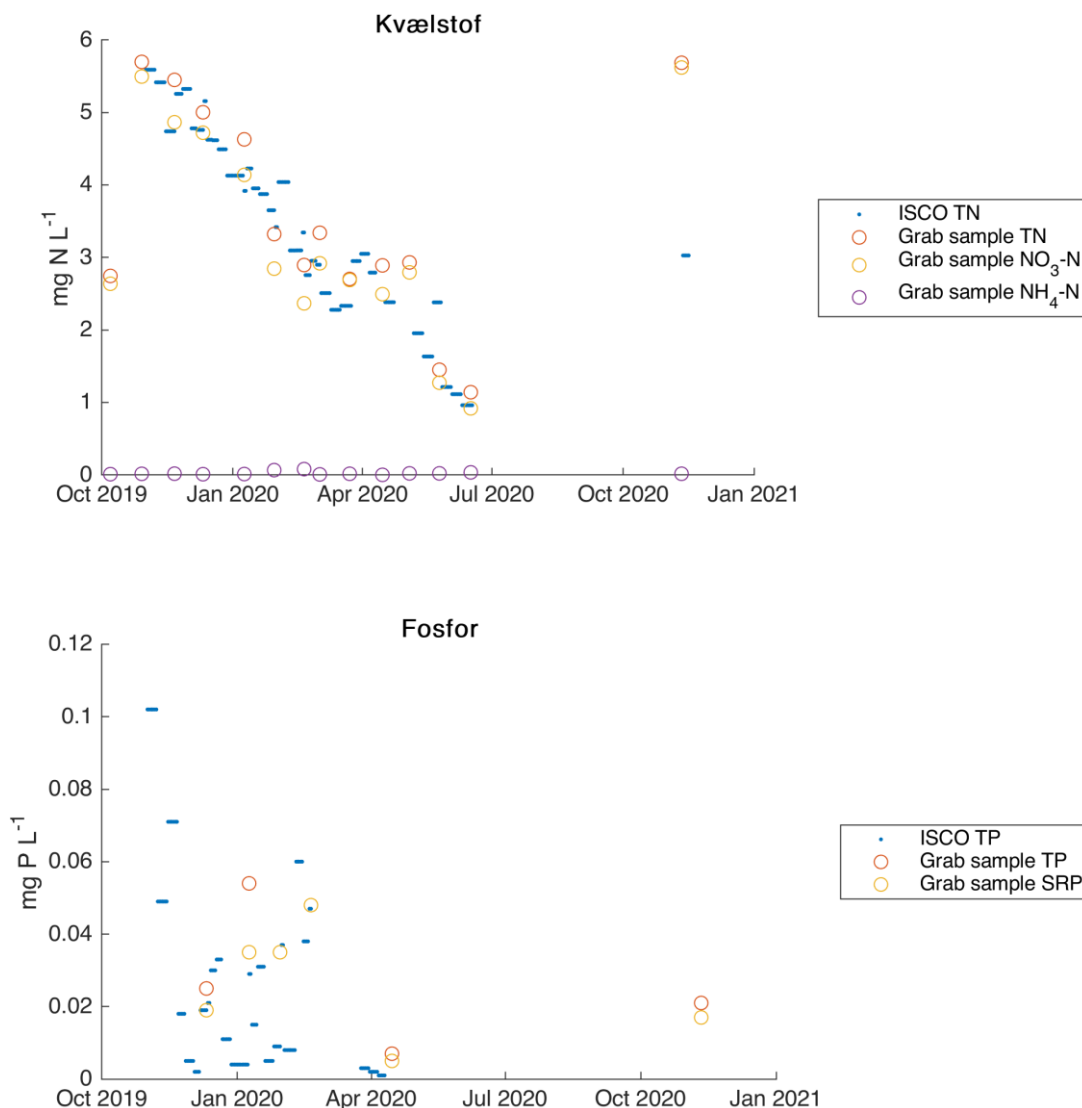


Figure 5. The concentrations of nitrogen fractions (TN: total nitrogen, NO₃-N: nitrate N, NH₄-N: ammonium N) and phosphorus fractions (TP: total phosphorus; SRP: soluble reactive phosphorus) at the water inlet of site Ulvskov.

Nitrogen was mostly present in the form of nitrate (> 90% of total nitrogen) ranging between 1 and 6 mg N/L. Both other dissolved inorganic N fractions ammonium and in particular nitrite had low concentrations mostly closed to or lower than the detection limit of 0.01 mg N/L. The proportion of phosphate on total phosphorus varied strongly being lower than 50 % or higher than 90% without any temporal pattern. The concentrations of nitrate and phosphate of inflowing groundwater were

mostly in the range of the concentrations of inflowing groundwater (piezometer 1.1, 2.1, 3.1). Thereafter, the general decline of nutrient concentrations along the single transect downstream are related to different N and P removal processes rather than by dilution of inflowing groundwater. The inflow of deeper groundwater with unknown chemical composition can be neglected here since below the infiltration zone of all piezometer a water-impermeable clay layer was found and furthermore all piezometer in the buffer zone dried out within few weeks after drain water inflow ceased. Within the wet period the buffer zone in ULvskov acted as effective sink for nitrate and phosphate retaining 73.2 kg Nitrate-N and 0.9 kg phosphate-P (Figure 6).

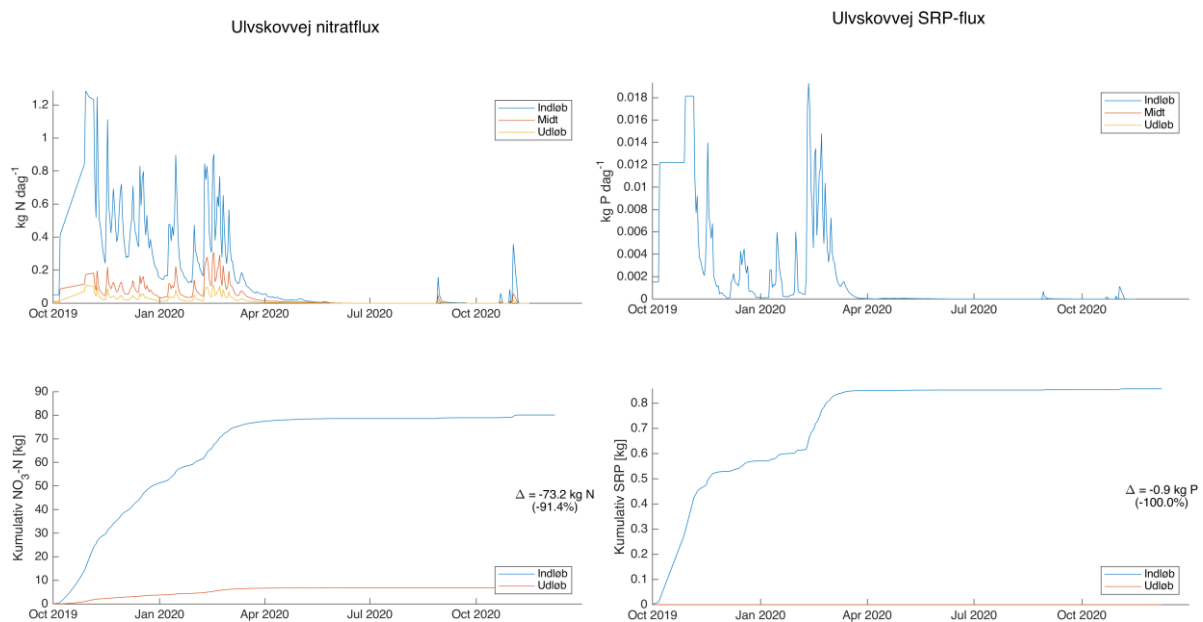


Figure 6. top: Fluxes of nitrate and phosphate at the drain water inlet (Indløb) in the middle of buffer zone (Midt) and at the end of the buffer zone (Udløb) and bottom: cumulative import and export of nitrate and phosphate during the investigation period (see Figure 1 for sampling plots).

4. References

- Carstensen, M. V., Hashemi, F., Hoffmann, C. C., Zak, D., Audet, J., & Kronvang, B. (2020). Efficiency of mitigation measures targeting nutrient losses from agricultural drainage systems: A review. *AMBIO*, 49(11), 1820-1837.
- Jaynes, D. B. & Isenhardt, T. M. (2019). Performance of saturated riparian buffers in Iowa, USA. *Journal of Environmental Quality*, 48, 289-296.
- Lyngaa, S. B. (2020). Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner. Master thesis.

5. Appendices

- A. Master thesis Sophie Bæk Lyngaa (2020) Risikovurdering af fosfor i mættede randzoner.
- B. Poster ATV Jord og Grundvand vintermøde 03.03.20