



Denitrifikation i relation til kulstofakkumulering i åbne minivådområder



AARHUS UNIVERSITET

Af Ditte Køster Olsen (201606291)

2. januar 2019

Erhvervsprojekt (15 ECTS)

Bacheloruddannelsen i Agrobiologi

Institut for Agroøkologi ved Aarhus Universitet

I samarbejde med virksomheden SEGES

Hovedvejleder:

Carl Christian Hoffmann, seniorforsker.

Institut for Bioscience ved Aarhus Universitet

Vejleder og kontaktperson fra SEGES:

Charlotte Kjærgaard, chefforsker.

Anlæg & Miljø, SEGES

Forord

Minivådområder og deres potentiale som virkemiddel i det danske landbrug er i mine øjne et rigtigt spændende emne, men desværre et emne, der ikke undervises meget i på bacheloruddannelsen i Agrobiologi og derfor et emne, jeg ikke vidste meget om. Da jeg havde mulighed for at skrive et projekt om et valgfrit emne i samarbejde med en virksomhed i efteråret 2018, greb jeg derfor muligheden for at få udvidet min horisont lidt og samtidig komme udenfor universitets trygge rammer.

Samarbejdet med SEGES har bragt mig ind blandt de mennesker, der sidder og arbejder med minivådområder hver eneste dag, hvilket har været en oplevelse i sig selv. Det har desuden bragt mig ud på ture i felten, nogle mere kolde end andre, hvor samarbejdet mellem forskere, konsulenter og sagsbehandlere virkelig kommer til udtryk og har været med til at give mig et indblik i hvordan teori når ud i den virkelige verden.

Som jeg forventede er vådområder og konstruerede minivådområder et enormt interessant emne, og noget jeg godt kunne se mig selv arbejde med senere. Minivådområder kan være linket mellem udbytterigt landbrug og bevaring af den danske natur og vandmiljøerne heri, og denne kobling af miljø og landbrug er en af grundene til at jeg valgte at læse Agrobiologi i første omgang.

Minivådområder kan være et komplekst emne at finde rundt i, når man ingen baggrundsviden har, og der har min hovedvejleder Carl Christian Hoffmann været til stor hjælp, så for det skal lyde en stor tak til ham. Der skal også rettes en kæmpe tak mod medvejleder og virksomhedsrepræsentant, Charlotte Kjærgaard, som ud over at have delt ud af faglig viden og vejledning, også har introduceret mig til hverdagen i en virksomhed som SEGES.

SEGES og medarbejderne i Anlæg & Miljø skal også have tak for at have taget godt imod mig og fået mig til at føle mig velkommen som en del af deres team - dette har været med til at gøre praktikoplevelsen fuldendt.

Samtidig skal der også lyde en tak til tekniker Henrik Stenholt for hjælp til udtagning af sedimentprøver, samt for hans gode evner til at identificere diverse plantearter i minivådområdet. Også tak til laborant Marlene Venø Skjærbæk for hjælp og vejledning i laboratoriet.

Indhold

Forord	1
Abstract	3
1 Indledning og problemformulering	4
2 Teori	6
2.1 Minivådområder	6
2.1.1 Minivådområde med overfladestrømning.....	7
2.2 Denitrifikation	9
2.2.1 Temperatur, pH og diffusion af nitrat.....	10
2.2.2 Kulstofs betydning for denitrifikation	12
2.3 Andre N-processer i minivådområder	14
2.3.1 Anammox	14
2.3.2 Nitrifikation	15
2.3.3 Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)	15
2.4 Vegetation.....	16
3 Metode og databehandling.....	19
3.1 Minivådområdet	19
3.2 Sedimentprøver.....	20
3.3 Tørstofbestemmelse og bestemmelse af organisk C.....	21
3.4 Databehandling.....	22
4 Resultater	23
4.1 Sedimentmængde, -karakteristik og -aflejring	23
4.2 Vegetation.....	27
5 Diskussion	29
6 Konklusion	35
7 Perspektivering.....	36
8 Litteraturliste	38
9 Bilag	44
Bilag 1	44
Bilag 2	45
Bilag 3	48
Bilag 4	49

Abstract

Surface-flow constructed wetlands (CW) is a method to remove excessive nutrients from agricultural drainage water using natural processes. Denitrification is an important biological process in CWs and is dependent on available organic carbon for this process to run. This paper seeks to evaluate the denitrification potential in relation to organic matter accumulation and development of vegetation in a 3-year-old Danish surface-flow constructed wetland treating agricultural drainage water. To address this issue, sediment samples were taken in each of the 6 CW zones which consisted of two shallow, vegetated pools and four deep, unvegetated pools. Furthermore, plant species of each zone were observed and noted. The height, weight and carbon content of the samples were examined, and further results were calculated. It was found that the shallow zones deposit a great amount of sediment, but that the sediment in the deep zones was more carbon enriched. On average, this constructed wetland has accumulated $0,86 \text{ kg C/m}^2$ with a total of $1,70 \text{ ton C}$, which correspond to a rate of $2,87 \text{ t C/ha/y}$. *P. australis* and *T. latifolia* was dominant plant species, but other species were also observed, both in shallow and deep zones.

Based on these experimental results and relevant scientific literature it was concluded that the denitrification potential is high in young CWs and that this potential has a possibility to increase along with the C-accumulation. Vegetation of various quality present an important source of carbon for denitrification and for accumulation.

1 Indledning og problemformulering

Udvaskning af overskydende kvælstof fra landbruget er efterhånden et anerkendt problem over det meste af verden, hvor der dyrkes intensivt landbrug. Forbruget af kvælstof i landbruget tog fart efter 2. verdenskrig, hvor man udviklede Haber-Bosch-processen, som omdanner frit kvælstof, N_2 til ammoniak, NH_3 (Glibert *et al.*, 2014). Kvælstof er afgørende for en optimal plantevækst og handelsgødningen gjorde det nemmere for landmanden at tildele afgrøderne rigelige mængder af det vigtige næringsstof på de helt rigtige tidspunkter, hvilket resulterede i højere og bedre udbytter. Danmark er og har været store forbrugere af den industrielt fremstillede kvælstofkilde, og dette afspejles i de stigende udbytter af bl.a. hvede, byg og rug op gennem den sidste halvdel af det 20. århundrede (Dalgaard *et al.*, 2009).

Desværre har den stigende tilførsel af kvælstof til agroøkosystemet også medført stigende udvaskning, idet landbrugets kvælstofbalance er forskubbet mod et stort overskud. I Danmark steg kvælstofoverskuddet fra ca. 32 kg N/ha i 1947 til ca. 175 kg N/ha i 1980'erne (Kyllingsbæk, 2008). Siden da er overskuddet faldet igen (Kyllingsbæk, 2008), hvilket skyldes flere forskellige politiske tiltag efter man begyndte at opdage konsekvenserne af den øgede nitratudvaskning, der fulgte med overskuddet. Det var tiltag som Vandmiljøplanerne, der stillede krav til management af husdyrgødning og landskabet, hvilket effektiviserede udnyttelsen af kvælstofpuljen på bedrifterne og nedbragte behovet for indkøb af handelsgødning, og dette resulterede alt sammen i at den gennemsnitlige kvælstofudvaskning på landsplan faldt siden slutningen af 1980'erne (Knudsen *et al.*, 2000; Dalgaard *et al.*, 2014). Selvom der er sket forbedringer, udledes der dog stadig for meget kvælstof i form af nitrat til diverse vandmiljøer i naturen og størstedelen af kystvandene i Danmark lever dermed ikke op til kravene om god økologisk tilstand (Knudsen, 2017). Der findes flere forskellige kilder til dette nitrat, men landbruget udgør den største (Jensen *et al.*, 2018), og dette skyldes dels at kvælstoffet er blevet nemt at tilføre systemet, og dels at halvdelen af landbrugsarealet i dag er drænet (Højberg & Refsgaard, 2014; Kjærgaard *et al.*, 2017a). Drænsystemerne udgør et direkte bindeled mellem de dyrkede marker og nærliggende vandmiljøer, og tillader altså overskydende kvælstof og andre næringsstoffer der udvaskes fra rodzonen at løbe ud til disse vandmiljøer. Her forårsager de ekstra næringsstoffer eutrofiering i vandløb, søer, fjorde og indre farvande, som senere kan sænke iltkoncentrationerne i vandet når algerne og bakterier nedbrydes, og de iltfattige forhold forringer levevilkårene for de dyr og vandplanter der ellers er tilknyttet hertil (Hinsby *et al.*, 2014; Madigan *et al.*, 2015).

De drænedde marker har desuden ofte været områder, der i sig selv har haft potentiale for at tilbageholde og omsætte næringsstoffer, men hvor dræningen har været nødvendig for at skabe et optimalt

dyrkningsareal (Kjærgaard *et al.*, 2017a). På den måde er mange naturlige filtre i landskabet blev fjernet, hvilket også har bidraget til udledningen af næringsstoffer til vandmiljøerne.

Genopretning af vådområder og etablering af konstruerede minivådområder er en måde at få disse naturlige filtre tilbage i landskabet og er et målrettet virkemiddel til at nedbringe mængden af bl.a. kvælstof, der ender i de omgivende vandmiljøer (Kjærgaard *et al.*, 2017a). Princippet med konstruerede vådområder eller minivådområder tager udgangspunkt i de naturlige vådområder, men er optimeret, så mest muligt af næringsstofferne fra landbrugets drænvand fjernes eller tilbageholdes på så lille areal som muligt. Som udgangspunkt bør minivådområdet udgøre 1 % af drænoplandet, for at opnå en tilstrækkelig kvælstofeffekt (Kjærgaard & Kristensen, 2015).

Minivådområder i Danmark findes primært som to typer: Med filtermatrice eller med overfladestrømning. Matricevådområder kendetegnes ved, at drænvandet ledes gennem filtermatrice bestående af pileflis-blandinger, og ledes enten vertikalt nedad, vertikalt opad eller horisontalt (Hoffmann & Kjærgaard, 2018). Udover et sedimentationsbassin, der tilbageholder sediment, vil der således ikke være noget vandspejl til syne og minivådområdet er typisk groet til i vegetation (Hoffmann & Kjærgaard, 2018). Minivådområder med overfladestrømning er derimod åbne og består af flere bassiner. Drænvandet føres gennem et sedimentationsbassin og gennem flere bassiner i en veksling mellem dybe, åbne zoner og lavvandede vegetationszoner (Kjærgaard *et al.*, 2017a).

Minivådområder som virkemiddel er stadig et forholdsvis nyt koncept, hvor de første blev etableret i 2010 i forbindelse med projekter som SupremeTech og iDRÆN (Kjærgaard *et al.*, 2017a; supremetech.dk; idraen.dk). Der er derfor stadig emner, der mangler at blive afklaret eller bliver yderligere belyst. Denitrifikation er den vigtigste proces når det kommer til fjernelse af kvælstof fra drænvandet, og den er derfor relevant at kigge nærmere på og forsøge at optimere. Denitrificerende bakterier er afhængige af kulstof for at kunne udføre deres vigtige gøremål, og i forbindelse med dette, er viden omkring kulstofakkumuleringen i minivådområder essentielt.

Denne rapport tager udgangspunkt i et minivådområde med overfladestrømning beliggende ved Fensholt, Odder. Minivådområdet blev etableret i 2015 som en del af GUDP-projektet iDRÆN, som koordineres af Aarhus Universitet (idraen.dk). Som et samarbejde mellem SEGES og Aarhus Universitet, vil denne rapport forsøge at belyse udviklingen af kulstofakkumuleringen i minivådområdet med henblik på at vurdere denitrifikationspotentialt og dermed bidrage med supplerende viden til projektet og SEGES.

Rapporten omhandler dermed problemformuleringen:

Hvordan kan denitrifikationspotentialt vurderes i relation til kulstofakkumulering og plantebestand?

2 Teori

2.1 Minivådområder

Konstruerede minivådområder etableres med udgangspunkt i de naturlige vådområder, som kendetegnes ved at være en kombination af terrestriske og akvatiske økosystemer, og vil have en unik sammensætning af vegetation og jordtype, der vil være kendetegnende for denne kombination (Otte, 2005; Scholz & Lee, 2005). Som det ligger i ordet, er vand det afgørende element i vådområder og er med til at bestemme biologiske og fysiokemiske processer, samt typen af vegetation. Da vand danner grundlag for dannelse af vådområder, vil de fleste ligge i regioner, hvor nedbør overstiger vandtab via evapotranspiration og afstrømning på jordoverfladen (Scholz & Lee, 2005), og hvor vandspejlet ligger ved eller tæt på jordoverfladen (Silva *et al.*, 2007). I store dele af Danmark er der potentiale for dannelse af vådområder (Gravesen & Kelstrup, 2001), men som det blev nævnt indledningsvist er mange arealer drænet, for at gøre jorden dyrkbar.

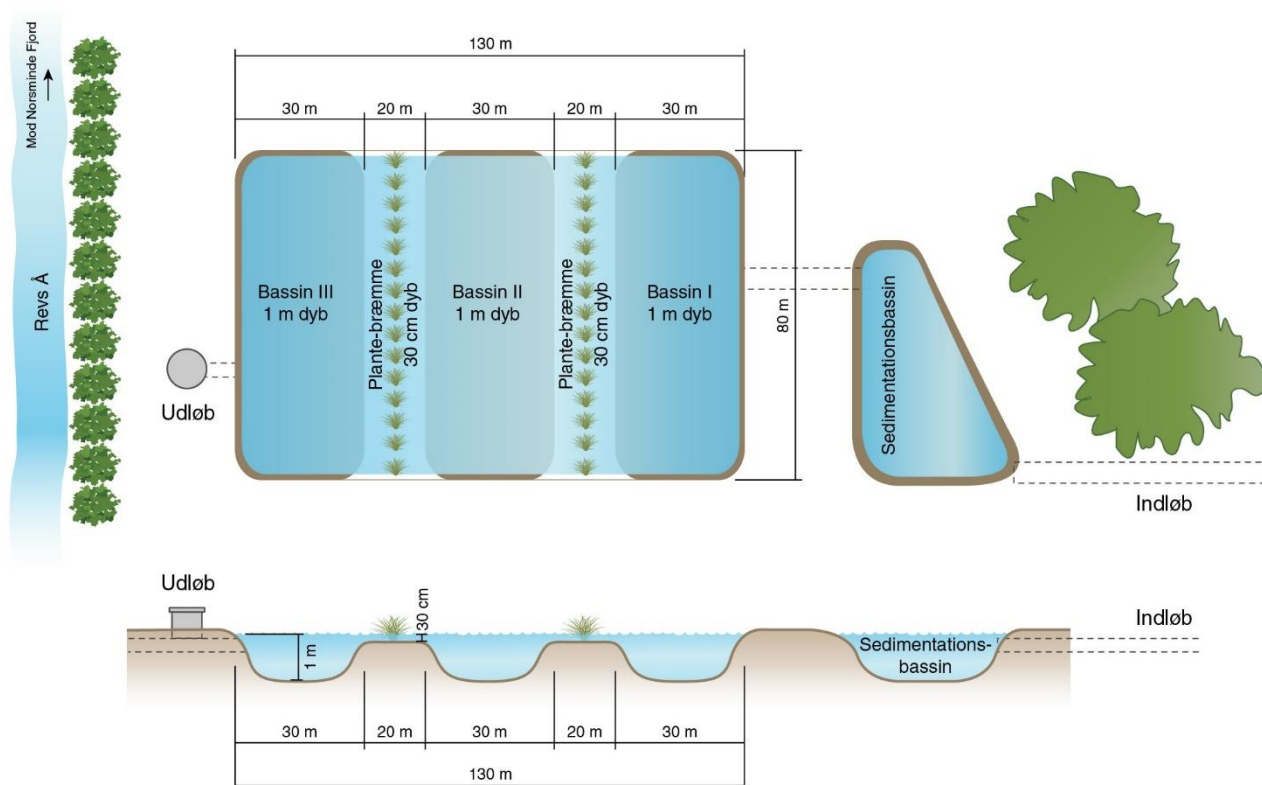
De naturlige vådområder er effektive ”sinks” for mange forskellige stoffer, og dette ønsker man at efterligne når man danner minivådområder. Muligheden for til at tilbageholde og fjerne uønskede stoffer på en let, billig og bæredygtig måde er eftertragtet, og her kan minivådområderne være nyttige. De bruges til at rense forskellige forurenede kilder, såsom spildevand fra byer, vand fra miner og drænvand fra landbruget (Otte, 2005). Sidstnævnte er især aktuelt i Danmark, hvor man ønsker at reducere mængden af næringsstoffer, særligt kvælstof, fra landbruget der vaskes ud fra rodzonen og ender i diverse vandmiljøer. Vådområder bruges nu som et målrettet virkemiddel til at reducere udvaskningen af nitrat, og hvor det ikke er muligt at genoprette naturlige vådområder, kan der i stedet etableres minivådområder som supplement (Kjærgaard & Hoffmann, 2013; Kjærgaard *et al.*, 2016). De naturlige typer kan have en højere kvælstoffjernelse end de konstruerede (Spieles & Mitsch, 2000), men for begge typer vil effekten dog variere meget efter forhold som placering, tilførsel og opholdstid af drænvandet, næringsstofbelastning, temperatur og vegetation (Kjærgaard & Hoffmann, 2013). Mange af disse forhold er temperaturbaseret, hvorfor man også ser, at der hos et minivådområde med overfladestrømning kan ske en N-reduktionseffektivitet på 30-80 % i sommerhalvåret, men kun 15-20 % om vinteren (Kjærgaard & Hoffmann, 2013).

En af processerne der styres af disse varierende forhold er denitrifikation, som udføres af bakterier i sedimentet og i biofilm på overflader, og som er den afgørende proces ift. fjernelse af nitrat fra drænvandet. Denitrifikation og hvordan den påvirkes beskrives i afsnit 2.2.

2.1.1 Minivådområde med overfladestrømning

Som det blev nævnt i indledningen bruges der to typer konstruerede vådområder i Danmark: med overfladestrømning og med filtermatrice. Denne rapport omhandler et minivådområde med overfladestrømning, og denne type vil derfor redegøres yderligere for i dette afsnit.

Denne type konstrueret minivådområde består af to dele, selve vådområdet og et sedimentationsbassin, se figur 1.



Figur 1: Skitsetegning af design af minivådområde med overfladestrømning. (Supremetech.dk)

Sedimentationsbassinet er det første bassin, drænvandet fra marken møder og er separeret fra det egentlige vådområde, som det ses på figur 1. Dette kan konstrueres med variabel vandhøjde, så det kan være med til at udjævne store tilstrømninger af vand og på den måde optimere opholdstiden for vandet (Hoffmann & Kjærgaard, 2018). Bassinet tilbageholder desuden sediment, hvoraf fosfor blandt andet aflejres, og dette sediment kan senere fjernes uden at forstyrre tilstanden i selve vådområdet (Kjærgaard & Hoffmann, 2013; Hoffmann & Kjærgaard, 2018).

Vandet ledes derefter via et rør videre til vådområdet, som består skiftevis af dybe og lave bassiner, og som har et mere eller mindre frit vandspejl. Som det ses på figur 1, vil dybden i bassinerne typisk være omkring 1 meter og 30 cm i hhv. de dybe og de lave bassiner, og vil desuden variere i arealet

med de dybe bassiner som de største. Vandet løber igennem bassinerne og når på et tidspunkt udløbsrøret, som vil kunne lede det ud til et nærliggende vandløb. Variationen i dybden sikrer flere forskellige forhold, der tilsammen er med til at optimere rensningen af drænvandet.

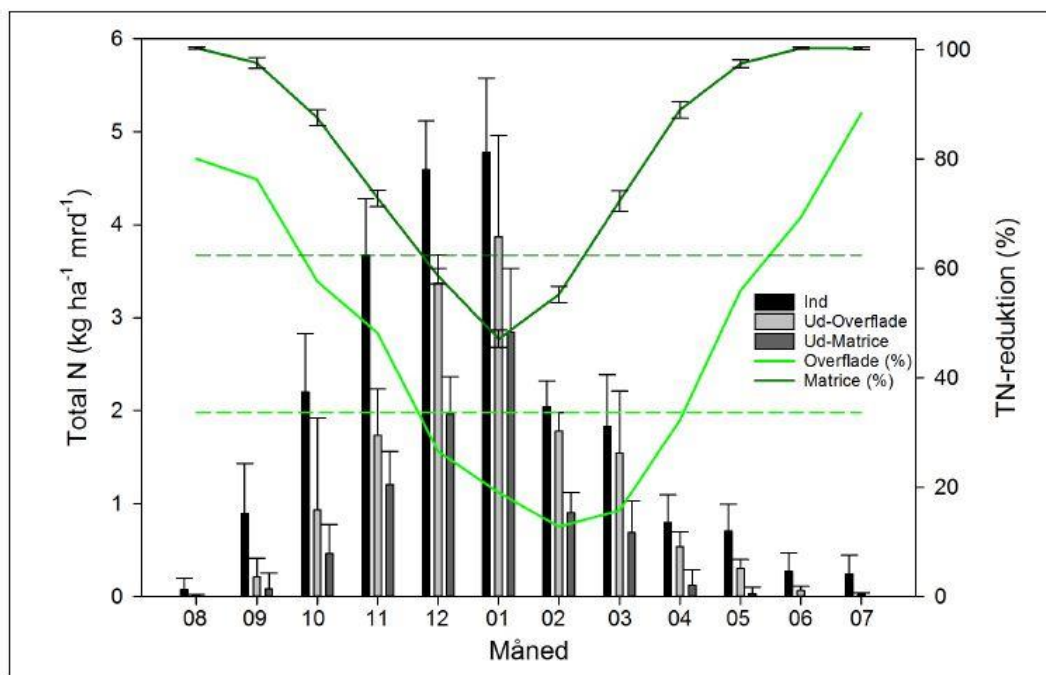
De lave zoner fungerer som et område hvori der kan vokse vegetation, som tilfører vådområdet kulstof. De har desuden til formål at bremse vandstrømmene og sikre en opblanding af drænvandet (Kjærgaard & Hoffmann, 2013). Vegetationen kan dog påvirke den hydrauliske opholdstid (HRT) i begge retninger, hvilket skyldes at mens de kan skabe stor modstand for vandet, kan de også danne strømningskanaler, der leder vandet hurtigere igennem (Kjellin *et al.*, 2007). De dybe zoner har primært til formål at øge volumen af minivådområdet, således vandet har mulighed for at opholde sig så lang tid som muligt i minivådområdet. Dybden bidrager til at skabe anaerobe forhold i sedimentet, hvilket gør denitrifikationen og dermed fjernelse af nitrat fra vandet muligt (Kjærgaard & Hoffmann, 2013).

Denitrifikationen og andre processer i vådområdet bliver ikke udnyttet til fulde, hvis vandet ikke opholder sig lang nok tid i bassinerne. Desuden vil øget vandtilførsel medføre øget tilførsel af ilt, hvilket er med til at sinke denitrifikationsraten, og eventuelle strømme og bølger vil reducere muligheden for sedimentation af eksempelvis fosfor (O'Geen & Bianchi, 2015). Derfor er vandets opholdstid, HRT, en vigtig parameter i optimeringen af vådområdets rensningsproces (Scholz & Lee, 2007; Kjærgaard & Hoffmann, 2013). I et land som Danmark kan der ende meget vand i drænrørene på markerne om vinteren. Dette skyldes at der på denne tid af året, hvor temperaturerne er lave, kun sker en meget lille fordampning af vand fra markerne. Desuden vil planterne kun vokse lidt eller slet ikke, hvilket vil resultere i en meget lille evapotranspiration. Vandføring fra dræn om vinteren kommer derfor typisk op på 1 l vand/s/ha eller mere i visse tilfælde (Hoffmann & Kjærgaard, 2018), og disse store tilstrømninger, samt den lavere fordampning fra minivådområdet, afspejles i den markant lavere reduktionseffektivitet i vinterhalvåret, se figur 2.

Figur 2 viser forskellen i mængden af totalt kvælstof, der tilføres et minivådområde gennem året og den tilsvarende reduktionseffektivitet i procent. Det er vigtigt at bemærke at den lavere reduktionseffektivitet ikke skyldes den større mængde kvælstof, men skal tilskrives den større hydrauliske belastning og dermed reducerede opholdstid, samt en lavere denitrifikationsrate som følge af de lave vintertemperaturer (se også afsnit 2.2.1 omkring denitrifikation og temperatur) (Kjærgaard & Hoffmann, 2013).

Som det ses på figur 2, er der altså en stor årstidsvariation i minivådområdernes reduktionseffektivitet. Om sommeren vil der kun tilstrømme lave mængder vand, så selvom vandet muligvis har en høj

koncentration af kvælstof, vil der altså ende en mindre masse N i minivådområdet, og den lavere hydrauliske belastning vil samtidig øge reduktionseffektiviteten.



Figur 2: Årstidseffekter på et minivådområde med overfladestrømning (Overflade) og med filtermatrice (Matrice), samt den årlige tilførsel og fraførsel af kvælstof. Stiplede linjer angiver den gennemsnitlige årlige effekt. Data for Overflade er målte data fra et minivådområde ved Fillerup, Odder, mens de for Matrice er modellerede. (Gengivet fra Kjærgaard et al., 2017b)

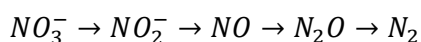
2.2 Denitrifikation

Et af hovedformålene med konstruerede vådområder er at fjerne kvælstof fra drænvandet fra markerne. Kvælstoffet kan findes på forskellige former: Bundet i organiske molekyler eller som ionerne nitrat (NO_3^-), nitrit (NO_2^-), ammonium (NH_4^+), samt de uorganiske gasser ammoniak (NH_3), lattergas (N_2O) og dinitrogen (N_2) (Reddy & Delaune, 2008; Lee *et al.*, 2009). Langt størstedelen af kvælstofet der kommer fra markerne er på nitratform (Grant *et al.*, 2011), som fjernes ved denitrifikation. Ud over denitrifikation foregår der mange flere processer i vådområdet, både bakterielle og fysisk-kemiske processer, som hver især i mindre grad bidrager til den samlede tilbageholdelse og/eller fjernelse af kvælstof (Lee *et al.*, 2009). Disse redegøres for i afsnit 2.3.

Denitrifikation er som nævnt den vigtigste proces i forbindelse med fjernelse af kvælstof fra drænvand, og studier har vist at denitrifikationen kan stå for hele 60-95 % af fjernelsen af total N i minivådområder (Spieles & Mitsch, 2000; Lee *et al.*, 2009; Lind *et al.*, 2013). Processen er især vigtig, da

den desuden sikrer, at kvælstoffet fjernes helt fra systemet i stedet for kun at lave en midlertidig lagring (Blackwell *et al.*, 2002).

Denitrifikation udføres hovedsageligt af heterotrofe bakterier, der bruger organiske molekyler som kulstof- og energikilde og som bruger de oxiderede former af kvælstof (NO_3^- og NO_2^-) som elektronacceptor i deres elektrontransportkæde (Lee *et al.*, 2009). (Zumft, 1997) Processen forløber således:



Reduktionerne katalyseres af reduktase-enzymmer, der er knyttet til elektrontransportkæden og faciliterer dermed overførslen af elektroner til ATP-syntase, hvilket resulterer i dannelse af ATP til bakteriecellen (Knowles, 1982; Mateju *et al.*, 1992). Elektronendonoren og dermed energikilden er organiske molekyler og denne heterotrofi gælder for de fleste af de denitrificerende bakterier, men der findes dog også enkelte autotrofe, denitrificerende bakterier (Mateju *et al.*, 1992). Yderligere findes der også denitrifikation hos visse svampe, hvor slutproduktet vil være lattergas (Zumft, 1997; Liu *et al.*, 2017). Svampenes denitrifikation kan supplere bakteriernes i de anaerobe, reducerede forhold i vådområder, men kan desuden også forløbe under aerobe forhold (Seo & Delaune, 2010).

Denitrifikationen hos heterotrofe bakterier forløber under iltfrie forhold, da reduktase-enzymmerne inhiberes af ilt. Enzymerne er knyttet til de enkelte oxiderede kvælstofmolekyler i processen og har forskellige grader af følsomhed overfor ilt, og varigheden af inhiberingen kan variere mellem 40 minutter og 3 timer (Knowles, 1982). På grund af dette krav om anoxiske forhold, er det vigtigt at sedimentet i bunden af minivådområdet holdes iltfrit, således denitrifikation kan forløbe optimalt.

Det er desuden værd at nævne, at når denitrifikationsprocessen ikke kan forløbe til ende pga. tilstedeværelse af ilt, kan det resultere i at slutproduktet bliver lattergas (N_2O), som er en meget potent drivhusgas på 298 CO_2 -ækvivalenter (Myhre *et al.*, 2013). Så når denitrifikationsraten sænkes eller bremses pga. ilt, er det uønskeligt da der for det første ikke fjernes så meget kvælstof fra drænvandet som muligt, og for det andet at minivådområdet får en negativ sideeffekt i form af udslip af lattergas. Mængden af N_2O der emitterer ligger dog på under 0,1 % af den tilførte mængde nitrat (Xue *et al.*, 1999).

2.2.1 Temperatur, pH og diffusion af nitrat.

Tre vigtige parametre der har indflydelse på mikroorganismernes evne til at denitrificere er temperaturen og pH, samt diffusionsraten af nitrat. De denitrificerende bakterier vil, ligesom alle andre organismer, have et temperaturoptimum. En for lav temperatur sænker hastigheden for de enzymatiske

reaktioner og reducerer membranernes fluiditet, hvilket tilsammen bremser eller nedsætter hastigheden for processerne i cellen, herunder denitrifikationen (Madigan *et al.*, 2015). I den anden ende vil en for høj temperatur ende i denaturering af enzymer og andre essentielle komponenter i cellen, hvilket kan resultere i celledød (Madigan *et al.*, 2015). Denitrifikation kan forløbe i temperaturintervallet 10 til 35 °C, hvor der vil være en temperaturkoefficient, Q_{10} på 1,5 til 3 - for hver 10 grader, temperaturen stiger, vil raten øges 1,5 til 3 gange (Knowles, 1982). Studier har vist at optimum ligger omkring omkring 25 °C (Pfenning & McMahon, 1996; Xue *et al.*, 1999; Zhao *et al.*, 2015). Den nedre grænse for denitrifikationens temperaturinterval ligger omkring frysepunktet, men kan selv ved disse lave temperaturer stadig været målbar (Knowles, 1982; Dorland & Beauchamp, 1991).

Denitrifikationen vil være højest om sommeren, hvor den øgede lysintensitet varmer luften og vandet op. Dette er vist hos Zhao *et al.*, (2015) hvor man undersøgte to urbane søer i Østkina, og fandt at denitrifikationsraten var højest om sommeren og efteråret, hvor temperaturen lå på 25-27 °C og lavest om vinteren og foråret med temperaturer på 11-15 °C. Den gennemsnitlige mængde af N_2 stammende fra denitrifikation lå på 1497 $\mu\text{mol N/m}^2/\text{h}$ og 849,5 $\mu\text{mol N/m}^2/\text{h}$ hhv. sommer/efterår og vinter/forår. I en undersøgelse fra Canada af Dorland & Beauchamp (1991) fandt man at hastigheden, hvormed NO_3^- faldt, og N_2O blev dannet i jorden som følge af denitrifikation, var afhængig af temperaturen: Ved 1 dags inkubation ved jordtemperatur 25 °C og med lucerne som kulstofkilde blev der dannet lidt over 100 mg $\text{N}_2\text{O}/\text{kg}$ jord, og ved jordtemperatur -2 °C, også med lucerne, tog det 25 dage at komme op på samme mængde lattergas. Ligeledes fandt Sirivedhin & Gray (2006) at når temperaturen steg fra 4 °C til 25 °C, steg indholdet af lattergas i sedimentet fra 0,0021 til 0,8100 kg $\text{N}_2\text{O}/\text{kg}$ sediment/d. Undersøgelsen var et laboratorieforsøg, og sedimentet stammede fra et minivådområde i Illinois, USA.

Som den anden vigtige faktor i denitrifikationsprocessen er pH-værdien. Ligesom temperaturen, vil nogle fysiske og kemiske processer bliver sat ude af spil ved for lav eller for høj pH. En for lav pH vil inhibere enzymet, der reducerer lattergas til slutproduktet frit kvælstof, og ved pH 4 vil $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$ -forholdet dermed øges (Knowles, 1982). Den øvre grænse for pH-værdien kan variere, men ved pH over 10, vil aktiviteten for de denitrificerende enzymer som oftest være kraftigt reduceret (Simek *et al.*, 2002).

Denitrificerende bakterier i vådområder udsættes generelt ikke for voldsomt lave eller høje pH-værdier, og deres optimum er 6-8, hvilket er den pH-værdi, de fleste minivådområder har (Reddy & Delaune, 2008). I et laboratorieforsøg fra Thomas *et al.* (1994) blev det vist at der skete en

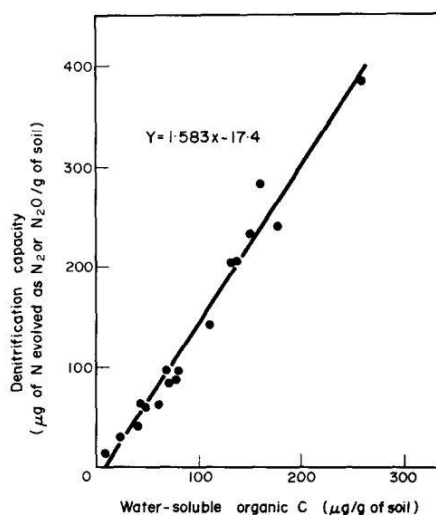
denitrifikation hos *P. fluorescens* og *P. aeruginosa* i et stort spænd for pH-værdien (4,7 til 8,8), men optimum lå på 7,0 til 7,5. Pan *et al.* (2012) fandt tilsvarende et pH-optimum på 7,5 hos en kultur af denitrificerende bakterier som blev tilført slam.

Hos Herold *et al.* (2012) undersøgte man denitrifikationsraten hos både bakterier og svampe i en landbrugsjord i England og det blev fundet, at pH havde en signifikant effekt på den potentielle denitrifikationsrate hos bakterierne, men ikke hos svampene.

Den sidste vigtige faktor for denitrifikationsraten er mængden af nitrat. Graden af hvor stor en effekt nitrat har, afhænger af forholdene i de forskellige økosystemer, men generelt vil denitrifikationsraten stige med koncentrationen af nitrat (Pfenning & McMahon, 1996; Richardson *et al.*, 2004; Land *et al.*, 2016; Speir *et al.*, 2017). Tilførslen af nitrat til de denitrificerende bakterier i det anaerobe sediment sker enten ved diffusion fra vandfasen eller ved kobling med nitrifikation (se afsnit 2.3.2 om nitrifikation) (Koike & Sørensen, 1988). I minivådområder kan især diffusionen af nitrat til sedimentet være en vigtig, begrænsende faktor for denitrifikationen. Diffusionsraten påvirkes af koncentrationsgradienten mellem vandfasen og sedimentet, og en høj nitratkoncentration i vandfasen kan dermed være med til at øge denitrifikationen (Reddy *et al.*, 1978; Knowles, 1982; Reddy & Delaune, 2008)

2.2.2 Kulstofs betydning for denitrifikation

Som alle andre heterotrofe organismer får de denitrificerende bakterier deres energi fra bindingerne i organiske molekyler og kan derfor ikke leve og reproducere uden en kilde til kulstof. Komplekse organiske stoffer nedbrydes vha. enzymer til simple molekyler der oxideres og bruges som energikilde af de denitrificerende bakterier (Scholz & Lee, 2005). Tilstedeværelsen af kulstof er altså afgørende for bakteriernes aktivitet, og denne positive korrelation mellem mængden af organisk karbon og denitrifikationspotentialet er blevet set i flere undersøgelser (Burford & Bremner, 1975; Weier *et al.*, 1993; Pfenning & McMahon, 1996; Bachand & Horne, 2000; Sirivedhin & Gray, 2006; Hernandez & Mitsch, 2007; Lu *et al.*, 2009; Hang *et al.*, 2016). Forholdet ses på figur 3, hvor sammenhængen mellem denitrifikationspotentialet og mængden af opløseligt karbon illustreres.



Figur 3: Forholdet mellem denitrifikationspotentialet og mængden af opløseligt organisk kulstof. (Burford & Bremner, 1975)

Som det fremgår af figur 3 er der en tydelig positiv sammenhæng: Jo mere vandopløseligt organisk materiale (DOC) der er tilgængeligt i jorden eller sedimentet, jo højere en denitrifikationskapacitet, vil der være. Som det ses på den dertilhørende lineære model vil denitrifikationen stige med 1,6 $\mu\text{g N}_2$ eller N_2O pr. μg jord for hver μg tilført DOC/ μg jord.

Det skal bemærkes at figuren stammer fra et forsøg, hvor man målte denitrifikation i 17 forskellige jorde og altså ikke i et vådområde. Desuden var karbon-kilden ikke tilsat, men var naturligt tilstede i forskellige mængder (0,3-5,95 % organisk C) i de respektive jorde, og det er derfor ikke kendt, hvorfra det organiske karbon stammer fra. Derfor kan denitrifikationsraten fra dette forsøg ikke altid direkte overføres på et vådområde, men korrelationen mellem organisk C og denitrifikationen vil dog sandsynligvis være den samme.

Konstruerede vådområder, der modtager drænvand, vil modtage vand der kun har et lille indhold af nedbrydeligt, organisk materiale (Kjærgaard & Hoffmann, 2013). Ud over at denitrifikationskapaciteten vil stige med koncentrationen af DOC, vil typen af det organiske materiale også være en betydende faktor: Grebliunas & Perry (2016) fandt at en C:N ratio på 4:1 opnåede den højeste denitrifikationsrate på kortest tid sammenlignet med en ratio på 2:1. Undersøgelsen blev udført i mikrokosmos der blev tilført drænvand fra sojabønmarker og kilden til C var opløsninger af $\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$, KNO_3 og Na_2HPO_4 , så hver havde forskellig C:N:P-ratio.

Hang *et al.* (2016) beskrev, at der kan bruges mange forskellige kilder til kulstof - flis, afgrøderester eller planterester fra de makrofytter, der er tilknyttet vådområderne - og at man også her så hvordan øget C:N-ratio gav højere denitrifikationsrater. Bastviken *et al.* (2005) fandt, at ud af 3 undersøgte plantearter med en C:N-ratio på hhv. 9:1, 13:1 og 14:1 i et vådområde i Sverige, var det arten med den laveste ratio, som gav den højeste denitrifikationskapacitet. Ud fra disse undersøgelser kan det altså vurderes at et optimalt C:N-forhold for denitrifikationen må ligge mellem 4 og 9, hvilket understøttes af resultatet fra Hang *et al.* (2016), som foreslog at den optimale C:N-ratio er 4-5, og at en højere ratio ikke vil øge kvælstoffjernelsen.

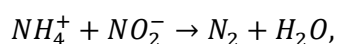
Ud over C:N-ratioen, skal nedbrydeligheden af kulstof-kilden også tages i betragtning. Nedbrydeligheden bestemmes bl.a. af indholdet af lignin; et højt ligninindhold vil forlænge nedbrydningsprocessen og selv under aerobe forhold kan processen gå meget langsomt (Kirk, 1987; Brady & Weil, 2014). Ved kan indeholde 20-30 % lignin (Kirk, 1897), og blandt andet derfor ser man materialer som pileflis indgå i filtermatricen i matriceminivådområderne (Hoffmann & Kjærgaard, 2018) - de fungerer altså som en langvarig kulstofkilde til de denitrificerende mikroorganismer. Og også derfor er tørvedannende planter som dunhammere og tagrør velegnede i de åbne minivådområder (Kadlec *et al.*, 2006)

2.3 Andre N-processer i minivådområder

Sammen med denitrifikation, sker der flere andre processer i vådområderne, som hver især i mere eller mindre grad bidrager til den samlede fjernelse af kvælstof fra drænvandet. Forskellige processer vil dominere i forskellige dybder, hvor der er de rigtige iltforhold og redoxpotentiale. Selvom processerne kan forløbe uafhængigt, vil man ofte se en naturlig kobling af processerne, som følge af deres respektive start- og slutprodukter. En kobling der ses i minivådområder er SNAD (simultaneous nitrification, anammox and denitrification) og kan spille en stor rolle i fjernelsen af kvælstof (Li & Tao, 2017; Chen *et al.*, 2019). Dette afsnit vil beskrive de enkelte processer, der forekommer i et minivådområde.

2.3.1 Anammox

Anoxic ammonium oxidation (anammox) er omdannelsen af ammonium til frit kvælstof under anærobe forhold,



hvor nitrit bruges som elektronacceptoren (Madigan *et al.*, 2015).

Mængden af N, der fjernes vha. anammox varierer. Tao & Wang (2009) fandt at anammox-processen fjernede 27-30 % af al ammoniak i minivådområde med overfladestrømning, der blev tilført syntetisk spildevand. Hos Erler *et al.* (2008) blev det fundet at anammox bidrog med 24 % af den samlede N₂-produktion, mens det hos Waki *et al.* (2015) blev fundet at N₂-produktionen fra anammox lå på 3,1 %, begge undersøgelser gjaldt minivådområder med overfladestrømning, som modtog spildevand. For en sø nærliggende en by blev det set hos Zhao *et al.* (2015) at anammox stod for 10 % af N₂-produktionen. Fælles for disse undersøgelser er at det er for minivådområder, der modtager spildevand fra byer. Spildevand er dog mere ammoniumholdigt end drænvandet fra landbrug, som indeholder 0,01 til 0,1 mg NH₄⁺-N/L. Anammox-processen vil derfor sandsynligvis være mindre betydende i minivådområder modtager drænvand fra landbrug, men det har ikke været muligt at finde studier, der belyser dette.

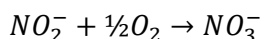
Kilden til nitrit i anammox-processen stammer bl.a. fra de nitrificerende bakterier, og anammox og nitrifikation kan derfor være koblede processer i NH₄⁺/NH₃-holdige miljøer, og reguleres af iltkoncentrationen (Madigan *et al.*, 2015). Dertil kan denitrifikationen som nævnt også kobles på som forbruger af nitrat.

2.3.2 Nitrifikation

Nitrifikation er omdannelsen af ammonium til nitrat. (Brady & Weil, 2014) Processen deles op i to, hvor autotrofe ammoniak-oxiderende bakterier udfører den første del,



og autotrofe nitrit-oxiderende bakterier udfører den sidste del,

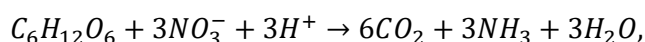


Ligesom anammox kan være koblet sammen med nitrifikationen, kan denitrifikation også forløbe i tæt sammenspil med nitrifikation, eftersom nitrifikationen danner elektronacceptoren, der får denitrifikationen til at forløbe (Reddy & Delaune, 2008). Nitrifikationen foregår under aerobe forhold, og en kobling mellem denitrifikation og nitrifikation i vådområder kan derfor bl.a. ses på planternes rødder, hvor der vil være et iltholdigt lag omkring rødder, omgivet af anaerobt sediment (Reddy *et al.*, 1989). I disse situationer vil ammonium ofte være det begrænsende element (Reddy & Delaune, 2008).

Nitrifikationen er afhængig af tilstedeværelsen af ilt, og nitrifikationsraten kan ligge mellem 0,01 og 0,161 g N/m²/d (Reddy & Delaune, 2008). Morse & Bernhardt (2013) rapporterede en nitrifikationsrate på 1,9 og 34 mg NO₃⁻/m³/h og varierede efter typen af vådområde (konstrueret vådområde der modtog drænvand fra landbrugsarealer, genoprettede naturlige vådområder og vådområde i skov), hvor den førstnævnte type, minivådområdet, havde den højeste rate.

2.3.3 Dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA)

Under DNRA omdannes nitrat til ammonium/ammoniak,



og kræver, ligesom denitrifikation, iltfrie forhold, da de nitrat-reducerende enzymer inhiberes af ilt (Reddy & Delaune, 2008). Eftersom denitrificerende bakterier også bruger nitrat som elektronacceptor, kan der opstå et konkurrenceforhold mellem DNRA- og denitrifikationsprocesserne, og favoriseringen afgøres af især mængden af tilgængeligt organisk materiale samt redox-potentialet: DNRA vil dominere i zoner med et højt indhold af organisk materiale, samt et redox-potentiale på <0 mV (Reddy & Delaune, 2008; Giblin *et al.*, 2013). Under forskellige forhold kan DNRA og denitrifikationen have forskellig indflydelse på den samlede nitratreduktion. I et *in situ*-forsøg fra Jahangir *et al.* (2017) så man at denitrifikationen reducerede størstedelen (40-63 %) af den tilførte nitrat, mens DNRA kun reducerede 14-16 % i et minivådområde tilført byslam. Til gengæld blev det set hos Zhang *et al.*

(2017) at den potentielle DNRA-rate var 2-5 gange højere end den potentielle denitrifikationsrate, uanset tilstedeværelse eller type af vegetation.

2.4 Vegetation

Planter er en vigtig bestanddel i et minivådområde og udfylder flere forskellige roller i fjernelsen af kvælstof. De har en fysisk virkning, i og med deres plantevæv sænker vind- og vandstrømme, samt udgør en overflade for mikroorganismene at danne biofilm på (Vymazal, 2013; Gajewska & Skrzypiec, 2018). Derudover har de en virkning gennem deres metabolisme: Optag af næringsstoffer, tilførsel af plantemateriale til sedimentet i vådområdet og frigivelse af ilt og rodexudater fra rødderne (Vymazal, 2013; Zhai, 2013).

Planter har derudover en æstetisk og kulturel funktion, da deres tilstedeværelse er med til at integrere minivådområde bedre i landskabet og kan være med til at tiltrække fugle og vildt til fordel for forbedrede jagtmuligheder (Roelsgaard *et al.*, 2016). Som oftest vil plantearter som især tagrør (*Phragmites australis*) og dunhammere (*Typha latifolia*) sprede sig hurtigt og blive den dominerende vegetation i minivådområdet, men beplantes minivådområde med andre arter under etableringen, er det muligt at skabe en divers vegetation, som er med til at tiltrække flere insekter og øge biodiversiteten (Strandberg, 2017).

Som det blev beskrevet i afsnit 2.2.2, er organisk kulstof en af de vigtigste parametre i opretholdelse af høj denitrifikationsrate og dermed kvælstoffjernelse, og planterne i et minivådområde med overfladestrømning er den primære kilde til dette kulstof.

Planternes vækst i et minivådområde afhænger af temperatur, lysintensitet og plantens alder, og primærproduktionen kan derfor variere (Zhai *et al.*, 2013). Tagrør producerer 1-6 kg tørstof/m², mens dunhammere og flydende kogleaks (*Scirpus fluviatilis*) kan danne hhv. 2 og 1 kg tørstof/m² (c.f. Scholz & Lee, 2007). Maddison *et al.* (2005) rapporterede en biomasseproduktion for dunhammere på gennemsnitlig 2,32 kg tørstof/m² for tre forskellige minivådområder i Estland: to med overfladestrømning og et "subsurface flow semi-natural wetland" og alle tre modtog spildevand fra byer. For tagrør fandt Scarton *et al.* (2002) en gennemsnitlig biomasseproduktion på 3,71 kg tørstof/m² og blev fundet for en rørsump i forbindelse med floden Po i Italien.

De forskellige plantearter har forskellig sammensætning af organiske molekyler og forskellige C:N ratio, og dermed forskellig tilgængelighed af kulstof for mikroorganismene. Fælles for langt de fleste

undersøgelser er dog, at tilstedeværelsen af vegetation øger den totale N-fjernelse (Alldred & Baines, 2016; Hang *et al.*, 2016; Du *et al.*, 2018). Bastviken *et al.* (2007) undersøgte fire plantearter, høj sødgræs (*Glyceria maxima*), tagrør, dunhammer og børstebladet vandaks (*Potamogeton pectinatus*), i et vådområde i Sverige, der modtog tertiært behandlet spildevand og fandt, at sødgræs producerede de største mængder tilgængeligt organisk materiale og gav dermed de højeste denitrifikationsrater gennem sæsonerne. Fælles for alle fire arter var at de havde den største mængde tilgængeligt organisk materiale i maj og august.

Du *et al.* (2018) sammenlignede simulerede minivådområder med vertikal strømning i laboratorie beplantet udelukkende med kæmperør (*Arundo donax*), kanna (*Canna indica* L.) eller alm. kalmus (*Acorus calamus*). Kanna viste sig at give den største biodiversitet hos mikroorganismene, og minivådområdet beplantet med denne art havde den største fjernelse af både nitrat, ammonium og total-N. Denne undersøgelse understreger altså variationen hos plantearter og deres evne til at støtte den samlede kvælstoffjernelse.

Eftersom tagrør og dunhammere er meget udbredt i tempererede egne, som Danmark, og er stærkt konkurrencedygtige og dermed ofte dominerende i minivådområderne, er disse arter relevante at kigge på ift. C-kilde og bidrag til den samlede kvælstoffjernelse. Roley *et al.* (2018) sammenlignede disse to arter for et minivådområde, beliggende i Melbourne, Australien, som modtog drænvand fra byen, samt overskydende vand fra vanding i en nærliggende park. Forsøget viste, at selvom dunhammere gav den største koncentration af DOC i dybden 5-25 cm i sedimentet, havde ingen af de to arter dog signifikant højere denitrifikationsrate end den anden. Raterne lå fra 0,02 til 1,8 $\mu\text{g N}/\text{cm}^3/\text{h}$, og variationen skyldtes primært dybden hvorfra prøver blev taget.

I et forsøg fra Sverige så man heller ikke nogen signifikant forskel mellem dunhammere og tagrør - begge gav en denitrifikationsrate på $\sim 0,0125 \text{ g N}_2\text{O-N}/\text{m}^2/\text{h}$ (Bastviken *et al.*, 2005).

Som nævnt i afsnit 2.3, kan andre kvælstofprocesser forløbe i sammenspil med denitrifikationen, og her kan planterne have indflydelse på dette sammenspil. Ved tilstedeværelsen af vegetation vil denitrifikationen i SNAD (simultaneous nitrification anammox and denitrification) favoriseres, og fjernelsen af total-N øges (Li & Tao, 2017). Vegetation vil desuden også øge DRNA-rater (Zhang *et al.*, 2017).

I undersøgelsen fra Zhang *et al.* (2017) fandt man desuden ud af at den potentielle rate for både DRNA og denitrifikation blev øget mere ved vegetationsblandinger end ved monokulturer. Også hos Bachand & Horne (2000) så man en højere NO_3^- -fjernelse ved en blanding end ved monokultur. Dette kan skyldes at forskellige plantearter vil have forskellig vækst, sammensætning, immunsystem,

rodde og forskellig udskillelse af rodexudater og andre stoffer. Dette kan alt sammen med til at skabe en højere biodiversitet blandt mikroorganismene, som det er set i landbrugsjorden (Vukicevich *et al.*, 2016), og som kan være med til at muliggøre en øget kvælstoffjernelse.

Især udskillelse af rodexudater er en vigtig kilde til forskellige typer DOC. Zhai *et al.* (2013) fandt at tagrør (*Phragmites australis*), gul iris (*Iris pseudacorus*) og lysesiv (*Juncus effesus*) alle dannede forskellige koncentrationer af DOC (0,2 til 2,3 mg/L), hvor gul iris dannede de højeste koncentrationer og lysesiv de laveste. Zhai *et al.* (2013) estimerede, at rodexudater i sig selv kan være med til at skabe en denitrifikationsrate på 94-267 kg N/ha/år i minivådområder, der modtager drænvand fra landbrugsarealer. (Wu *et al.*, 2012) fandt også forskellige koncentrationer af DOC hos to forskellige plantearter, men den største udskillelse sås, når de to arter blev plantet sammen, hvilket blev foreslået at skyldes øget konkurrence mellem de to arter.

En anden metabolisk egenskab, der bidrager til kvælstoffjernelsen i minivådområder, er selve næringsstofoptaget hos planterne. Kvælstof er et vigtigt plantenæringsstof, og optages i relativt store mængder gennem hele plantens liv. Planten optager både kvælstoffet på nitratform og som ammonium (Brady & Weil, 2014). Der sker ikke en fjernelse af kvælstof fra systemet, da planternes biomasse ikke fjernes, men i stedet bliver mineraliseret og frigiver den optagede N igen til minivådområdet. Planterne kan dog udgøre en midlertidig tilbageholdelse. Planternes optag afhænger af art, alder, sæson mm., og den procentvise N-fjernelse varierer derfor meget: 6,1-45,2 % (Li & Tao, 2017), 5-10 % (Lee *et al.*, 2009), 2-45 % (He *et al.*, 2012) og 8 % (Du *et al.*, 2018).

Den primære grund til at beplante et minivådområde er altså planternes tilførsel af organisk materiale til de denitrificerende bakterier - denitrifikationen sikrer størstedelen af den samlede kvælstoffjernelse (Bachand & Horne, 2000; Du *et al.*, 2018).

3 Metode og databehandling

3.1 Minivådområdet

Denne rapport tager udgangspunkt i nogle målinger der blev lavet på et minivådområde med overfladestrømning, beliggende ved Fensholt, Odder ca. 25 km syd for Århus. Minivådområdet blev etableret i sommeren 2015 af Aarhus Universitet som en del af GUDP-projektet (Grønt Udviklings- og Demonstrationsprogram) iDRÆN, som har til formål at overvåge effekten af konstruerede vådområder som virkemiddel til reduktion af næringsstofftab fra landbruget (idraen.dk). Minivådområdet har et areal på ~0,23 ha, og modtager drænvand fra et landbrugsareal på 30 ha; vådområdet udgør 0,77 % af drænoplandet og er derfor lidt mindre end hvad der anbefales (1 %) for at få en tilstrækkelig reduktionseffektivitet (Kjærgaard & Kristensen, 2015).

Minivådområdet er designet efter princippet beskrevet i afsnit 2.1.1, og indeholder altså skiftevis dybe og lave bassiner, samt et sedimentationsbassin, se figur 4 samt figur 10 på bilag 1. Bassinerne er navngivet D1, D2, D3 og D4, som er de dybe zoner, og L1 og L2 som er de lave.



Figur 4: Satellitbillede af minivådområdet ved Fensholt, Odder. Bassinerne er inddelt i fire dybe (D) og to lave (L) bassiner, samt et sedimentationsbassin. Redigeret, (Google Maps, 2018).

Som det ses på figur 4, er bassinerne adskilt fra hinanden to steder: mellem sedimentationsbassinet og D1, og mellem hele den øvre del (D1, L1 og D2) og hele den nedre del (D3, L2 og D4). Disse er adskilt med en grøft, hvori der er anlagt rør, der leder vandet videre til næste afsnit. Der er et lille fald mellem afsnittene, da arealet, hvorpå vådområdet blev etableret, skråner en smule, og bassinerne

ligger derfor som terrasser for at implementere vådområdet så godt som muligt i landskabet. Den lange vej gennem den øvre og derefter den nedre del sikrer desuden en forlænget opholdstid for vandet.

Det skal bemærkes, at der i bassinet D1 egentlig indgår et lavvandet område lige efter sedimentationsbassinet, hvilket kan ses på figur 10 i bilag 1. Dette lille område er dog ikke medtaget i prøverne, og arealet (0,23 ha), der bruges i beregningerne indbefatter derfor heller ikke dette bassin, samt sedimentationsbassinet. Arealdata, der bruges i databehandling og resultater, stammer fra arealopgørelsen på figur 10 i bilag 1.

Som det fremgår af skitsen på figur 10 i bilag 1, er minivådområdet blevet etableret i overensstemmelse med principtegningen på figur 1 i afsnit 2.1.1, og har altså dybe, vegetationsfri zoner der er ca. 1 meter dybe, og disse bliver afbrudt af lavbundede zoner på 0,3 meters dybde. De lave bassiner blev beplantet i efteråret 2015 med dunhammere (*Typha latifolia*) og tagrør (*Phragmites australis*) fra et regnvandsbassin i Odder. Hvad der siden er opstået af vegetation, skyldes naturlig beplantning.

Vandet ledes altså via et indløbsrør fra drænoplandet ind i sedimentationsbassinet og derfra videre gennem de dybe og lave bassiner, og føres til sidst via et udløbsrør i nederste venstre hjørne af D4 ud til et vandløb, der løber lige til venstre for minivådområdet.

3.2 Sedimentprøver

Den 27. september 2018 blev der taget prøver af sedimentet i minivådområdet, for dels at måle højden på aflejringslaget af organisk materiale og dels for at lave glødetabsbestemmelse for aflejringslaget. Der blev taget 3 prøver fra hvert bassin, således der til slut var 18 sedimentprøver for hele vådområdet. På figur 5 ses fordelingen og den omtrentlige placering af prøvetagningerne. Som det ses på figur 5 er det forsøgt at fordele udtagelsen af prøverne ud på hele arealet af bassinerne, så prøverne blev så repræsentative for de enkelte bassiner som muligt.

På figur 4 og 5 ser minivådområdet umiddelbart meget udtørret ud, hvilket skyldes den varme og tørre sommer i 2018. I september var vandstanden dog steget igen og var oppe på 85 og 5-10 cm i hhv. de dybe og lave zoner.



Figur 5: Placering af prøveudtagninger. Redigeret, (Google Maps, 2018).

Sedimentprøverne blev udtaget med plexiglasrør på 6 cm i diameter (5,2 cm inderst) og havde varierende højde (75-120 cm). Disse blev presset et stykke ned i bunden af bassinerne og fik derefter sat prop på i toppen - pga. trykket i røret kunne sedimentet derefter trækkes op uden at falde ud i den anden ende eller rode op og lave store forstyrrelser i aflejringslaget. Herefter blev der sat en prop i den anden ende. Noget af det overskydende vand i toppen kunne til sidst hældes fra.

Efter prøvetagningerne blev der vurderet vegetation i de enkelte bassiner. Der blev noteret observationer af planter i vandet og ved vandbredden. Planter på skrænterne blev desuden medtaget, hvis de syntes af betydning for kulstofindholdet i bassinerne, eksempelvis ved løvfald.

3.3 Tørstofbestemmelse og bestemmelse af organisk C

Sedimentprøverne blev taget med tilbage til laboratoriet, hvor analysen af aflejringslaget skulle foretages. Højden af aflejringslaget blev målt med tommestok og derefter blev det sidste overskydende vand hældt fra, så sedimentet kunne overføres til en bakke. Dette skete ved at presse et stempel op i røret nedefra og vha. en tragt i toppen af røret adskille aflejringslaget fra lersedimentet og overføre det til en aluminiumsbakke. Bakken var inden da blevet vejlet tom (med påskrevet numre). Lersedimentet blev ikke brugt yderligere. Mellem hver overførsel blev tragten og stemplet skyllet, dels for at undgå sammenblanding af materiale fra de forskellige prøver, dels for at undgå at stemplet sad fast i rørene pga. kager af ler.

Vådvægten af aflejringslaget blev vejjet (0,01 g præcision) og bakkerne blev sat i et tørreskab ved 35 grader. Efter fire dage blev temperaturen sat op til 65 grader, hvorefter de stod og tørrede i yderligere tre dage.

Efter tørring blev bakkerne vejjet igen og mængden af tørstof kunne dermed bestemmes. Sedimentet blev derefter homogeniseret i en mortar. Der var store plantestykker til stede i prøverne fra de lavbundede bassiner - disse blev sorteret fra under homogeniseringen. Efter homogenisering af hver enkelt prøve, blev prøverne overført til glaskrukker, og morterskålen blev børstet fri for resterende støv. Da der skulle bestemmes glødetab, blev der overført 2-3 tsk fra prøverne i glaskrukkerne til en forvejet digel og digelen blev derefter vejjet igen (0,0001 g præcision), nu med prøven. Al håndtering af diglerne foregik med en tang for at undgå at fedtstof fra hænder skulle overføres og give misvisende resultater. Diglerne og prøver blev overført til en ovn, hvor de blev glødet ved 550 grader i 2 timer, og til sidst kunne diglerne vejes igen (0,0001 g præcision), nu uden organisk materiale.

3.4 Databehandling

Al behandling af data er foregået i Office Excel regneark. Formler og beregninger der er brugt i behandlingen af data er angivet i dette afsnit, og eksempel samt rådata forefindes i hhv. bilag 2 og 3.

Volumenvægt af sedimentprøver beregnes, hvor volumen af prøven først bestemmes med

$$V_{rør} = \pi \cdot r^2 \cdot h,$$

hvor r er den inderste radius af røret målt i meter, (0,026 m) og h er højden på sedimentet målt i meter (se kolonne "Sedimenthøjde (m)" i tabel 4 i bilag 3).

Herefter kan volumenvægten af sedimentet beregnes:

$$\rho_b = kg/V_{rør},$$

hvor kg er tørvægten af sediment, som fundet ud fra tørstofbestemmelse (kolonne "Tørvægt (kg)" i tabel 4 i bilag 3)

Nu kan den totale mængde sediment, $m_{sediment}$, der er aflejret i de enkelte bassiner, beregnes med

$$m_{sediment} = \rho_b \cdot V_{bassin},$$

hvor V_{bassin} er den totale volumen af sedimentet i de enkelte bassiner baseret på arealet af det dertilhørende bassin (se kolonne "V_bassin (m3)" i tabel 4 i bilag 3) og højden, h af de enkelte prøver:

$$V_{bassin} = bassinareal \cdot h$$

Ud fra mængden af aflejret sediment, kan mængden af aflejret organisk kulstof nu beregnes. Her skal procentdel kulstof bruges, hvilket er beregnet vha. glødetabsbestemmelse.

$$\% = \frac{m(\text{digelprøve})_C}{m(\text{digelprøve})_{\text{efter}}} \cdot 100,$$

Hvor $m(\text{digelprøve})_C$ er massen af organisk kulstof i digelprøven, som er fundet ud fra glødetabsbestemmelsen, og $m(\text{digelprøve})_{\text{efter}}$ er massen af digelprøven efter afbrænding (se kolonne "m(digel)_C (g)" og "m(digel)_efter (g)" i tabel 4 i bilag 3)

Mængden af kulstof aflejret i sedimentet (målt i kg), beregnes nu ud fra procentdelen:

$$m_{\text{kulstof}} = \frac{m_{\text{sediment}} \cdot \%}{100}.$$

Herfra kan massen af den mineralske andel findes:

$$m_{\text{mineralsk}} = m_{\text{sediment}} - m_{\text{kulstof}}$$

Aflejringsraten kan dernæst bestemmes. Raten, hvormed sedimentet aflejres i bassinerne i minivådområdet, beregnes ud fra antallet af år, minivådområdet har eksisteret (3 år) og arealet af bassinerne:

$$\text{aflejring}_{\text{rate}} = \frac{m/\text{år}}{\text{bassinareal}}.$$

Den arealnormerede aflejring beregnes med

$$\text{aflejring}_{\text{areal}} = \frac{m}{\text{bassinareal}}.$$

Resultaterne er præsenteret i gennemsnit af de 3 prøver/gentagelser, der har været for hvert bassin. Der er desuden fundet standardafvigelse, hvilket er beregnet med Excels formel, som findes under funktionen STDAFV.P.

4 Resultater

4.1 Sedimentmængde, -karakteristik og -aflejring

I tabel 1 ses data for aflejringssedimentet i minivådområdet. Tabellen angiver gennemsnittet af resultaterne for hver prøve; resultatdata for hver enkelt prøve er angivet i tabel 4 i bilag 3 (her er

sedimentmassen, dog ikke angivet). Sedimentet havde varierende højder, men generelt ses det, at de lavbundede zoner, L1 og L2, har det tyndeste lag sediment. De lave zoner har dog et stort areal, så kigger man på sedimentvolumen i L1 og L2, er aflejringen kun lidt mindre end de dybe zoner (tabel 1). D2 har dog både en lav sedimenthøjde, og samtidigt et lille areal - her er kun aflejret 3,55 m³ sediment og har dermed den laveste sedimentvolumen. Kigger man på volumenvægten i tabel 1, ses det, at de lave zoner har de højeste værdier og dette afspejles i sedimentmasse: L1 og L2 indeholder over 5 ton sediment, mens de dybe zoner kun indeholder 1,3 til 2 ton.

Tabel 1: Data for aflejringssediment. Lave zoner er markeret med grøn farve.

Bassinr.	Sedimenthøjde (cm)	Areal (m ²)	Sedimentvolumen (m ³)	Volumenvægt (kg/m ³)	Sedimentmasse (kg)
D1	3,33	440,50	14,68	136	2.013
L1	2,33	369,07	8,61	619	5.346
D2	2,0	177,30	3,55	402	1.326
D3	3,17	364,40	11,54	152	1.759
L2	1,67	458,5	7,64	911	5.307
D4	3,33	280,50	9,35	161	1.509

Tabel 2: Procentdel kulstof, samt masse af kulstof og mineralsk sediment. Lave zoner er markeret med grøn farve.

Bassinr.	Kulstof (%)	Kulstof (kg)	Mineralsk sediment (kg)
D1	19,49	375	1.638
L1	9,18	510	4.836
D2	11,65	142	1.184
D3	14,01	244	1.515
L2	6,05	296	5.011
D4	15,48	233	1.276

Ud fra resultaterne i tabel 1, er der således aflejret 55,37 m³ sediment i hele vådområdet, hvilket altså svarer til i alt 17,26 t sediment i løbet af de 3 år, minivådområdet har været etableret.

I tabel 2 ses mængden af organisk og mineralsk sediment, beregnet ud fra kulstofprocenten, som blev bestemt ved glødetab. Procentdelen af organisk materiale er generelt lav i L1 og L2, på trods af at disse bassiner er beplantet. De lave zoner har dog stadig en stor mængde kulstof (510 og 296 kg, hhv. L1 og L2), da der er aflejret en stor mængde sediment. Selvom de lave zoner generelt har en lav

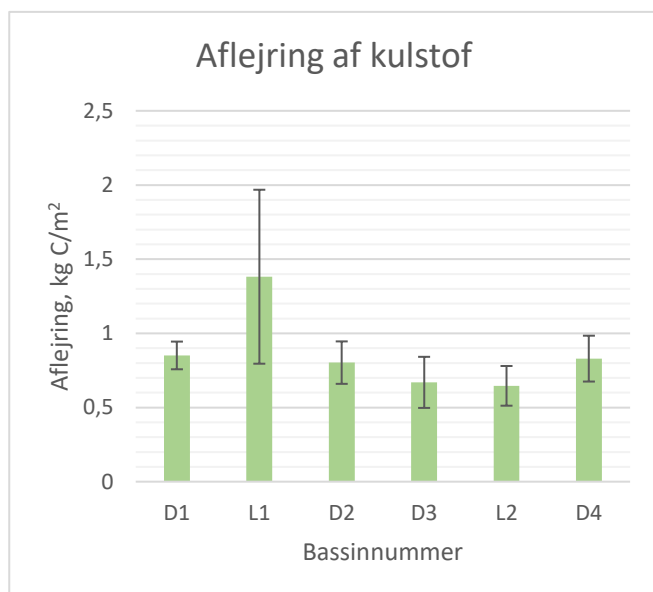
kulstofprocent, er der stadig en betydelig forskel mellem dem: L1 har den højeste mængde kulstof af alle bassiner, selvom L1 og L2 har næsten samme total sedimentmasse (tabel 1).

Af de 17,26 ton aflejret sediment (tabel 1), er 1,7 t altså kulstof (tabel 2), hvilket svarer til, at minivådområdet har en mængde kulstof på 104,28 g C/kg sediment.

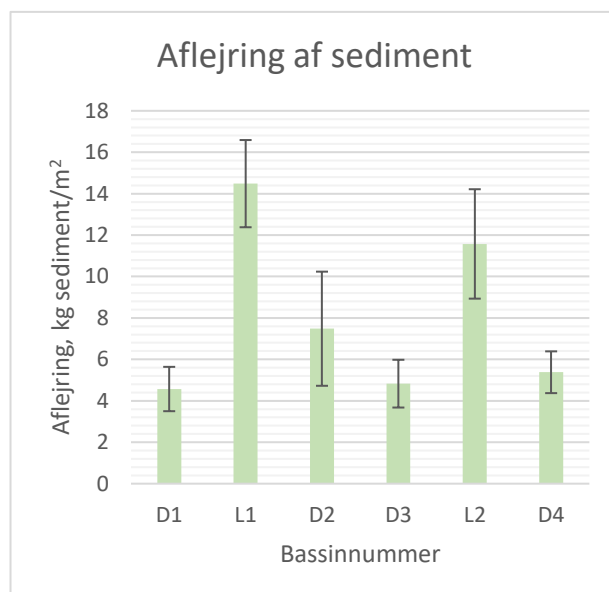
Figur 6 og 7 viser den arealnormerede kulstof- og sedimentaflejring. Som det ses på figur 6 varierer kulstofmængden fra 0,65 kg C/m² i bassin L2 til 1,38 kg C/m² i bassin L1. Selvom de to lave zoner har haft samme udgangspunkt ved etableringen af minivådområdet, har de altså efter 3 år helt forskellige aflejring. Der er dog en stor standardafvigelse for L1 ($\pm 0,59$), hvilket tyder på at resultatet er forbundet med en vis usikkerhed. De dybe zoner har en mindre varierende aflejring: D1 har aflejret 0,85 kg C/m², mens D2, D3 og D4 har aflejret hhv. 0,80, 0,67 og 0,83 kg C/m² (figur 6).

Mens der er varierende mængder af kulstof i L1 og L2 (figur 6), er der et mere klart billede af den totale sedimentaflejring (figur 7): Der er aflejret en større mængde af sediment i de lavbundede zoner. Sedimentaflejringen på figur 7 er de totale sediment. Det totale sediment udgøres af kulstof (figur 6) og mineralsk sediment. Den mineralske andel er ikke angivet på figur 7, da langt størstedelen af det totale aflejrede sediment udgøres af mineralsk sediment - der vil derfor rent visuelt ikke være stor forskel på søjlerne. Værdierne for aflejringen af mineralsk sediment er: $3,72 \pm 1,03$ (D1); $13,10 \pm 1,54$ (L1); $6,68 \pm 2,63$ (D2); $4,16 \pm 1,01$ (D3); $10,93 \pm 2,74$ (L2); $4,55 \pm 0,86$ (D4), alle i enheden kg/m². Figur 7 viser, at der er sket en stor aflejring i de lave zoner, mens kun en mindre del er aflejret i de dybe. Af de dybe zoner har D2 vist en høj aflejring på 7,48 kg/m², hvilket skiller sig ud fra de resterende dybe bassiner, som har aflejret 4,57 til 5,38 kg/m² af det totale sediment.

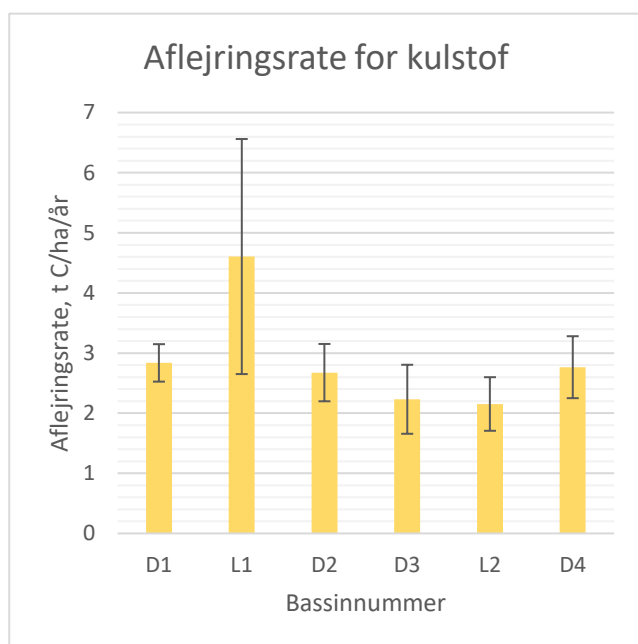
Det er yderligere beregnet, hvordan aflejningsraten er for de 6 bassiner. Aflejningsraterne er angivet på figur 8 og 9: Figur 8 viser raten for kulstof, mens figur 9 viser raten for det totale sediment. Der ses den samme tendens for aflejningsraterne (figur 8 og 9) som for den arealnormerede aflejring (figur 6 og 7). Den højeste aflejningsrate for kulstof ses hos L1 (4,61 ton C/ha/år $\pm 1,95$), og den laveste rate hos L2 (2,15 ton C/ha/år $\pm 0,45$) - de to lavbundede bassiner repræsenterer altså to yderpunkter af resultaterne for aflejningsraten og har en faktor 2,14 til forskel. Dog har L1 også her en stor standardafvigelse, ligesom det blev set for den arealnormerede aflejring (figur 6). På figur 9 ses det hvordan aflejningsraten for det totale sediment er højest i begge de lave zoner, ligesom resultatet for den arealnormerede aflejring viste (figur 7).



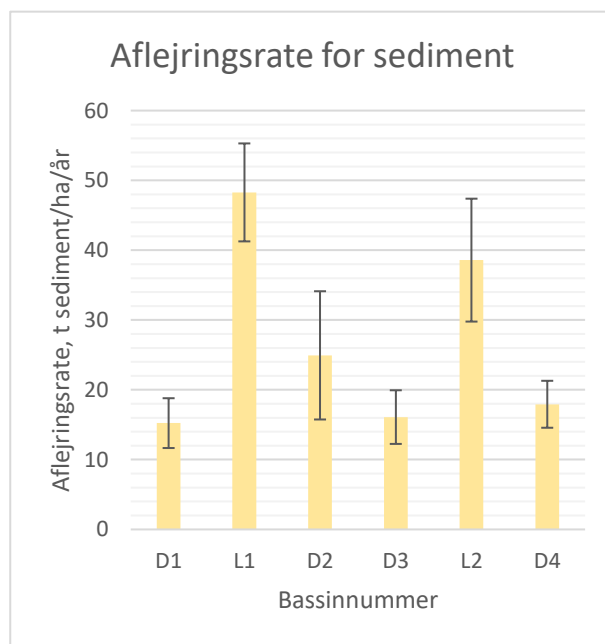
Figur 6: Arealnormeret kulstofaflejring. Fejllinjer angiver standardafvigelsen.



Figur 7: Arealormeret aflejring af sediment. Fejllinjer angiver standardafvigelsen.



Figur 8: Aflejningsrate for kulstof. Fejllinjer angiver standardafvigelsen.



Figur 9: Aflejningsrate for sediment. Fejllinjer angiver standardafvigelsen.

Den gennemsnitlige aflejningsrate for de lave bassiner er 43,43 t sediment/ha/år, mens det for de dybe bassiner er 18,55 t sediment/ha/år, og der aflejres altså gennemsnitligt 2,34 gange mere sediment/ha/år i de lavbundede zoner end i de dybe.

For hele minivådområdet (bassin D1, L1, D2, D3, L2 og D4) er der en aflejring på 8,25 kg/m², hvoraf 0,86 kg/m² aflejres som organiske materiale og 7,40 kg/m² aflejres som mineralsk sediment.

Antages det at minivådområdet har udviklet sig ens gennem de sidste tre år, vil det have en samlet aflejringsrate på 27,52 t sediment/ha/år, hvoraf aflejringsraten for kulstof og mineralsk sediment vil være hhv. 2,87 t/ha/år og 24,65 t/ha/år. Som nævnt er der på nuværende tidspunkt aflejret 17,26 t sediment, og heraf er der i alt 15,46 t mineralsk sediment og 1,70 t organisk materiale (tabel 2).

4.2 Vegetation

Der blev også foretaget observationer af vegetationen i hvert bassin. Forekomsten af de forskellige arter er angivet i tabel 3 og billeder af de 6 forskellige bassiner findes i bilag 4. Arternes navne er angivet både på dansk og med deres videnskabelige navn i tabel 3, men vil i teksten kun benævnes med danske navne.

I alt blev der observeret 24 arter i hele minivådområdet. Visse arter gik igen i alle bassiner: Dunhammere, tagrør, liden andemad, tykbladet ærenpris og lodden dueurt (tabel 3). Selvom tagrør og dunhammere er dominerende i forhold til andre, mindre konkurrencedygtige arter, blev der set en forholdsvis bred vifte af forskellige plantearter. De lavbundede zoner, L1 og L2 indeholdte den største mængde plantemateriale (baseret på observationer, ikke angivet som resultat her), men hvor L2 samtidig havde et stort antal plantearter, blev der i L1 kun set knæbøjet rævehale udover de førnævnte arter, som går igen i alle bassiner (tabel 3).

Som det ses i tabel 3, er der også blevet fundet en del arter i de dybe bassiner, især D1 og D4. Her skal det gentages fra metodeafsnit 3.2 at der også blev foretaget observationer langs skrænterne af bassinerne, og derfor ses der arter i tabel 3, som umiddelbart ikke vokser i vand. Dunhammere og tagrør havde etableret sig i vandet i dybe zoner, både langs vandkanten, men visse steder også ude på dybere vand - dette blev set i bassin D2, D3 og D4 (se figur 13, 14 og 16 i bilag 4). Vandstanden lå på 85 cm i de dybe bassiner, mens den for de lave var 5-10 cm.

Som det kan ses på figur 12 og 15 i bilag 4, var plantebestanden noget tættere i bassin L1 end i L2. I L2 var der pletter i vegetationen, hvor der ikke voksede hverken dunhammere eller tagrør, og det var i disse pletter, mange af de forskellige arter i L2 blev observeret (tabel 3).

Ud over arterne listet i tabel 3, blev der i bassin L2 også observeret en art af star-slægten (*Carex* sp.), som ikke kunne identificeres på daværende tidspunkt. Derudover blev der fundet flere forskellige

typer mosser langs skrænterne og i vandkanten; disse er udeladt i tabel 3, da identificering af alle mosserne ville være tidskrævende og udenfor omfanget af denne opgave. Tilstedeværelsen af mosser nævnes derfor blot her.

Tabel 3: Plantearter observeret ved minivådområdet d. 27. september 2018. Et X angiver mindst én observation af den respektive art. Lave zoner er markeret med grøn farve.

Planteart		Bassin					
Dansk navn	Videnskabeligt navn	D1	L1	D2	D3	L2	D4
Agerpadderok	<i>Equisetum arvense</i>				X		
Brudelys	<i>Butomus umbellatus</i>						X
Butbladet skræppe	<i>Rumex obtusifolius</i>	X				X	
Bredbladet dunhammer	<i>Typha latifolia</i>	X	X	X	X	X	X
Engrottehale	<i>Phleum pratense</i>	X					
Glanskapslet siv	<i>Juncus articulatus</i>	X				X	X
Grå pil	<i>Salix cinerea</i>	X					
Gul iris	<i>Iris pseudacorus</i>					X	
Knæbøjet rævehale	<i>Alopecurus geniculatus</i>	X	X				
Korsandemad	<i>Lemna trisulca</i>					X	
Kærguldkarse	<i>Rorippa palustris</i>					X	
Lav ranunkel	<i>Ranunculus repens</i>	X				X	X
Liden andemad	<i>Lemna minor</i>	X	X	X	X	X	X
Liden vandaks	<i>Potamogeton berchtoldii</i>	X		X	X		X
Lodden dueurt	<i>Epilobium hirsutum</i>	X	X	X	X	X	X
Lysesiv	<i>Juncus effesus</i>	X					
Manna sødgræs	<i>Glyceria fluitans</i>	X					
Rød el	<i>Alnus glutinosa</i>	X			X	X	
Skovkogleaks	<i>Scirpus sylvaticus</i>					X	
Svømmende vandaks	<i>Potamogeton natans</i>						X
Tagrør	<i>Phragmites australis</i>	X	X	X	X	X	X
Tiggerranunkel	<i>Ranunculus sceleratus</i>					X	
Tykbladet ærenpris	<i>Veronica beccabunga</i>	X	X	X	X	X	X
Vandmynte	<i>Mentha aquatica</i>						X
Total antal arter		15	6	6	8	14	11

5 Diskussion

Der blev fundet en stor forskel i sedimentmassen (tabel 1): Gennemsnitlig 5.326,3 kg i de lavbundede zoner og gns. 1.651,75 kg i de dybe zoner - der er altså over tre gange mere sedimentmasse i vegetationszonerne end i de dybe bassiner. Sedimentmassen er dog beregnet ud fra ρ_b og V_{bassin} , som begge er baseret på højden fra sedimentprøverne, og denne parameter er forbundet med en del usikkerhed og eventuelle fejlkilder. I røret kunne sedimentet ligne at have en højde på op til 7 cm nogle steder, hvilket kan skyldes, at det mørke aflejrings sediment er gledet med røret ned, når røret blev presset ned i sedimentbunden og dermed skabt en blanding af de farver, der ellers var med til at synligt adskille aflejring fra rå ler. Drejede man røret en halv omgang, kunne højden være på kun 3 cm. Resultatet af højderne er derfor baseret på en vurderingssag, som er lavet ud fra hvad der så mest rigtigt og sandsynligt ud ude fra røret, og ud fra hvad der rent faktisk blev presset ud, når aflejringslaget skulle overføres til bakkerne. Når aflejrings sedimentet skulle overføres, var det forholdsvis nemt at se ud fra farver, tekstur og struktur hvor aflejring stoppede og bundsediment startede.

En fejlkilde kan være, at da røret blev presset ned i bunden af bassinerne, kan det have sammenpresset aflejringslaget lidt og derved mindsket højden. Dette kan især komme til udtryk i prøverne fra de lavbundede bassiner, hvor sedimentet var sammenfiltret af rødder og plantemateriale - dette net af plantemateriale kan have gjort det endnu sværere at skære rent igennem sedimentlaget og undgå sammenpresning. Dette kan være en del forklaringen på de generelt lave sedimenthøjder i de lavbundede zoner, især L2.

Sedimentet fra bassin L1 og L2 vejede generelt mere i tørvægt end sedimentet fra de dybe bassiner (gns. 34,27 g i de lavbundede og gns. 18,42 g i de dybe zoner, se tabel 4 i bilag 3, og derfor ses der en generelt højere volumenvægt for sedimentet i L1 og L2 (tabel 1). Med en volumenvægt på hhv. 619 og 911 kg/m³, kan sedimentet i L1 og L2 ud fra disse resultater defineres som kulstofberiget mineraljord (Brady & Weil, 2014). Sedimentet i de dybe bassiner, som varierer fra 136 til 402 kg/m³ kan derimod beskrives som en tørvejord (Brady og Weil, 2014). Forskellen i volumenvægten i denne rapport bekræftes af resultaterne fra Mendes *et al.* (2018b), hvor man undersøgte tre danske minivådområder med overfladestrømning, der modtog drænvand: her var aflejrings sedimentets volumenvægt generelt lavere i de dybe zoner end i de lavbundede: gns. 334,83 kg/m³ og 535,83 kg/m³ i hhv. de dybe og de lave bassiner. Disse minivådområder var 2-5 år, udgjorde 0,9 til 1,1 % af drænoplandet og var, ligesom minivådområdet i denne rapport, beplantet med vegetation i de lave bassiner.

Den højere kulstofberigelse vurderet ud fra volumenvægten kan desuden bekræftes af resultatet fra glødetabsbestemmelsen (tabel 2), hvor procentdelen af kulstof er højere for de dybe zoner end de lave.

På trods af en høj kulstofprocent, har de dybe bassiner dog ikke aflejret lige så store mængder organisk materiale - kigger man på kulstofaflejringen i antal kg (tabel 2), ser man at de lave zoner har akkumuleret mest kulstof. Dette skyldes, at der er sket en generelt højere aflejring af totalt sediment (tabel 1) og derfor ser man også, at de lavbundede zoner har akkumuleret mest mineralsk sediment. Alt i alt ses det derfor ud fra disse resultater, at der generelt ender mere sediment i de lavbundede bassiner, men at dette sediment er mindre kulstof beriget.

En forklaring kan være vegetationen i de lavbundede bassiner: tilstedeværelsen af vegetation kan være med til at bremse vandstrømme og øge tilbageholdelsen sediment (Jadhav & Buchberger, 1995; Braskerud, 2001), og måske derfor er der set en større sedimentaflejring i L1 og L2. Udover en god evne til at tilbageholde sediment i de lave zoner, kan måden hvorpå plantematerialet aflejres og omsættes på også være en del af forklaringen. Sedimentet i de lavbundede bassiner er mindre kulstofberiget, hvilket tyder på at det organiske materiale, der stammer fra vegetationen i disse bassiner, omsættes i en langsommere rate i de dybe zoner eller at der sker en overførsel fra de lave til de dybe bassiner, så der sker en ulige fordeling af organisk materiale mellem bassinerne. Den første forklaring virker sandsynlig: nedbrydningen af organisk materiale går muligvis hurtigere i de lave zoner, da tilstedeværelsen af planter heri både øger overfladearealet hvorpå der kan dannes biofilm, samt tillader overførsel af ilt fra rødder og ud i vandfasen (Brix, 1997). Især den øgede koncentration af ilt er en betydende faktor for omsætningen af organisk materiale (Brady & Weil, 2014), og dette kan altså forklare den lave kulstofprocent i sedimentet i de lave bassiner. Den anden forklaring, hvor plantematerialet forflytter sig fra de lave til de dybe zoner, kan også virke rimelig, men det har dog ikke været muligt at finde litteratur, der understøtter dette argument.

Det er også muligt at typen af vegetation har haft en indflydelse. Reddy & Delaune (2008) beskrev, at jo højere et C:N forhold, en plante har, jo længere tid vil det tage for mikroorganismene at nedbryde og mineralisere det døde plantemateriale. Har planterne et højt indhold af lignin, vil dette også forlænge nedbrydningsprocessen (Brady & Weil, 2014). En art som dunhammer lignificeres og kan have et indhold af lignin på $12,40\% \pm 2,13$ (Hang *et al.*, 2016). Det er derfor muligt, en del af den ligninholdige biomasse, der produceres i minivådområdet, ender på bunden af de dybe zoner og hober sig op som følge af nedsat nedbrydningsrate.

Der blev fundet flere forskellige typer planter i minivådområdet, og det kunne derfor være interessant til videre fordybelse at undersøge nedbrydningsraterne af de arter, der går igen i alle bassiner: dunhammer, tagrør, liden andemad, tykbladet ærenpris og lodden dueurt. Selvom dunhammere og tagrør producerer store mængder biomasse som de to dominerende arter (afsnit 2.4), kunne det desuden være interessant at undersøge biomasseproduktionen af de arter, der ikke leverer så stort et populationsantal, og se hvad en højere artsdiversitet kan byde ind med ift. kulstofakkumulering.

Som en sidste faktor, der også kan yde forklaring til forskellen i kulstofberigelse, er den omgivende vegetation. Sedimentet i D1 har volumenvægt på 136 kg/m^3 og en kulstofprocent på 19,49 % og er dermed det mest kulstofberigede af alle bassinerne (tabel 1 og 2), og dette bassin er placeret ganske få meter fra et læhegn (figur 4 i afsnit 3.1 og figur 11 i bilag 4). Det er altså muligt at løvfald fra dette læhegn har bidraget til kulstofakkumuleringen i D1.

Ser man på den arealnormerede aflejring i minivådområdet (figur 6), viser dette, at alle bassinerne på nær L1 aflejrer næsten lige store mængder pr. m^2 . Der er aflejret gennemsnitlig $0,86 \text{ kg C/m}^2$ i minivådområdet, hvor L1 har skilt sig ud med en aflejring på $1,38 \text{ kg C/m}^2$ (figur 6). Når man ser på den arealnormerede aflejring fås der altså et indtryk af, at alle bassinerne i minivådområdet har haft en lige god evne til at aflejre kulstof og at L1 har aflejret ekstra meget - et andet indtryk end hvis man skulle vurdere aflejringen ud fra kulstofprocenten (tabel 2). Men dette skal forklares med den førnævnte konklusion om, at der er aflejret meget sediment i de lave zoner, hvilket også ses ud fra figur 7, men at den lavere kulstofberigelse dermed får det til at se ligeligt fordelt ud (figur 6).

Som sagt er aflejringen på figur 6 dog ikke helt ligeligt fordelt: L1 har 1,6 gange flere kg C/m^2 , hvilket kan skyldes den tættere bestand af vegetation (figur 12 i bilag 4), set i forhold til det andet lavbundede bassin, L2 (figur 15 i bilag 4). Her kan det igen diskuteres om en højere plantediversitet er til fordel for kulstofakkumuleringen: Dunhammerne og tagrørene har ikke har tilladt vækst af andre arter end liden andemad, lodden dueurt, tykbladet ærenpris og knæbøjet rævehale i bassin L1 (tabel 3), men dette har tilsyneladende resulteret i en højere kulstofakkumulering i dette bassin (figur 6). Mange studier peger da også imod dunhammere og tagrør som velegnede i minivådområder, da de har en høj primær produktion (afsnit 2.4), og desuden ofte vil etablere sig naturligt og favoriseres i dette meget næringsrige miljø (Kadlec *et al.*, 2006; Vymazal, 2013).

Der ses altså en gennemsnitlig kulstofaflejring på $0,86 \text{ kg C/m}^2$ for dette minivådområde og som nævnt i afsnit 4.1 er der aflejret en mængde kulstof på $104,28 \text{ g C/kg}$ sediment. I to vådområder, begge 11 år og på 1 ha, i Ohio, USA, så Hernandez & Mitsch (2007) lignende kulstofmængde i det øverste sedimentlag (0-9 cm) i områder beplantet med dunhammere. Her så man en gennemsnitlig

aflejring på $102,3 \pm 3,4$ g C/kg, og for dette sediment målte man et denitrifikationspotentiale på $0,09 \pm 0,02$ mg N/kg/h. Disse to vådområder var konstruerede, men lå i forbindelse med floden Olentangy River, og modtog derfor vand fra floden og ikke nitratholdigt drænvand som minivådområdet i denne rapport. Derfor vil denitrifikationspotentialet muligvis være højere for minivådområdet ved Fensholt. Ikke desto mindre fandt Hernandez & Mitsch (2007), at mængden af organisk materiale i sedimentet var mere end fordoblet i de 11 år, minivådområderne havde eksisteret og at denitrifikationspotentiale var 21 gange højere i 2004 end i 1993.

Denne sammenhæng skyldes de denitrificerende bakteriers behov for kulstof, som beskrevet i afsnit 2.2.2, og korrelationen mellem organisk materiale og denitrifikationspotentialet (figur 3), giver altså belæg for at antage, at der er potentiale for en høj denitrifikationsrate i minivådområdet ved Fensholt. Dodla *et al.* (2008) fandt, ligesom Burford & Bremner (1975) en lineær sammenhæng mellem mængden af organisk materiale og den potentielle denitrifikationsrate. Dodla *et al.* (2008) beskrev sammenhængen for gennemsnittet af tre typer naturlige vådområder (skovmose, ferskvandsvådens og saltvandsmarsk) i Louisiana, USA, hvis sediment blev behandlet med 2 og 10 mg NO_3^-/L . Korrelationen var hhv.

$$y = 0,40x - 2,84$$

og

$$y = 0,59x - 0,23$$

for hhv. 2 mg NO_3^-/L og 10 mg NO_3^-/L , hvor y er den potentielle denitrifikationsrate (mg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}/\text{kg}/\text{h}$) og x er mængden af organisk C (g/kg). Denne sammenhæng kan ikke fuldstændigt overføres på minivådområdet i denne rapport, da klimaet er anderledes og vådområderne hos Dodla *et al.* (2008) er naturlige og dermed ældre. Men bruges modellen på minivådområdet i Fensholt, får man at de 104,28 g C/kg vil resultere i et denitrifikationspotentiale på 39,87 og 61,30 mg $\text{N}_2\text{O}-\text{N}/\text{kg}/\text{h}$ under tilførsel af hhv. 2 og 10 mg NO_3^-/L . Her ses det desuden at en højere nitratkoncentration kan give en højere denitrifikationsrate. Denitrifikationspotentialet hos minivådområdet i Fensholt kan på samme måde også være afhængig af nitratkoncentrationen, hvilket viser at selvom kulstofakkumulering øger potentialet, vil andre faktorer også have indflydelse. Nitratindholdet i drænvandet der tilføres minivådområdet ved Fensholt, kendes ikke, men vurderes til at ligge omkring 7 mg NO_3^-/L (Grant *et al.* 2011).

Som nævnt i afsnit 2.2.2, er den positive korrelation mellem mængden af organisk materiale og denitrifikationspotentialet blevet set hos flere undersøgelser, og det kan derfor formodes at jo mere kulstof der akkumuleres i minivådområdet, jo højere et denitrifikationspotentiale vil der være. Der er

god grund til at antage, at denitrifikationspotentialer er højt i dette vådområde, og muligvis kan ligge på 40-60 mg N₂O-N/kg/h, men kun direkte målinger kan slå potentialer helt fast.

På figur 8 ses aflejringsraten for kulstof; gennemsnitlig 2,88 t C/ha/år. Denne rate er baseret på en antagelse om, at der er akkumuleret lige meget over de tre år, minivådområdet har eksisteret, men der er sandsynligvis ikke sket en stor akkumulering i det første år - planterne vil formentlig bruge det første år på at etablere sig og vokse, og først næste efterår/vinter vil der ske en tilførsel af dødt plantemateriale. Men antages det, at aflejringen har været og vil blive ligeligt fordelt, vil der gennemsnitligt for hele minivådområdet være akkumuleret 3,60 t kulstof når minivådområdet er 6 år, og 6,00 t når det er 10 år. Der vil altså blive opbygget en betragtelig pulje kulstof, hvilket kun kan antages at resultere i en højere denitrifikation, jo ældre minivådområdet bliver. Og eftersom denitrifikation er så vigtig en proces i fjernelsen af kvælstof fra drænvand (afsnit 2.2 og 2.4), er der derfor også grundlag for at se en øget N-reduktionseffektivitet for minivådområdet i de kommende år.

Selvom kvælstof og denitrifikation er omdrejningspunktet i denne rapport, er det værd kort at nævne værdien i akkumuleringen af det mineralske sediment, der ses i alle bassiner, men især i L1 og L2 (tabel 2 og figur 7). Dette sediment kan indeholde en stor pulje fosfor, da dette næringsstof bindes hertil ved sedimentation, sorption eller fældning, og på den måde får mulighed for at aflejre i minivådområdet (Mendes *et al.*, 2018a). I forsøget, der blev nævnt tidligere i dette afsnit, fra Mendes *et al.* (2018b), blev aflejringen af sedimentet og indholdet af fosfor også undersøgt i de tre minivådområder. De havde hver især en aflejringsrate på 10, 34 og 130 t sediment/ha/år, hvoraf fosforindholdet udgjorde hhv. 9, 41 og 87 kg P/ha/år. De tre minivådområder havde forskellig alder, jordbundskarakteristik og fosforbelastning (Mendes *et al.*, 2018a; 2018b), men det ses for alle tre, at en stor andel fosfor tilbageholdes i sedimentet, og det er derfor sandsynligt at ud af de 24,65 t mineralsk sediment/ha/år, der aflejres i minivådområdet ved Fensholt, vil der tilbageholdes op til flere kg fosfor, der ellers kunne ende i de naturlige vandmiljøer og skabe eutrofiering.

Afslutningsvist kan resultaterne af vegetationen diskuteres. Alle plantearter, der blev observeret mindst en gang i de enkelte bassiner, er vist i tabel 3 i afsnit 4.2. Af de dybe bassiner viste D1 sig at have et højt antal arter (15 arter), mens det for de lavbundede var L2 der havde flest (14 arter). Som det blev nævnt i metodeafsnit 3.2 og resultatafsnit 4.2, blev der også foretaget observationer af plantebestanden langs skrænterne, hvorfor man ser planter som vandmynte, rød el og grå pil i dybe bassiner, som er op til 1 meter dybe og ellers ikke tillader vækst af disse planter. Disse planter blev taget med i resultaterne fordi de, grundet deres korte afstand til vandoverfladen, sandsynligvis bidrager til kulstofakkumuleringen. Desuden har det også været med til at give et overblik over hvilke planter

der opstår i forbindelse med etablering af et minivådområde; selvom dunhammere og tagrør er dominerende, er der altså også mulighed for at andre arter etablerer sig.

Som nævnt i afsnit 4.2 blev der observeret områder i L2, hvor dunhammere og tagrør næsten ikke voksede og hvor der altså blev observeret en del andre arter. Det er ikke til at vide, hvilke forhold der har været skyld i disse frie pletter, men en forklaring kunne være den varme og tørre sommeren 2018: hvis det lavbundede areal har været tæt på at tørre ud over sommeren, kan det måske have hindret tagrørene og dunhammerne i at sprede sig. Det burde dog også have tørret L1 ud, men her sås der ingen af disse frie pletter, så måske ligger forklaringen et andet sted.

Som det allerede er diskuteret, vil nogle arter bidrage med mere kulstof end andre og i forskellige kvalitet. Alldred & Baines (2016) lavede en meta-analyse over plantereffekt på denitrifikationsraten i vådområder og inkluderede både konstruerede og naturlige vådområder, samt mesokosmos. 6 af de plantearter der blev undersøgt af Alldred & Baines (2016) blev også observeret i vådområder i Fensholt, og af de 6 blev 3 arter set i alle bassiner: tagrør, dunhammere og liden andemad. Af de tre har liden andemad den højeste gennemsnitlige denitrifikationsrate (Alldred & Baines, 2016), hvilket kan hænge sammen med ligninindholdet, som diskuteret tidligere. Liden andemad bidrager formentlig ikke til kulstofakkumulering i lige så høj grad som tagrør og dunhammere.

Gennemsnitligt fandt Alldred & Baines (2016), at sammenlignet med vegetationsfrie vådområder, var denitrifikationsraten 55 % højere i beplantede vådområder. Effekten varierede meget alt efter sammensætningen af vegetation, men det kan dog antages, at vegetation vil øge denitrifikationspotentiallet i minivådområdet i Fensholt, de forskellige arter i tabel 3 vil blot forøge raten i forskellig grad.

6 Konklusion

I minivådområdet ved Fensholt, Odder, er der blevet fundet, at sammenlignet med dybe bassiner, tilbageholder lavbundede zoner den største mængde sediment, men at dette sediment er mindre kulstofberiget. Dette er blevet foreslået at skyldes forskellige tilbageholdelsesevner af sediment samt forskellige nedbrydningsrater i bassinerne. Ud af den aflejrede mængde sediment, udgjorde mineralsk sediment en stor del, og det er blevet påpeget, at denne store mængde mineralsk sediment kan indeholde op til flere kg fosfor. Minivådområdet kan derfor også spille en vigtig rolle i tilbageholdelse af fosfor.

Denitrifikation er den vigtigste proces i fjernelse af kvælstof fra drænvand fra landbrugsarealer og denitrifikationspotentialt har en positiv korrelation med mængden af organisk materiale. Kulstof er derfor den vigtigste faktor i vurdering af denitrifikationspotentialt og med en gennemsnitlig kulstofakkumulering på $0,86 \text{ kg C/m}^2$ og en samlet mængde C på 1,7 t, kan det konkluderes at der er rig mulighed for et højt denitrifikationspotentialt i dette vådområde.

Eftersom vegetationen i vådområdet er kilden til kulstof, kan plantebestanden være en god indikator for denitrifikationspotentialt. Med undtagelse af mindre områder i L2, var de lavbundede bassiner tilgroet med dunhammere og tagrør. Der blev også fundet andre arter, både i de lavbundede bassiner, men også i kanten og langs skrænterne ved de dybe bassiner. Det blev vurderet, at mens nogle arter vil støtte denitrifikationspotentialt her og nu, vil andre i stedet bidrage i højere grad til kulstofakkumuleringen.

Det kan altså konkluderes ud fra kulstofakkumuleringen at, selvom den eksakte denitrifikationsrate for et minivådområde ikke kendes, kan man antage at denitrifikationspotentialt i åbne minivådområder vil være højt allerede efter få år. Vegetationen vil føre kulstof til sedimentet, og har man en tæt og stabil plantebestand, kan man altså opnå en rate på $2,87 \text{ t C/ha/år}$, og denitrifikationspotentialt vil dermed stige sammen med akkumuleringen af kulstof.

7 Perspektivering

Denne rapport og dens resultater er med til at give et indblik i hvordan minivådområder med overfladestrømning udvikler sig mht. kulstofakkumulering og sidenhen denitrifikationspotentiale. Det er blevet fundet hvor meget organisk materiale der er akkumuleret i minivådområdet ved Fensholt, og det er blevet vurderet hvor meget der er potentiale for at blive akkumuleret i løbet af den næste år-række. Eftersom det er konkluderet, at denitrifikationspotentialet vil stige sammen med denne C-akkumulering, må det formodes at minivådområdets evne til at fjerne kvælstof fra drænvandet og vil øges. Med viden fra denne rapport kan det altså vurderes, at dette minivådområde har mulighed for en øget kvælstoffjernelse, jo ældre det bliver. Rapporten belyser dog ikke de mange andre faktorer der spiller ind, når den samlede kvælstoffjernelse for et minivådområde skal vurderes, og resultatet kan derfor ikke bruges til at give en vurdering af den reelle kvælstoffjernelse.

Resultatet for plantebestanden og de observerede arter kan være med til at give et billede af, hvordan et minivådområde kan udvikle sig, både i forbindelse med kulstofakkumuleringen, men også i forhold til minivådområdets værdi i landskabet og naturen.

Rapporten lægger op til videre undersøgelser indenfor vegetationen og nedbrydningen af denne: Hvilken vegetation sikrer det højeste denitrifikationspotentiale og samtidig bidrager til en høj kulstofakkumulering? Det ville desuden være oplagt at undersøge selve denitrifikationsraten for dette minivådområde og sammenholde det med kulstofakkumuleringen, så der fås eksakte tal på relationen herimellem for netop dette minivådområde.

Denne rapport er udarbejdet som et projekt mellem Aarhus Universitet og virksomheden SEGES, og den tilegnede viden omkring kulstofakkumuleringen i minivådområdet i Fensholt kan være til nytte til fremtidige projekter og undersøgelser for begge parter. Minivådområder som målrettet virkemiddel i reduktionen af næringsstoffer i drænvand er stadig et forholdsvist nyt koncept i Danmark, og der er brug for viden, blandt andet indenfor minivådområdenes udvikling efter etablering. Derved vil der er mulighed for at tilpasse dem efter de danske forhold og optimerer dem, så hvert minivådområde er så effektivt som muligt.

Dette projekt viser resultaterne kulstofakkumuleringen hos et tre år gammelt minivådområde, og disse resultater kan sammenlignes med andre danske minivådområder med overfladestrømning. Forskellige designs, nye teknikker og andre forhold kan altså sammenholdes, hvorved den bedste løsning kan findes. For SEGES som virksomhed er dette især aktuelt, da de derved har mulighed for at give

den bedste rådgivning og komme med de bedste løsninger inden for minivådområder for landmænd og lodsejere der måtte ønske dette virkemiddel.

Forhåbentlig kan denne rapport, som et led i den nuværende og kommende viden omkring danske minivådområder, være med til at optimere og implementere disse naturlige filtre i landskabet hvor der er brug for dem og derved reducere udslippet af næringsstoffer som kvælstof til den omgivende natur og dens vandmiljøer.

8 Litteraturliste

- Allred M. & Baines S. B. 2016.** Effects of wetland plants on denitrification rates: a meta-analysis. *Ecological Applications* 26; 676-685.
- Bachand P. A. M. & Horne A. J. 2000.** Denitrification in constructed free-water surface wetlands: II. effects of vegetation and temperature. *Ecological Engineering* 14; 17-32.
- Bastviken S. K., Eriksson P. G., Ekström A. & Tonderski K. 2007.** Seasonal Denitrification Potential in Wetland Sediments with Organic Matter from Different Plant Species. *Water Air and Soil Pollution* 183; 25-35.
- Bastviken S. K., Eriksson P. G., Premrov A. & Tonderski K. 2005.** Potential denitrification in wetland sediments with different plant species detritus. *Ecological Engineering* 25; 183-190.
- Blackwell M. S. A., Hogan D. V. & Maltby E. 2002.** Wetlands as Regulators of Pollutant Transport. I: Haygarth P. M. & Jarvis S. C. (eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CABI Publishing, 1. udgave.
- Brady N. C. & Weil R. 2014.** *Elements of the Nature and Properties of Soils*. Pearson Education, 3. udgave, kapitel 4, 11 og 12.
- Braskerud B. C. 2001.** The Influence of Vegetation on Sedimentation and Resuspension of Soil Particles in Small Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Quality* 30; 1447-1457.
- Brix H. 1997.** Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science & Technology* 35; 11-17.
- Burford J. R. & Bremner J. M. 1975.** Relationships between the denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. *Soil Biology and Biochemistry* 7; 389-394.
- Chen D., Gu X., Zhu W., He S., Wu F., Huang J. & Zhou W. 2019.** Denitrification- and anammox-dominant simultaneous nitrification, anammox and denitrification (SNAD) process in subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology* 271; 298-305.
- Dalgaard T., Hansen B., Hasler B., Hertel O., Hutchings N. J., Jacobsen B. H., Jensen L. S., Kronvang B., Olesen J. E., Schjørring J. K., Kristensen I. S., Graversgaard M., Termansen M. & Vejre H. 2014.** Policies for agricultural nitrogen management – trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. *Environmental Research Letters* 9; 16 pp.
- Dalgaard T., Kyllingsbæk A. & Stenak M. 2009.** *Agroøkohistorien og det agrare landskab 1900-2000*. Fra: Odgaard B. & Rydén J. (eds.), *Danske landbrugslandskaber gennem 2000 år*, Aarhus Universitetsforlag, 1. udgave.
- Dodla S. K., Wang J. J., DeLaune R. D. & Cook R. L. 2008.** Denitrification potential and its relation to organic carbon quality in three coastal wetland soils. *Science of the total environment* 407; 471-480.
- Dorland S. & Beauchamp E. G. 1991.** Denitrification and ammonification at low soil temperatures. *Canadian Journal of Soil Science* 71; 293-303.
- Du L., Trinh X., Chen Q., Wang C., Wang H., Xia X., Zhou Q., Xu D. & Wu Z. 2018.** Enhancement of microbial nitrogen removal pathway by vegetation in Integrated Vertical-Flow Constructed Wetlands (IVCWs) for treating reclaimed water. *Bioresource Technology* 249; 644-651.
- Erler D. V., Bradley D. E. & Davison L. 2008.** The Contribution of Anammox and Denitrification to Sediment N₂ Production in a Surface Flow Constructed Wetland. *Environmental Science and Technology* 42; 9144-9150.
- Gajewska M. & Skrzypiec K. 2018.** Kinetics of nitrogen removal processes in constructed wetlands. I: Nykiel G. (ed.), *Seminary on Geomatics, Civil and Environmental Engineering* 26, 4 pp.

- Giblin A. E., Tobias C. R., Song B., Weston N., Banta G. T. & Rivera-Monroy V. H. 2013.** The importance of dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in the nitrogen cycle of coastal ecosystems. *Oceanography* 26; 124-131.
- Glibert P. M., Maranger R., Sobota D. J. & Bouwman L. 2014.** The Haber-Bosch-harmful algal bloom (HB-HAB) link. *Environmental Research Letters* 9; 13 pp.
- Grant R., Blicher-Mathiesen G., Jensen P. G., Hansen B. & Thorling L. 2011.** Landovervågningsoplande 2010. NO-VANA. Videnskabelig Rapport fra DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) 3, Aarhus Universitet.
- Gravesen P. & Kelstrup N. 2001.** Grundlæggende geologi og grundvand. Miljøstyrelsen.
- Grebliunas B. D. & Perry W. L. 2016.** The role of C:N:P stoichiometry in affecting denitrification in sediments from agricultural surface and tile-water wetlands. *Springerplus* 5.
- Hang Q., Wang H., Chu Z., Ye B., Li C. & Hou Z. 2016.** Application of plant carbon source for denitrification by constructed wetland and bioreactor: review of recent development. *Environmental Science and Pollution Research* 23; 8260-8274.
- He Y., Tao W., Wang Z & Shayya W. 2012.** Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *Journal of Environmental Management* 110; 103-109
- Hernandez M. E. & Mitsch W. J. 2007.** Denitrification Potential and Organic Matter as Affected by Vegetation Community, Wetland Age, and Plant Introduction in Created Wetlands. *Journal of Environmental Quality* 36; 333-342.
- Herold M. B., Baggs E. M. & Daniell T. J. 2012.** Fungal and bacterial denitrification are differently affected by long-term pH amendment and cultivation of arable soil. *Soil Biology and Biochemistry* 54; 25-35.
- Hinsby K., Kronvang B. & Markager S. 2014.** Nitrat i økosystemer. *Geviden* 4; 15-19.
- Hoffmann C. C. & Kjærsgaard C. 2018.** Fagligt grundlag og retningslinjer for etablering af konstruerede matriceminivådområder, version 1. DCA (Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug), Aarhus Universitet.
- Højberg A. L. & Refsgaard J. C. 2014.** Transport af nitrat fra rodzonen til overfladevand. *Geviden* 4; 3.
- Jadhav R. S. & Buchberger S. G. 1995.** Effects of vegetation on flow through free water surface wetlands. *Ecological Engineering* 5; 481-496.
- Jahangir M. M. R., Fenton O., Müller C., Harrington R., Johnston P. & Richards K. G. 2017.** *In situ* denitrification and DNRA rates on groundwater beneath an integrated constructed wetland. *Water Research* 111; 254-264.
- Jensen P. N., Boutrup S., Fredshavn J. R., Nielsen V. V., Svendsen L. M., Blicher-Mathiesen G., Thodsen H., Johansson L. S., Hansen J. W., Therkildsen O. R., Holm T. E., Ellermann T., Thorling L. & Holm A. G. 2018.** Vandmiljø og natur 2016. NOVANA. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Videnskabelig rapport fra DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi), nr. 274. Aarhus Universitet.
- Kadlec R. H., Knight R. L., Vymazal J., Brix H., Cooper P. & Haberl R. 2006.** Constructed wetlands for pollution control. Processes, performance, design and operation. IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control. IWA Publishing.
- Kirk T. K. 1987.** Enzymatic "Combustion": The microbial degradation of lignin. *Annual Review of Microbiology* 41; 465-505.
- Kjellin J., Wörman A. Johansson H. & Lindahl A. 2007.** Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden. *Advances in Water Resources* 30; 838-850.
- Kjærsgaard C. & Hoffmann C. C. 2013.** Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand. Notat fra DCE (Nationalt Center for Miljø og Energi) og DCA (Nationalt Center for Fødevarer), Aarhus Universitet.

- Kjærgaard C., Hoffmann C. C., Gertz F. & Iversen B. V. 2017a.** Minivådområder – et nyt kollektivt virkemiddel. *Vand & Jord* 3; 84-88.
- Kjærgaard C., Hoffmann C. C. & Iversen B. V. 2017b.** Filtre i landskabet øger retentionen. *Vand & Jord* 3; 106-110.
- Kjærgaard C., Iversen B. V. & Hoffmann C. C. 2016.** Måltrettede virkemidler. *Momentum* 2; 17-19.
- Kjærgaard C. & Kristensen I. T. 2015.** Analyse af muligheden for mertildeling af kvælstof på bedriftsniveau ved etablering af konstruerede minivådområder med overfladestrømning. DCA (Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug), Aarhus Universitet.
- Knowles R. 1982.** Denitrification. *Microbiological Reviews* 46; 43-70
- Knudsen L. 2017.** Fakta om kvælstof i landbruget og vandmiljøet. SEGES, 1. udgave.
- Knudsen L., Østergaard H. S. & Schultz E. 2000.** Kvælstof – et næringsstof og et miljøproblem. Landbrugets Rådgivningscenter, 1. udgave, kapitel 9 og 11.
- Koike I. & Sørensen J. 1988.** Nitrate Reduction and Denitrification in Marine Sediments. I: Blackburn T. H. & Sørensen J. (eds.), *Nitrogen Cycling in Marine Environments*. John Wiley & Sons.
- Kyllingsbæk A. 2008.** Landbrugets husholdning af næringsstoffer 1900-2005. *DJF Markbrug* 18; 14-21.
- Land M, Granéli W., Grimvall A., Hoffmann C. C., Mitsch W. J., Tonderski K. S. & Verhoeven J. T. A. 2016.** How effective are created or restored freshwater wetlands for nitrogen and phosphorus removal? A systematic review. *Environmental Evidence* 5.
- Lee C. G., Fletcher T. D. & Sun G. Z. 2009.** Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences* 9; 11-22.
- Li H. & Tao W. 2017.** Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. *Chemical Engineering Journal* 317; 972-979.
- Lind L. P. D., Audet J., Tonderski K. & Hoffmann C. C. 2013.** Nitrate removal capacity and nitrous oxide production in soil profiles of nitrogen loaded riparian wetlands inferred by laboratory microcosms. *Soil Biology and Biochemistry* 60; 156-164.
- Liu W. L., Zhang C. B., Han W. J., Guan M., Liu S. Y., Ge Y. & Chang J. 2017.** Fungal Denitrification Activity in Vertical Flow Constructed Wetlands as Impacted by Plant Species Richness, Carbon, Nitrogen and pH Amendments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 99; 748-752.
- Lu S., Hu H., Sun Y. & Yang J. 2009.** Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences* 21; 1036-1043.
- Madigan M., Martinko J., Bender K., Buckley D & Stahl D. 2015.** *Brock Biology of Microorganisms*. Pearson Education, 14. udgave, kapitel 5, 13 og 19.
- Maddison M., Soosaar K., Lõhmus K. & Mander Ü. 2005.** Cattail Population in Wastewater Treatment Wetlands in Estonia: Biomass Production, Retention of Nutrients, and Heavy Metals in Phytomass. *Journal of Environmental Science and Health* 40;1157-1166.
- Mateju V., Cizinska S., Krejci J. & Janoch T. 1992.** Biological water denitrification - a review. *Enzyme and Microbial Technology* 14; 170-183.
- Mendes L. R. D., Iversen B. V. & Kjærgaard C. 2018a.** Minivådområder reducerer fosfortab fra dræned arealer. *Vand & Jord* 3; 135-138.

- Mendes L. R. D., Tonderski K. & Kjaergaard C. 2018b.** Phosphorus accumulation and stability in sediments of surface-flow constructed wetlands. *Geoderma* 331; 109-120.
- Morse J. L. & Bernhardt E. S. 2013.** Using ^{15}N tracers to estimate N_2O and N_2 emissions from nitrification and denitrification in coastal plain wetlands under contrasting land-uses. *Soil Biology and Biochemistry* 57; 635-643.
- Myhre G., Shindell D., Bréon F., Collins W., Fuglestad J., Huang J., Koch D., Lamarque J., Lee D., Mendoza B., Nakajima T., Robock A., Stephens G., Takemura T. & Zhang H. 2013.** Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. I: Stocker T. F., Qin D., Plattner D. K., Tignor M., Allen S. K., Boschung J., Nauels A., Xia Y., Bex V. and Midgley P. M. (eds), *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- O'Geen A. & Bianchi M. L. 2015.** Using Wetlands to Remove Microbial Pollutants from Farm Discharge Water. *Agriculture and Natural Resources*.
- Otte M. L. 2005.** Wetlands of Ireland – An overview: diversity, ecosystem services and utilization. Fra: Dunne E. J., Reddy K. R. & Carton O. T. (eds), *Nutrient management in agricultural watersheds, A wetlands solution*. 1. udgave.
- Pan Y., Ye L., Ni B. & Yuan Z. 2012.** Effect of pH on N_2O reduction and accumulation during denitrification by methanol utilizing denitrifiers. *Water Research* 46; 4832-4840.
- Pfenning K. S. & McMahon P. B. 1996.** Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology* 187; 283-295.
- Reddy K. R. & Delaune R. D. 2008.** Biogeochemistry of wetlands: Science and Applications. CRC Press, 1. udgave, kapitel 8.
- Reddy K. R., Patrick Jr. W. H. & Lindau C. W. 1989.** Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands. *Limnology and Oceanography* 34; 1004-1013.
- Reddy K. R., Patrick Jr. W. H. & Phillips R. E. 1978.** The Role of Nitrate Diffusion in Determining the Order and Rate of Denitrification in Flooded Soil: I. Experimental Results. *Soil Science Society of America Journal* 42; 269-272.
- Richardson W. B., Strauss E. A., Bartsch L. A., Monroe E. M., Cavanaugh J. C., Vingum L. & Soballe D. M. 2004.** Denitrification in the Upper Mississippi River: rates, controls, and contribution to nitrate flux. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 61; 1102-1112.
- Roelsgaard J. S., Vestergaard C. H., Zacho S. P., Gertz F., Wiborg I. A., Bondgaard F., Piil K. & Hvis S. K. 2016.** Virkemiddelkatalog, målrettede miljøtiltag i landbruget. SEGES Planter og Miljø.
- Roley S. S., Tank J. L., Grace M. R. & Cook P. L. M. 2018.** The influence of an invasive plant on denitrification in an urban wetland. *Freshwater Biology* 63; 353-365.
- Scarton F., Day J. W. & Rismondo A. 2002.** Primary Production and Decomposition of *Sarcocornia fruticosa* (L.) Scott and *Phragmites australis* Trin. Ex Steudel in the Po Delta, Italy. *Eustaries* 25; 325-336.
- Scholz M. & Lee B. 2005.** Constructed wetlands: a review. *International Journal of Environmental Studies* 4; 421-447.
- Seo D. C. & Delaune R. D. 2010.** Fungal and bacterial mediated denitrification in wetlands: Influence of sediment redox condition. *Water Research* 44; 2441-2450.
- Silva J. P., Philips L., Jones W., Eldridge J. & O'Hara E. 2007.** LIFE and Europe's wetlands, Restoring a vital ecosystem. Environment Directorate-General, European Commission.
- Simek M., Jisova L. & Hopkins D. W. 2002.** What is the so-called optimum pH for denitrification in soil? *Soil Biology and Biochemistry* 34; 1227-1234.
- Sirivedhin T. & Gray K. A. 2006.** Factors affecting denitrification rates in experimental wetlands: Field and laboratory studies. *Ecological Engineering* 26; 167-181.

- Speir S. L., Taylor J. M. & Scott J. T. 2017.** Seasonal Differences in Relationships between Nitrate Concentration and Denitrification Rates in Ditch Sediments Vegetated with Rice Cutgrass. *Journal of Environmental Quality* 46; 1500-1509.
- Spieles D. J. & Mitsch W. J. 2000.** The effects of season and hydrologic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low- and high-nutrient riverine systems. *Ecological Engineering* 14; 77-91.
- Strandberg B. 2017.** Plante- og faunadiversitet i minivådområder. *Vand & Jord* 3; 84-88.
- Tao W. & Wang J. 2009.** Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification on wetland treatment systems. *Ecological Engineering* 35; 836-842.
- Thomas K. L., Lloyd D. & Boddy L. 1994.** Effects of oxygen, pH and nitrate concentration on denitrification by *Pseudomonas* species. *FEMS Microbiology Letters* 118; 181-186.
- Vukicevich E., Lowery T., Bowen P., Úrbez-Torres J. R. & Hart M. 2016.** Cover crops to increase soil microbial diversity and mitigate decline in perennial agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 36; 14 pp.
- Vymazal, J. 2013.** Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. *Ecological Engineering* 61; 582-592.
- Waki M., Yasuda T., Suzuki K., Komada M. & Abe K. 2015.** Distribution of anammox bacteria in a free-water-surface constructed wetland with wild rice (*Zizania latifolia*). *Ecological Engineering* 81; 165-172.
- Weier K. L., Doran J. W., Power J. F. & Walters D. T. 1993.** Denitrification and the Dinitrogen/Nitrous Oxide Ratio as Affected by Soil Water, Available Carbon, and Nitrate. *Soil Science Society of America Journal* 57; 66-72.
- Wu F. Y., Chung A. K. C., Tam N. F. Y. & Wong M. H. 2012.** Root exudates of wetland plants influenced by nutrient status and types of plant cultivation. *International Journal of Phytoremediation* 14; 543-553.
- Xue Y., Kovacic D. A., David M. B., Gentry L. E., Mulvaney R. L. & Lindau C. W. 1999.** In Situ Measurements of Denitrification in Constructed Wetlands. *Journal of Environmental Quality* 28; 263-269.
- Zhai X. 2013.** Release of Root Exudates from Wetland Plants and Their Potential Role for Denitrification and Allelopathic Interactions. PhD thesis. Aarhus Universitet, Department of Bioscience, 111 pp.
- Zhang C., Liu W., Han W., Guan M., Wang J., Liu S. & Chang J. 2017.** Responses of Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium and Denitrification to Plant Presence, Plant Species and Species Richness in Simulated Vertical Flow Constructed Wetlands. *Wetlands* 37; 109-122.
- Zhao J., Zhu D., Fan J., Hua Y. & Zhou W. 2015.** Seasonal Variation of Anammox and Denitrification in Sediments of Two Eutrophic Urban Lakes. *Polish Journal of Environmental Studies* 24; 2779-2783.
- Zumft W. G. 1997.** Cell Biology and Molecular Basis of Denitrification. *Microbiology and Molecular Biology Reviews* 61; 533-616.

Websider:

Supremetech:

http://supremetech.dk/?page_id=162

Google Maps:

<https://www.google.dk/maps/place/Vesterskovvej,+8300+Oder/@55.9900526,10.0978334,209m/data=!3m1!1e3!4m5!3m4!1s0x464c42a001ea603b:0xd10cfaae5a9a851!8m2!3d55.9903924!4d10.1019863?hl=da>

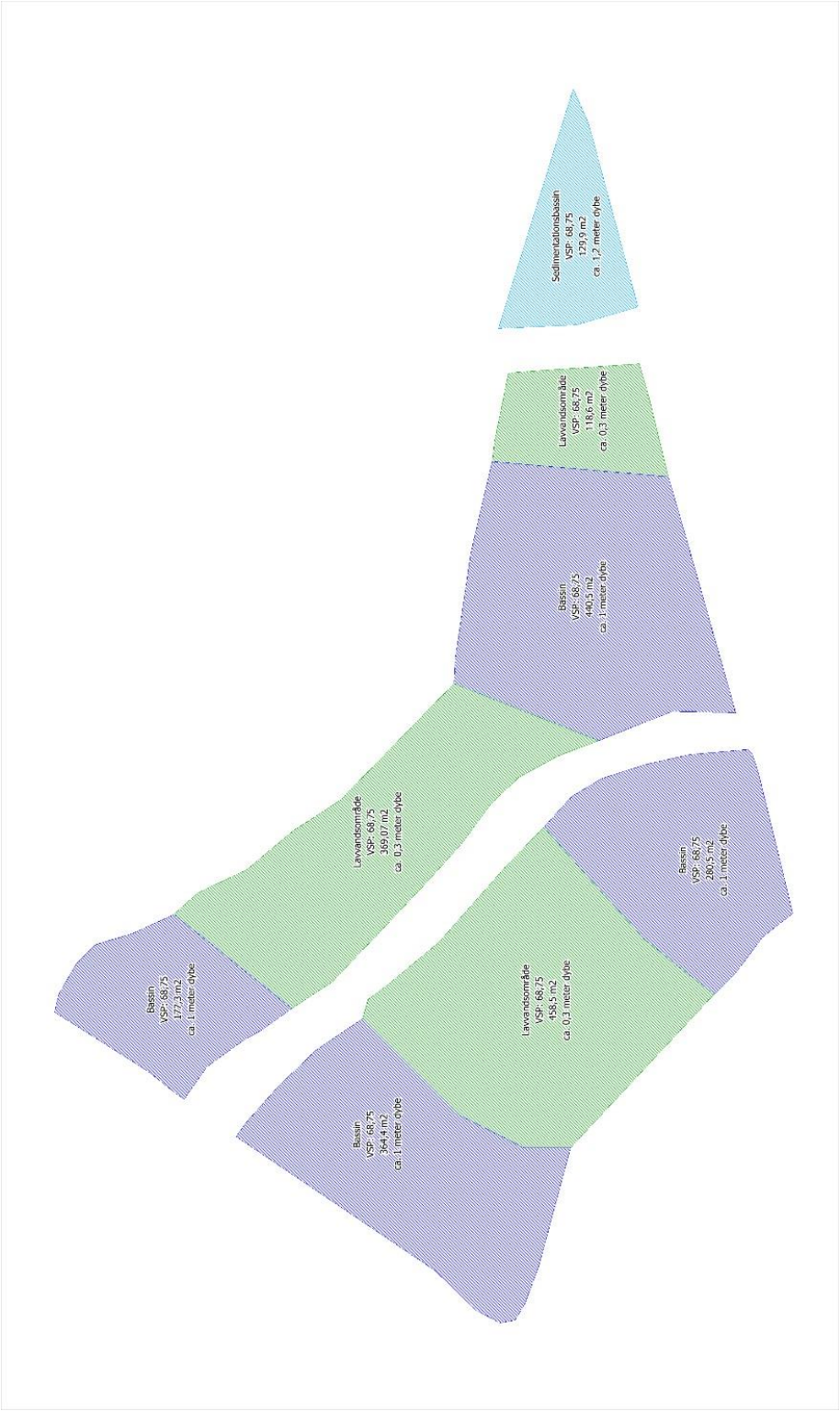
iDRÆN:

<http://idraen.dk/>

9 Bilag

Bilag 1

Skitsetegning og arealopgørelse over minivådområdet.



Figur 10: Skitse og arealopgørelse over minivådområdet ved Fensholt, Odder. Af Sebastian Piet Zacho, SEGES.

Bilag 2

Eksempel på beregning

Eksempel: Bassin D1, 3 prøver.

$$V = \pi \cdot r^2 \cdot h,$$

$$V_1 = \pi \cdot 0,026^2 \text{ m} \cdot 0,030 \text{ m} = 6,371 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$$

$$V_2 = \pi \cdot 0,026^2 \text{ m} \cdot 0,035 \text{ m} = 7,433 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$$

$$V_3 = \pi \cdot 0,026^2 \text{ m} \cdot 0,035 \text{ m} = 7,433 \cdot 10^{-5} \text{ m}^3$$

$$\rho_b = kg/V,$$

$$\rho_{b1} = \frac{6,690 \text{ g}/1000}{V_1} = 105,005 \text{ kg/m}^3$$

$$\rho_{b2} = \frac{12,180 \text{ g}/1000}{V_2} = 163,864 \text{ kg/m}^3$$

$$\rho_{b3} = \frac{10,240 \text{ g}/1000}{V_3} = 137,764 \text{ kg/m}^3$$

$$m_{\text{sediment}} = \rho_b \cdot V_{\text{bassin}}$$

$$m_{\text{sediment1}} = \rho_{b1} \cdot (440,50 \text{ m}^2 \cdot 0,030 \text{ m}) = 1385,636 \text{ kg}$$

$$m_{\text{sediment2}} = \rho_{b2} \cdot (440,50 \text{ m}^2 \cdot 0,0350 \text{ m}) = 2526,368 \text{ kg}$$

$$m_{\text{sediment3}} = \rho_{b3} \cdot (440,50 \text{ m}^2 \cdot 0,0350 \text{ m}) = 2123,975 \text{ kg}$$

Procentdel organisk kulstof:

$$m_C = m(\text{digelprøve})_{\text{før}} - m(\text{digelprøve})_{\text{efter}}$$

$$m_{C_{\text{digelprøve1}}} = 2,099 \text{ g} - 1,695 \text{ g} = 0,404 \text{ g C}$$

$$m_{C_{\text{digelprøve2}}} = 2,003 \text{ g} - 1,750 \text{ g} = 0,252 \text{ g C}$$

$$m_{C_{\text{digelprøve3}}} = 2,269 \text{ g} - 1,887 \text{ g} = 0,382 \text{ g C}$$

$$\% = \frac{m(\text{digelprøve})_C}{m(\text{digelprøve})_{\text{efter}}} \cdot 100$$

$$\%_1 = \frac{0,404 \text{ g}}{1,695 \text{ g}} \cdot 100 = 23,833 \%$$

$$\%_2 = \frac{0,252 \text{ g}}{1,75 \text{ g}} \cdot 100 = 14,42 \%$$

$$\%_3 = \frac{0,382 \text{ g}}{1,887 \text{ g}} \cdot 100 = 20,23 \%$$

$$m_{\text{kulstof}} = \frac{m_{\text{sediment}} \cdot \%}{100}$$

$$m_{\text{kulstof}_1} = \frac{m_1 \cdot 23,822 \%}{100} = 330,557 \text{ kg}$$

$$m_{\text{kulstof}_2} = \frac{m_2 \cdot 14,420 \%}{100} = 364,312 \text{ kg}$$

$$m_{\text{kulstof}_3} = \frac{m_2 \cdot 20,230 \%}{100} = 428,679 \text{ kg}$$

$$m_{\text{mineralsk}} = m_{\text{sediment}} - m_{\text{kulstof}}$$

$$m_{\text{mineralsk}_1} = 1387,636 \text{ kg} - 330,557 \text{ kg} = 1057,079 \text{ kg}$$

$$m_{\text{mineralsk}_2} = 2526,368 \text{ kg} - 364,312 \text{ kg} = 2162,056 \text{ kg}$$

$$m_{\text{mineralsk}_3} = 2123,975 \text{ kg} - 428,679 \text{ kg} = 1694,295 \text{ kg}$$

Her beregnes aflejningsraten for kulstof som eksempel. Der vises ikke beregninger for aflejningsrate for den mineralske sediment og den totale sediment, da de beregnes på samme måde.

$$\text{aflejring}_{\text{rate}} = \frac{m/\text{år}}{\text{bassinareal}}$$

Masse omregnes til ton (kg/1000), og bassinarealet omregnes til hektar (m²/10.000). Som nævnt i metodeafsnittet er antallet af år 3.

$$\text{aflejring}_{\text{rate}_1} = \frac{0,33056 \text{ t}/3 \text{ år}}{0,04405 \text{ ha}} = 2,501 \text{ t/ha/år}$$

$$\text{aflejring}_{\text{rate}_2} = \frac{0,36431 \text{ t}/3 \text{ år}}{0,04405 \text{ ha}} = 2,757 \text{ t/ha/år}$$

$$\text{aflejring}_{\text{rate}_3} = \frac{0,42868 \text{ t}/3 \text{ år}}{0,04405 \text{ ha}} = 3,251 \text{ t/ha/år}$$

Den arealnormerede aflejring beregnes også med kulstof som eksempel. Her beholdes enhederne i kg og m².

$$\text{aflejring}_{\text{areal}} = \frac{m}{\text{bassinareal}}$$

$$aflejrings_{areal1} = \frac{330,557 \text{ kg}}{440,5 \text{ m}^2} = 0,750 \text{ kg/m}^2$$

$$aflejrings_{areal2} = \frac{364,312 \text{ kg}}{440,5 \text{ m}^2} = 0,827 \text{ kg/m}^2$$

$$aflejrings_{areal3} = \frac{428,679 \text{ kg}}{440,5 \text{ m}^2} = 0,975 \text{ kg/m}^2$$

Tabel 4: Rådata for hver prøve ved minivådområdet.

Bassinr.	Prøvenr.	Bassinareal (m2)	Sedimenthøjde (m)	Tørvægt (kg)	V_prøve (m3)	V_bassin (m3)	ρ_b (kg/m3)	m(digel)_før (g)	m(digel)_efter (g)	m(digel)_C (g)	% C
D1	1	440,50	0,030	0,00669	6,371E-05	13,215	105,005	2,099	1,695	0,404	23,822
D1	2	440,50	0,035	0,01218	7,433E-05	15,418	163,864	2,003	1,750	0,252	14,420
D1	3	440,50	0,035	0,01024	7,433E-05	15,418	137,764	2,269	1,887	0,382	20,230
L1	4	369,07	0,025	0,03642	5,309E-05	9,227	685,967	2,626	2,328	0,298	12,788
L1	5	369,07	0,020	0,02549	4,247E-05	7,381	600,127	2,761	2,583	0,178	6,892
L1	6	369,07	0,025	0,03037	5,309E-05	9,227	572,016	2,633	2,441	0,192	7,865
D2	7	177,30	0,030	0,01573	6,371E-05	5,319	246,894	2,890	2,577	0,313	12,134
D2	8	177,30	0,020	0,02313	4,247E-05	3,546	544,564	3,476	3,208	0,268	8,341
D2	9	177,30	0,010	0,00880	2,124E-05	1,773	414,368	2,591	2,263	0,328	14,484
D3	10	364,40	0,030	0,01251	6,371E-05	10,932	196,354	2,722	2,360	0,362	15,341
D3	11	364,40	0,035	0,01140	7,433E-05	12,754	153,370	2,260	2,029	0,231	11,365
D3	12	364,40	0,030	0,00685	6,371E-05	10,932	107,516	2,509	2,175	0,334	15,336
L2	13	458,50	0,010	0,03189	2,124E-05	4,585	1501,613	2,625	2,546	0,079	3,111
L2	14	458,50	0,030	0,02359	6,371E-05	13,755	370,263	3,466	3,236	0,230	7,101
L2	15	458,50	0,010	0,01826	2,124E-05	4,585	859,813	2,413	2,236	0,177	7,930
D4	16	280,50	0,040	0,01397	8,495E-05	11,220	164,452	2,798	2,416	0,382	15,831
D4	17	280,50	0,030	0,01157	6,371E-05	8,415	181,600	2,416	2,117	0,299	14,139
D4	18	280,50	0,030	0,00873	6,371E-05	8,415	137,024	2,922	2,509	0,413	16,467

Bilag 4

Billeder af de 6 bassiner. Alle er taget d. 27. september 2018.



Figur 11: Billede af D1. Foto: Ditte Køster Olsen.



Figur 12: Billede af L1. Foto: Ditte Køster Olsen.



Figur 13: Billede af D2. Foto: Ditte Køster Olsen.



Figur 14: Billede af D3. Foto: Ditte Køster Olsen.



Figur 15: Billede af L2. Foto: Ditte Køster Olsen.



Figur 16: Billede af D4. Foto: Ditte Køster Olsen.