

Konstruerede vådområder til målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand

Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi og
DCA - National Center for Fødevarer og Landbrug

Dato: 16. april 2013

Charlotte Kjærsgaard

Institut for Agroøkologi

Carl Chr. Hoffmann

Institut for Bioscience

Rekvirent:
Naturstyrelsen
Antal sider: 35

Kvalitetssikring, centret:
Poul Nordemann Jensen



AARHUS
UNIVERSITET

DCE - NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI



AARHUS
UNIVERSITET

DCA - NATIONALT CENTER FOR FØDEVARER OG JORDBRUG

Indhold

1	Baggrund	3
2	Konstruerede vådområder	4
2.1	Konstruerede vådområder med overfladestrømning (surface-flow CWs)	5
2.2	Konstruerede vådområder med filtermatrice (subsurface-flow "SSF")	7
3	Status og erfaringer fra danske projekter	10
3.1	Konstruerede vådområder med overfladestrømning	10
3.2	Konstruerede vådområder med filtermatrice	12
4	Drænkortlægning og drænafstrømning	19
5	Potentielle effekter, usikkerheder og omkostninger	21
5.1	Omkostninger ved konstruerede vådområder	23
5.2	Vurdering af virkemiddelseffekt af konstruerede vådområder i forhold til efterafgrøder	23
6	Øvrige effekter	25
7	Foreløbige konklusioner	26
8	Referencer	28
Bilag 1.	Danske konstruerede vådområder med overfladestrømning	33

1 Baggrund

I Danmark er ca. 50% af landbrugsarealet systematisk drænet (Olesen, 2009). Effektiv dræning er en forudsætning for fødevareproduktion, men dræn og grøfter kan samtidig fungere som afstrømnings-motorveje, hvor næringsstoffer uhindret kan transporteres fra marken til vandmiljøet. Næringsstofftab via dræn udgør i dag 45-60 % af det totale kvælstoftab (22.000 t N/år) og ca. 33 % (400 t P/år) af det totale fosfortab med store regionale variationer (Grant et al., 2010). Etablering af drænfilterløsninger har til formål at bryde den direkte transportvej mellem mark og vandmiljø ved at bryde drænet, etablere en "filterzone" og målrettet opsamle næringsstofferne, hvor det har størst effekt (Kjærsgaard et al., 2006; 2010). Drænfilterteknologier benyttes i dette notat som generel betegnelse for virkemidler, herunder forskellige typer af konstruerede vådområder og brøndfiltre, der er målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand fra landbrugsarealer.

Konstruerede vådområder (constructed wetlands) med overfladestrømning er et internationalt anerkendt og populært BMP (Best Management Practice) i forhold til reduktion af næringsstoffer og suspenderet sediment i afstrømning fra landbrugsarealer (Tanner et al., 2005; O'Geen et al., 2010). Konstruerede vådområder etableres med henblik på at optimere de selvrensende processer, der findes naturligt i vådområder. I Danmark har der hidtil primært været fokus på reetablering af naturlige vådområder (restored wetlands), men indenfor de seneste år har der været en stigende interesse for etablering af konstruerede vådområder som virkemiddel til mere målrettet reduktion af næringsstoffer i drænvand. Konstruerede vådområder er som navnet antyder "konstruerede" og kan ses som et supplement til reetablering af naturlige vådområder i ådalene. Konstruerede vådområder etableres i direkte forbindelse med drænsystemet og modtager udelukkende drænvand fra det tilgrænsende drænopland.

Konstruerede vådområder er virkemidler målrettet landbrugsarealer, hvor afstrømning via dræn er en primær transportvej. Effektiv og omkostningseffektiv anvendelse af målrettede virkemidler som konstruerede vådområder/drænfilterløsninger forudsætter:

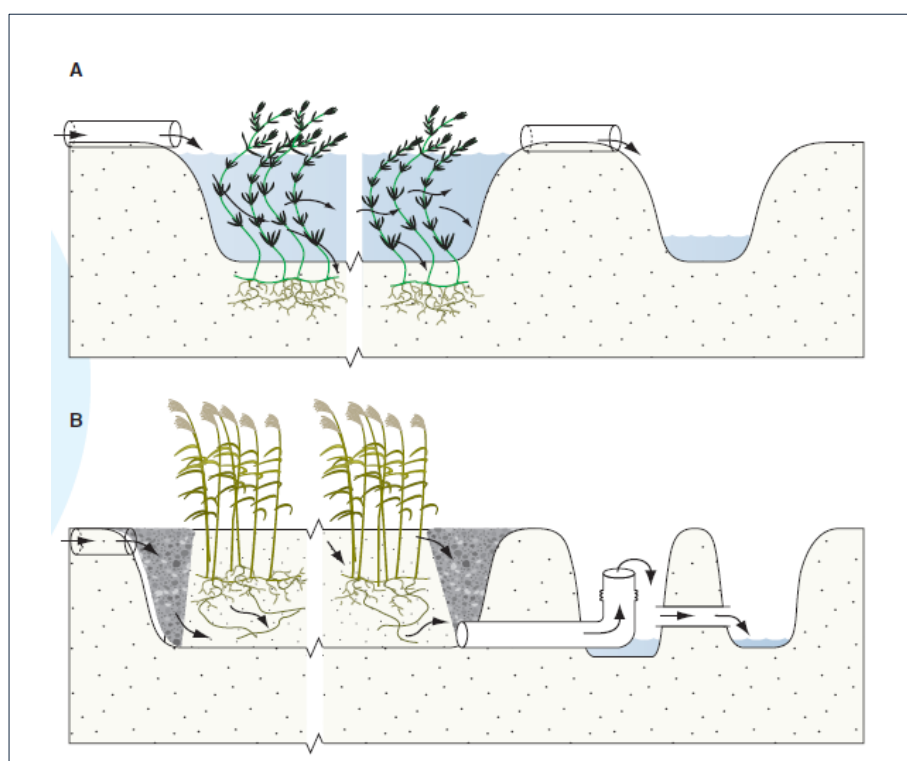
- At vi har dokumentation for virkemiddelseffekten under lokale forhold
- At vi ved hvor vi skal målrette indsatsen
- At vi har det administrative grundlag der muliggør målrettet regulering.

Konstruerede vådområder/drænfilterløsninger er et nyt virkemiddel under danske forhold og der er først indenfor de seneste år igangsat forskning og udvikling indenfor dette område. Med henblik på at facilitere vurderinger på bedst muligt grundlag beskriver notatet såvel state-of-the-art fra den internationale litteratur (afsnit 2) samt den aktuelle status for de danske projekter (afsnit 3). Notatet redegør desuden for forudsætningerne for anvendelse af drænfilterløsninger samt potentielle effekter sammenholdt med efterafgrødeeffekter, omkostninger og usikkerheder (afsnit 4-5). Notatet forholder sig ikke til det administrative grundlag. På baggrund af redegørelsen i notatet sammenfattes foreløbige konklusioner.

2 Konstruerede vådområder

Konstruerede vådområder omfatter principielt to hovedtyper, hhv. (i) vådområder hvor vandstrømningen foregår over jordoverfladen (surface-flow) (Figur 2.1a), og (ii) vådområder hvor vandgennemstrømningen foregår igennem en permeabel filtermatrice (subsurface-flow) bestående af mineralsk og/eller organisk materiale (Figur 2.1b). Konstruerede vådområder med filtermatrice differentieres i forhold til hydrologi, som konstruerede vådområder med horisontal eller vertikal strømning. For hver hovedtype gælder at vådområdet kan designes på mange forskellige måder afhængigt af de lokale hydrologiske forhold og drænoplandets størrelse.

Figur 2.1. Principskitser for konstruerede vådområder med (a) overfladestrømning igennem beplantet vådområde, og (b) strømning igennem beplantet filtermatrice bestående af mineralsk og/eller organisk materiale (fra Kjaergaard et al., 2006).



Såvel virkemåde som effektivitet afhænger foruden typen af vådområde af en række lokale parametre:

- Placering indenfor afstrømningsoplandet – topografi, jordbundsforhold, dræningsforhold
- Hydraulisk belastning – nettonedbør der tilstrømmer via dræn og årstidsvariationen
- Opholdstid – afstrømningens størrelse i forhold til vådområders magasin kapacitet
- Næringsstofbelastning og særligt årstidsvariationen
- Temperaturforhold
- Vegetationstype og vegetationsdækkets omfang.

I det følgende gennemgås international state-of-the-art for de to hovedtyper af konstruerede vådområder.

2.1 Konstruerede vådområder med overfladestrømning (surface-flow CWs)

Konstruerede vådområder med overfladestrømning findes i mange udformninger, men fælles for disse vådområder er at vandet strømmer over jorden igennem lavvandede vegetationszoner (Figur 2.1a). Vådområder med overfladestrømning kan foruden lavvandede vegetationszoner have dybere zoner med åbent vandspejl (free water surface wetlands). De overfladenære vandlag er aerobe, mens de dybere vandzoner og substratoverflader typisk er anaerobe zoner. Konstruerede vådområder med overfladestrømning er et internationalt anerkendt og dokumenteret virkemiddel i forhold til såvel rensning af spildevand fra husholdning, industri og staldsystemer (e.g. Kadlec and Knight, 1996), samt rensning af drænvand og overfladeafstrømning fra landbrugsarealer (Tanner et al., 2005; O'Geen et al., 2010). Det er vigtigt at bemærke, at resultater fra vådområder der modtager spildevand, generelt ikke er sammenlignelige med vådområder der modtager drænvand fra landbrugsarealer, idet drænvand generelt har et betydeligt lavere indhold af let omsætteligt organiske materiale, lavere næringsstofkoncentrationer og større hydraulisk belastning kombineret med meget variable vandføringer.

Effekter på kvælstof

Fjernelse af kvælstof i konstruerede vådområder sker, som i naturlige vådområder, overvejende ved respiratorisk denitrifikation under anaerobe forhold; en mikrobiel medieret transformation af nitrat (NO_3^-) i vandfasen via N_2O til N_2 gas når koncentrationen af opløst ilt er $<0.3-0.5$ mg/l. Øvrige kvælstoffjernelses-mekanismer omfatter planteoptag og tilbageholdelse af partikulære/organiske N-former (Tanner et al., 2002). Kvælstofoptag i plantebiomasse regnes generelt kun som korttidslagring med mindre plantebiomassen høstes. Afgasning af drivhusgassen N_2O kan være en afledt negativ klimaeffekt ved kvælstoffjernelse i konstruerede vådområder, men enkelte undersøgelser peger på, at N_2O emission fra vådområder med overfladestrømning under neutral pH udgør $<0.1\%$ af tilført NO_3^- -N (Xue et al., 1999). Forholdet mellem N_2O og N_2 er dog pH-afhængigt og $\text{N}_2\text{O}:\text{N}_2$ -forholdet kan øges ved lavere pH.

Denitrifikationsraten kontrolleres primært af ilt-niveauet, indholdet af let tilgængeligt organisk materiale, nitratkoncentrationen, temperatur, og makrofytdække (Poe et al., 2003). Derudover afhænger denitrifikationsraten af vandets opholdstid, samt opblanding af vandsøjlen der fremmer kontakten mellem NO_3^- -N i vandfasen og de anaerobe overflader (jordoverfladen samt vegetationsflader). Rapporterede denitrifikationsrater varierer fra 0.02 til 11.8 mg N/m²/h, svarende til 2-1034 kg/ha/år (Fleischer et al., 1994; Poe et al., 2003; Smith et al., 2000; Xue et al., 1999), hvor variationen dækker forskelle i klimatiske forhold, kvælstofbelastning, tilgængelighed af labilt kulstof og vådområdets hydrologi. Denitrifikationsraten er lav ved temperaturer $<5^\circ\text{C}$ og forøges eksponentielt med stigning i temperatur indtil optimum ved $20-25^\circ\text{C}$ (Beutel et al., 2009; Spieles and Mitsch, 2000). I praksis betyder det at konstruerede vådområders evne til at omsætte nitrat ved denitrifikation er mere begrænset i områder, hvor den primære drænastrømning sker ved lave temperaturer i vinterhalvåret. En kvantificering af drænastrømning i forhold til vinter- og sommervandføring er således afgørende for den potentielle effekt af konstruerede vådområder under danske forhold. Kvælstoffjernelsen i vinterhalvåret vil dog også afhænge af bidrag fra organiske/partikulære N-former, der tilbageholdes ved sedimentation og/eller

filtreres i vådbundsvegetationen, og indgår i efterfølgende omsætningsprocesser.

Tilgængeligheden af labilt kulstof til mikroorganismer er en afgørende faktor der regulerer denitrifikationsraten (Beauchamp et al., 1989). I vådområder med overfladestrømning er vegetationen den primære kulstofkilde, og vegetationstypen har stor indflydelse på tilgængeligheden af kulstof. Vådområder med planter, såsom *Typha spp.* (dunhammer) der lettere omsættes til labile kulstofformer, resulterer i højere denitrifikationsrater, sammenholdt med mere svært nedbrydelige vegetationstyper. Denitrifikations-potentialet er størst i zoner, domineret af rodfæstede emergente makrofytter, og lavere i åbne dybe vandfaser (Hernandez and Mitsch, 2007). En kombination af lavvandede vegetationszoner og åbne dybe vandzoner giver dog mulighed for at optimere såvel hydraulisk opholdstid og denitrifikationsraten.

Kvælstofreduktionseffektiviteten i konstruerede vådområder der modtager drænvand varierer meget betydeligt fra 0 til 99% (Larson et al., 2000; Kovacic et al., 2000; Jordan et al., 2003; Tanner et al., 2005; Kovacic et al., 2006; Moreno et al., 2010). Reduktionseffektiviteter $\geq 90\%$ findes ved optimum temperaturer og ved hydraulisk opholdstid ≥ 1 dag (Hey et al., 1994; Phipps and Crumpton, 1994; Comin et al., 1997; Borin og Tocchetto, 2007; Moreno et al., 2007, 2010; Beutel et al., 2009), mens reduktionseffektiviteten er lavere ved lave temperaturer og/eller ved lave opholdstider (Bastviken et al., 2009; Braskerud, 2002, Koskiahø et al., 2003; Mustafa et al., 2009). Rapporterede reduktionseffektiviteter i den tempererede klimazone (Sverige, Norge, Finland, New Zealand) varierer fra -1 til 46%, hvor de meget lave reduktionseffektiviteter findes i vådområder med meget kort hydraulisk opholdstid ($\ll 1$ dag). Flere undersøgelser har dokumenteret at kvælstoffjernelseeffektiviteten er proportional med vandets opholdstid (Tanner et al., 1998; Knight et al., 2000; Jordan et al., 2003; Kadlec, 2005), og flere resultater peger på at en hydraulisk opholdstid på 2 dage eller mere er nødvendig for effektiv nitratfjernelse (Beutel et al., 2009; Hey et al., 1994; Kovacic et al., 2000, 2006; Moreno et al., 2007; Phipps og Crumpton, 1994).

Effekter på fosfor

Konstruerede vådområder med overfladestrømning er i flere lande en anvendt management praksis til reduktion af fosfor i afstrømning fra landbrugsarealer (Braskerud, 2002; Jordan et al., 2003; Debusk et al., 2005). Effekten på fosfor afhænger dog af, hvilken fosforform, der er dominerende i drænvand. Fosfor findes i drænvand som både opløste og partikulære P-former (PP). Den dominerende retentionsmekanisme i konstruerede vådområder med overfladestrømning er sedimentation og konstruerede vådområder kan være meget effektiv i forhold til tilbageholdelse af partikulære P-former (Braskerud, 2002; Johnston, 1991; Richardson, 1999), mens opløste P-former primært tilbageholdes ved planteoptag, idet sorption af fosfor ikke har kvantitativ betydning i vådområder med overfladestrømning. Optag af opløst fosfor i bakterie- og/eller plantebiomasse betragtes generelt kun som korttidslagring, idet fosfor frigives igen ved henfald af biomassen (Richardson og Marshall, 1986). Kun hvis vegetationen høstes, vil der være en nettofjernelse af fosfor fra systemet.

Sedimentation af suspenderet sediment og partikulære P-former kontrolleres af vandhastigheden og turbulens, hvor en forøgelse af vådområdets tværsnitsareal bidrager til at reducere både vandhastighed og turbulens og

dermed øge sedimentationen (Barko et al., 1991, Schmid et al., 2005). Vegetationen påvirker sedimentationen som følge af en kombination af reduceret vandhastigheden og reduceret resuspension (Braskerud, 2001; Brueske and Barret, 1994). Derudover afhænger sedimentationen af diameter og densitet af de suspendede partikler, vandtemperatur, turbulens og opholdstid (O'Geen et al., 2010). Vanddybden i vådområdet påvirker indirekte sedimentationen. Dybden skal være tilstrækkelig til at reducere vandhastigheden, men omvendt fremmer en lav sedimentationshøjde sedimentationen og minimerer resuspension, og endelige skal vandhøjden tillade vækst af rod-fæstede makrofyter. Der er ikke entydighed i resultaterne omkring effekten af vanddybde på sedimentation, hvor der både findes anbefalinger af dybder på 20-50 cm (Braskerud, 2002), mens andre studier refererer til højere sedimentationsrater i dybe åbne bassiner (Brueske og Barret, 1994; Fennessy et al., 1994).

Sedimentation af partikulære P former er ikke nødvendigvis en permanent tilbageholdelsesmekanisme. Foruden resuspension af specielt finpartikulært materiale, kan transformation af partikulært P til opløste biotilgængelige former ved ændringer i redoxforhold, desorption og/eller mineralisering af organiske P-former minimere P retentionseffektiviteten (James et al., 2002). Andelen af PP der er potentielt biotilgængeligt er generelt angivet til 50-70% (e.g. Maynard et al., 2008). Der er fundet meget betydelige variationer i gennemsnitlig årlig fosforretention i konstruerede vådområder med overfladestrømning fra tilbageholdelse af total P på 1 til 88% og opløst P fra -19 til 89%. Dette tydeliggør betydningen af sted-specifikke faktorer, herunder koncentration og form af P i drænvand, samt transformation af interne fosforpuljer i vådområder. Effektiviteten af konstruerede vådområder i forhold til fosfortilbageholdelse afhænger således af balancen mellem P, der tilbageholdes ved sedimentation, og P der frigives ved desorptionsprocesser og/eller mineralisering. Jævnlig fjernelse af sediment anbefales i forhold til at langtidssikre en effektiv fosfortilbageholdelse, og hvis muligt også at vegetationen høstes (Debusk et al., 2005).

2.2 Konstruerede vådområder med filtermatrice (subsurface-flow "SSF")

Konstruerede vådområder med filtermatrice har vandgennemstrømning under jordoverfladen igennem et porøst filtermateriale (traditionelt sand og/eller grus), som fungerer som vækstmedie og substrat for rodfæstet vådbundsvegetation samt mikrobiel biomasse (Figur 2.1b). Konstruerede vådområder med filtermatrice kendes primært fra rensning af spildevand fra husholdning, industri og staldafløb, hvor de benyttes til rensning af næringsstoffer (N,P), organisk materiale, suspenderet stof, tungmetaller, bakterier etc. (Kadlec & Knight, 1996; Jenssen et al., 2010; Saeed & Sun, 2012), mens denne løsning pt. ikke har fundet anvendelse i forhold til rensning af diffus drænafstrømning fra landbrugsarealer (O'Geen et al., 2010).

Systemer målrettet spildevand adskiller sig fra diffus drænafstrømning på en lang række punkter. Konstruerede vådområder, der modtager spildevand, modtager typisk mindre vandmængder med mere kontrolleret tilførsel. Ofte ses konstruerede vådområder med tilkoblede bundfældningstanke og kemikaliedosering til flokkulering og sedimentation af slampartikler samt pumpning af vand fra bundfældningstank til filtermatricen. Spildevand har desuden et højt indhold af let omsætteligt kulstof, et generelt højere indhold af næringsstoffer og en større fraktion af organiske N- og P-

former, hvorfor der i spildevandsrensningssystemer er fokus på at sikre såvel oxidation/nitrifikation samt denitrifikation af N (Jenssen et al., 2010). Der findes mange internationale publikationer, der beskriver anvendelse og effekter af konstruerede vådområder med filtermatrice i forbindelse med spildevandsrensning, mens der pt. ikke findes litteratur, der redegør for erfaringer og resultater med filtermatrice systemer i forhold til drænastrømning fra landbrugsarealer. Udfordringer i forhold til at benytte filtermatrice-systemer ved drænastrømning er primært relateret til de ofte meget store vandføringer og stokastiske afstrømningshændelser, samt problemer med tilstopning af filtermatricen og deraf efterfølgende højere vedligeholdelsesudgifter (O'Geen et al., 2010). Når der alligevel er interesse for at undersøge mulighederne for at benytte konstruerede vådområder med filtermatrice til rensning af drænvand fra landbrugsarealer, skyldes det erfaringerne fra spildevandsrensning, der viser at det er muligt at opnå højere fjernelsesrater på mindre areal og at matrice vådområder er mindre følsomme overfor lave temperaturer (Saeed & Sun, 2012). I flere lande - heriblandt Danmark, Norge, Sverige, Finland, Holland og USA - er der p.t. igangværende projekter (SupremeTech samarbejde), der ser på mulighederne for at benytte konstruerede vådområder med filtermatrice målrettet drænastrømning, men der er pt. ingen/meget få publicerede resultater fra fuldskalaanlæg.

Ved rensning af drænvand fra landbrugsarealer er N-retentionsmekanismerne i matricesystemer, som i vådområder med overfladestrømning, primært baseret på mikrobiel denitrifikation under anaerobe forhold, hvor filtermatricen i denne sammenhæng udgør såvel vækstmedie og vækstsustrat for vådbundsvegetation og bakterier. Kvælstoffjernelse i traditionelle spildevandsanlæg (beplantet sand/grus matrice) har typisk en TN-reduktionseffektivitet på 40-55% og aktuelle TN-reduktioner på 250 til 630 g N/m²/år (2500-6300 kg/ha/år), afhængigt af total N-belastningen (Vymazal, 2007). Optimering af N-fjernelsen til 98-100% er dokumenteret ved indbygning af kulstofkilde (fx træflis) i matricen (Saeed & Sun, 2012; Tee et al., 2012). Drænvand indeholder, i modsætning til spildevand, generelt lavere mængder let omsætteligt kulstof, og opbygning af matricer med intern kulstofkilde som substrat for mikrobiel denitrifikation kan være nødvendigt. Ulempen ved dette kan være utilsigtet frigivelse af opløst C i udløbet fra vådområdet (Volkmar og Dahlgren, 2006), samt behov for udskiftning af filtermatricen når kulstoffkilden er opbrugt. Det er muligt, at vådbundsvegetationen kan levere kulstof til at understøtte denitrifikationen, men der mangler undersøgelser, der kan dokumentere dette i forhold til rensning af drænvand. Foruden kulstof leverer vådbundsvegetationen også ilt til rodzonen og bidrager derved til at skabe et komplekst biologisk miljø, med såvel aerobe zoner der kan bidrage til mineralisering af organisk materiale og nitrifikation, samt anaerobe zoner, der faciliterer denitrifikationen. Vådbundsvegetationen er generelt fundet at være afgørende for en optimal funktion af konstruerede vådområder med matrice (Saeed & Sun, 2012). Høst af makrofytter kan bidrage til en øget N-retention i størrelsesorden 0.27-0.68 g/m²/dag svarende til 2.7-6.8 kg/ha makrofytdække/dag i vækstsæsonen (Kadlec et al., 2000). Høst af plantebiomasse kan dog resultere i negativ påvirkning af den mikrobielle biomasse og dermed reducere effekten af denitrifikation (Cronk, 1996). I forbindelse med nyere undersøgelser af konstruerede vådområder til spildevandsrensning er der identificeret nye anaerobe N-fjernelsesmekanismer, bl.a. partiel nitrifikation-denitrifikation der fungerer ved lavere forbrug af ilt og kulstof og inkluderer omdannelsen af NH₄-N til NO₂-N efterfulgt af NO₂-N til N₂ gas (Zhang et al., 2011), samt anaerob ammonium oxidation (anammox), hvor ammonium omdannes direkte til N₂ via

NO₂-N. N-fjernelse ved anammox-processen har vist N-fjernelsesrater i størrelsesorden 2.8-5.7 g N/m²/d (Paredes et al., 2007) og 2.4 g N/m³/d (Tao & Wang, 2009) og har den fordel, at processen ikke kræver en ekstern kulstofkilde og har et væsentligt lavere forbrug af ilt og energi. Sameksistens af heterotrofe denitrificerende bakterier og anammox bakterier er rapporteret i konstruerede vådområder til spildevandsrensning (Dong & Sun, 2007), mens der pt. ikke findes tilsvarende undersøgelser i konstruerede vådområder der modtager drænvand.

Kvælstoffjernelse i konstruerede vådområder med filtermatrice kan optimeres ved at optimere de miljømæssige faktorer der påvirker N-fjernelsen. Foruden indbygning af kulstofkilde i matricen kan en korrekt opbygning af matricen med uorganiske komponenter, der påvirker systemets pH, bidrage til at øge denitrifikationsraten, der har optimum ved pH 7-7.5. Endelig kan korrekt opbygning af konstruerede vådområder med filtermatrice sikre en termisk beskyttelse, der muliggør mikrobiel denitrifikation selv under frostperioder (Wu et al., 2011).

I forhold til fosfor kan tilbageholdelsen af opløst fosfor optimeres ved valg af filtermatrice. Der findes et stort omfang af international litteratur, der beskriver fosfors bindingsaffinitet og bindingskapacitet i forskellige typer af filtermaterialer. Foruden opløst fosfor kan finpartikulært P, der ikke sedimenteres, også tilbageholdes i det permeable filter. Fosfor akkumuleres i filtermatricen og dermed reduceres P-retentionseffekten som funktion af tid/hydraulisk belastning. Udskiftning af filtermatricen vil være nødvendig, når der er opnået en kritisk fosformætningsgrad. En anden væsentlig faktor, der kan begrænse levetiden for fosforfiltre, er dog tilstopning af filtermatricen med suspenderet sediment, og for danske forhold er det mere sandsynligt at filtermatricens levetid begrænses af tilstopning. I projektet Supreme-Tech under Det Strategiske Forskningsråd (DSF) arbejdes på udvikling og optimering af P-filtermatricer.

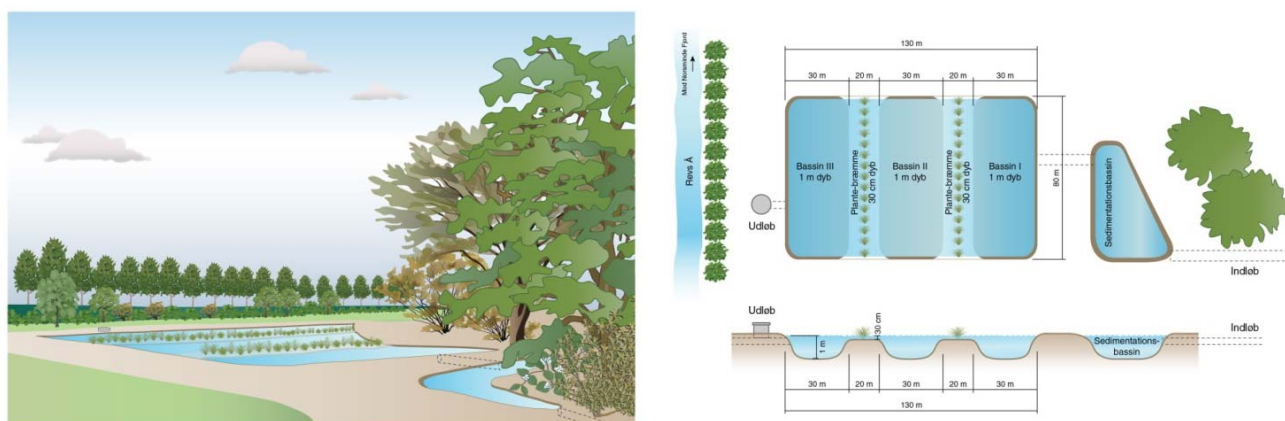
Hydraulisk belastning og opholdstid er som for konstruerede vådområder med overfladestrømning en nøgelfaktor for virkemiddelseffekten, hvor forøgelse af opholdstiden resulterer i øget kvælstoffjernelse ved denitrifikation. For konstruerede vådområder, der modtager drænvand, er store hydrauliske belastninger tilsvarende forbundet med en forøget ilt-belastning, der kombineret med kortere opholdstid begrænser den anaerobe denitrifikation. Konstruerede vådområder med horisontal strømning er generelt mere følsomme overfor store hydrauliske belastninger end systemer med vertikal strømning, hvilket begrundes ved begrænset hydraulisk kapacitet, der bidrager til præferentiel strømning og/eller overløb (Saaed & Sun, 2012).

3 Status og erfaringer fra danske projekter

I forbindelse med en række danske projekter (SupremeTech (DSF, 2010-2015), iDRÆN (GUDP, 2011-2015), Miljøteknologiordningen under NaturErhvervstyrelsen, Minivådområder (Orbicon, 2010-)) er der inden for de seneste år igangsat forskning og udvikling af drænfilter-teknologier, omfattende såvel forskellige typer af konstruerede vådområder samt fosforfiltre.

3.1 Konstruerede vådområder med overfladestrømning

De første to danske konstruerede vådområder med overfladestrømning (Rodbenseje og Fillerup, Odder) konstrueret efter SupremeTech design (Figur 3.1) blev etableret i efteråret 2010 (Bilag 1). I begge tilfælde består vådområdet af to komponenter: (i) et sedimentationsbassin med en dybde på 1 m der er fysisk adskilt fra vådområdet, og (ii) selve vådområdet der består af tre 1 m dybe, åbne bassiner, adskilt af to lavvandede (0.3 m) vegetationszoner. Sedimentationsbassinet er etableret, så det regelmæssigt kan tømmes for sediment uden at vådområdet påvirkes. De åbne, dybe zoner i vådområdet bidrager til at sikre volumen til optimering af opholdstiden, mens de lavvandede vegetationszoner har som funktion at sikre en optimal opblanding af vandfasen, og samtidig udgør vegetationszonerne de biologisk aktive zoner der tilfører kulstof til systemet.



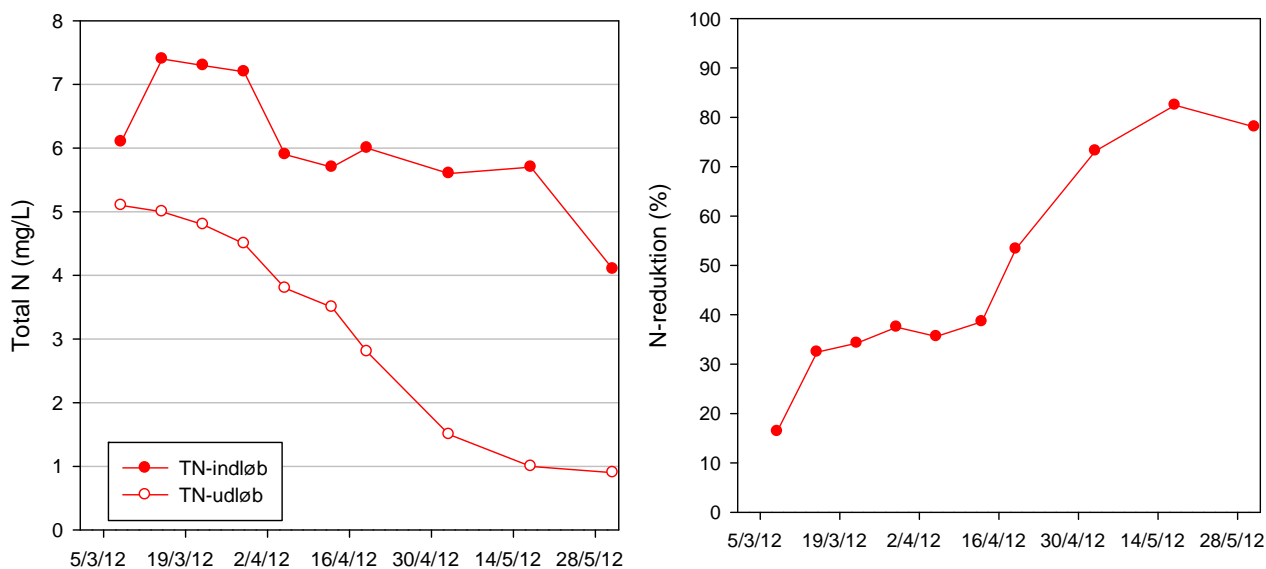
Figur 3.1. Principskitse af designløsning for konstrueret vådområde med overfladestrømning. Vådområdet består af sedimentationsbassin og vådområde med skiftevis dybe åbne zoner og lavvandede vegetationszoner (SupremeTech).

Efterfølgende er der via Miljøteknologiordningen under NaturErhvervstyrelsen givet 100% støtte til etablering og efterfølgende 2 års monitoring af konstruerede vådområder med overfladestrømning. Dette har resulteret i 8 bevilligede projekter til opstart i 2012-2013, og yderligere 8 bevilligede projekter til opstart i 2013-2014. Den samlede oversigt over etablerede og planlagte konstruerede vådområder med overfladestrømning samt monitoringsperiode fremgår af Bilag 2. På baggrund af de igangsatte projekter vil der i perioden 2012-2015 blive opsamlet viden fra 19 konstruerede vådområder med overfladeafstrømning. Projekterne er etableret efter samme overordnede designprincip, men tilpasset de lokale forhold, og de varierer i størrelse af vådområde fra 0.3-1.5 ha og i drænoiland fra 20-164 ha. Projekterne omfatter 9 projekter på højbund (heraf 5 på ler og 4 på mere sandede lokaliteter)

samt 10 projekter på lavbund (heraf 3 på ler og 7 på mere sandede lokaliteter). Projekterne på højbund har alle en naturlig hydraulisk gradient, mens projekter på lavbund er etableret med en pumpestation (Bilag 2).

Moniteringen af de første konstruerede vådområder er påbegyndt i vinteren 2012, og en evaluering af resultaterne fra første afstrømningssæson kan foretages i efteråret 2013. Virkemiddelseffekten for kvælstof er for konstruerede vådområder med overfladestrømning afhængig af etablering af vådbundsvegetation, og typisk forventes der at gå 1-3 år, før systemet er modnet og opnår fuld effekt. Effekten i forhold til tilbageholdelse af partikulære P former er øjeblikkelig, men grundet forstyrrelser efter udgravning og erosion af ikke-plantedækkede bassinflader kan dette påvirke P-effekten indenfor det første måleår. Der må således forventes en periode på 1-3 år før vi ser det fulde potentiale at de etablerede vådområder. På baggrund af monitoringsprogrammet opnås viden om N- og P-retentionseffektivitet som funktion af hydraulisk belastning (opholdstid), årstidsvariation og næringsstofbelastning. Den viden, der opnås via igangsatte og planlagte projekter, vil bidrage til at sikre dokumentation for virkemiddelseffekten af konstruerede vådområder med overfladestrømning, og vil fremadrettet kunne bruges til at lave vejledninger for anlæg, dimensionering og effektvurdering.

For et enkelt vådområde "Fillerup", etableret i 2010, varetog Videncentret for Landbrug (VFL) i perioden marts til maj 2012 regelmæssigt udtagning af punktprøver til analyse af total N (TN). Resultaterne fra disse analyser viser en reduktion i kvælstofkoncentrationen over hele perioden (Figur 3.2a), hvor N-reduktionseffektiviteten stiger fra 16% i starten af marts til >30% medio marts og op til 80% i slutningen af maj (Figur 3.2b), hvor udløbs TN-koncentrationen er reduceret til < 1 mg/l.



Figur 3.2. Ændringer i total N (TN) koncentration i ind- og udløb (a), og N-reduktion i % (b) for konstrueret vådområde med overfladestrømning (Fillerup, Odder) i perioden marts til maj 2012 (data fra VFL, 2012).

Stigningen i N-reduktionseffektiviteten i perioden marts-maj forventes at være resultatet af flere forhold hhv. (i) stigning i temperatur og deraf følgende forøgelse af denitrifikationsraten, (ii) reduktion i den hydrauliske belastning og øget opholdstid, og (iii) igangsættelse af vækstperioden og optag af næringsstoffer i plantebiomasse. Den lave N-reduktionseffektivitet i starten af marts ses efter en periode med meget hård frost i februar 2012. Sammen med foreløbige opgørelser af prøver udtaget i november 2012, der viser 15-20% N-reduktion, antyder det at vi kan forvente et N-reduktionspotentiale i størrelsesorden 15-20% i vinterafstrømningen (november/december-februar/marts), mens N-reduktionspotentialet i sommerafstrømningen (medio marts til oktober/november) for det pågældende vådområde viser variationer fra >30 til 80% N-reduktion. Positivt er det, at der allerede medio marts observeres N-reduktion på >30%. Da monitoringsprogrammet først er endeligt opstartet i december 2012, kan der p.t. ikke laves mere konkluderende vurderinger. Det bør også påpeges, at de første målinger af vandføringen fra december 2012, viser at det pågældende vådområde i vinterafstrømningen er karakteriseret ved en relativ høj hydraulisk belastning med deraf følgende relativt lave opholdstider ≤ 20 timer. Det kan således ikke udelukkes, at en forøgelse i magasinvolumen (opholdstid) vil kunne bidrage til en højere N-reduktionseffektivitet især i de kolde måneder.

I løbet af de kommende år vil resultater fra de 19 etablerede og plantelagte konstruerede vådområder med overfladestrømning bidrage til at sikre dokumentation for virkemiddelseffekt, samt sammenhæng mellem hydraulisk belastning/opholdstid og retentionseffektivitet for næringsstoffer (N og P) i drænvand.

På baggrund af internationale erfaringer samt de meget foreløbige danske resultater kan vi foreløbigt sammenfatte at:

- N-reduktionseffektiviteten kan forventes i størrelsesorden 30-80% i sommerafstrømningen (marts til oktober/november), men lavere (15-20%) i vinterafstrømningen (november/december til februar/marts). I forhold til beregning af den årlig virkemiddelseffekt vil der være behov for differentiering af drænastrømningen i hhv. vinter- og sommerafstrømning (se beregning af potentiel virkemiddelseffekt, afsnit 5).
- Det er afgørende få etableret en sammenhæng mellem virkemiddelseffekt og hydraulisk belastning/opholdstid for hhv. vinter- og sommerafstrømning. Denne viden vil bidrage til korrekt dimensionering af konstruerede vådområder, så virkemiddelseffekten kan optimeres.
- Konstruerede vådområder med overfladestrømning kan effektivt bidrage til at mindske sedimenttransporten fra mark til vandløb, og for drænomlande med betydeligt tab af partikulært P forventes en positiv effekt på PP tilbageholdelsen.

3.2 Konstruerede vådområder med filtermatrice

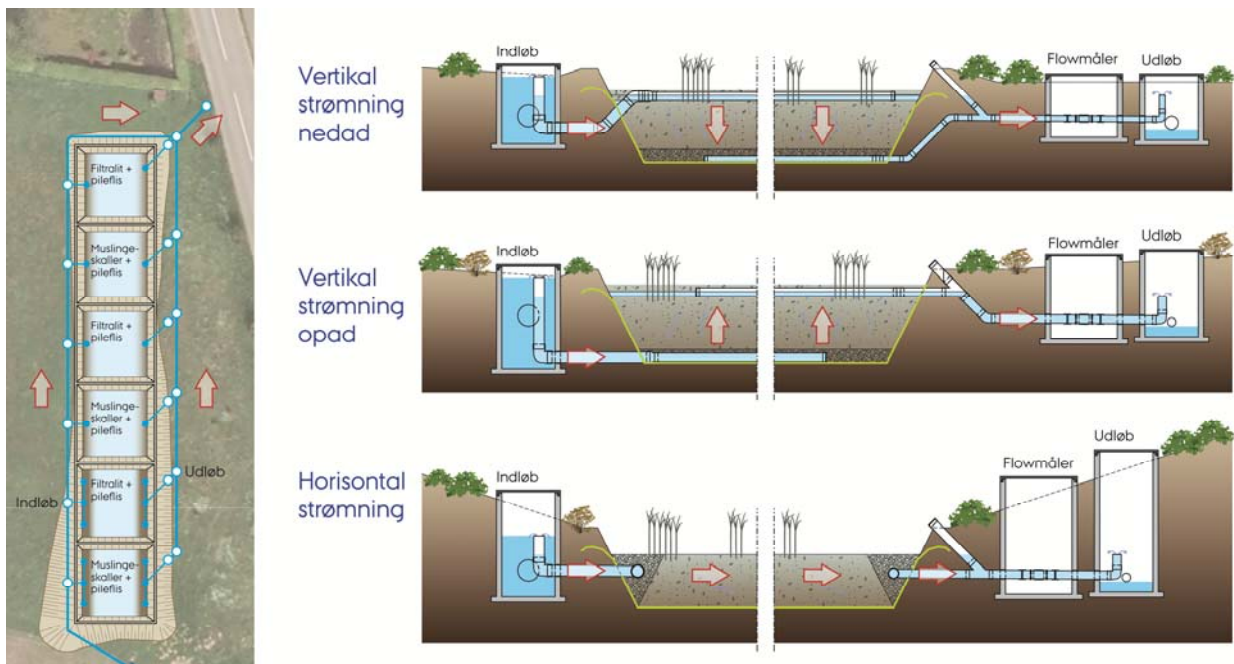
I forbindelse med tre danske projekter (SupremeTech (DSF, 2010-2015), iDRÆN (GUDP, 2011-2015) og minivådområder (Orbicon, 2010-)) arbejdes der med konstruerede vådområder med filtermatrice, målrettet drænastrømning fra landbrugsarealer.

SupremeTech (DSF, 2010-2015)

I SupremeTech projektet er der i perioden 2010-2012 arbejdet med optimering af filtermatricer under kontrollerede laboratorieforhold. Forsøgene har omfattet undersøgelser af et større antal filtermaterialer. Resultaterne af disse forsøg, der forventes publiceret i 2013, bidrager med substantiel viden der muliggør optimering af filtermatricer i forhold til hydraulisk kapacitet, fosforretention og kvælstofomsætning. Resultaterne omfatter bl.a. (i) model til beregning af hydraulisk ledningsevne (hydraulisk kapacitet) og hydraulisk effektivitet som funktion af filterkarakteristika, til brug ved dimensionering af filtermatricer, (ii) kendskab til fosforretention (affinitet og sorptionskapacitet) i forskellige filtermaterialer under variable strømningsforhold – herunder også langtidseffekter, samt (iii) viden om kvælstofomsætning i forskellige kombinationer af organiske-mineralske filtermatricer, herunder kvantificering af denitrifikation og lattergasemission, som funktion af hydraulisk belastning (opholdstid) ved lav temperatur (10°C).

På baggrund af resultater fra laboratorieforsøg med forskellige filtermaterialer er der i efteråret 2012 etableret et eksperimentelt testanlæg bestående af 6 filtermatricer á hver 100 m³ (Figur 3.3). Testanlægget modtager drænvand fra et opland på ca. 85 ha og drænvandet fordeles via indløbsbrønde til de 6 filtermatricer. I testanlægget testes 3 hydrauliske løsninger (to matricer med horisontal strømning, og fire matricer med infiltration hhv. vertikal-op og vertikal-ned), og 2 kombinationer af beplantede filtermatricer bestående af knuste muslingeskaller og pileflis i forskellige blandingsforhold. I november 2012 blev der igangsat et måleprogram med kontinuerlig monitoring af de 6 filtermatricer. Monitoringen omfatter hydraulisk belastning, måling af N- og P-retention samt stofomsætning i matricen, temperatur, ilt-indhold, redoxforhold, drivhusgasemissioner samt evt. frigivelse af organisk materiale og sulfidproduktion. På baggrund af monitoringen opnås viden om virkemiddeleffekt som funktion af opholdstid i hhv. vinter- og sommerafstrømning, erfaring fra de forskellige hydrauliske løsninger samt viden om sekundære effekter. Vådområder med filtermatricer har begrænset levetid som følge af dels udpining af den interne kulstofpulje, komprimering af filtermatricen og/eller tilstopning med suspenderet sediment. Der er således behov for langtidsmonitoring af filtermatricer med henblik på at opnå viden om effektiviteten som funktion af tid samt systemets levetid.

I SupremeTech arbejdes også med brøndfiltre til retention af fosfor i drænvand (www.supremetech.dk). På baggrund af laboratorieforsøg er der fundet P-filtre med høj sorptionsaffinitet, der kan reducere såvel lave som høje indløbs P-koncentrationer til under biologiske tærskelværdier. Et af disse P-filtre testes p.t. som drænbrøndsfilter under feltforhold. Brøndfiltersystemet består af to komponenter hhv. (i) et lamel filter der fremmer sedimentation af suspenderet sediment og partikulært P, samt (ii) et porøst P-filter der tilbageholder såvel opløst som fin-partikulært P. Fosforfiltre har begrænset levetid som følge af filtermaterialets begrænsning i bindingskapacitet, men levetiden under feltforhold vil formentligt være begrænset af især tilstopning af det porøse P-filter med suspenderet sediment. I SupremeTech arbejdes på at optimere fjernelsen af suspenderet sediment i drænvandet, og samtidig testes porøse filters robusthed i forhold til suspenderet sediment, og der arbejdes på at udvikle P-filtre med optimeret bindingskapacitet. Endelig udvikles modeller til prædiktion af P-retention og levetid som funktion af belastning. Erfaringerne fra første sæson med drænbrøndsfilter evalueres i løbet af projektperioden (første gang medio 2013) og frem til projektets afslutning i 2015.



Figur 3.3. Principskitse af eksperimentelt testanlæg med designløsninger for konstruerede vådområder med filtermatricer der inkluderer tre hydrauliske løsninger (www.supremetech.dk)

iDRÆN (GUDP, 2011-2015)

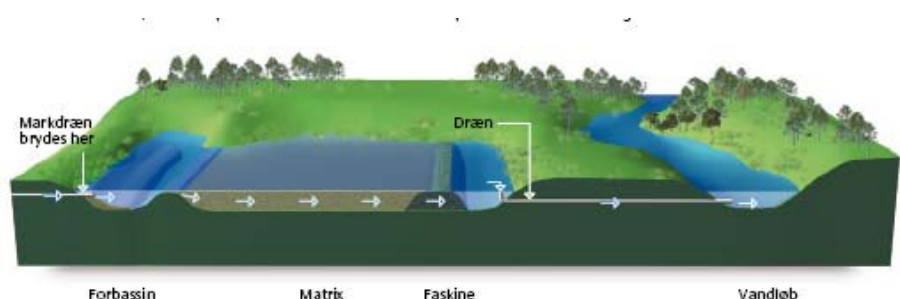
På baggrund af erfaringer fra SupremeTech testanlægget etableres i 2013 i regi af iDRÆN-projektet yderligere to fuldskala konstruerede vådområder med filtermatrice.

I forbindelse med iDRÆN projektet arbejdes desuden med udvikling af oplandsanalysemodel til implementering af drænfilterløsninger, herunder udvikling af operationel model til prædiktion af drænaftstrømning (se afsnit 4).

Hedeselskabets projekt "Test af minivådområder"

I projektet "Test af minivådområder" er der etableret 3 testanlæg med filtermatrice og de foreløbige erfaringer er beskrevet i rapporten "Resultaterne af Hedeselskabets projekt vedrørende etablering og test af minivådområder med Orbicon A/S som projektleder, September 2012". De tre testanlæg er anlagt i hhv. september 2010 (Ondrup Mose, Odder), september 2011 (Ryå, Aabybro) og maj 2012 (Hustedvej, Kolding). Anlæggene er i størrelsesordenen 1300-1800 m² og opbygget efter samme princip bestående af (i) sedimentationsbassin, (ii) træflis-matrice med horisontal strømning og (iii) efterklaringsbassin og iltningstrappe (Figur 3.4, Orbicon, 2012).

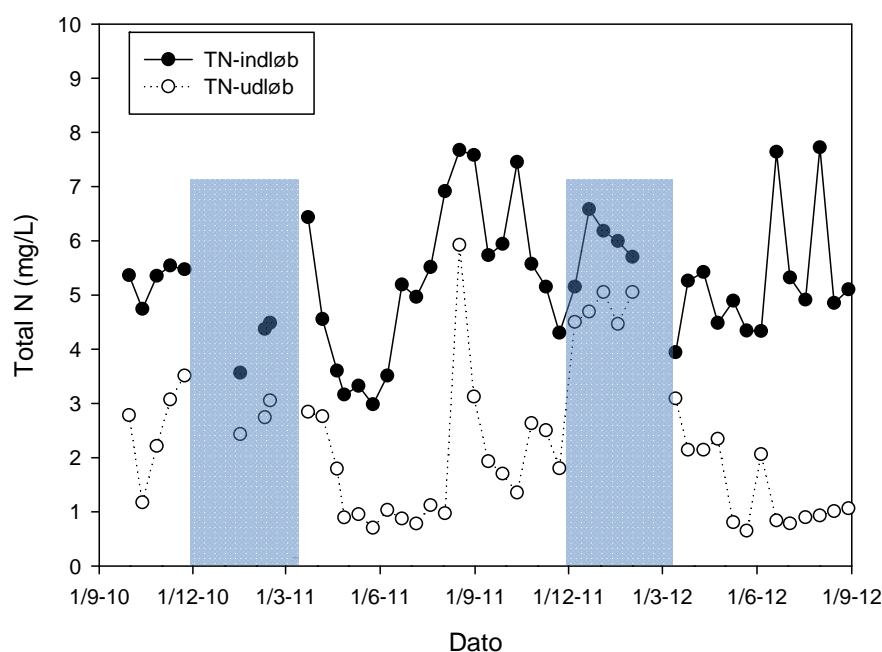
Figur 3.4. Principskitse for konstrueret minivådområde med sedimentationsbassin, flis-matrice og efterklaringsbassin (Orbicon, 2012).



I det følgende gennemgås resultaterne fra testanlægget ved Ondrup Mose, hvor der i rapporten er resultater fra perioden september 2010 til og med august 2012. Data fra Ondrup Mose er venligst stillet til rådighed for dette notat af Orbicon A/S. Resultaterne fra anlægget ved Ryå gennemgås ikke da hydrauliske problemer med dele af testmatricerne giver mere tvivlsomme data, mens der for testanlægget ved Hustedvej på tidspunktet for afrapportering kun er data for perioden maj-august 2012.

Testanlægget "Ondrup Mose" på 1354m² modtager vand fra en åben grøft, der ifølge rapporten afvander et drænopland på 110 ha. Resultaterne fra testanlægget ved Ondrup Mose viser, at minivådområdet i den 2-årige måleperiode reducerer TN-koncentrationen i såvel sommer- som vinterafstrømning fra 3-8 mg/l i indløb til <1-5 mg/l i udløb (Figur 3.5). N-reduktionseffektiviteten varierer fra 11-37% (gennemsnitlig 24%) i vinterafstrømningen (december til marts) til 39-89% (gennemsnitlig 66%) i sommerafstrømningen (marts til november), hvor udløbs TN-koncentrationen i maj-august i begge måleår er <1 mg TN/l.

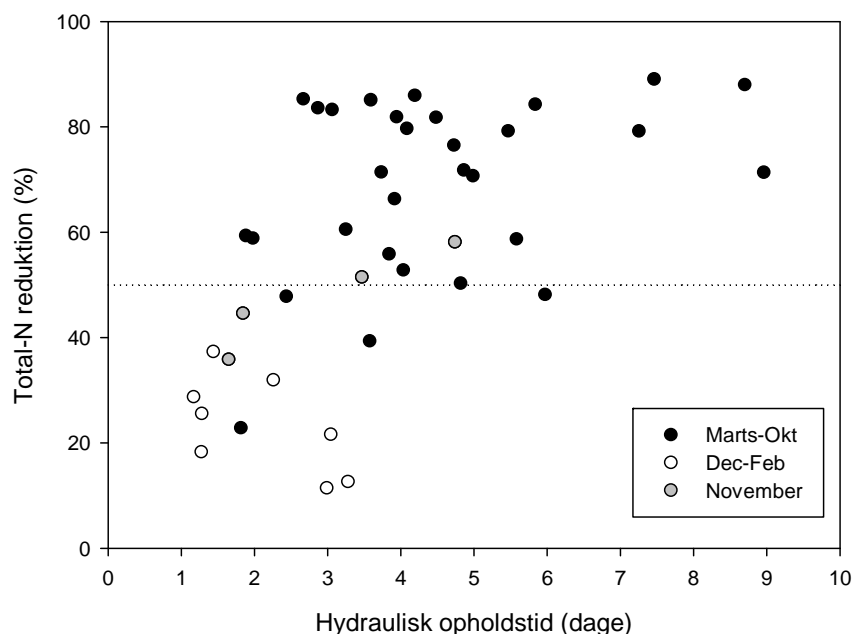
Figur 3.5. Målinger af Total-N (TN) i ind- og udløb ved det konstruerede minivådområde "Ondrup Mose" (Orbicon, 2012). Vinterafstrømning (december-februar/start marts) er angivet som markerede områder.



Den samlede hydrauliske belastning i den 2-årige måleperiode er 311.981 m³ heraf 165.349 m³ i 2011. I forhold til et oplandsareal på 110 ha, svarer dette til en afstrømning fra oplandet på 284 mm i den 2-årige måleperiode, heraf en afstrømning på 150 mm i 2011. En afstrømning på 150 mm/år indikerer at en betydelig del af vandtransporten fra oplandet formentligt sker som diffus afstrømning via grundvand og/eller andre drænsystemer. Opsplitning af vandføringen i vinter- (december-februar/marts) og sommerafstrømning (marts-november) viser, at 41% af afstrømningen forekommer som vinterafstrømning, mens størstedelen af afstrømningen forekommer i perioden medio marts til slut november, hvor N-reduktionseffektiviteten er høj. Den relativt lave vinterafstrømning, der formodentligt skyldes længere perioder med hård frost i begge vinterperioder, medfører at den samlede effektivitet af vådområdet i dette tilfælde domineres af afstrømningen i perioden med gennemsnitlig høj effektivitet.

Den relativt lave vandføring bevirker at den hydrauliske opholdstid i vådområdet generelt er meget høj. Gennemsnitligt varierer vandføringen fra 4.2 L/s i sommerafstrømningen til 7.2 L/s i vinterafstrømningen. Der er registreret fire maksimale vandføringer på 30-47 l/s i såvel sommer- som vinterafstrømning i hhv. oktober 2010, juli og august 2011, samt januar 2012. Sammenholdt med det effektive volumen for hele vådområdet på 970 m³, hvoraf matrice-delen udgør 6.8% , giver det en variation i hydraulisk opholdstid fra 0.9-18 dage og en gennemsnitlig opholdstid for hhv. vinter- og sommerafstrømning på 2.2 og 4.5 dage. Sammenholdes N-reduktionseffektivitet med hydraulisk opholdstid (Figur 3.6), ses at lavere opholdstid kombineret med lav temperatur resulterer i en gennemsnitlig lavere N-reduktionseffektivitet (24%), mens reduktionseffektiviteter på >50% (gennemsnitlig 66%) ses ved en kombination af høj opholdstid (>2 dage) og høj temperatur. De fire målinger fra hhv. november 2010 og 2011 viser umiddelbart en direkte sammenhæng mellem hydraulisk opholdstid (1.6-4.7 dage) og N-reduktionseffektivitet (36-58%), dog er temperaturen ikke oplyst for de to måleår.

Figur 3.6. Total N reduktionseffektivitet (%) som funktion af hydraulisk opholdstid (dage) for afstrømningsperioderne marts-oktober, november og december-februar.



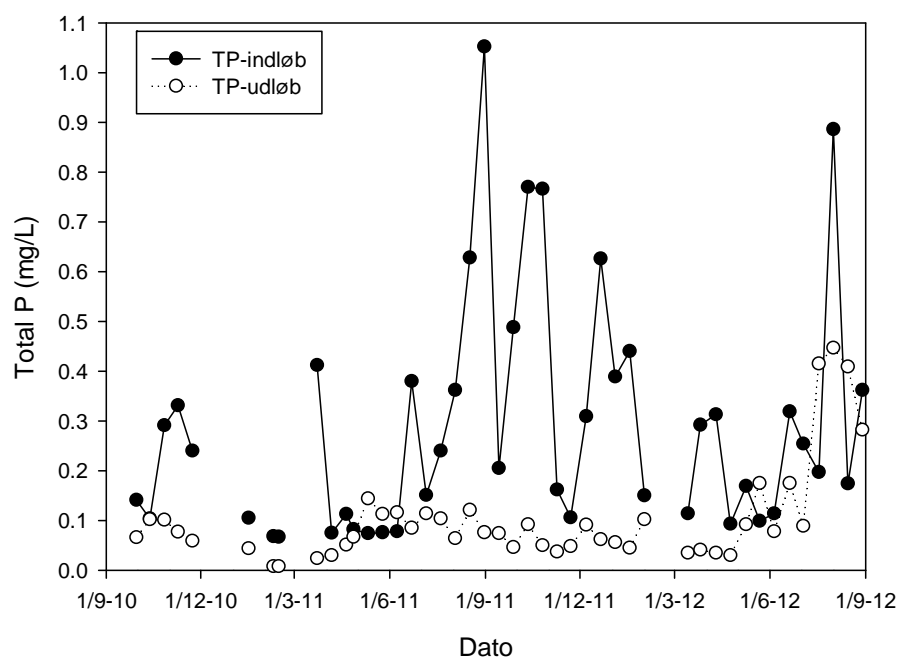
Samlet set har testanlægget i den 2-årige måleperiode en tilførsel på 1.678 kg N hvoraf der fjernes 904 kg N svarende til en samlet reduktionseffektivitet på 54%.

Orbicons opgørelser viser en høj TP-belastning fra oplandet på 99 kg i de to måleår med indløbs-koncentrationer, varierende fra 0.067-1.05 mg/l (gennemsnitlig 0.286 mg/l). Fosforfraktionen i indløb er domineret af partikulært P (gennemsnitligt 78% af TP) , og vådområdet tilbageholder TP i stort set hele afstrømningssæsonen, formentligt ved sedimentation i sedimentationsbassinet (Figur 3.7). Højere udløbs TP-koncentrationer (og en lille nettofrigivelse) ses i maj-juni, hvilket kan være relateret til mineralisering af træflis matricen og/eller mobilisering af Fe-bundet P. I den 2-årige måleperiode har vådområdet en netto-tilbageholdelse på 74 kg P svarende til 75% af tilført P med udløbskoncentrationer varierende fra 0.008-0.45 mg/l (gennemsnitlig 0.102 mg/l). Det må her bemærkes at vådområdets meget positive effekt på P kan være relateret til den meget høje andel af partikulært P i den

åbne grøft der føder vådområdet. Derudover er det væsentligt at påpege at fosfor, i modsætning til kvælstof, akkumuleres i vådområdet, hvilket over tid kan betyde at vådområdet vil få en netto-frigivelse af P fra en intern P-pulje. Det er således væsentligt at sediment og partikulært P regelmæssigt fjernes fra sedimentationsbassinet.

Af øvrige sideeffekter har Orbicon i rapporten angivet, at der umiddelbart efter etablering af testanlægget var en frigivelse af organisk stof, der fortsatte indtil 3 uger efter opstart. Senere er der noteret en lille stigning i indholdet af organisk stof i den tørre periode, målt som biologisk iltforbrug (BI₅) fra 2-3 mg/l i indløbet til 2-4 mg/l i udløbet. Svovlbrinte dannet i flismatricen er efter geniltning, ligesom sulfit, under detektionsgrænsen. Der er ikke målt drivhusgasemissioner fra testanlægget.

Figur 3.7. Målinger af Total-P (TP) i ind- og udløb ved det konstruerede minivådområde "Ondrup Mose" (Orbicon, 2012).



Sammenfattende kan det på basis af erfaring fra testanlægget ved Ondrup Mose konkluderes:

- Konstruerede vådområder med flismatrice har et stort potentiale for reduktion af TN i drænvand med høj gennemsnitlig N-reduktionseffektivitet (66%) i perioden marts-november, og gennemsnitlig rimelig N-reduktionseffektivitet (24%) i vinterafstrømningen december-februar/start marts under de konkrete afstrømningsforhold. Samtidig har erfaringerne fra Ondrup Mose vist at testanlægget kan fungere såvel hydraulisk som biologisk ved længerevarende perioder med hård frost.
- Medvirkende faktor til den høje N-reduktionseffektivitet er formentlig den høje opholdstid i testanlægget (>2 dage når TN>50%). Det er dog væsentligt at være opmærksom på at den høje opholdstid for det konkrete anlæg, skyldes at kun en mindre del af overskudsnedbøren (150 mm i 2011 og gennemsnitligt 142 mm/år) fra det 110 ha store opland afstrømmer via vådområdet. En afstrømning på 300 mm fra de 110 ha ville have halveret opholdstiden, hvilket formentlig især i den kolde del af afstrømningssæsonen ville have medført en markant lavere N-reduktionseffektivitet. Kendskab til transportveje og kvantificering af

drænastrømning er således væsentligt i forhold til korrekt dimensionering af fuldskala anlæg, således at en minimumsopholdstid sikres.

- Den hydrauliske kapacitet for flismatricen ved Ondrup Mose er i rapporten angivet til 45 l/s, og et overløb sikrede at matricen ikke blev overbelastet ved større afstrømningshændelser. Vådområdet ved Ondrup Mose havde en forholdsvis lav hydraulisk belastning (142/150 mm/år) og forholdsvis lave max. belastninger (30-47 l/s) for et 110 ha drænopland, hvor analyse af danske drænastrømnings-data generelt viser max. belastninger på 1-2 l/s/ha opland. Korrekt dimensionering af filtermatricer kræver at den hydrauliske kapacitet tilpasses en acceptabel procentandel af den maksimale hydrauliske belastning (se afsnit 4).
- Testanlægget ved Ondrup Mose har en relativ lav andel af afstrømningen (41%) i vinterperioden (december-februar/start marts), hvor N-reduktionseffektiviteten er lavest (24%), og dette er medvirkende årsag til en gennemsnitligt høj årlig N-reduktionseffektivitet. For lokaliteter med en højere andel af afstrømningen i vinterperioden, må der forventes en lavere N-reduktionseffektivitet, og kendskab til drænastrømningen og fordelingen mellem sommer- og vinterafstrømning vil være afgørende for korrekt estimering af virkemiddelseffekten.
- Testanlægget ved Ondrup Mose viser at konstruerede vådområder kan være et effektivt virkemiddel til reduktion af TP i drænvand, hvor P i drænvandet er domineret af partikulært P (her 78%). Partikulært P tilbageholdes ved sedimentation i sedimentationsbassinet. Højere udløbs TP-koncentrationer i maj-juni kan muligvis forklares ved P-frigivelse som følge af mineralisering af træflis-matricen og/eller evt. mobilisering af Fe-bundet P. I tilfælde hvor indløbs TP-koncentrationen er lav, kan det derfor ikke udelukkes, at der kan forekomme en netto-frigivelse af P fra filtermatricen. En mere effektiv P tilbageholdelse kan opnås ved at opbygge filtermatricen af filtermaterialer, der effektivt tilbageholder P, eller alternativt indbygge en separat P-filtermatrice, der kan udskiftes, når sorptionskapaciteten er opbrugt.
- Konstruerede vådområder med filtermatrice opbygget med intern kulstofkilde (træflis) har begrænset levetid som følge af: (i) udpining af den labile kulstofkilde, (ii) komprimering af matricen i takt med at træflisen opbruges, (iii) tilstopning af filtermatricen med suspenderet sediment, og (iv) begrænsning af hydraulisk kapacitet som følge af både komprimering og tilstopning. Levetiden vil være bestemt af den hydrauliske belastning og indholdet af suspenderet sediment, og dette betyder at funktionen/reduktionseffektiviteten nedsættes over tid, hvor der så vil være behov for at udskifte matricen. Levetiden for filtermatricer kendes på nuværende tidspunkt ikke.

4 Drænkortlægning og drænafstrømning

Ineffektiv næringsstoffjernelse i konstruerede vådområder er ofte resultatet af begrænset hydraulisk opholdstid, som følge af for høj hydraulisk belastning eller utilstrækkelig vådområdekapaletet. Hydraulisk opholdstid er fundet at være den vigtigste designparameter for optimering af næringsstofretentionen i begge typer af konstruerede vådområder (Blahnik og Day, 2000; Greenway og Woolley, 1999; Jordan et al., 2003; Knox et al., 2008; Toet et al., 2005).

Kendskab til sammenhængende drænstrukturer (drænkortlægning) og viden om drænafstrømning på drænoptionsniveau er således afgørende for korrekt dimensionering af konstruerede vådområder med henblik på at sikre såvel en effektiv næringsstoffjernelse samt en omkostningseffektiv implementering af drænfilterløsninger. En nærmere beskrivelse af nuværende status for drænkortlægning og drænafstrømning findes i DCE/DCA-notatet "Beskrivelse af det nødvendige vidensgrundlag i forhold til en fremtidig målrettet regulering efter de forskellige områders retentionskapacitet (Jensen et al., 2012)". Af rapporten fremgår, at mere end 50% (1.5 mio. ha) af det danske landbrugsareal vurderes at være systematisk drænet, men at der kun foreligger begrænsede oplysninger om beliggenheden af drænedede arealer (Olesen, 2009), og at Hedeselskabets drænarkiv skønsomt rummer digitaliserede drænkort dækkende ca. 30% af de drænedede arealer med store geografiske forskelle. I notatet anbefales igangsættelse af en indsats omkring drænkortlægning. I praksis betyder en manglende/mangelfuld drænkortlægning, at det i nogle områder ikke kan lade sig gøre at implementere målrettede drænfilterløsninger, eller at det kan være behæftet med stor usikkerhed, hvis størrelsen af drænoptionslandet fejlvurderes som følge af mangelfuldt kendskab til drænuflow. I det GUDP-finansierede projekt iDRÆN (Drænfilterløsninger til optimeret næringsstoffreduktion) er der i forbindelse med arbejdet omkring drænkortlægning af delopland til Norsminde Fjord, med henblik på målrettet implementering af drænfilterløsninger, opnået erfaringer med problematikken omkring mangelfuld drænkortlægning. I projektet er der samtidig lavet indledende pilotundersøgelser af muligheden for drænkortlægning ved hjælp af fx georadarmetoder. Disse muligheder bør belyses nærmere. I iDRÆN-projektet arbejdes p.t. på at lave et GIS-baseret analyseværktøj til at understøtte differentiering af drænoptionslande i forhold til målrettet placering af drænfilterløsninger. Dette arbejde forventes afsluttet i efteråret 2013, men det bør understreges, at et sådan analyseværktøj ikke overflødigt er en drænkortlægning eller som minimum kendskab til samtlige drænuflow fra det tilgrænsende drænoptionsland.

I Jensen et al. (2012) redegøres yderligere for vidensgrundlaget omkring drænafstrømning, som er begrænset til afstrømningstidsserier på 2-10 års måleperioder fra ca. 40 drænoptionslande, heraf kun 19 mindre lokaliteter med data af høj tidslig opløsning. Analyse af danske afstrømningsdata viser meget store variationer i drænafstrømning, varierende fra 10 til 90% af nedbørsoverskuddet, hvilket svarer til en variation på <100 til 600 mm (ikke-publicerede data fra iDRÆN-projektet). Drænafstrømning kan således være en kvantitativt betydende transportvej på nogle lokaliteter, mens nedsvivning til grundvand dominerer på andre drænedede lokaliteter. I forhold til valg af virkemidler (fx efterafgrøder eller drænfilterløsninger) er det afgørende at kende afstrømningsforholdene på lokaliteten. Der findes p.t. ingen modeller der kan prædiktere drænafstrømning på drænoptionsniveau. På basis af af-

strømningsresponsfunktioner arbejdes i iDRÆN-projektet på at udvikle et operationelt værktøj til prædiktion af drænafstrømning på basis af tilgængelige hydro-geologiske data. Modellens generelle anvendelighed er dog begrænset af datagrundlaget, der langt fra er repræsentativt for alle typeplan- de samt placering indenfor oplandet. I Jensen et al. (2012) anbefales således, at der igangsættes en yderligere indsats i forhold til at forbedre datagrund- laget for drænafstrømning.

Viden om lokale hydrauliske belastninger er en forudsætning for korrekt dimensionering af vådområdet. Analyser af et begrænset datamateriale vi- ser, at hydrauliske belastninger på 50-100 m³/døgn/ha forekommer i 1% af afstrømningshændelserne, mens højere belastninger forekommer <1% af ti- den (ikke-publicerede resultater fra iDRÆN-projektet). Hvis vådområdet dimensioneres til at håndtere belastninger på 50-100 m³/døgn/ha fra 100 ha opland giver det en opholdstid på hhv. 38 og 19 timer ved belastninger på hhv. 50 og 100 m³/døgn/ha for et 1 ha vådområde efter SupremeTech de- sign. Vi har p.t. ikke kendskab til den minimalt acceptable opholdstid for ef- fektiv N-reduktion, men det må forventes at en opholdstid på min 24-48 ti- mer vil være nødvendig. Det er dog væsentligt at bemærke, at trods den stor- re hydrauliske belastning vil en frekvens på <1 eller 1%, trods alt minimere den kvantitative betydning af de store hydrauliske belastninger, der resulter- er i kort opholdstid og ineffektiv næringsstoffjernelse. Ved et vådområde efter SupremeTech design, der arealmæssigt udgør 1% af drænoplandet, forventes derfor, for størstedelen af afstrømningshændelserne, en opholds- tid der tilgodeser en effektiv næringsstoffjernelse. Det må dog nævnes, at de foreløbige analyser af drænafstrømningsdata beror på et spinkelt og ikke- repræsentativt datagrundlag.

En meget afgørende faktor for effektiviteten af drænfiltreløsninger, som det også fremgår af erfaringerne fra de danske projekter, er årstidsvariationen i drænafstrømningen. Under danske forhold varierer drænafstrømning fra lokaliteter hvor der udelukkende er drænafstrømning i efterår/vinter/tidlig forår til lokaliteter med drænafstrømning hele året (både høj- og lavbund). Årstidsvariationen i afstrømningen af næringsstoffer har afgørende betyd- ning for kvælstoffjernelsen, og estimering af den gennemsnitlige årlige N- retention forudsætter en differentiering af drænafstrømning i forhold til sommer- og vintervandføring. I forhold til de første erfaringer fra danske konstruerede vådområder antyder resultaterne, at vinterafstrømning med lav N-reduktionseffektivitet kan defineres som afstrømning i perioden no- vember/december til februar/start marts, mens sommerafstrømning med høj N-reduktionseffektivitet dækker perioden marts til oktober/november. Analyse af en drænafstrømningstidsserie for en enkelt morænelokalitet vi- ser, at andelen af afstrømning i perioden marts-oktober i gennemsnit over 7 år udgør 25% af den totale afstrømning, hvilket er væsentligt lavere end de 59% fra testlokaliteten Ondrup Mose. Det er dog væsentligt at påpege, at vinterafstrømningen med lav N-reduktionseffektivitet for Ondrup Mose i begge måleår var begrænset til december-februar, hvor der også i begge må- leår var længere perioder med hård frost. En nærmere analyse af eksisteren- de danske drænafstrømningsdata vil give et bedre indblik i årstidsvariatio- nen i drænafstrømningsdata (iDRÆN projektet). På baggrund af de forelø- bigt meget begrænsede data er der dog nogen usikkerhed omkring afgræns- ning af sommer- og vinterafstrømning i forhold til N-reduktionseffektivitet, og her vil et forbedret datagrundlag fra de igangsatte vådområdeprojekter give et mere sikkert grundlag for differentiering af afstrømningen i forhold til niveauet for N-reduktion.

5 Potentielle effekter, usikkerheder og omkostninger

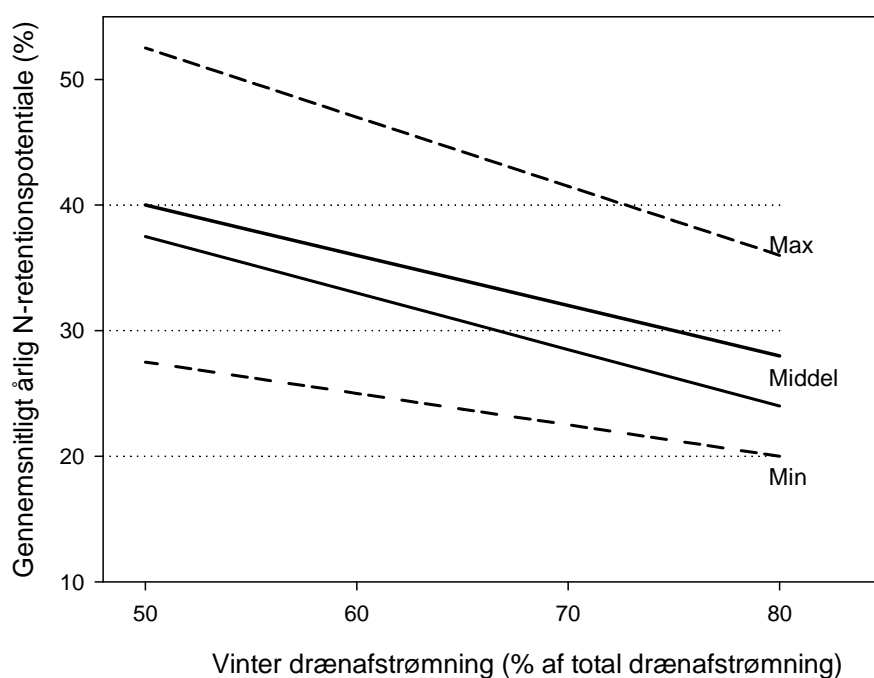
De foreløbigt meget begrænsede resultater fra de to typer af konstruerede vådområder antyder, at vi for begge typer kan forvente en N-reduktions-effektivitet, der i sommerafstrømningen (marts til oktober/november) varierer fra 35-80%, mens effektiviteten er noget lavere og varierer fra 15-25% i vinterafstrømningen (november/december til februar/marts). På baggrund heraf kan der opstilles scenarier for beregning af det gennemsnitlige årlige N-reduktionspotentiale, hvor der i et absolut minimumsscenario antages et gennemsnitligt N-reduktionspotentiale på 15% i vinterafstrømningen og 40% i sommerafstrømningen, mens der i et absolut maximum scenarie antages et gennemsnitligt N-reduktionspotentiale på 25% i vinterafstrømningen og 80% i sommerafstrømningen. Ved middelscenarier antages et N-reduktionspotentiale på 60% i sommerafstrømningen, mens der kan antages lavt (15%) til moderat (20%) reduktionspotentiale for vinterafstrømningen (Tabel 5.1)

Tabel 5.1. Scenarier for gennemsnitligt årligt N-reduktionspotentiale

Scenarie	Gennemsnitligt årligt N-reduktionspotentiale (%)
Minimum	$0.15 \times \text{vinterafstrømning}(\%) + 0.40 \times \text{sommerafstrømning}(\%)$
Middel-1	$0.15 \times \text{vinterafstrømning}(\%) + 0.60 \times \text{sommerafstrømning}(\%)$
Middel-2	$0.20 \times \text{vinterafstrømning}(\%) + 0.60 \times \text{sommerafstrømning}(\%)$
Maximum	$0.25 \times \text{vinterafstrømning}(\%) + 0.80 \times \text{sommerafstrømning}(\%)$

Hvis det antages, at vinterafstrømningen varierer fra 50-80% af den totale afstrømning, kan det gennemsnitlige årlige N-reduktionspotentiale beregnes som funktion af vinterdrænastrømning (% af total drænastrømning) for de fire scenarier (Fig. 5.1).

Figur 5.1. Gennemsnitlig årlig potentiel N-reduktion (%) som funktion af vinterdrænastrømning (% af total drænastrømning) ved scenarier for minimum, maksimum og middel N-reduktionseffektivitet.



Ved antagelse af et minimumsscenario fås et gennemsnitligt årlig N-reduktionspotentiale på 20-28% N-reduktion, mens et maksimumsscenario under de givne forudsætninger giver et N-reduktionspotentiale på 36-53% afhængig af andelen af vinterdrænastrømning. En antagelse om et middel scenario giver en variation i N-reduktionspotentialet fra 24-28% ved 80% vinterafstrømning til 38-40% ved 50% vinterafstrømning. Resultaterne fra testlokaliteten "Ondrup Mose" viste en gennemsnitlig N-reduktion på 54% for en 2-årig måleperiode for en lokalitet med meget lav vinterafstrømning (41%) og forholdsvis lav hydraulisk belastning/høj opholdstid (Orbicon, 2012). En nærmere analyse af eksisterende og nye drænastrømningsdata vil give et bedre indblik i årstidsvariationen i drænastrømning mellem lokaliteter (iDRÆN projektet). Samtidig vil de øvrige igangsatte vådområdeprojekter bidrage til at belyse sammenhængen mellem hydraulisk opholdstid og virkemiddelseffekt i vinter- og sommerafstrømning. Begrænsende faktor for N-reduktionspotentialet i konstruerede vådområder under danske forhold er denitrifikationsraten i de kolde måneder. Særligt i overgangsperioderne (november og marts) kan det være afgørende for det årlige N-reduktionspotentiale, om en almindeligvis høj vandføring i disse måneder skal medregnes i sommer- eller vinterafstrømningen. Især i overgangsperioderne kan det ligeledes være væsentligt at kende sammenhængen mellem opholdstid, temperatur og N-reduktionspotentialet, da vådområdet bør dimensioneres, så opholdstiden optimeres efter de lokale forhold.

Den aktuelle N-reduktion afhænger foruden N-reduktionspotentialet også af kvælstofbelastningen, der er bestemt af såvel andelen af den overskudsnedbør, der afstrømmer via dræn, samt N-koncentrationen i drænastrømningen. Analyser af danske drænastrømningsdata viser variationer i drænastrømning fra <100 mm til ~600 mm (ikke-publicerede data fra iDRÆN) og målte total N-koncentrationer kan typisk variere fra <3 mg/l til >20 mg/l. På basis af variationer i TN-koncentration, drænastrømning og med udgangspunkt i de fire scenarier for N-reduktionspotentialet angives teoretiske estimater for N-virkemiddelseffekten ved et drænoiland på 100 ha og et konstrueret vådområde på 1 ha (Tabel 5.2).

Tabel 5.2. Estimer for aktuel N-reduktion (kg N og kg N/ha vådområde) som funktion af N-reduktionspotentiale og total-N belastning (N tab fra rodzonen fra 100 ha) ved 1 ha konstrueret vådområde.

TN-konc. i drænvand mg/l	Drænastr. mm/år	N-tab fra rodzonen pr 100 ha Kg N	Scenarier for N-reduktionspotentiale (Kg N fjernet pr. ha vådområde)			
			Min 20%	Middel 24%	Middel 40%	Max. 53%
20	200	4000	800	960	1600	2120
20	400	8000	1600	1920	3200	4240
20	600	12000	2400	2880	4800	6360
10	200	2000	400	480	800	1060
10	400	4000	800	960	1600	2120
10	600	6000	1200	1440	2400	3180
5	200	1000	200	240	400	530
5	400	2000	400	480	800	1060
5	600	3000	600	720	1200	1590

Det fremgår af beregningerne (tabel 5.2) at den absolutte virkemiddelseffekt kan variere meget betydeligt afhængigt af kvælstofbelastning (N-koncentration × afstrømning) og N-reduktionspotentialet. En fordobling af enten kvælstofkoncentrationen eller drænastrømningen giver tilsvarende en fordobling i den absolutte virkemiddelseffekt, ligesom også en fordobling

af N-reduktionspotentialet. Estimering af virkemiddelseffekten forudsætter udover viden om N-reduktionspotentialet også vist kendskab til såvel drænaforstrømning og næringsstofkoncentration. Heri ligger implicit at der er tale om et målrettet virkemiddel.

5.1 Omkostninger ved konstruerede vådområder

På baggrund af erfaringer fra etablering af konstruerede vådområder med overfladestrømning ses at omkostninger til etablering af ca. 1 ha vådområde ved ca. 100 ha opland ligger i størrelsesordenen 200.000-650.000 kr. /ha vådområde. De dyreste projekter inkluderer både etablering af membran og pumpeopløsning, mens de billigste projekter har naturlig hydraulisk gradient. Omkostningerne omfatter foruden etableringsudgifter også omkostninger forbundet med udtag af areal til vådområdet, evt. driftsudgifter og levetid for anlægget, der ikke er inkluderet i den angivne etableringspris. For konstruerede vådområder med overfladestrømning forventes som udgangspunkt ingen begrænsning på levetiden, og der vil være et relativt begrænset behov for pleje i form af fjernelse af sediment fra sedimentationsbassin, samt evt. på længere sigt pleje af vådbundsvegetationen.

Et simpelt beregningseksempel for 100 ha opland og 1 ha konstrueret vådområde viser at ved:

- N-reduktion i størrelsesordenen 480-3180 kg N/år
- Etableringsomkostninger i størrelsesordenen 200.000-650.000 kr. og afskrivning over 15 år

opnås en omkostningseffektivitet i størrelsesordenen 4-90 kr./kg N (dog ikke medregnet udtag af areal).

Der mangler p.t. oplysninger for at kunne lave tilsvarende beregning for konstruerede vådområder med filtermatrice, men udgifter til såvel etablering, drift og udskiftning af filtermatricen betyder, at der vil være større omkostninger forbundet med denne løsning.

5.2 Vurdering af virkemiddelseffekt af konstruerede vådområder i forhold til efterafgrøder

Konstruerede vådområder har kvantitativt størst effekt, hvor den primære afstrømning fra oplandet sker via drænaforstrømning. På sådanne arealer kan konstruerede vådområder være et alternativ og/eller supplement til efterafgrøder. I notatet "Noget for noget" (Anonym, 2008) er virkemiddelseffekten for efterafgrøder angivet som funktion af jordtype (sand, ler), DE og ved scenarier hhv. uden/med jordbearbejdningseffekt. Heraf fremgår at virkemiddelseffekten for efterafgrøder ved $DE < 0.8$ /ha angives til hhv. 16 og 34 kg N/ha for ler og sand uden jordbearbejdningseffekt, og 6 og 16 kg N/ha for ler og sand med korrektion for jordbearbejdningseffekt. Ved $DE > 0.8$ /ha angives effekten til hhv. 28 og 46 kg N/ha for ler og sand uden jordbearbejdningseffekt, og 18 og 28 kg N/ha for ler og sand med korrektion for jordbearbejdningseffekt. I forhold til vurdering af effekten i recipienten er det praksis at korrigerer efterafgrødeeffekten med 42 %, svarende til den naturlige reduktion der sker under transport fra rodzonen til recipienten (Blicher-Mathiesen et al., 2007). Imidlertid giver det ikke mening at lave denne korrektion for arealer, hvor den primære afstrømning foregår via dræn, og dermed ikke har en naturlig N-reduktion under transport til recipienten.

I tabel 5.3 og tabel 5.4 er der ved forskellige N-belastninger (N-tab fra rodzonen pr 100 ha) angivet det efterafgrødeareal, der svarer til effekten af 1 ha vådområde som funktion af N-reduktionspotentialet (24 og 53%), og ved forskellige efterafgrødeeffekter i henhold til "Noget for Noget" (Anonym, 2008) for hhv. ler (tabel 5.3) og sand (tabel 5.4).

Tabel 5.3. Efterafgrødeareal (ha) der modsvarer effekten af 1 ha konstrueret vådområde som funktion af N-belastning (N-tab fra rodzonen) fra 100 ha, N-reduktionspotentiale (24 og 53%) og efterafgrødeeffekter for lerjord.

N-tab fra rodzonen pr 100 ha Kg N	Ler: DE <0.8/ha				Ler: DE >0.8/ha			
	N-reduktion 24%		N-reduktion 53%		N-reduktion 24%		N-reduktion 53%	
	(min.)		(max)		(min.)		(max)	
	Oprindelig ¹	Korrigeret ¹	Oprindelig	Korrigeret	Oprindelig	Korrigeret	Oprindelig	Korrigeret
	16 kg/ha	6 kg/ha	16 kg/ha	6 kg/ha	28kg/ha	18 kg/ha	28 kg/ha	18 kg/ha
1000	15	40	33	88	9	13	19	29
2000	30	80	66	177	17	27	38	59
3000	45	120	99	265	26	40	57	88
4000	60	160	133	353	34	53	76	118
6000	90	240	199	530	51	80	114	177
8000	120	320	265	707	69	107	151	236

¹Hentyder til hhv. oprindelig og korrigeret efterafgrødeeffekt i forhold til jordbearbejdningseffekt, jf. tekst ovenfor.

Tabel 5.4. Efterafgrødeareal (ha) der modsvarer effekten af 1 ha konstrueret vådområde som funktion af N-belastning (N-tab fra rodzonen) fra 100 ha, N-reduktionspotentiale (24 og 53%) og efterafgrødeeffekter for sandjord.

N-tab fra rodzonen pr 100 ha Kg N	Sand: DE <0.8/ha				Sand: DE >0.8/ha			
	N-reduktion 24%		N-reduktion 53%		N-reduktion 24%		N-reduktion 53%	
	(min.)		(max)		(min.)		(max)	
	Oprindelig ¹	Korrigeret ¹	Oprindelig	Korrigeret	Oprindelig	Korrigeret	Oprindelig	Korrigeret
	34 kg/ha	16 kg/ha	34 kg/ha	16 kg/ha	46kg/ha	28 kg/ha	46 kg/ha	28 kg/ha
1000	7	15	16	33	5	9	12	19
2000	14	30	31	66	10	17	23	38
3000	21	45	47	99	16	26	35	57
4000	28	60	62	133	21	34	46	76
6000	42	90	94	199	31	51	69	114
8000	56	120	125	265	42	69	92	151

¹Hentyder til hhv. oprindelig og korrigeret efterafgrødeeffekt i forhold til jordbearbejdningseffekt, jf. tekst ovenfor.

Resultaterne viser at konstruerede vådområder kan erstatte og/eller supplere efterafgrøder som virkemiddel under de givne forudsætninger, men resultaterne i tabel 5.3 og 5.4 viser også at effekten af konstruerede vådområder i forhold til efterafgrøder varierer afhængigt af N-belastning fra drænonlandet, N-reduktionseffekt i vådområdet og efterafgrødeeffekten. Det er således ikke helt simpelt at sammenholde virkemiddelseffekten af konstruerede vådområder med efterafgrødeeffekten. Ved sammenligning af effekten af konstruerede vådområder med efterafgrødeeffekten bør det dog påpeges, at der i tidligere notater til Fødevareministeriet er henvist til en meget stor usikkerhed om efterafgrøders effekt og eftervirkning, og nedenstående sammenligning beror følgelig på denne usikkerhed.

6 Øvrige effekter

Konstruerede vådområder kan bidrage til flere økosystem services, og designhensyn kan foruden næringsstofretention også inkludere klimatilpasning ved udjævning af drænastrømnings-belastninger, samt spredningskorridorer og forøgelse af biodiversitet i agroøkosystemer (Kjærgaard et al., 2006). Det er internationalt kendt, at konstruerede vådområders magasineringseffekt generelt har en udjævnende effekt på drænastrømningshændelser, og hvis de etableres korrekt kan konstruerede vådområder fungere som buffer under store afstrømningshændelser.

7 Foreløbige konklusioner

På baggrund af international state-of-the-art og de meget foreløbige og begrænsede danske erfaringer kan det sammenfattes at:

- Konstruerede vådområder med overfladestrømning er et internationalt kendt virkemiddel målrettet afstrømning fra landbrugsarealer. Vådområder med filtermatrice kendes især fra spildevandsrensning og har p.t. ikke fundet anvendelse til rensning af drænvand fra landbrugsarealer, men der er fokus på mulighederne. Der er igangsat et omfattende dansk forsknings- og udviklingsarbejde, der omfatter såvel konstruerede vådområder med overflade-strømning som konstruerede vådområder med filtermatrice, og i de kommende år vil resultater fra disse forsøg sikre dokumentation af virkemiddelseffekter under danske forhold, herunder sammenhæng mellem effekt og hydraulisk belastning/opholdstid for hhv. vinter- og sommerafstrømning.
- De første (meget begrænsede) resultater fra begge typer af vådområder viser begge høj N-reduktionseffektivitet på 35-80% i sommerafstrømningen (marts-oktober/november), mens effektiviteten falder til 15-25% i vinterafstrømningen. I forhold til beregning af den årlige virkemiddelseffekt er en kvantificering af drænafstrømningen (vinter- og sommerafstrømning) afgørende. Afhængig af vinterdrænafstrømningen antyder de foreløbige estimater en skønnet årlig N-reduktionseffektivitet i størrelsesorden 20-53%.
- De foreløbige resultater antyder, at der kan opnås N-reduktionseffektivitet i samme størrelsesorden i såvel sommer- som vinterafstrømning for begge typer af konstruerede vådområder, dog kan der være antydning af lidt højere effektivitet i vinterafstrømning i konstrueret vådområde med filtermatrice. Vådområder med filtermatrice har, i modsætning til konstruerede vådområder med overfladestrømning, en begrænset levetid som følge af udpining og tilstopning af filtermatricen, men der mangler viden om matricesystemers kapacitet og levetid. Analyse af kommende data vil bidrage til mere sikre konklusioner.
- Den absolutte N-reduktion ved implementering af konstruerede vådområder afhænger af N-belastning (kvælstoftab fra det tilgrænsende drænopland) og N-reduktionspotentialet for vådområdet – se tabel 5.2. Estimering af virkemiddelseffekten af konstruerede vådområder forudsætter således lokal viden om/prædiktion af drænafstrømningen og næringsstoffetab via dræn. Prædiktion af drænafstrømningen forudsætter yderligere, at den sammenhængende drænstruktur for drænoplandet er kendt.
- Resultaterne antyder at konstruerede vådområder kan erstatte og/eller supplere efterafgrøder som virkemiddel, men estimater i tabel 5.3 og 5.4 viser også at effekten af konstruerede vådområder i forhold til efterafgrøder varierer betydeligt, afhængigt af N-belastning fra drænoplandet, N-reduktionseffekt i vådområdet og efterafgrødeeffekten.
- Konstruerede vådområder kan effektivt bidrage til at reducere sedimenttransport samt tab af partikulært P, hvor effekten vil afhænge af P-form og koncentration i drænvandet. Det forudsættes at der regelmæssigt fjer-

nes sediment fra sedimentationsbassinet. Der arbejdes p.t. på at optimere permeable filtre til retention af opløst P.

- Konstruerede vådområder med overfladestrømning har i Sverige (Davidsen et al, 2003) bidraget til øget biodiversitet i agroøkosystemer, men kan også virke som beskyttelse af vådområder i ådale mod næringsstofbelastning fra drænvand samt anvendes i klimatilpasningskontekst som landskabsbuffer ved udjævning af drænafstrømning.

8 Referencer

- Anonym (2008). Afrapportering fra arbejdsgruppen om udredning af mulighederne for justering af afgrødenormsystemet med henblik på optimering af gødsknings- og miljøeffekt - "noget for noget". Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Miljøministeriet, pp. 107.
- Barko, J.W., Gunnison, D. & Carpenter, S.R. 1991. Sediment interactions with submersed microphyte growth and community dynamics. *Aquat. Bot.* 41:41-65.
- Bastviken, S. K., Weisner, S. E. B., Thiere, G., Svensson, J. M., Ehde, P. M., and Tonderski, K. S. (2009). Effects of vegetation on hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 946-952.
- Beauchamp, E. G., Trevors, J. T., and Paul, J. W. (1989). Carbon sources for bacterial denitrification. *Adv. Soil Sci.* 10, 113-134.
- Beutel, M. W., Newton, C. D., Brouillard, E. S., and Watts, R. J. (2009). Nitrate removal in surface-flow constructed wetlands treating dilute agricultural runoff in the lower Yakima basin, Washington. *Ecol. Eng.* 35, 1538-1546.
- Blahnik, T., and Day, J. (2000). The effects of varied hydraulic and nutrient loading rates on water quality and hydrologic distributions in a natural forested treatment wetland. *Wetlands* 20, 48-61.
- Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J., Kjeldgård, A., Ernsten, V., Højbjerg, A.L., Jakobsen, P.R., von Platen, F., Tougaard, L., Hansen, J.R., Børgesen, C.D. (2007). Kvælstofreduktionen fra rodzonen til kyst for Danmark - Fagligt grundlag for nationalt kort. 68s.
- Borin, M., and Tocchetto, D. (2007). Five year water and nitrogen balance for a constructed surface flow wetland treating agricultural drainage waters. *Sci. Total Environ.* 380, 38-47.
- Braskerud, B. C. (2001). The influence of vegetation on sediment and resuspension of soil particles in small constructed wetlands. *J. Environ. Qual.* 30, 1447-1457.
- Braskerud, B. C. (2002). Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecol. Eng.* 18, 351-370.
- Brueske, C. C., and Barrett, G. W. (1994). Effects of vegetation and hydrologic load on sedimentation patterns in experimental wetland ecosystems. *Ecol. Eng.* 3, 429-447.
- Comin, F. A., Romero, J. A., Astorga, V., and Garcia, C. (1997). Nitrogen removal and cycling in restored wetlands used as filters of nutrients for agricultural runoff. *Water Sci. Technol.* 35, 255-261.

Cronk, J.K. (1996). Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 58:97-114.

Davidsson, T., Hammar, J., Holmström, C., Reuterskiöld, D. & Wedding, B., 2003: Biologi och vattenkemi i nya dammar – Undersökningar 2000-2002, slutrapport, Ekologgruppen i Landskrona AB. Uppdragsgivare: Höje å projektet & Kävlingeå-projektet, WWF och Region Skåne.

Debusk, T. A., Grace, K. A., and Dierberg, F. E. (2005). Treatment wetlands for removing phosphorus from agricultural drainage water. In "Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetlands Solution" (E. J. Dunne, K. R. Reddy, and O. T. Carton, Eds.), pp. 167-178. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, The Netherlands.

Dong, Z. and Sun, T. (2007). A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands - promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological Engineering* 31(2): 69-78.

Fennessy, M. S., Brueske, C. C., and Mitsch, W. J. (1994). Sediment deposition patterns in restored freshwater wetlands using sediment traps. *Ecol. Eng.* 3, 409-428.

Fleischer, S., Gustafson, A., Joelsson, J., Pansar, J., and Stibe, L. (1994). Nitrogen removal in created ponds. *Ambio* 23, 349-357.

Grant, R. et al. 2010. Landövervågningsoplande 2008. NOVANA. AU-DMU report no. 762. 128 p.

Greenway, M., and Woolley, A. (1999). Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecol. Eng.* 12, 39-55.

Hernandez, M. E., and Mitsch, W. J. (2007). Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands. *J. Environ. Qual.* 36, 333-342.

Hey, D. L., Kenimer, A. L., and Barrett, K. R. (1994). Water Quality improvement by four experimental wetlands. *Ecol. Eng.* 3, 381-397.

James, W. F., Barko, J.W. and Eakin, H.L. (2002). Labile and refractory forms of phosphorus in runoff of the Redwood River Basin, Minnesota. *J. Freshw. Ecol.* 17:297-304

Jensen et al., 2012

Jenssen, P.D., Krogstad, T., Paruch, A.M., Mæhlum, T., Adam, K., Arias, C.A., Heistad, A., Jonsson, L., Hellström, D., Brix, H., Yli-Halla, M., Vråle, L., Valve, M. (2010). Filter bed systems treating domestic wastewater in the Nordic countries – Performance and reuse of filter media. *Ecological Engineering* 36:1651-1659.

Johnston, C.A. (1991). Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: Effects on surface water quality. *Crit. Rev. Environ. Control* 21:495-565

Jordan, T. E., Whigham, D. F., Hofmockel, K. J., and Pittek, M. A. (2003). Nutrient and sediment removal by a restored wetland receiving agricultural runoff. *J. Environ. Qual.* 32, 1534-1547.

Kadlec, R. H. (2005). Constructed wetlands to remove nitrate. In "Nutrient Management in Agricultural Watersheds a Wetlands Solution" (E. J. Dunne, K. R. Reddy, and O. T. Carton, Eds.), Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.

Kadlec, R. H., and Knight, R. L. (1996). *Treatment Wetlands*. CRC Press, Boca Raton, FL. Kadlec, R. H., Knight, R. L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. (2000). *Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design and operation*. IWA Publishing, UK, 156 pp.

Kjærsgaard, C., C.C. Hoffmann, A. Baattrup-Pedersen, & P.L. Jensen. 2006. Konstruerede vådområder. Miljøforvaltning i risikoområder. Virkemiddelsfaktablade, Kortlægning af risikoarealer for fosfortab i Danmark; C2, 9 pp.

Kjærsgaard, C. & Hoffmann, C.C. 2010. Konstruerede vådområder som effektive landskabsfiltre. *Vand & Jord* nr. 2. 2010.

Knight, R.L., Payne, V.W.E.J., Borer, R.E., Clarke, R.A. and Pries, J.H. 2000. Constructed wetlands for livestock wastewater management. *Ecol. Eng.* 15:41-55.

Knox, A. K., Dahlgren, R. A., Tate, K. W., and Atwill, E. R. (2008). Efficacy of natural wetlands to retain nutrient, sediment and microbial pollutants. *J. Environ. Qual.* 37, 1837-1846.

Koskiaho, J., Ekholm, P., Raty, M., Riihimaki, J., and Puustinen, M. (2003). Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands-experiences under boreal conditions. *Ecol. Eng.* 20, 89-103.

Kovacic, D. A., David, M. B., Gentry, L. E., Starks, K. M., and Cooke, R. A. (2000). Effectiveness of constructed wetlands in reducing nitrogen and phosphorus export from agricultural tile drainage. *J. Environ. Qual.* 29, 1262-1274.

Kovacic, D. A., Twait, R. M., Wallace, M. P., and Bowling, J. M. (2006). Use of created wetlands to improve water quality in the Midwest-Lake Bloomington case study. *Ecol. Eng.* 28, 258-270.

Larson, A. C., Gentry, L. E., David, M. B., Cooke, R. A., and Kovacic, D. A. (2000). The role of seepage in constructed wetlands receiving agricultural tile drainage. *Ecol. Eng.* 15, 91-104.

Maynard, J. J., O'Geen, A. T., and Dahlgren, R. A. (2008). Bioavailability and fate of phosphorus in constructed wetlands receiving agricultural runoff in the San Joaquin Valley, California. *J. Environ. Qual.* 38, 360-372.

Moreno, D., Pedrocchi, C., Comin, F. A., and Cabezas, A. (2007). Creating wetlands for the improvement of water quality and landscape restoration in semi-arid zones degraded by intensive agricultural use. *Ecol. Eng.* 30, 103-111.

Moreno, D., Pedrocchi, C., and Comin, F.A. (2010). Effects of wetland construction on water quality in a semi-arid catchment degraded by intensive agricultural use. *Ecol. Eng.* 36,631–639.

Mustafa, A., Scholz, M., Harrington, R., and Carrol, P. (2009). Long-term performance of a representative integrated constructed wetland treating farmyard runoff. *Ecol. Eng.* 35, 779–790.

O'Geen, A.T., Budd, R., Gan, J., Maynard, J.J., Parikh, S.J., og Dahlgren, R.A. 2010. Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. *Advances in Agronomy*, 108:1-76.

Olesen, S.E. (2009). Kortlægning af potentielt dræningsbehov på landbrugsarealer opdelt efter landskabelement, geologi, jordklasse, geologisk region samt høj/lavbund. DJF Intern Rapport Markbrug 21.

Orbicon, 2012. Resultaterne af Hedeselskabets projekt vedrørende etablering og test af minivådområder med Orbicon A/S som projektleder. Orbicon. 21. September. 2012

Paredes, D., Kuschik, P., Koser, H. (2007). Influence of plants and organic matter on the removal in laboratory-scale model subsurface flow constructed wetlands inoculated with anaerobic ammonium oxidizing bacteria. *Engineering in Life Sciences* 7(6):565-576.

Phipps, R. G., and Crumpton, W. G. (1994). Factors affecting nitrogen loss in experimental wetlands with different hydrologic loads. *Ecol. Eng.* 3, 399–408.

Poe, A. C., Piehler, M. F., Thompson, S. P., and Paerl, H. W. (2003). Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff. *Wetlands* 23, 817–826.

Richardson, C.J. (1999). The role of wetlands in storage, release, and cycling of phosphorus on the landscape: A 25-year retrospective. In "Phosphorus Biogeochemistry in Subtropical Ecosystems" (K.R. Reddy, G.A. O'Connor, and C.L. Schelke, Eds.), pp. 47-68. CRC Press/Lewis, Boca Raton, FL.

Richardson, C.J. and Marshall, P.E. (1986). Processes controlling movement, storage, and export of phosphorus in a fen peatland. *Ecol. Monogr.* 56:279-302.

Saeed, T., and Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *J. Environmental Management* 112, 429–448.

Schmid, B. H., Stephan, S., and Hengl, M. A. (2005). Sediment deposition in constructed wetland ponds with emergent vegetation: Laboratory study and mathematical model. *Water Sci. Technol.* 51, 307–314.

Smith, L. K., Sartoris, J. J., Thullen, J. S., and Anderson, D. C. (2000). Investigation of denitrification rates in an ammonia-dominated constructed wastewater-treatment wetlands. *Wetlands* 20, 684–696.

- Spieles, D. J., and Mitsch, W. J. (2000). The effects of season and hydrolic and chemical loading on nitrate retention in constructed wetlands: a comparison of low and highnutrient riverine systems. *Ecol. Eng.* 14, 77-91.
- Tanner, C. C., Sukias, J. P. S., and Upsdell, M.P. (1998). Relationships between loading rates and pollutant removal during maturation of gravel-bed constructed wetlands, *J. Environ. Qual.* 27:448-458.
- Tanner, C. C., Kadlec, R. H., Gibbs, M. M., Sukias, J. P. S., and Long Nguyen, M. (2002). Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands-influence of wastewater characteristics. *Ecol. Eng.* 18, 499-520.
- Tanner, C. C., Nguyen, M. L., and Sukias, J. P. S. (2005). Nutrient removal by a constructed wetland treating subsurface drainage from grazed dairy pasture. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 145-162.
- Tao, W. and Wang, J. (2009). Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. *Ecological Engineering* 35(5):836-842.
- Tee, H.C., Lim, P.E., Seng, C.E., Nawi, M. (2012). Newly developed baffled subsurfaceflow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. *Bioresource Technology* 104:235-242.
- Toet, S., Van Logtestijn, R. S. P., Kampf, R., Schreijer, M., and Verhoeven, J. T. A. (2005). The effect of hydraulic retention time on the removal of pollutants from sewage treatment plant effluent in a surface-flow wetland system. *Wetlands* 25, 375-391.
- Volkmar, E.C. and Dahlgren, R.A. (2006). Biological oxygen demand dynamics in the San Joaquin River, California. *Environ. Sci. Technol.* 40:5653-5660.
- Vymazal, J. (2007). Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment* 380:48-65.
- Wu, S., Austin, D., Liu, L., Dong, R. (2011). Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecological Engineering* 37 (6):948-954.
- Xue, Y., Kovaic, D.A., David, M.B., Gentry, L.E., Mulvaney, R.L., Lindau, C.W. 1999. In situ measurement of denitrification in constructed wetlands. *J. Environ. Qual.* 28:263-269.

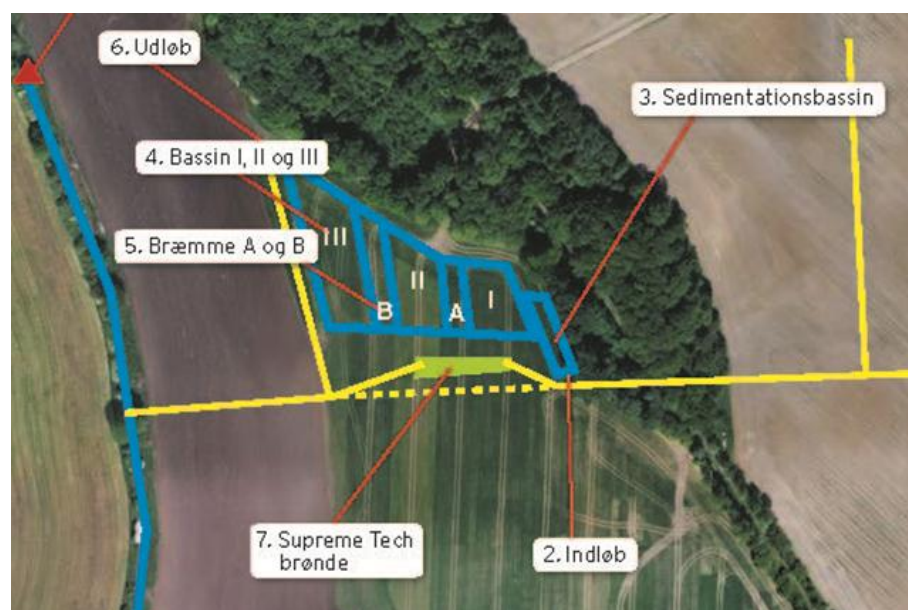
Bilag 1. Danske konstruerede vådområder med overfladestrømning

Eksempel på konstrueret vådområde med overfladestrømning "Rodsenseje" ved Odder

Projektet, der er finansieret af landdistriktsmidler, er etableret i samarbejde mellem DLMØ, Videncentret for Landbrug og Aarhus Universitet (DSF-projektet SupremeTech).

Drænoiland (leret moræne) på 100 ha der via hoveddræn afvander til Revså.

Et konstrueret vådområde med overfladestrømning blev etableret i kanten af marken ved at hoveddrænet afbrydes og drænvandet ledes igennem det 1 ha store vådområde. Vådområdet er opbygget efter SupremeTech design med sedimentationsbassin efterfulgt af vådområde bestående af tre 1 m dybe åbne bassiner og to lavvandede (0.3 m) vegetationszoner. Via udløbsbrønd ledes det rensede drænvand tilbage i hoveddrænet.



Fotos af det konstruerede vådområde "Rodsenseje"

Vådområdet umiddelbart efter etablering marts 2011. Parallelt med vådområdet ses SupremeTech brønde der tester P-filtre.

Foto: Supreme Tech



Vådområdet i august 2011 med fremvækst af vådbundsvegetation på de lavvandede vegetationszoner.

Foto: Supreme Tech



Eksempel på konstrueret vådområde med overfladestrømning "Fillerup" ved Odder

Projektet, der er finansieret af landdistriktsmidler, er etableret i samarbejde mellem DLMØ, Videncentret for Landbrug og Aarhus Universitet (DSF-projektet SupremeTech).

Drænoiland (leret moræne) på 50 ha der via hoveddrænen afvander til Odderå.

Et konstrueret vådområde med overfladestrømning blev etableret i lavning i kanten af marken ved at hoveddrænet afbrydes og drænvandet ledes igennem det ~0.5 ha store vådområde. Vådområdet er opbygget efter SupremeTech design med sedimentationsbassin efterfulgt af vådområde bestående af tre 1 m dybe åbne bassiner og to lavvandede (0.3 m) vegetations-zoner. Via udløbsbrønd ledes det rensede drænvand tilbage i hoveddrænet.



Fotos af det konstruerede vådområde "Fillerup"

Vådområdet august 2011.

Foto: SupremeTech



Vådområdet august 2012

Foto: SupremeTech

