

C1: Miljøforvaltning i risikoområder



Foto: Carl Christian Hoffmann



Foto: Carl Christian Hoffmann

Vådområder er unikke økosystemer med et mangfoldigt dyre- og planteliv. Vådområdernes placering i landskabet som stødpudezone mellem andre økosystemer har givet dem helt specielle biologiske, fysiske og kemiske egenskaber. Egenskaber der kan udnyttes til f.eks. at få fjernet overskydende nitrat fra det vand der er udvasket fra landbrugsarealer. Ved at anlægge eller genoprette vådområder kan man forbedre de miljømæssige forhold i mange recipienter og samtidig får man et større naturindhold.

Vådområder

Carl Chr. Hoffmann & Annette Baatrup-Pedersen
 Afdeling for Ferskvandsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet
 Per Lyng Jensen
 Afdeling for Systemanalyse, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet

Definition

Vådområder defineres som arealer hvor vand-spejlet er i jordoverfladen, tæt ved jordoverfladen, over jordoverfladen eller hvor jorden er mættet med vand tilstrækkelig længe til at fremme de processer og levevilkår, der giver et biologisk indhold, som tilhører vådområder eller det akvatiske miljø.

Formål

Vådområder kan anvendes eller genetableres med det delformål at reducere udvaskningen af næringsstoffer fra et tilgrænsende landbrugsopland til en nedstrøms liggende recipient. Ved genopretning af et vådområde genskabes de naturligt forekommende processer i videst mulig omfang. Det primære og helt fundamentale element i genskabelsen af vådområdet er genopretning af de naturlige hydrologiske processer (også kaldet naturlig hydrologi), hvilket i langt de fleste tilfælde betyder at dræn og grøfter sløjfes og vandet herefter løber eller siver diffust (dvs. naturligt) gennem området som

overfladevand eller grundvand eller en kombination af begge dele. Der kan også være tale om arealer, der er pumpede og inddigede, og hvor den efterfølgende retablering består i at pumpen slukkes og digerne fjernes. I mange tilfælde vil disse arealer blive til lavvandede søer pga. sætninger af jorden i perioden hvor den har været afvandet.



Årgang 1, 2008
 Nr. C1, vers. 1



Foto: Carl Christian Hoffmann



Foto: Carl Christian Hoffmann

Virkemåde

Omsætning af kvælstof i vådområder kan foregå ved forskellige processer, men den altdominerende proces er denitrifikation af nitrat, NO_3^- , til frit atmosfærisk kvælstof, N_2 . Denitrifikationsprocessen afhænger af en række faktorer: iltfrie forhold, pH, tilstedeværelse af nitrat, letomsættelig organisk stof (dvs. energi til processen) og at vandet strømmer gennem vådområdet. Planternes optagelse af kvælstof og efterfølgende ophobning i form af tørvedannelse kan også have betydning. Tørvedannelsen foregår såfremt nedbrydningen af planterne sker meget langsomt, dvs. som oftest ved en kombination af høj vandstand og iltfrie eller iltfattige forhold.

Vandets strømning i vådområder

Vandets strømning gennem vådområdet er afgørende for vådområdets funktion. Det skyldes, at strømningsmønstret bestemmer hvilke områder, der kommer i kontakt med det kvælstof som er opløst i vandet. Det vil være disse områders kapacitet for at omsætte kvælstof via denitrifikation og ved planteoptagelse, der bestemmer, hvor godt området vil fungere for kvælstoffjernelse.

Strømmer vandet gennem jorden i vådområdet vil jordprofilens udseende være medbestemmende for strømningsmønstret, fordi de forskellige minerogene og organogene jordlag har forskellige hydrauliske egenskaber. Vandet vil strømme i de jordlag som leder vandet bedst,

hvilket vil sige de jordlag som yder mindst modstand (fuldkomment analogt til modstanden i et elektrisk kredsløb). Når et jordlag er god til at lede vandet har det en høj hydraulisk ledningsevne. Den hydrauliske ledningsevne er for mineraljorde knyttet til jordens tekstur, dvs. størrelse og fordeling af jordpartiklerne (se Tabel 1). Også organogene jorde har store forskelle i hydraulisk ledningsevne, men her er den knyttet til tørvens omsætningsgrad (humificering), dvs. hvor nedbrudt tørv er. En tørv der er meget lidt omsat vil have et stort indhold af døde, synlige planterester, den er let og er god til at lede vandet (stor hydraulisk ledningsevne). I en meget velomsat tørv kan plantefibre ikke længere ses, tørv er faldet sammen, den er blevet mere kompakt, og den hydrauliske ledningsevne er blevet betydelig mindre (se Tabel 1). Som det fremgår af tabel 1 kan forskellen i hydraulisk ledningsevne mellem forskellige jordtyper måles i dekader. Det betyder f.eks., at vand kan strømme 100 gange hurtigere gennem et grovkornet sandlag end gennem et finkornet sandlag.

Det skal tilføjes, at vandet også kan strømme diffust gennem hele jordmatrix i et vådområde. Strømmer vandet på overfladen af vådområdet ændrer strømningsmønstret sig fra at foregå i et tredimensionelt rum til nu i et todimensionalt rum, og vandets passage af en kvadratmeter vådområde i forhold til en kubikmeter vådområde ændrer sig både mht. tid og den jordoverflade eller jordmatrix der skal passeres. Den samme mængde vand vil være meget længere tid om at passere en kubikmeter jord end en kvadratmeter jordoverflade. Den samme mængde kvælstof vil have mange gange større mulighed for at blive denitrificeret i en kubikmeter jord fordi antallet af denitrifikanter er mange gange større i en kubikmeter jord end på en kvadratmeter jordoverflade. På jordoverfladen vil der være tilgang af ilt der stopper denitrifikationen, og nitrat i overfladevand skal diffundere et lille stykke ned jorden inden iltten forsvinder og denitrifikationen kan gå i gang. Man kan derfor forvente at kvælstoffjernelse via denitrifikation vil være større, når vandet strømmer gennem jorden end på jordoverfladen.

Tabel 1. Hydraulisk ledningsevne målt i forskellige jordtyper.

Materiale (m pr. s)	Mættet hydraulisk ledningsevne
Svagt humificeret tørv	$1 \cdot 10^{-4}$
Moderat humificeret tørv	$5 \cdot 10^{-5}$
Stærkt humificeret tørv	$1 \cdot 10^{-5}$
Kompakt tørv	$5 \cdot 10^{-7}$
Grovkornet sand (500-2.000 μm)	$1 \cdot 10^{-3}$
Mellemkornet sand (125-500 μm)	$1 \cdot 10^{-4}$
Finkornet sand (63-125 μm)	$1 \cdot 10^{-5}$
Gyttjeholdigt sand	$1 \cdot 10^{-6}$
Silt: fra - til	$1 \cdot 10^{-6}$ $1 \cdot 10^{-9}$
Ler: fra - til	$1 \cdot 10^{-9}$ $1 \cdot 10^{-11}$
Kalkgytje	$1 \cdot 10^{-11}$

Planteoptagelse og tørveopbygning

Primærproduktionen i vådområder kan være ganske høj, og høslæt eller afgræsning kan medvirke til at fjerne næringsstoffer (Tabel 2). Også ved rørskeer kan der fjernes næringsstoffer, men formentlig ikke så store mængder, da høstningen først foregår efter vækstsæsonens afslutning, hvorfor en del næringsstoffer kan være forsvundet eller transporteret ned i rodsystemet eller til overvintringsorganer. Hvis vådområdet ikke anvendes til høslæt eller afgræsses – begge dele kan være umulig pga. fugtighedsforholdene – er tilbageholdelse af kvælstof i plantebiomassen kun midlertidig, fordi den organisk bundne kvælstof frigives (mineraliseres) igen ved plantens henfald.

I vådområder med ringe denitrifikationskapacitet er planternes optagelse af kvælstof i biomassen et vigtigt element i tilbageholdelsen, og en del kvælstof kan lagres/tilbageholdes i lang tid ved tørvedannelse eller som vedmasse i skovklædte vådområder. Tørvedannelse i vådområder er ikke kun afhængig af primærproduktionen, men også af hvor hurtigt nedbrydningen foregår. Svært nedbrydeligt plantemateriale kan således være årsag til høj tørveproduktion. Tilførsel af store mængder fosfor og kvælstof fra landbrugsarealer kan også i visse tilfælde medføre forøget tørvedannelse fordi primærproduktionen vokser.

Mængden af kvælstof, der kan fastlægges angives i litteraturen til at ligge i intervallet 1-47 kg N pr. ha pr. år (Nichols, 1983) for moderate til kolde klimaer, mens mængden af fosfor ved

tørveopbygning ligger i intervallet 0,05 - 2,4 kg P pr. ha pr. år (Nichols, 1983). Det er vanskeligt at give et præcist skøn, da en høj primærproduktion ikke nødvendigvis giver høj tørveproduktion, fordi tørvedannelsen i høj grad er knyttet til planternes nedbrydningshastighed.

Hvordan kan de anvendes ?

Vådområder betragtes af nogle som naturens nyre, altså en form for naturens eget rensningsanlæg, der kan hjælpe os af med overskydende næringsstoffer, miljøfremmede stoffer m.m. Man bør dog være varsom med en så forenklet anskuelse, da vådområder er unikke økosystemer med stor biodiversitet, som kan være sårbare overfor ændringer i de hydrologiske forhold eller for store næringsstofbelastninger.

Vådområder tjener ofte som stødpudezone mellem forskellige økosystemer eller habitater, fordi de kan håndtere store ændringer uden selv at gå til grunde. Disse ændringer foregår enten i bittesmå trin eller i bestemte veldefinerede zoner, der afløser hinanden og som tilsammen danner en gradient. Følger man et vådområde fra dets grænse ved et tilstødende økosystem på tværs til grænsen for det næste tilstødende økosystem, vil man opdage, at vådområdet indeholder en række gradienter. Det kan være en fugtighedsgradient, der betinger tilstedeværelsen af en række forskellige vegetationssamfund. Det kan være en iltgradient – til dels betinget af fugtighedsgradienten – der betinger tilstedeværelse af forskellige biogeokemiske processer, f.eks. denitrifikation.

Tabel 2. Oversigt over tørstofproduktion, kvælstof- og fosforindhold i overjordisk biomasse.

	Tørstof (kg pr. ha pr. år)	Kvælstof (kg N pr. ha pr. år)	Fosfor (kg P pr. ha pr. år)
Landsforsøgene, slæt på våd humusjord, 3 år	4.990	91	-
Stevns å, eng	3.000 - 5.250	74 - 105	8 - 13
Syv Bæk, eng	4.270 - 5.380	104 - 125	-
Gjern Å:			
A, eng	5.000 - 7.500	80 - 120	13 - 14
B, mose	12.000 - 14.000	130 - 260	24 - 29
C, eng	3.500 - 6.500	50 - 100	9 - 15
D, eng	3.000 - 4.500	50 - 70	9 - 12
Glumsø, rørskov	12.600	175	18

Faktorer, der påvirker kvælstoffjernelsen i vådområder

- **Hydrologi:** Vandets strømningsmønster kan være afgørende for tilbageholdelsen af kvælstof. Strømmer vandet gennem sandede lag uden indhold af organisk stof, der tjener som energikilde for processen vil muligheden for kvælstoffjernelse være tilsvarende ringe. Strømmer vandet gennem iltrige jordlag vil denitrifikanterne ikke kunne reducere nitrat (ånde med nitrat) og kvælstoffjernelsen vil derfor være ringe eller manglende.
- **Jordens pH forhold:** Denitrifikationen har sit optimum omkring pH=7. Ved lav pH dvs. ved omkring pH=4 reduceres nitrat kun til lattergas, N₂O, som er en drivhusgas, hvis virkning er ca. 300 gange kraftigere end CO₂
- **Redoxforhold:** Denitrifikation kan kun foregå under anaerobe forhold. Vekslede aerobe og anaerobe kan eventuelt medføre højere lattergas produktion.
- **Pleje- og arealanvendelse:** Afgræsning, høslæt og rørsæk vil fjerne kvælstof (og fosfor) fra vådområdet og dermed medvirke til at holde jordens kvælstofindhold nede. Det har den fordel at jordens N-pulje ikke øges og det kan medvirke til øget biodiversitet i dele af vådområdet. I et vådområde er det ikke tilrådeligt at belaste hele området med kvælstof
- **Kvælstofbelastningens størrelse:** En stor kvælstofbelastning fører ofte kortvarig til stor for derefter at resultere i stor udvaskning fra det givne område fordi. Samtidig ændres områdets biologiske karakteristika i negativ retning, da kun kraftigt voksende nærings-salttålende planter overlever. Belastning af vådområdet med andre næringsstoffer kan influere på fosfortilbageholdelsen. Hvis vådområdet har eller formodes at ville få en meget høj kvælstoffjernelse (i.e. skønsmæssigt højere end 500 kg N pr. ha pr. år) kan det medføre at fosfor udvaskes fra området, idet denitrifikationsprocessen, der omdanner nitrat til frit atmosfærisk kvælstof, forbruger energi, der fås ved nedbrydning af organisk materiale. Nedbrydningen fører blandt andet til frigivelse af fosfat, der kan udvaskes. Dette vil især være et problem hvis denitrifikationen er meget høj hvilket implicit betyder, at belastningen også er høj.

- **Temperatur:** Temperaturen har stor indflydelse på denitrifikationen. Som tommelfingerregel fordobles processens hastighed hver gang, temperaturen stiger 10°C (Q₁₀=2). Denitrifikation foregår ned til 0°C og op til 60-70°C. I de fleste tilfælde kan processen finde sted hele året under danske forhold. Ved undersøgelser i Fyns Amt er der registreret nitratfjernelse på 50 kg N pr. ha pr. måned ved temperaturer nær 0°C. I grundvandsfødte vådområder ligger temperaturen altid omkring 8°C. Her ses en konstant høj denitrifikation, hvis der ikke er andre begrænsende faktorer.

Danske erfaringer

Danske undersøgelser af kvælstoffjernelse i vådområder

Kvælstoffjernelse i vådområder er som regel særdeles effektiv. Den procentuelle fjernelse varierer mellem 48% og 99% af de tilførte mængder (se tabel 3 og 4), og i halvdelen af undersøgelserne fjernes der mere end 90%. Den absolutte mængde kvælstof, der kan fjernes varierer noget mere, og det er fordi først og fremmest kvælstofbelastningen kan være forskellig fra område til område.

Tabel 3. Eksempler på nitratfjernelse i vådområder, der primært gennemstrømmes af grundvand.

Lokalitet	Kg NO ₃ -N pr. ha pr. år	%
Stevns å, eng	57	97
Rabis bæk, eng	398	56
Gjern å systemet:		
Voldby bæk, eng, 1992	326	59
Voldby bæk, eng, 1993	340	65
Voldby bæk, eng, 1994*	119	68
B, mose (1993)	2.100	97
B, mose (5 år)	1.079	97
Søby Vad, C, eng (5 år)	541	96
Søby Vad, D, eng (5 år)	398	97
Sminge Vad, E, eng	10,4	100
Brede å, enge (63 ha), 1996	92	71
Brede å, enge (94 ha), 2000	108	96
Gudenåens Kilder, enge (57 ha)	8,4	57

*Marken hvorfra engen modtager grundvand lagt brak i efteråret 1993

Tabel 4. Oversigt over nitrattjernelse ved overrislingsforsøg med drænvand eller åvand. Ved opgørelsen er der taget højde for, at drænvandet ikke løber hele året.

Lokalitet	Kg NO ₃ -N pr. ha pr. år	%
Glumsø, rørskov ^a	520	65
Glumsø, rørskov ^a	975	62
Glumsø, rørskov ^a	2725	54
Glumsø, fuldskala	569	94
Stevns å, eng*	350	99
Stevns å, eng med gammelt drænrør	Kun koncentration målt	99
Syv bæk, eng	300	72
Stor å, genskabt eng	530	48
Gjern å, eng ^{a,b} (min)	34	88
Gjern å, eng ^{a,b} (max)	200	98
Gjern Å, Sminge Vad, oversvøm	52.7	-

^aKortidsforsøg

^bForskellig hydraulisk belastning og forskellig nitratbelastning

Kvælstoffjernelse i vådområder der gennemstrømmes af nitratholdigt grundvand

I vådområder der gennemstrømmes af grundvand er der målt kvælstoffjernelsesrater fra 8,4 til 2.100 kg NO₃-N pr. ha pr. år (Tabel 3). Der er flere årsager til de meget store forskelle. Det kan f.eks. skyldes at vandet ledes direkte til en nærliggende å gennem dræn og grøfter, altså uden om engene. Dette er tilfældet ved Stevns Å (Hoffmann et al., 1993), som har et betydeligt større potentiale for kvælstoffjernelse, som blot ikke er udnyttet. Hvor meget mere engene ved Stevns Å kan fjerne kan ses ud fra resultaterne af et overrislingsforsøg, der blev foretaget (Tabel 4). Man kan i øvrigt også se, at der fjernes en større procentdel på en drænvandspåvirket engparcel ved Stevns Å (tabel 4). En samlet vurdering at engene ved Stevns Å viste, at en forøget tilledning af vand fra oplandet – dvs. ved sløjfning af alle dræn og grøfter – ville kunne nedsætte transporten af kvælstof og fosfor i Stevns Å med hhv. 40% og 39% (Hoffmann et al., 1993).

Voldby bæk – moderat kvælstoffjernelse

På en eng langs Voldby Bæk i Gjern Å systemet er der over en treårig periode målt en relativ lille kvælstoffjernelse på mellem 59 og 68% (Tabel

3). I dette tilfælde er årsagen, at engene er meget smalle. Jordbunden består mest af sandede sedimenter med meget lidt organisk indhold, og betingelserne for denitrifikation er derfor begrænsede. Derudover er en del af oplandet grøftet, så ikke alt det nitratholdige grundvand løber gennem området. Det kan endvidere også ses, hvilken betydning braklægning af de ovenfor liggende landbrugsarealer har på kvælstofbelastning og kvælstoffjernelse (tabel 3, Voldby Bæk, 1994) idet kvælstoffjernelsen gik op og belastningen ned som følge af braklægningen

Overrisling

Den procentuelle kvælstoffjernelse ved overrisling af enge og vådområder er i mange tilfælde mindre sammenlignet med vådområder, der gennemstrømmes af grundvand. Ved Syv Bæk, Storåen, Ulleruplund og i Glumsø rørskov fjernes mellem 48 og 72% af den tilførte kvælstof (Tabel 4). Engen ved Rabis Bæk overrisles naturligt, idet grundvandet kommer frem ved ådalsskrænten for derefter at sive og risle gennem engen. Også her finder man en lidt mindre kvælstoffjernelse på kun 56% (Tabel 4).

Problemet ved overrisling skyldes, at en del vand strømmer overfladisk af uden at blive infiltreret i jordbunden. Det betyder, at en del af det nitratholdige vand ikke kommer i kontakt med de denitrificerende zoner. I overrislingsforsøg, hvor al vandet infiltreres i jordbunden, er den procentvise kvælstoffjernelse noget højere, fra 88 til 99% (Stevns Å, Gjern Å, Glumsø fuldskala, tabel 4). Andre forhold kan påvirke kvælstoffjernelsen i overrislede områder, f.eks. høje temperaturer om sommeren kombineret med lille afstrømning og lave kvælstofkoncentrationer, mens vandet kan fryse i perioder om vinteren hvor kvælstofkoncentrationen er høj.

Undersøgelser i stor skala

Kvælstoffjernelsen kan være beskeden, som eksempel kan nævnes Gudenåens Kilder. Oplandet er stort set ikke landbrugspåvirket, men omkranset af skov og hede. Derfor er kvælstofbelastningen heller ikke særlig stor, og den målte kvælstoffjernelse kunne opgøres til 8,7 kg N pr. ha pr. år (tabel 3).

Restaureringen af Brede å er heller ikke foretaget med det primære formål at reducere næringsstofftilførslen. Hævningen af vandlø-

bets bund, sløjfning af dræn og grøfter samt en generel hævnning af grundvandstanden har dog mindsket både okkerforureningen og nitratbelastningen. Begge undersøgelser blev foretaget lige efter restaureringen i det tørreste år nogensinde (1994-1995), så den fulde effekt af restaureringen på nitratfjernelsen kunne ikke vurderes.

Tidenvandspåvirkede vådområder

Der er kun få data på kvælstoffjernelse i tidevandspåvirkede vådområder. Denitrifikationen blev målt ved Vorup Enge ved tre temperaturer (5, 10 og 15°C) i en laboratorieopstilling under in situ lignende forhold (i.e. en græstørv blev oversvømmet med in situ vand). Resultaterne viste, at kvælstoffjernelsen (denitrifikationen) lå på ca. 200 kg N pr. ha pr. år. Det kan måske undre, at denitrifikationen ikke er større, når naturen selv sørger for tilledning af kvælstofholdigt vand, men en mulig forklaring er, at iltforholdene er forholdsvis gode netop pga. tidevandet og nitraten skal bevæge sig forholdsvis langt ned i jorden førend anaerobe forhold indtræffer.

De vådområder der er genetableret under Vandmiljøplan II-ordningen (tabel 5) viser, at der på disse lokaliteter sker kvælstoffjernelse omend med nogen variation. Variationen er meget påvirket af klimatiske forhold. F.eks. var kvælstoffjernelsen ved Karlsmosen kun 93 kg N pr. ha i 2003.

Tidshorisont for effekt

Hvis der er tale om genetablering af et vådområde kan de ændrede fugtighedsforhold bevirke at der temporært kan ske udvaskning af fosfor og andre næringssalte – også selvom området opfylder alle betingelser for at kunne tilbageholde fosfor og andre næringsstoffer. Grunden er, at vegetationen vil ændres i sammensætning hen mod plantesamfund der foretrækker et vådere miljø, og nogle planter vil således rådne bort. I den øverste del af jordprofilen skal der etableres nye dynamiske biogeokemiske ligevægte, der er tilpasset de mere iltfattige forhold, og også dette kan midlertidigt forårsage udvaskning af næringsstoffer.

Effekter for andre stoffer

Man bør være yderst varsom med at tillade for store mængder kvælstof (> 500 kg N pr. ha pr. år) til et vådområde da det som nævnt ovenfor kan føre til udvaskning af fosfor og andre stoffer.

Natureffekter

De vigtigste bestemmende faktorer for, hvilke arter der etablerer sig på et etableret vådområde er de økologiske kår, graden af hydrologisk dynamik samt udvalget af arter fra de omkringliggende arealer, der er i stand til at sprede sig til

Tabel 5. Målt kvælstoffjernelse i overvågede VMPII-vådområder (Hoffmann et al., 2006).

Lokalitet	Areal ha	Målt N-fjernelse (kg N pr. ha pr. år)	Målt N-fjernelse + ændret arealanvendelse (kg N pr. ha pr. år)
Egebjerg enge ¹	34	53	53
Egebjerg enge ²		72-688	72-688
Hellegård å	66	!	!
Kappel ⁴	28	14	39
Geddebækken	39	90	125
Horne Mølleå	14	220	255
Karlsmosen	63	337	372
Lindkær	84	191	226
Snaremose "Sø" ³	34	256	291
Frisvad Møllebæk ⁴	39	(95)	
Ulleruplund	13	133	170
Gammelby Bæk	27	83	105
Nagbøl Å	64	163	187
Hjarup Bæk	31	170	200

¹Massebalance • ²Nitratflux og denitrifikation • ³Ændret til mose type i 2004 • ⁴Usikker

arealet. De vigtigste kårfaktorer for planter på lysåbne, udyrkede arealer i Danmark omfatter generelt hydrologien (vandstand, vandmætning, vandstandsvariationer, oversvømmelser) og jordens indhold af kalk og næringsalte.

Hydrologien er bestemmende for, hvilke planter der kan vokse på arealet, og næringsstofftilgængeligheden er bestemmende for, hvor mange arter der kan sameksistere i vegetationen – den biologiske mangfoldighed. Ved høje næringsstofniveauer er hurtigt voksende, store arter i stand til at udkonkurrere små arter og diversiteten falder. På kort sigt vil nyetablerede vådområder der er tidligere omdriftsarealer udvikle sig til artsfattige samfund af almindelige arter, som klarer sig godt på de typisk næringsrige jorder. Følgelig vil disse områder ikke i første omgang bidrage til værdifuld natur. På længere sigt vil arealerne udvikle sig i en mere naturlig retning under forudsætning af, at næringsstofferne udvaskes eller udpines ved fjernelse af biomasse, og at der er mulighed for en effektiv spredning af naturlige arter. Tilføres der fortsat næringsalte vil plantesamfundene forblive artsfattige og med meget almindeligt forekommende arter.

Etablering af lysåben natur (eng, mose) på udtagne lavbundslande forudsætter, at der er græsning eller høslæt på arealerne. Hvis arealerne omvendt overlades til fri succession vil der med tiden kunne etableres en bevoksning af vedplanter, f.eks. med arter af pil. Sådanne pilekrat kan fungere som levested for eksempelvis arter af småfugle samt en række svampearter. Etablering af sumpskov med el og ask vil også være en mulighed nogle steder. Der mangler viden om det biologiske indhold i sådanne tilgrøningsstadier på våd bund, og det er således vanskeligt at afgøre om disse på sigt vil kunne fungere som et aktiv i forvaltningen af den biologiske mangfoldighed.

Andre sideeffekter

I det omfang de naturlige hydrologiske processer genskabes i de afstrømningsområder der huser vådområder, vil man samtidig genskabe nicher og habitater – og i sidste ende økosystemer – der på den ene eller anden måde er afhængige af, at vandet strømmer naturligt gennem områderne. Vådområder der gennemstrømmes af grund-

vand stammende fra landbrugsoplande vil fjerne lattergas (drivhusgas) opløst i vandet. Ved tørveopbygning vil der blive tilbageholdt CO₂, og det vil medvirke til at reducere drivhuseffekten – om end i begrænset målestok.

Begrænsninger

For stor kvælstofbelastning kan – sammen med andre næringsstoffer – forårsage uoprettelig skade på vegetationssammensætningen – typisk ved at kun planter der tåler meget store næringsstoffmængder overlever (store kraftigt voksende urter og græsser). Det betyder, at områdets evne til at tilbageholde kvælstof bør vurderes i forhold til: i) hvor meget kvælstof der optages af planterne ii) indlejres ved tørveopbygning, samt fjernes ved denitrifikation. Kvælstofbelastningens størrelse bør endvidere vurderes i forhold til det der fraføres arealet via udvaskning, høslæt, græsning, og skovhugst. Højmoser må *ikke* anvendes i forbindelse med tilbageholdelse af næringsstoffer, da denne næringsfattige naturtype får sit input af næringsstoffer dækket via nedbøren, og alene et forhøjet næringsstofindhold i nedbøren vil true denne naturtype. Kvælstofbelastningens størrelse bør under alle omstændigheder ikke overstige 500 kg N pr. ha pr. år.

Pleje og vedligeholdelse

Høslæt og afgræsning vil kunne medvirke til at øge biodiversiteten, og samtidig til at holde landskabet åbent som det er et ønske mange steder. Når området ikke længere tilføres gødning vil jordens næringsstofpuljer langsomt mindskes herunder også N-puljen.

Omkostninger

Omkostninger og miljøøkonomiske betragtninger

I forbindelse med genetableringen af vådområder er der forbundet følgende omkostningstyper:

- offeromkostninger, dvs. det økonomiske tab i forbindelse med ophør af landbrugsproduktionen

- anlægsomkostninger (etableringsomkostninger)
- pleje og vedligeholdelsesomkostninger

Etableringen af vådområder vil betyde at landbrugsproduktionen i udgangssituationen ophører på de berørte arealer. Offeromkostningerne modsvarer således jordrenten for den hidtidige landbrugsproduktion. Antages det at de arealer, der berøres af vådområdeetableringer, er lavbundsjord, kan jordrenten for landbrugsproduktionen på lavbundsjord benyttes som skøn for den mistede jordrente. Empiriske undersøgelser af 387 jordhandler har imidlertid vist at jordens dyrkningsværdi varierer med varierende karakteristika. Undersøgelserne viste således at en jords dyrkningsværdi forringes, hvis der er tale om en tørve- eller sandjord frem for en lerjord. Derudover har eksisterende restriktioner på arealet og aftagende arealstørrelse en negativ effekt på jordens dyrkningsværdi, mens stigende afstand til vandløb har en positiv effekt på den dyrkningsmæssige værdi. De i tabel 6 angivne offeromkostninger medregner udelukkende jordens dyrkningsmæssige værdi og medtager således ikke jordens værdi i forbindelse med opfyldelse af harmonikrav.

Anlægsomkostningerne er særdeles projektspecifikke og anslåede budgetøkonomiske anlægsomkostninger varierer således mellem 3.500 kr. pr. ha og 56.000 kr. pr. ha, hvilket med

en kalkulationsrente på 6% og en uendelig tidshorisont svarer til en annuieret værdi på 210-3.360 kr. pr. ha pr. år. For beregningseksempel af velfærdsøkonomiske og budgetøkonomiske anlægsomkostninger henvises til Møller et al. (2000).

Hasler og Schou (2004) beregnede omkostningerne for plejetiltagene standard høslæt, betinget høslæt, afgræsning, rydning af opvækst og slåning. Betinget høslæt afviger fra standard høslæt ved at være tilpasset fuglenes yngletid og foregår dermed på et senere tidspunkt. Da høslættets placering afviger fra det optimale tidspunkt, antages det at foderværdien halveres. Ved beregning af omkostningerne for afgræsning er der antaget et græsningstryk på 1 DE pr. ha og ingen alternativomkostninger i forbindelse med sommergræsningen.

Vigtigste danske og udenlandske referencer

Good, R.E., D.F. Whigham & R.L. Simpson (Eds.). Freshwater Wetlands. Ecological Processes and Management Potential. – Academic Press, Inc.

Gore, A.J.P. (Ed.) Ecosystems of the World 4A, Mires: Swamp, Bog, Fen and Moor. – Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam.

Tabel 6. Omkostninger forbundet med virkemidlet vådområder (baseret på Hasler og Schou (2004), Schou (2006) samt egne beregninger).

		Omkostninger	
		Budgetøkonomiske	Velfærdsøkonomiske*
Offeromkostning (Lavbundsjord) kr. pr. ha pr. år	Hele landet	800	1.300
	Maksimum	1.100	1.700
	Minimum	500	900
Etableringsomkostninger kr. pr. ha pr. år	Anlægsomkostninger	210 - 3.360	Ikke estimeret
Plejeomkostninger kr. pr. ha pr. år	Afgræsning Får	1.120	560
	Afgræsning Stude	1.388	1.276
	Betinget høslæt	1.400	1.200
	Standard høslæt	0	0
	Rydning af opvækst hver tiende år	250	250
	Slåning	180	210

*Sekundære benefits er ikke inkluderet

Hasler, B. & Schou, J.S. 2004: Samfundsøkonomisk analyse af sikringen af naturvenlig drift på §3-arealer og naturskovarealer. Danmarks Miljøundersøgelser. – Arbejdsrapport fra DMU nr. 197. 88 s. <http://arbejdsrapporter.dmu.dk>.

Hoffmann, C.C. 1998: Nutrient retention in wet meadows and fens. PhD thesis, Københavns Universitet. – Ferskvands-Biologisk Laboratorium og Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for Vandløbsøkologi. 134 pp.

Hoffmann, C.C., Dahl, M., Kamp-Nielsen, L. & Stryhn, H. 1993: Vand- og stofbalance i en natureng. – Miljøprojekt nr. 231. Miljøstyrelsen.

Hoffmann, C.C., Pedersen, M.L., Kronvang, B. & Øvig, L. 1998: Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project. IV Implications for nitrate and iron transformation. – Aquatic Conservation 8. 223-240 pp.

Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Amsinck, S.L. & Clausen, P. 2006: Overvågning af Vandmiljøplan II – vådområder 2005. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 576. 128 s.

Larsen, S.N. & Vikstrøm, T. 1995: Ferske enge – en beskyttet naturtype. – Skov- og Naturstyrelsen. 180 pp.

Mitsch, W.J. & Gosselink, J.G. 1986: Wetlands. – Van Nostrand Reinhold Company Inc.

Møller, F., Andersen, S.P., Grau, P., Husoom, H., Madsen, T., Nielsen, J. & Strandmark, L. 2000: Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter. – Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen. 464 s.

Nichols, D.S. 1983: Capacity of natural wetlands to remove nutrients from wastewater. – Water Pollution Control Federation Journal, Vol. 55, No. 5.

Otnes, J. & Ræstad, E. 1978: Hydrologi i praksis. – Ingeniørforlaget, Oslo.

Schou, J.S. 2006: Omkostninger ved pleje af NATURA 2000 arealer. – Notat til Skov- og Naturstyrelsen. Danmarks Miljøundersøgelser.

By og Landskabsstyrelsen. Med bidrag af: Hoffmann, C.C., Baattrup-Pedersen, A., Kronvang, B. & Jensen, J.P. 2006: Genopretning af vådområder. – By og Landskabsstyrelsen. <http://www.blst.dk/Vand/VMP/GenopretningAfVaadomraader/>