



UPPSALA
UNIVERSITET

Våtmarker

Naturens egna reningsverk

Jakob Hansson

Independent Project in Biology
Självständigt arbete i biologi, 15 hp, vårterminen 2010
Institutionen för biologisk grundutbildning, Uppsala universitet

Sammandrag

Våtmarker har i ett historiskt perspektiv haft stor betydelse för organismer och människor. Definitionen av en våtmark kan variera men innefattar ofta den speciella hydrologin och speciella artsammansättningen som kännetecknar ekosystemet och ger dess specifika egenskaper. Våtmarker har med de förhållanden som råder i systemet en möjlighet att med olika processer ta upp närsalter som kväve och fosfor från genomströmmande vatten. Nitrifikation, denitrifikation, vegetationsupptag, sedimentering och upptag av sediment är exempel på dessa processer. Under de senaste seklen har mängden våtmarker minskat radikalt till följd av avvattning och dränering. Orsaken till denna utveckling var bristen på mark för det intensifierade jord- och skogsbruket. I samband med den förändrade markanvändningen och ökad produktion så blev övergödning, eutrofiering, ett växande problem. Våtmarker kan effektivt rena avrinningsvatten från kväve och fosfor och har i studier visat att de kan ta upp 80 % av inkommande kväve och upp till 84 % av fosfor. Konstruktion av våtmarker i anslutning till jordbruk är en enkel och kostnadseffektiv lösning inom eutrofieringsproblematiken och kan samtidigt förbättra situationen för många hotade arter.

Inledning

Våtmarker har under jordens hela utveckling haft en stor betydelse för många organismers existens och evolution. Många växter och djur är eller har varit helt beroende av det unika habitat som en våtmark erbjuder. Det som skiljer våtmarker från andra typer av ekosystem är framförallt den speciella vattendynamiken som karaktäriserar våtmarker.

Människan har använt våtmarker på olika sätt genom tiden och i den postmoderna eran i Skandinavien så var våtmarken ett viktigt område som producerade vissa förnödenheter som bär, textilier, torv och tjänade som betesmark. I ett globalt perspektiv har våtmarkerna kanske haft ett ännu högre värde som naturresurs i form av exempelvis risodling i östra Asien (Mitch 2005). Under industrialiseringen på slutet av 1700-talet och framförallt under 1800- och 1900-talet så ökade behovet av resurser från naturen såsom skog och livsmedel markant. Våtmarker sågs då mer som en begränsning för människans utveckling. Resultatet av den ökade konsumtionen blev att många våtmarker, vattendrag och sjöar utdikades och dränerades på vatten. Dessa utdikningsföretag ledde till en markant nedgång i tillgång av våtmarkssystem. (Wolf 1960, Gunnarsson och Löfroth 2009)

I många biologiska sammanhang är minskningen av våtmarker lokalt och globalt ofta förknippade med biotiska faktorer som exempelvis förlust av artdiversitet på grund av fragmentering och försvinnande av habitat för endemiska arter. En annan aspekt av minskningen av våtmarker är kopplingen till abiotiska faktorer som i slutändan får konsekvenser för biotiska system i och utanför våtmarken. Våtmarkernas funktion inom eutrofiering är ett exempel på detta. Våtmarker kan fungera som ett ”naturens reningsverk” gällande retention av kväve och fosfor. Detta har uppmärksammats på senare tid och återintroducering av våtmarker i syfte att rena vatten från överskott av näringsämnen blir allt vanligare och våtmarkerna har fått och kan i framtiden få en ökad status. (Mitch och Gosselink 2007, Fisher och Acreman 2004)

Denna översiktsartikel behandlar våtmarkens funktion som eventuell lösning inom problematiken med eutrofiering. Frågor som våtmarkers olika effektivitet, systemets reningsfunktion, fördelar och nackdelar jämfört med andra åtgärder, innebörd av återintroducering ska belysas.

Våtmarkstyper

Definitioner av våtmark

Det finns många olika definitioner av våtmarkstyper i litteraturen, som oftast baseras på en biologisk bakgrund. En gemensam nämnare i litteraturen rörande våtmarker är att definitionen av våtmarker inte är konsekvent och att en rad olika förklaringar finns representerade. Särskild brist i konsensus råder kring definitionerna mellan olika våtmarkstyper (van Diggelen m.fl. 2006).

Mitch (2005) hävdar att definitioner av våtmarker ofta baseras på tre huvudsakliga beståndsdelar som var och en är överordnad den andra. I huvudsak så är hydrologin, vattendynamiken, avgörande för hur en våtmark ska definieras. De andra viktiga karaktärerna är särskilda jordegenskaper och den växtlighet som finns i området och som är påverkad av den rika vattenmängden.

En annan definition baseras på Ramsarkonventionen (Internationella Våtmarks kommissionen) från 1971 som innebär att en våtmark karaktäriseras av ”*områden av träsk, kärr, torv eller vatten oavsett om de är artificiella, permanenta eller temporära med vatten som är statistiskt eller flödande samt sött, bräckt eller salt inkluderat marina områden där vattendjupet vid lågvatten inte övergår sex meters djup*” (Ramsarkonventionen 1971, egen översättning). Denna definition är bred och omfattar även limniska och marina system.

Van Diggelen m.fl. (2006) använder Internationella Våtmarkskommissionens definition men nämner också ytterligare indelningar i avseende på myrar. Den första indelningen beror på om myren är ett torvproducerande ekosystem eller innehåller växtlighet som kan producera torv. Den andra indelningen berör icke torvproducerande ekosystem. Kalkrika kärr är exempel på den sista våtmarkstypen. Ytterligare en indelning är mossar, kärr och översvämmad mark. En mosse karaktäriseras av att den är helt beroende av nederbörd som vattentillgång. Kärr är en typ av våtmark som kan delas in i rika och näringsfattiga kärr beroende på den växtlighet som existerar. Kärr kan också definieras som våtmark som bevattnas av grundvatten. Den sista typen av våtmark är översvämmade områden som karaktäriseras av att ytvatten styr hydrologin.

Enligt Löfrot (1991) så definieras våtmarker i våtmarksinventeringen som ”*sådan mark där vatten under en stor del av året finns nära under, i eller över markytan, samt vegetationstäckta vattenområden. Minst 50 % av vegetationen bör vara hydrofil, d.v.s. fuktighetsälskande, för att man skall kunna kalla ett område för våtmark. Ett undantag är tidvis torrlagda bottenområden i sjöar, hav och vattendrag, de räknas som våtmarker trots att de saknar vegetation.*” Denna definition skiljer sig från den internationella i avseendet att den inte behandlar sjöar och hav som våtmarker, dessa kan istället beskrivas med limnologiska och marina termer.

Typer av våtmarker

Den svenska våtmarksinventeringen kategoriserar flera typer av våtmarker som gäller skandinaviska förhållanden. Huvudtyperna delas in i myrar, strandvåtmarker samt övriga våtmarker (Gunnarsson och Löfroth. 2009).

Myrar

Myrmarker kategoriseras som antingen mosse, kärr eller blandmyr och kan innehålla ett skogstäckte eller vara helt öppna från högre vegetation. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

En mosse kännetecknas av den fattiga näringstillgången och har ofta en sur mark med $\text{pH} < 4$. Ett tjockt torvlager och den frekvent högre topografin än omgivande mark gör att mossen har en egen grundvattenkypol. Detta förhållande innebär att mossen inte har tillgång till inströmmande grundvatten av minerogen typ, alltså näringsrikt vatten. Istället är det vatten av ombrotrof typ, näringsfattigt vatten, som bevattnar mossen. Mossar kan ytterligare indelas, som exempelvis koncentiska eller plattåformiga, med avseende på den specifika topografin. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

Kärr är en annan typ av myr som till skillnad från mossar bevattnas av minerogent vatten med undantag från fattigkärr som kan bevattnas med ombotroft vatten. Sammansättningen av det minerogena vattnet är avgörande för vilken typ av vegetation som dominerar kärret och vattensammansättningen påverkas i sin tur av kärrets topografi. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

Blandmyrar är den tredje typen av myr som kännetecknas av blandningen mellan mosstyp och kärrtyp (Gunnarsson och Löfroth 2009).

Strandvåtmarker

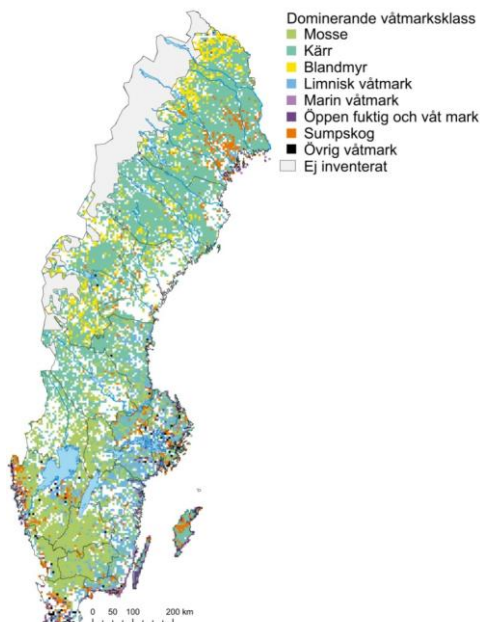
Strandvåtmarkerna är de våtmarker som finns i direkt anknnytning till vattendrag och sjöar och därmed påverkas av de limniska och marina vattentyperna. De skiljer sig från myrarna genom att torvproduktionen oftast är frånvarande. Limniska strandvåtmarker är de våtmarker som finns i anknnytning till sötvatten vid åar eller insjöar. De marina strandvåtmarkerna finns vid havet med antingen salt eller bräckt vatten. Den största skillnaden mellan dessa typer är vegetationen som antingen är salttålig som vid den marina typen eller icke salttåliga för den limniska typen. I övrigt kan de delas in i strandfuktängar som tidvis är översvämmade samt flytbladsvegetation som konstant är översvämmad. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

Övriga våtmarker

De övriga våtmarkerna är marker med öppen och fuktig karaktär som ofta finns i sänkor och områden med ytligt strömmande vatten. Dessa marker har ingen torvproduktion. Ytterligare kan dessa delas in i öppen fuktig till våt mark, som exempelvis fuktängar och fukthedar, samt skogsklädd fuktig till våt mark, som exempelvis sumpskogar. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

Våtmarkers utbredning i Sverige och globalt

I ett globalt perspektiv finns inga exakta data på utbredningen av världens våtmarker. De data som finns är baserade på uppskattningar och uppfattningen om utbredningen skiljer mellan olika rapporter. Enligt van Diggelen m.fl. (2006) finns det globalt sett cirka $6,5 \times 10^9$ ha våtmarker med huvudsaklig utbredning i norra hemisfären. Merparten av dessa våtmarker består av mossar. Mitch (2005) nämner en något högre utbredning och uppskattar ytan av våtmarker till $7-9 \times 10^9$ ha, motsvarande 4-6 % av jordens yta, med utbredningen främst i tropiska, subtropiska och boreala regioner i form av mossar och kärr. 86 % av våtmarkerna tillhör ovannämnda regioner och endast 14 % finns i tempererade områden.



Figur 1. Fördelning av olika våtmarkstyper inom Sverige. Med tillstånd av författarna. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

Ser man till utbredningen inom Sverige så visar våtmarksutredningen att den totala ytan av inventerade våtmarker är cirka 3,4 miljoner hektar och denna yta motsvarar 8 % av landets yta. Den exakta ytan är dock troligtvis större då inventeringsmetoden inte innefattar våtmarker mindre än 10 hektar och dessa mindre våtmarker är ett betydande antal. (Gunnarsson och Löfroth 2009) Christensen m.fl. (2008) uppskattade i NILS-projektet (Nationell inventering av landskapet i Sverige) totala ytan av våtmarker till 6,05 miljoner hektar och inom NILS-projektet innefattas våtmarker ner till 0,1 hektar.

Fördelningen av typer av våtmarker (figur 1) skiljer sig enligt våtmarksinventeringen inom Sverige med övervikt av kärr och blandmyrar i norr samt mossar i södra delarna (Gunnarsson och Löfroth 2009).

En ytterligare skillnad mellan utbredningen av våtmarkstyper är i östra Götaland och Svealand där våtmarkerna främst utgörs av sumpskogar samt limniska och marina strandvåtmarker. De viktigaste elementen som avgör utbredningen av våtmarkstyper är dels långsiktiga klimatiska förhållanden samt påverkan av människor med exempelvis reglering av vattenflöden. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

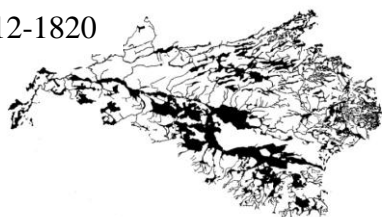
Våtmarkernas försvinnande

Under de senaste seklen har arealen våtmark minskat betydande över hela världen. Det finns uppskattningar som tyder på att 50 % av de globala våtmarkerna har försvunnit från 1900-talets början (OECD/IUCN 1996). I Sverige har stora områden av våtmarker försvunnit under 1800- och 1900-talet på grund av olika avvattningsföretag. I Skåne och Mälardalen beräknas hela 90 % av våtmarkerna ha försvunnit (Löfroth 1991). Den största orsaken till att våtmarkerna försvinner är dränering och dikning av olika former och sänkningar av sjöar för produktiv mark inom jord- och skogsbruk.

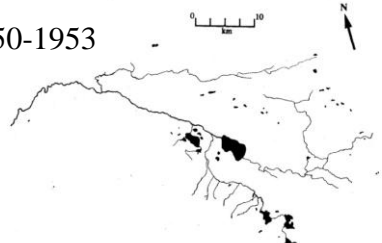
Industrialiseringen: jordbruket och skogsbruket blomstrar men utdikningen ökar

Under 1800- och 1900-talet så skedde stora samhällsförändringar i Europa och även Sverige. Med industrialiseringen och jordbruksreformer så byts det småskaliga bruket av skog och mark ut mot ett effektivare och lukrativare produktionssätt. Jordbruket blir mycket mer produktivt när konstgjorda gödningsmedel introduceras på marknaden och utökade åkermarker krävs för att täcka behovet av livsmedel till den allt större befolkningen (Krug 1993). Behovet av virke är också mycket stort och skogsbolagens verksamhet är intensiv. Mer mark för skogsplantering krävs för att öka intäkterna. Att dränera och dika marken var det enklaste sättet att effektivisera jordbruk och skogsbruk. Under tiden då utdikningen var som högst så rätades många vattendrag och åar rensades (Krug 1993). Den dränerade marken var mycket mer produktiv och med en lagreform 1879 som främjade dikning gjorde att utdikning blev mycket omfattande i Sverige (Emanuelsson m.fl. 1985, citerad i Krug 1993). Liknande utveckling skedde i Europa. Hånell (1980) har uppskattat att dränerade våtmarker på grund av endast skogsbruk i Sverige uppgår till 1,5 miljoner ha.

1812-1820



1950-1953



Figur 2. Kävlingeåns våtmarksutbredning, 1812-1820 före utdikning respektive 1950-1953 efter utdikning. Svarta områden motsvarar våtmarker eller vattendrag. Ur Wolf (1960).

Kopplat till utdikning och rätning av vattendrag är att frekvensen av extrema hög- eller lågvatten ökar och med detta en ökad problematik med översvämning. Ökade extremflöden medför att mer sediment och partiklar transporteras i vattnet. Närsalter är ofta bundna till partiklar och därmed ökar också transporten av dessa (Wolf 1960, Krug 1993).

Ett exempel på omfattningen av ett utdikningsföretag är Kävlingeån i Skåne (figur 2), som under 130 år med start på början på 1800-talet utsattes för ett stort utdikningsföretag. Under denna tid så utdikades upp mot 300 km² våtmark i området motsvarande 84 % av den initiala ytan (Wolf 1960). På grund av detta har

problem med extremt höga och låga vattennivåer i systemet observerats tillsammans med ökat läckage av närsalter från jordbruket (Wejman-Hane m.fl. 1970, refererad av Krug 1993).

En annan faktor som påverkar försvinnandet av våtmarker är ökad växthuseffekt. I takt med att havsytan blir högre så försvinner också de kustnära våtmarkerna. Nicholls m.fl. (1999) uppskattar att en höjning av havsytan med en meter skulle förstöra upp mot 46 % av de kustnära våtmarkerna. Med dagens nivå och beräkningar skulle det innebära att havsytan höjdes med 20 cm år 2080 och att cirka 10 % av kustnära våtmarker skulle förstöras. Samtidigt som nuvarande kustnära våtmarker skulle förstöras så borde dock nya våtmarker bildas när havsytan stiger. Topologin skulle avgöra var nya våtmarker bildas och potentiellt skulle en ökning av arealen vara möjlig.

Skydd av våtmarker och lagstiftning

Myllrande våtmarker

Det elfte av regeringens miljökvalitetsmål syftar till att bevara och minska försvinnandet av våtmarker. I den senaste rapporten från 2009 så beräknas detta mål vara nått 2020 om ytterligare insatser innefattas. I rapporten uttalas ett större ansvar till skogsbruket och att våtmarkerna ska verka för bra habitat och ökad biodiversitet samt minskad eutrofiering. Miljökvalitetsmålet är uppdelat i delmålen myrskyddsplanen, skogsbilvägar, hotade arter och våtmarker i odlingslandskapet. Myrskyddsplanen syftar till att myrar inom myrskyddsplanen ska ha ett långsiktigt skydd senast 2010. I senaste rapporten så rapporteras att detta mål inte kommer att nås. Delmålet angående skogsbilvägar avser att inga vägar ska byggas efter 2006 över våtmarker med höga kultur- och naturvärden och att de inte ska påverkas negativt av vägbyggen. Inte heller detta mål har uppnåtts. Delmålet att senast 2005 ha åtgärdsprogram för hotade arter har uppnåtts. Våtmarker i odlingslandskapet syftar till att 12 000 ha våtmarker ska byggas innan 2010 i odlingslandskapet. Fram till 2008 hade 6 960 ha konstruerats och anledningen till icke uppnådda mål anses bero på ökat tryck på produktion till följd av höga spannmålspriser och reformer inom EU. (Naturvårdsverket 2009)

Ramsarkonventionen

Sverige är medlem i Ramsarkonventionen som syftar till att bevara och hållbart använda våtmarker genom lokala och internationella åtgärder och samarbete för att nå en hållbar utveckling internationellt. Ramsarkonventionen är det enda internationella fördraget som syftar till ett specifikt ekosystem. (Ramsarkonventionen 2010). I dagsläget har Sverige 51 ramsarområden runt om i landet och listan utökas vidare (Naturvårdsverket 2010a).

Natura 2000

Inom EU finns också ett program i avseende att skydda och bevara växt- och djurliv i ett europeiskt perspektiv. Ett Natura 2000 område utses utifrån två olika direktiv, fågelskyddsdirektivet och habitatdirektivet. Inom Natura 2000 finns uttryckt att särskild hänsyn ska tas till våtmarker med internationell betydelse. (Naturvårdsverket 2010b)

Lagstiftning

1986 skedde en lagförändring i naturvårdslagen som innebar att alla dikningsprojekt krävde tillstånd från länsstyrelsen. Tillsammans med dikningsförbudet i stora delar av landet 1994 och bortagandet av det nationella dikningsstödet så minskade utdikningen markant. Men fortfarande berörs många våtmarker indirekt av skogsbruk, järnväg- och vägbyggen och övrig exploatering. (Gunnarsson och Löfroth 2009)

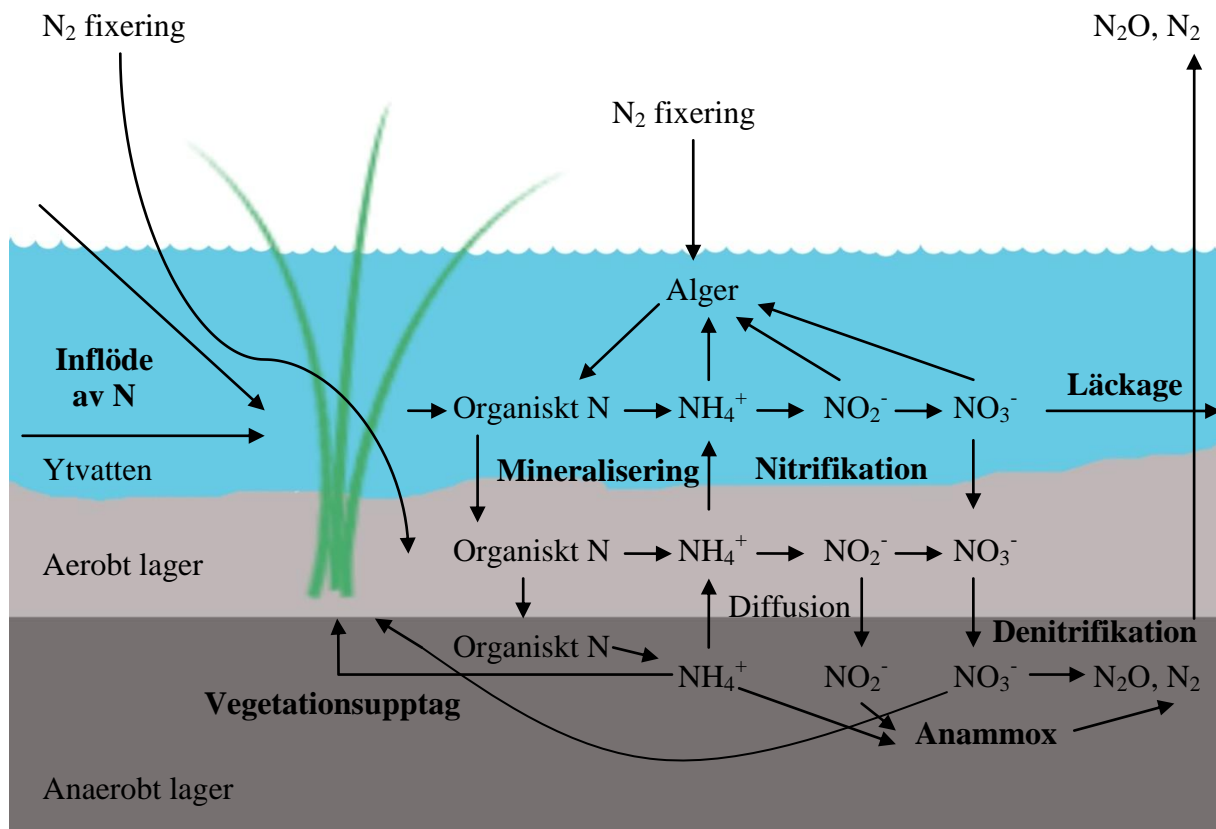
Våtmarkers potential inom eutrofieringsproblematik

Under senaste seklen har den omfattande utdikningen lett till att stora arealer våtmark försvunnit till förmån för landanvändande inom jord- och skogsbruk. Ökad markanvändning

samt den frekventa användningen av konstgödsel har lett till ett eutrofieringsproblem (Savage m.fl. 2010). Jordbruket har i en studie av Kronvang m.fl. 1999 bidragit med 76 % av totala kväveförluster och 51 % av fosforförlusterna. Våtmarkers kapacitet för retention av kväve och fosfor har bevisats i studier (Mitch och Gosselink 2007, Fisher och Acreman 2004). Förståelse för de kemiska och biologiska processer som gör retentionen möjlig är av vikt för att nå insikt i våtmarkers potential inom eutrofieringsproblematiken.

Retention av kväve

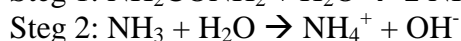
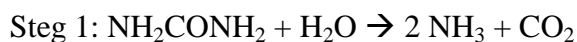
Våtmarker har på grund av sina egenskaper, som exempelvis syrefattighet, en förmåga att rena det vatten som passerar genom våtmarken på kväve. Denna rening kallas retention och innebär våtmarkens förmåga att rena vatten från närsalter genom fysikaliska, kemiska och biologiska processer (figur 3) (Mitsch m.fl. 2001). Ökad sedimentering, kväveupptag av växtlighet, mineralisering, denitrifikation/nitrifikation och anammox är exempel på processer som påverkar kväveretentionen (Fisher m.fl. 2004, Mitsch och Gosselink 2007).



Figur 3. Kvävekretsloppet i ett våtmarkssystem. Pilar i horisontell riktning motsvarar en transformation. Pilar i vertikal riktning motsvarar diffusion. Omritad från Mitsch (2001).

Mineralisering

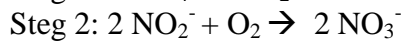
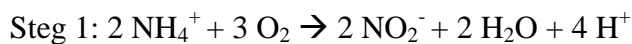
Mineralisering innebär transformation från organiskt kväve till oorganiskt kväve när organiskt material bryts ner och kallas ibland ammonifikation. Processen sker under både aeroba och anaeroba förhållanden. Ett exempel är när urea transformeras till ammonium i två steg. (Mitsch och Gosselink 2007)



Nitrifikation och denitrifikation

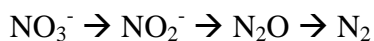
Den kanske viktigaste processen som påverkar kvävet i en våtmark är nitrifikations- och denitrifikationsprocessen där kväve i olika oorganiska former kan omvandlas till andra former som på så vis blir tillgängliga för upptag av växter eller avges till atmosfären i gasform. Dessa processer är mikrobiella och mikroorganismer är aktiva under processen. (Mitsch och Gosselink 2007)

Nitrifikation innebär att oorganiskt kväve i form av ammonium (NH_4^+) oxideras till nitrit (NO_2^-) och sedan till nitrat (NO_3^-) i två olika steg.



Ammonium och nitrat är den huvudsakliga formen av kväve i våtmarker och även en vanlig form av gödningsmedel inom jordbruket. Båda är viktiga makronäringsämnen för växter och kan således tas upp av våtmarkens vegetation eller mikroorganismer och på så vis bindas in i organiskt material. Den positiva ammoniumjonen kan också bli fixerad efter jonutbyte med negativt laddade jordpartiklar. De anaeroba förhållanden som gäller för vissa sedimentlager av våtmarken har en viktig roll i den process då ammonium förhindras vidare oxidation till nitrit samt nitrat och då ansamlas i hög koncentration. Ovanför det anaeroba sedimentlagret finns ett tunt aerobt sedimentlager med lägre koncentration av ammonium vilket medför att ammonium långsamt diffunderar med koncentrationsgradienten. I det aeroba lagret kan ammonium oxideras av nitrifierande bakterier till nitrit och nitrat. De negativt laddade jonerna av nitrit och nitrat är vattenlösliga och kan tas upp av vegetation, transporteras med vatten eller diffundera tillbaka till det anaeroba skiktet och delta i denitrifikationsprocessen (figur 3). (Mitsch m.fl. 2001, Mitsch och Gosselink 2007) Tjockleken på det aeroba lagret är avgörande för nitrifikationens effektivitet och transport av nitrat till underliggande anaerobt lager (Knowles 1982).

Denitrifikation innebär att kväve i form av nitrit eller nitrat reduceras i en dissimilatorisk anaerob process till lustgas (N_2O) som vidare kan transformeras till molekylärt kväve (N_2).



Processen utförs av fakultativa bakterier som utnyttjar nitrat som elektronmottagare när syre inte finns tillgängligt vid metaboliska processer. I en våtmark sker detta i det anaeroba sedimentlagret eller i mycket syrefattigt vatten. Vid denitrifikation används olika enzymer hos bakterierna som exempelvis nitritreduktas eller nitratreduktas som katalysator för reaktionen. Under extremt anaeroba förhållanden kan i jordar och marina sediment en dissimilatorisk process ske där nitrit och nitrat reduceras till ammonium. (Knowles 1982, Mitsch och Gosselink 2007)

Denitrifikationen kan påverkas av olika biotiska och abiotiska faktorer. Tillgången på organiska kolföreningar och deras innehåll av elektroner är av stor betydelse för denitrifierande heterotrofa bakteriers aktivitet (van Kessel 1978). Vissa organiska kolföreningar kan ge upphov till samma denitrifierande aktivitet men producera olika molfraktioner av produkten lustgas. Detta medför att typen av organiska kolföreningar i en våtmark påverkar aktiviteten hos de enzym som är inblandade i denitrifikationen hos bakterierna. Om organiska kolföreningar inte finns tillgängliga och miljön är helt anaerob så stimuleras den dissimilatoriska processen där nitrit och nitrat reduceras till ammonium och inget bildande av gas sker. (Knowles 1982)

Mängden tillgängligt kväve i form av nitrat, som påverkas av kvävetillförseln till våtmarken och nitrifikationsprocessen, är en annan faktor som kan påverka denitrifikationen. För vissa denitrifierande bakterier är tillgång på nitrat helt oberoende för aktiviteten, om miljön är helt anaerob. De enzymer som katalyserar processen är då icke fungerande (Knowles 1982). För de flesta denitrifierande bakterier så är dock tillgång på nitrat avgörande för aktivering eller produktion av enzymerna. Vissa bakterier stimuleras också av tillgång på nitrit (Calder m.fl. 1980). Uppmätta K_m -värden för reduktion tyder på en lägsta koncentration av nitrat eller nitrit på 10 mM i sediment för första gradens kinetiska reaktion (van Kessel 1977). Hastigheten av diffusionen av nitrat från aeroba sedimentlager till anaeroba sedimentlager med denitrifikation är också en viktig faktor. Mängden nitrat är begränsande för reaktionen. (Knowles 1982)

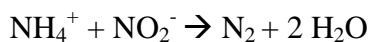
En tredje faktor som påverkar denitrifikationen är pH-värdet i marken. Optimalt pH-värde är mellan 7,0 och 8,0 men aktivitet upp till pH = 11 har påvisats (Prakasam m.fl. 1972). Lägre pH-värden orsakar inhibering av de aktiva enzymen och minskar då denitrifikationen. Vid allt för låga pH-värden fungerar inte denitrifikationen och i myrar med pH-värden ner mot 3,5 så är detta den huvudsakliga orsaken till minskad retention (Klemedtsson m.fl. 1977, refererad i Knowles 1982).

Van Kessel (1977) visar i en studie att denitrifikationen påverkas av mängden syrgas som finns tillgängligt. Enzymerna inaktiveras vid tillgång på syrgas eftersom bakterierna har en effektivare metabolism med syrgas som elektronmottagare än med kväveföreningar. Mängden tillgängligt syrgas är beroende av markens upptag samt riktningen och graden av diffusion. Mängden syrgas i en våtmark är beroende på det översta aeroba sedimentlagret och tjockleken på detta. (Knowles 1982)

För alla kemiska reaktioner är ofta temperatur en avgörande faktor för reaktionen. Denitrifikationen ökar med stigande temperatur (van Kessel 1977) upp till 60° C för att sedan avta med högre temperaturer. Vid låga temperaturer minskar denitrifikationen avsevärt men kan observeras ner mot 0° C. (Knowles 1982)

Anammox

Anammox är en relativt nyupptäckt process där ammonium (NH_4^+) och nitrit (NO_2^-) kan transformeras till molekylärt kväve (N_2) av bakterier i anaeroba miljöer (Jetten m.fl. 2001). Kväve kan, liksom i denitrifikationsprocessen, lämna våtmarken i gasfas. Då syrgas inte kan användas som elektronmottagare så används istället nitrit. I våtmarker med lite organiskt kol kan reaktionen vara avgörande för emission av molekylärt kväve (Mitsch och Gosselink 2007).



Upptag av vegetation

Lee m.fl. (1975) poängterar att tydliga nergångar av mängden kväve i en våtmark under tillväxtsången är korrelerad till upptag från vegetation. Efter tillväxtsången så ökar dock mängden ammonium samt löst organiskt kväve på grund av nedbrytning av vegetationen.

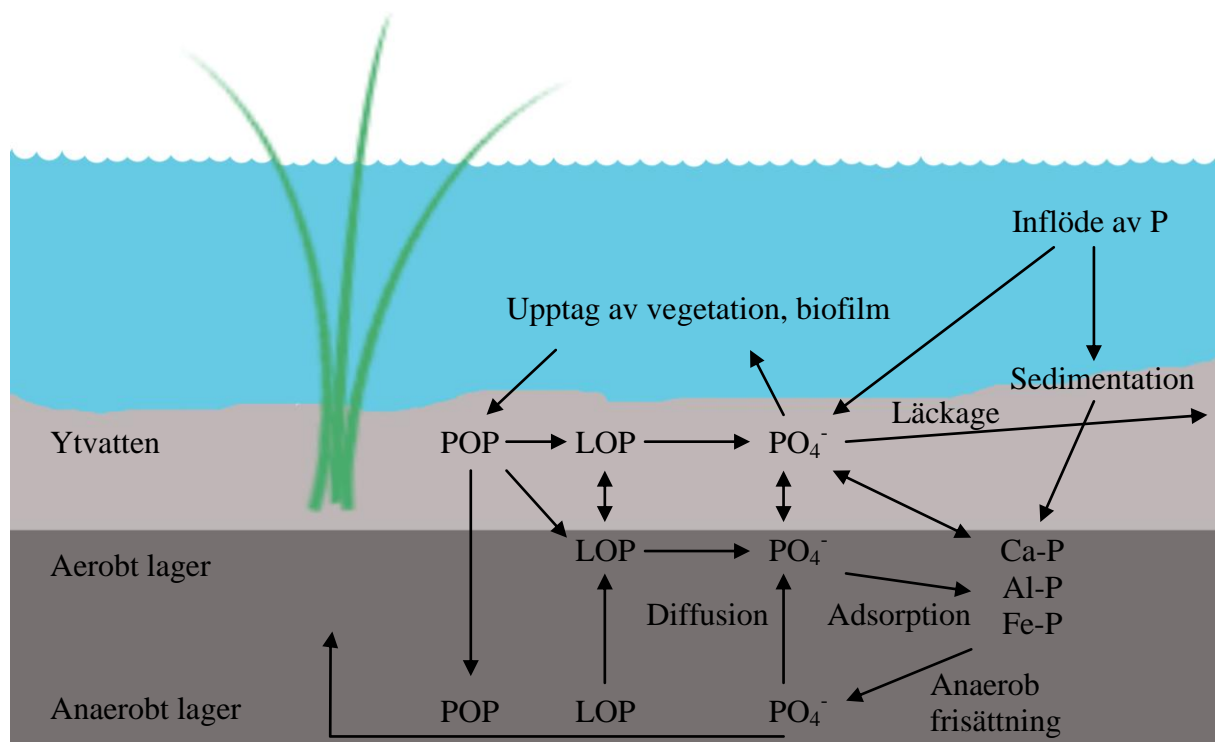
Sedimentation

Den lägre flödes hastigheten och längre uppehållstiden för vatten som transporteras genom en våtmark innebär att partiklar som bundit kväve har möjlighet att sedimentera (Sommers m.fl. 1975, citerad av Karr och Schlosser 1978). Vegetationens möjlighet att filtrera partiklar med

bundet kväve påverkas exempelvis av vattendjup i förhållande till vegetationens längd, topografi och hydrologi. (Karr och Schlosser 1978). Vid ett förhållande där vegetationen är högre än vattennivån så är filtreringen högre än när vattennivån är högre än vegetationen. Vid områden med skogsbruk så har studier visat att mer kväve hålls kvar när den naturliga vegetationen kvarstår vid avrinningsområden (Moring 1975, citerad i Karr och Schlosser 1978).

Retention av fosfor

Fosfor är ett annat viktigt näringsämne som bidrar till eutrofiering. En skillnad från kvävekretslöppet är att fosfor inte har en gasfas där fosfor kan försvinna från vattnet utan istället är mer beroende av den sedimentära fasen. (Mitsch och Gosselink 2007). Fosfor från tillrinningsområden anländer till våtmarker i organisk eller oorganisk form. Olika former av fosfor kan också vara lösta i vattnet eller bundna till partiklar och sediment med järn, aluminium eller kalcium. Oorganiska former är PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} eller H_2PO_4^- beroende på pH och dessa kallas ofta ortofosfater (Mitsch och Gosselink 2007). Den exakta formen av fosfor som anländer beror på hur marken i anslutning till våtmarken är beskaffad. Som näringsämne är det den lösta oorganiska formen som är aktiv. Fosfor kan assimileras i våtmarken av vegetation, plankton, biofilm med mikroorganismer samt genom sedimentation eller jonutbyte till sediment (figur 4). (Reddy m.fl. 1999)



Figur 4. Fosforkretslopp i en våtmark. Horisontella pilar motsvarar processer och övriga pilar transporter. PO_4^- - fosfat, LOP - löslig organisk fosfor, POP – partikelbunden organisk fosfor, Ca-P, Al-P och Fe-P motsvarar oorganisk fosfor bunden med kalcium, aluminium eller järn. Omritad från Mitsch och Acreman (2007).

Lee m.fl. (1975) åberopar våtmarkernas viktiga funktion som renande element men påvisar att fosforläckaget över tiden är konstant. Dock så periodiseras utsläppen vid passage i våtmarkssystem vilket orsakar att fosfor inte finns tillgängligt under den högsta tillväxtperioden och därmed bromsar eutrofieringen indirekt.

Upptag av vegetation

I våtmarker är upptag och lagring från vegetationen en viktig faktor i retentionen. Makrofyter är ett av de vanligare vegetationsslagen i våtmarker och flytande makrofyter har förmågan att direkt ta upp löst oorganisk fosfor. När dessa bryts ner så frigörs dock fosfor återigen till vattnet (Mitsch m.fl. 1995). Stationära makrofyter har dock med sina långa rötter i kontakt med sedimentet en bättre potential att lagra fosfor. De stationära makrofyterna tar dessvärre inte upp fosfor från vattnet direkt utan via utbyte med jordmineral i rötterna. Trots att löst fosfor i vattnet inte tas upp direkt så skapas en gradient mellan sediment och vatten så att fosfor upptas av sedimentet. Högst upptag av fosfor sker under vår och sommar (Wilkins 1984, citerad i Reddy m.fl. 1999). Beroende på vegetationstyp och levnadssätt så är lagringen av fosfor antingen lång- eller kortsiktig. Flytande makrofyter har oftast en kortsiktig lagring då de bryts ner i slutet av varje växtsäsong. Vissa stationära makrofyter har möjlighet att långsiktigt lagra mycket av upptagen fosfor i rötterna under vintern. (Reddy m.fl. 1999)

Upptag av biofilm och mikroorganismer

Jämfört med vegetation har biofilm egenskapen att kunna ta upp fosfor i både organisk och oorganisk form (Bentzen m.fl. 1992, citerad i Reddy m.fl. 1999). En annan intressant egenskap hos biofilm är att de kan påverka pH-värde och syrgasnivå i vatten och sediment (Carlton och Wetzel 1988, citerad i Reddy 1999). Ändring av dessa faktorer påverkar i sin tur lösligheten och formen av fosfor och därmed retentionsförmågan för våtmarken. I våtmarkssystem med mycket biofilm så är assimileringen av fosfor i huvudsak utförd av dessa organismer (Wetzel 1990, citerad i Reddy m.fl. 1999). Mycket av frigjord fosfor från död vegetation upptas av biofilm. Mikroorganismer i biofilm har en viktig funktion i att omvandla organisk fosfor till oorganisk fosfor så att den kan assimileras av andra delar av ekosystemet som exempelvis vegetation (Reddy m.fl. 1999).

Sedimentation och retention

När tillrinnande yt- eller grundvatten anländer till en våtmark så minskas flödes hastigheten oftast vilket leder till att partiklar kan sedimentera. Vid höga flöden kan dock en motsatt effekt ske då sediment utsätts för erosion. Sediment i våtmarker har en förmåga att ta upp fosfor direkt i sedimentet. Fosfor kan bilda föreningar med järn, aluminium och kalcium i sediment under aeroba förhållanden och på så sätt lagras. Även adsorption till lerpartiklar och torv samt bindning i markpartiklar som exempelvis oxider och hydroxider av järn, aluminium eller kalciumkarbonat kan ske. (Reddy m.fl. 1999, Mitsch och Gosselink 2007)

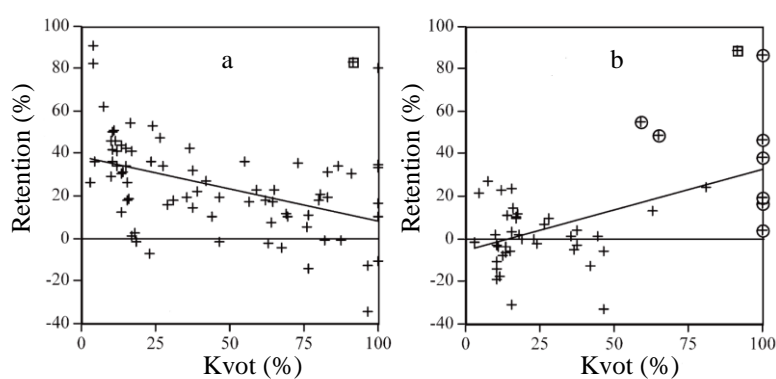
Reningspotential hos våtmarker

Efter att ha studerat resultat från 57 olika våtmarker så konstaterar Fischer och Acreman (2004) att huvudparten av alla undersökta våtmarker minskar läckaget av närsalter. En liten andel påverkar dock negativt genom att öka mängden närsalter i utgående vatten. Av de våtmarker som studerats för retention av kväve så representerade 80 % av våtmarkerna en minskning och för våtmarker med retention av fosfor så representerade 84 % en minskning (tabell 1).

Tabell 1. Andelen våtmarker som representerade minskning, ökning eller oförändrad nivå av närsalter. Fischer och Acreman (2004).

	Kväve				Fosfor			
	Antal	Andel (%)	Förändring medel (%)	S.D (%)	Antal	Andel (%)	Förändring, medel (%)	S.D (%)
Minskning	43	80	67	27	41	84	58	23
Ökning	7	13	351	432	5	10	226	328
Oförändrad	4	7	ND	ND	3	6	ND	ND

Braskerud m.fl (2005) visar i en studie med 17 olika våtmarker i boreala klimatzone att retentionen av fosfor varierade mellan 1 % och 88 %. Inflödet av fosfor i de studerade våtmarkerna varierade mellan 0,7 och 307 g m⁻² år⁻¹. Våtmarken med högst inflöde av fosfor hade dock mycket hög hydrologisk belastning och lågt medelvärde för inflödet av fosfor. Koncentrationen av fosfor varierade med 0,07 mg L⁻¹ och 2,15 mg L⁻¹ med ett medel på 0,2 mg L⁻¹. Våtmarkssystem med lågt inflöde av fosfor jämfört med det med högst inflöde hade mycket högre koncentrationer av fosfor samt lägre hydrologisk belastning. Sett till inflödet av löst oorganiskt fosfor så varierade mängden mycket, med ett medelvärde på 51 % av totala inflödet av fosfor. Retentionen av löst oorganisk fosfor varierade mellan 19 % och 89 %, detta ansågs bero på olika skillnader i karaktären av respektive våtmark. (Braskerud m.fl. 2005) Sett till resultaten så ökar retentionen av total fosfor med koncentrationen av total fosfor. När det gäller koncentrationen av löst oorganisk fosfor så påverkar den retentionen av löst oorganisk fosfor på samma sätt (Braskerud m.fl. 2005).



Figur 5. Relativa retentionen av total fosfor (a) och oorganisk löst fosfor (b) som funktion av kvoten oorganisk löst fosfor till total fosfor. (Braskerud m.fl. 2005, figur återgiven med tillstånd av författarna)

av fosfor mot kvoten mellan våtmarkens area och tillrinningsområdets area jämförts. När kvoten ökade så ökade också relativa retentionen av fosfor. Vid jämförelse mellan kvoten på våtmarkens area och tillrinningsområdets area och den specifika retentionen så fanns inget signifikant förhållande. De våtmarker som hade en area större än 0,04 % av tillrinningsområdets area hade en minskande retention av total fosfor med ökande storlek. När det gällde retentionen av löslig oorganisk fosfor så fanns inget samband.

Retentionen av fosfor kopplat till våtmarkens ålder visade ingen signifikant korrelation förutom när det gällde löslig oorganisk fosfor som visade ett svagt negativt samband ($r^2 = 0,31$, $P = <0,001$). Våtmarkens ålder är intressant ur perspektivet att vissa studier påstår att sedimentet kan bli mättat på fosfor och istället förvandlas till en källa för fosfor. (Braskerud m.fl. 2005) Zemanova m.fl. (2009) studerade också retention av närsalter i förhållande till våtmarkens ålder. Vid jämförelse av två konstruerade våtmarker varav den ena var fem år äldre så noterades ett positivt förhållande mellan upptag av fosfor och ålder. Transformation av fosfor var fem gånger snabbare i den äldre våtmarken.

Jordan m.fl. (2003) visade att retentionen i undersökta våtmarker i USA var beroende av vattentillförseln. Vid stokastiska flöden var retentionen ofta lägre jämfört med våtmarker med kontrollerat och jämnt flöde. Jordan m.fl. föreslår att spridningen och mängd av vatten är avgörande för en effektiv retention.

Sett till effekten på kvoten mellan oorganisk löst fosfor till total fosfor så minskade retentionen av total fosfor då kvoten ökade ($r^2 = 0,20$, $P = <0,001$). I motsats till detta så ökade (figur 5 b) retentionen av oorganisk löst fosfor då kvoten ökade ($r^2 = 0,29$, $P = <0,001$) (Braskerud m.fl. 2005).

I studien av Braskerud m.fl. (2005) har också retentionen

Vymazal m.fl. (2006) studerade konstruerade våtmarkers effektivitet utifrån data från 85 olika globala system (tabell 2).

Tabell 2. Reningseffektivitet av närsalter hos konstruerade våtmarker. Data från Vymazal m.fl. (2006).

	Koncentration (mg l ⁻¹)			Belastning (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)			
	Inflöde	Utflöde	Effekt (%)	Inflöde	Utflöde	Upptag	Effekt (%)
Kväve ^a	14,3	8,4	51,8	4660	2190	2470	52,9
Fosfor ^a	4,2	2,15	48,8	2680	1360	1320	49,1

^a Data från Australien, Kanada, Kina, Nya Zeeland, Polen, Sverige och USA

Resultaten från studien med globalt omfång av Vymazal m.fl. (2006) tyder på en reningseffektivitet av hälften av inkommande närsalter. Konstruerade våtmarker är dock ofta en avgränsad del i en reningskedja och effektiviteten skulle antagligen vara högre om inkommande halter av närsalter var högre. Detta resonemang stärks med resultaten från Braskerud m.fl. (2005) som visade en högre retention (figur 5).

I studien av Vymazal m.fl. (2006) så omfattades också ett svenskt projekt där våtmarker med punktutsläpp i form av avloppsvatten respektive icke punktutsläpp från jordbruksmark studerades. Den relativa retentionen var betydligt högre i våtmarker med punktutsläpp från avloppsvatten med kväveretention varierande mellan 24 % och 69 % jämfört med en maximal retention på 9 % i våtmarker från jordbruksmark. Våtmarkerna med avsaknad av punktutsläpp visade även en hög variation i den specifika retentionen jämfört med våtmarker med punktutsläpp. Sett till fosforretention så varierade den markant för våtmarkerna med icke punktutsläpp. En tillväxt av sedimentet noterades varpå författarna föreslår att sedimentation är en viktig faktor för retention av fosfor i dessa typer av våtmarker. Gällande våtmarker med punktutsläpp noterades en liten variation med 17-77 kg ha⁻¹ år⁻¹ i retention av fosfor.

En av våtmarkerna i studien från Vymazal m.fl. (2006) hade dubbelt så lång uppehållstid för vattnet än en liknande våtmark med samma inflöde. Den specifika retentionen var i denna våtmark dubbelt så hög vilket visar hydrologin och konstruktionens signifikans för en hög retention.

Existerande våtmarkers kväveretention i östersjöområdet studerades av Jansson m.fl. (1998) och utsläpp från nederbörd och mänsklig aktivitet uppgick till 310 000-416 000 ton N år⁻¹. Retentionen från våtmarkerna runt östersjöområdet beräknades till 57 000-145 000 ton N år⁻¹. I studien uppskattades även dränerade våtmarkers tillskott till retentionen om de skulle restaureras. Retentionen skulle då öka till 196 000-261 000 ton N år⁻¹.

Thiere m.fl. (2009) undersökte sambandet mellan kväveretention och emission av växthusgaser i relation till de svenska klimatmålen om minskad eutrofiering och växthusgasemission. Studien visade att det svenska målet med 12 000 ha konstruerad våtmark skulle kunna motsvara en retention med 27 % av målsättningen.

Våtmarkstypens inverkan på retentionen

Olika våtmarkstypers egenskaper och sammansättning skapar olika förutsättningar för vilka processer som fungerar och hur retentionen av närsalter verkar.

Fischer och Acreman (2004) visar att viktigaste egenskapen för retention av kväve och fosfor är syrgasnivån i sedimenten. Gällande fosfor är syrgashalten signifikant för möjligheten att binda till aluminium, järn och kalcium. Andra viktiga faktorer för fosfor är uppehållstiden i systemet samt upptaget av växter. Vegetation och uppehållstid är också viktigt för retentionen

av kväve. Varierande vattennivå påverkade också nitrifikation och denitrifikation. Studien visar att strandvåtmarker är mindre effektiva än övriga våtmarkstyper. Våtmarkens ålder har i vissa studier visat sig påverka fosforretentionen och våtmarker äldre än 50 år får en retention på under 40 % på grund av att sedimentet där fosfor kan binda bli mättat (Nichols 1983, Omernik m.fl. 1981, citerade i Fischer och Acreman 2004).

Återintroducering av våtmark

Redan på mitten av 1900-talet började man studera våtmarkers förmåga att rena vatten från närsalter (Vymazal m.fl. 2006). På 1960-talet så gjorde Seidel (1965, refererad i Vymazal m.fl. 2006) de första välfungerande konstruerade våtmarkerna med retentionssyfte.

Konstruktion och typ

Det finns flera olika typer av våtmarkssystem med olika konstruktioner. Två huvudtyper av konstruerade våtmarker är system med öppen vattenyta och system med vattnet under ett sedimentlager. Första typen karakteriseras av dammar med stora vattenmassor och den senare med vattenytan under mark. System med ytan under mark kan antingen vara av horisontell, vertikal eller kombinerad typ. (Zhang m.fl. 2009)

Den i Europa vanligast förekommande är med horisontalt flöde under ytan. Konstruktionen är enkel och består av en bädd i rektangulär form där vass (*Phragmites australis*) ofta odlas. Bädde är avskärmd från övrig mark med ett membran. Inflödet av avloppsvatten rinner genom bädden i ett horisontalt flöde och tappas ur i andra sidan av bädden genom ett nivåkontrollerat utlopp. Inom bädden finns olika områden med aeroba och anaeroba miljöer där kemiska processer kan verka. Våtmarker med horisontalt flöde blev mycket populära och var den vanligaste typen av konstruerad våtmark under 90-talet. (Vymazal m.fl. 2006) Syresättning är viktig i bädden för att processer som nitrifikation och nedbrytning av organiskt material ska fungera. Vissa studier tyder dock på att syresättningen inte är tillräcklig för optimala processer (Brix 1990).

En annan typ av konstruerad våtmark är den med vertikalt flöde. De skiljer sig från våtmarker med horisontalt flöde genom att ha vertikala inledande reningssteg. De stegen är konstruerade av brunnar där sedimentation sker. Det förbehandlade vattnet pumpas sedan via rör ut till den horisontella bädden med vegetation där det distribueras på ytan. Detta system medför att bädden syresätts effektivare och graden av nitrifikation ökar jämfört med vanliga horisontella system. Dessa system ger en bra filtrering av organiskt material men mindre utrymme för denitrifikation. Dessa system har ofta lägre retention av kväve men behöver mindre plats. (Vymazal m.fl. 2006)

En tredje typ av system är våtmarker med vegetation av vide och avsaknad av utlopp för vattnet. Vattnet evaporerar istället bort och vegetationen tar upp näringsämnen varpå vegetationen sedan kan skördas och användas som bioenergi. Eftersom vattnet inte rinner bort från våtmarken så krävs bra solexponering, hög temperatur, mycket vind och låg relativ fuktighet för en optimal evaporation. (Gregesen och Brix 2001, citerad av Vymazal m.fl. 2006)

Slutligen finns hybridssystem innehållandes flera typer av konstruerade våtmarker som kan användas för att optimera retentionen av närsalter. Oftast så består systemet av ett par våtmarker av vertikal och horisontell flödestyp. System med återcirkulation av renat vatten för optimering av nitrifikation och denitrifikation finns också representerade. (Brix 1994,

Vymazal m.fl. 2006) En kinesisk studie visar att retentionen av kväve kan fördubblas med återcirkulering (Zhai m.fl. 2006, citerad av Zhang m.fl. 2009). Liu m.fl. (2007) studerade ett hybridssystem med sju olika enheter som renade vatten från floden Yongding. Retentionen av totalkväve var 59,4 % och andelen renad nitrat uppgick till 60,3 % och ammonium retentionen 52,8 %. Retentionen av fosfat var hela 92,7 %. Tabell 3 jämför de olika systemens retentionseffektivitet.

Tabell 3. Retention av olika konstruerade våtmarkssystem. Koncentrationerna motsvarar total N och total P förutom N^c och P^d. Modifierad från (Vymazal m.fl. 2006)

	Horisontal (mg L ⁻¹)		Vertikal (mg L ⁻¹)		Hybrid (mg L ⁻¹)	
	N	P	N	P	N ^c	P ^d
Inflöde	46,6	8,74	61	8,6	45	18
Utflöde 1	26,9	5,15	35	4,4	28	16
Utflöde 2 ^a	-	-	-	-	16	15
Utflöde 3 ^b	-	-	-	-	7	11
Effekt (%)	42,3	41,1	39,7	52,6	84,4	38,9

^a Vertikal enhet ^b Horisontal enhet ^c NH₄⁺-N ^d PO₄⁻-P

Ekosystemtjänster

Våtmarker erbjuder också ett unikt habitat för organismer som är anpassade efter ett liv i våtmarken. En återintroduktion innebär därför också en fördel utifrån perspektiv som artbevarande och biodiversitet. I artdatabanken från 2010 så listas 428 arter i koppling till våtmark som rödlistade (ArtDatabanken 2010). Sett till rikkärr så innefattas 160 arter i rödlistan som är helt beroende av dessa habitat (Sundberg 2006, citerad i Mälson 2007). Slåtter och bete är dock viktigt för att uppehålla passande habitat för många arter (S. Sundberg, muntligen) Våtmarken som ekosystem är inte bara viktigt för de specialiserade arterna utan också för andra arter, primärt tillhörande andra ekosystem, som del i livscykeln. Variation i våtmarkens uppbyggnad är positivt för artdiversiteten (Hansson m.fl. 2005).

Kostnadseffektivitet i jämförelse med andra åtgärder

Att konstruera våtmarker innebär en investering och även driftkostnad. Reningsverk eller förändrat jordbruk är exempel på andra tillvägagångssätt för att nå samma effekter i fråga om retention av närsalter. En intressant fråga är då att jämföra återintroducering av våtmarker jämfört med andra alternativ.

I en studie av Byström (2000) så jämförs kostnadseffektiviteten för en minskning med 50 % av kväveläckaget mellan våtmarker och metoder utan våtmarker i Sverige. Vid rening utan våtmarker så var kostnaden 40 % högre än vid metoder med våtmarker. Studien visar också att värdet av våtmarkernas reningsfunktion ökar med en ökad grad av retention. Beroende på vart i landet som våtmarken utnyttjades för renande ändamål så förändrades kostnadseffektiviteten. I de södra delarna med mer intensivt jordbruk och större läckage av närsalter så var också kostnadseffektiviteten större (Byström 2000). En intressant tanke är nyttjandet av land i olika regioner som skulle kunna påverka graden av möjliga våtmarker. Eftersom större landarealer i söder utnyttjas skulle konstruktion av våtmarker kunna interagera med odlingsbar mark och därmed sänka kostnadseffektiviteten.

Det finns andra studier (Gren 1995, citerad i Byström 2000) som jämfört kostnadseffektiviteten för våtmarker jämfört med traditionella reningsverk. Resultaten tyder på att våtmarkslösningar skulle innebära en högre kostnad jämfört med reningsverk. Dock har inte värden som biodiversitet och rekreation tagits hänsyn till.

Diskussion

Våtmarker har i regel en renande funktion inom eutrofiering i form av retention av kväve och fosfor (Fischer och Acreman 2004, Braskerud m.fl. 2005, Vymazal m.fl. 2007) och kan förmodligen vara en del av lösningen i Sveriges och även globala mål mot en nollvision när det gäller eutrofiering.

På grund av den omfattande utdikningen, lokalt och globalt, så har en stor del av alla våtmarker försvunnit de senaste seklen och därmed en stor kapacitet att buffra det ökade läckaget av närsalter från det expanderande jord- och skogsbruket. Resultatet av detta är de algblomningar och döda bottnar vi ser i dag. OECD/IUCN (1996) uppskattar att hälften av alla globala våtmarker försvunnit och i Sverige har upp till 90 % försvunnit lokalt (Löfroth 1991)

De processer som utgör kärnan för retention av närsalter är mikrobiella processer som nitrifikation och denitrifikation samt upptag av näringsämnen för metabolism och anabolism. (Reddy m.fl. 1999, Mitsch m.fl. 2001) Sedimentation visar sig också vara en viktig del i retentionen och då särskilt för fosfor som inte kan omsättas som gas (Reddy m.fl. 1999, Mitsch och Gosselink 2007).

Effektiviteten hos olika våtmarker varierar men är i huvudsak relativt hög. Fischer och Acreman (2004) rapporterar en medeleffektivitet på 67 % gällande kväve och 58 % gällande fosfor. Studien gjordes på 57 globala våtmarker där 80 % av antalet resulterade i minskning av kväve och 84 % av antalet resulterade i minskning av fosfor. Braskerud m.fl. (2005) rapporterar en positiv retention av fosfor i 17 studerade våtmarker i boreala klimatzonen. Gällande konstruerade våtmarker så visar Vymazal m.fl. (2006) att retentionen ligger runt 50 % för både kväve och fosfor.

Faktorer som påverkar retentionen är exempelvis hur inflödet av näringsrikt vatten sker. Jordan m.fl. (2003) visade att våtmarker med stokastiskt inflöde från icke punktutsläpp har en ojämn retention och att en jämn distribution från punkt utsläpp ökar retentionen. Vymazal (2006) jämför punktutsläpp och icke punktutsläpp och påvisar en retention varierande mellan 24 % och 69 % för punktutsläpp jämfört med en maximal retention på 9 % för icke punktutsläpp. Om våtmarker ska användas för minskad eutrofiering så bör dessa vara konstruerade så att inflödet kan kontrolleras för en optimal retention. Att rekonstruera våtmarker med uppdämning utan kontrollerad hydrologi är inte optimalt utifrån retentionsperspektivet men kan vara positivt för arter som är anpassade efter varierande vattennivåer.

En annan faktor som visat sig viktig för effektiviteten i en våtmark är koncentrationen av närsalter. Högre koncentration ger effektivare retention Vymazal m.fl. (2006). Nyanläggning av våtmarker borde därför göra mest nytta där läckaget är som störst. Exempel på dessa områden är avrinningsområden till jordbruksmark samt mark från skogsbruket med kalhuggningar som resulterar i näringsläckage då återcirkulerande vegetation försvinner. Till skillnad från dag- och avloppsvatten så passerar detta vatten oftast inte reningsverk vilket gör att åtgärder mot denna del av totala läckaget borde minska eutrofieringen.

Ser man till naturliga våtmarker och deras reningsfunktion och delaktighet till en minskad eutrofiering så måste man också ta hänsyn till deras utbredning och typ. Med Sverige som exempel så är det i de södra delarna som jordbruket är mest utbrett och landanvändningen

som störst. I denna del av Sverige karaktäriseras våtmarkerna av mossar samt limniska- och marina våtmarker (figur 1). En nackdel med mossar är att de i huvudsak är bevattnade med nederbörd och inte har lika stor kontakt med grundvatten som exempelvis kärr. Detta borde innebära att möjligheten till retention är mindre än i de kärr rika delarna i norr. Kanske det är i denna region som konstruktion av våtmarker har störst effekt. Däremot gynnas kanske flora och fauna av den ursprungliga våtmarkstypen som skulle kunna restaureras genom dämning av idag dränerad mark.

Situationen i Östersjön löses dock inte enbart med Sveriges minskade utsläpp. Om våtmarker är en kostnadseffektiv lösning som Byström (2000) påstår så torde den verkligen vara det för mindre utvecklade länder som Polen och baltstaterna. Dessa länder är dessutom i en aggressiv utveckling och tillväxt och kända för att bidra med en ansenlig mängd av Östersjöns eutrofiering. Detta resonemang borde också gälla internationellt och i länder som Kina och Indien skulle våtmarker kunna innebära en bra buffert mot framtida miljökatastrofer. Framförallt kan dessa system vara tillämpbara för diffusa utsläpp från glesbygdsområden. Den vegetation som konstruerade våtmarker producerar kan också användas som biobränsle och göra våtmarkslösningen till en del i ett större hållbart system.

Ser man till de svenska klimatmålen så finns en målsättning att bland annat åstadkomma myllrande våtmarker, ingen övergödning samt ett rikt växt- och djurliv (Naturvårdsverket 2009). Alla dessa miljömål har en koppling till våtmarker och jag ser restaurering och anläggning av våtmarker som en stor del i lösningen för att nå dessa mål. Inget av målen har dock nåtts till fullo i dagsläget. Jag tror det är viktigt att ta hänsyn till både retention av närsalter samt ökad biodiversitet om restaurering och anläggning nyttjas för att nå målen. I våtmarker finns möjligheten att slå två flugor i en smäll.

Tack

Jag vill tacka opponenterna Marcus Jansson, Michaela Lundberg och Elin Svensson för konstruktiv kritik och vägledning. Handledaren Anna Brunberg tackas för rådgivning och kommentarer. För inspiration och rådgivning, tack till Sebastian Sundberg.

Referenser

- ArtDatabanken. 2010. Sveriges lantbruksuniversitet. WWW-dokument: <http://snotra.artdata.slu.se/artfakta/GetSpecies.aspx?SearchType=Advanced> Hämtad 2010-05-04
- Braskerud BC, Tonderski B, Wedding B, Bakke R, A-G B Blankenberg, Ulén B och Koskiaho J. 2005. Can Constructed Wetlands Reduce the Diffuse Phosphorus Loads to Eutrophic Water in Cold Temperate Regions? *Journal of Environmental Quality* **34**: 2145-2155
- Brix H. 1990. Gas exchange through the soil–atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. *Water Res* **24**: 259–266
- Brix H. 1994. Constructed wetlands for municipal wastewater treatment in Europe. I: Mitsch W.J. (red.), *Global wetlands: old world and new*, pp. 325-333. Elsevier Science, Amsterdam
- Byström O. 2000. The Replacement Value of Wetlands in Sweden. *Environmental and Resource Economics* **16**: 347-362
- Calder K, Burke KA och Lascelles J. 1980. Induction of nitrate reductase and membrane cytochromes in wild type and chlorate-resistant *Paracoccus denitrificans*. *Arch. Microbiol* **126**: 149-153
- Christensen P, Glimskär A, Hedblom M och Ringvall A. 2008. Myrarnas areal och vegetation. Arbetsrapport 237 2008. Statens lantbruksuniversitet. Umeå
- Fisher J och Acreman, AC. 2004. Wetland nutrient removal: a review of the evidence. *Hydrology and Earth System Sciences*. **8**(4): 673-685
- Gunnarsson U och Löfroth M. 2009. Våtmarksinventeringen –resultat från 25 års inventeringar. Naturvårdsverket Rapport 5925: 1-121
- Hansson LA, Brönmark C, Nilsson PA och Åbjörnsson K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* **50**: 705-714
- Hånell B. 1990. Torvtäckta marker, dikning, och sumpskogar i Sverige. Skogsfakta 22
- Jansson Å, Folke C och Langaas S. 1998. Quantifying the Nitrogen retention capacity in the large-scale drainage basin of the Baltic Sea. *Landscape Ecology* **13**: 249-262
- Jetten MSM, Wagner M, Fuerst J, van Loosdrecht M, Kuenen G och Strous M. 2001. Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation (“annamox”) process. *Current Opinion in biotechnology* **12**(3): 283-288
- Jordan TE, Whigham DF, Hofmockel KH och Pittek MA. 2003. Wetland and Aquatic Processes. Nutrient and Sediment Removal by a Restored Wetland Receiving Agricultural Runoff. *Environmental Quality* **32**: 1534-1547
- Karr JR och Schlosser IJ. 1978. Water Resources and the Land–Water Interface. *Science* **201**: 229-234
- Knowles R. 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews* **46**: 43-70
- Kronvang B, Hoffman CC, Svendsen LM, Windolf J, Jensen JP och Dørge J. 1999. Retention of nutrients in river basins. *Aquatic Biology* **33**: 29-40
- Krug A. 1993. Drainage history and land use pattern of Swedish river system –their importance for understanding nitrogen and phosphorous load. *Hydrobiologia* **251**: 286-296
- Lee GF, Bentley E och Amundson R. 1975. Effects of Marshes on Water Quality. I: Hasler A.D.(red.), *Coupling of Land and Water Systems*. pp.105–127 Springer-Verlag, New York
- Liu C, Du G, Huang B, Meng Q, Li H, Wang Z och Song F. 2007 Biodiversity and water quality variations in constructed wetlands of Yongding River system. *Acta Ecologica Sinica* **27**(9): 3670-3677
- Löfroth, M. 1991. Våtmarkerna och deras betydelse. Naturvårdsverket Rapport 3824: 1–93

- Mitsch WJ, Cronk JK, Wu X och Nairn RW. 1995. Phosphorus Retention in Constructed Freshwater Riparian Marshes. *Ecological Applications* **5**(3): 830-845
- Mitsch WJ, Day JW Jr, Gilliam W, Groffman PM, Hey DL, Randall GW och Wang N. 2001. Reducing Nitrogen Loading to the Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin: Strategies to Counter a Persistent Ecological Problem. *BioScience*. **51**(5): 373-388
- Mitsch WJ. 2005. Applying science to conservation and restoration of the world's wetlands. *Water Science & Technology* **51**(8): 13-26
- Mitsch WJ och Gosselink JG. 2007. *Wetlands 4:th ed.* John Wiley & Sons. Inc. Hoboken, New Jersey. 582s
- Mälson K och Rydin H. 2007. The regeneration capabilities of bryophytes for rich fen restoration. *Biological Conservation* **135**: 435-442
- Naturvårdsverket. 2009. Miljömålen – i halvtid. WWW-dokument: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/978-91-620-1272-4.pdf> Hämtad 2010-05-04
- Naturvårdsverket. 2010a. WWW-dokument 2009-10-26: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Skydd-och-skotsel-av-vardefull-natur/Vatmarker/Bevarande-av-vatmarker/Ramsaromraden/> Hämtad 2010-05-04
- Naturvårdsverket. 2010b. WWW-dokument 2007-03-09: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Detta-ar-naturvard/Natura-2000-natverk-for-vardefull-natur/Detta-ar-Natura-2000/> Hämtad 2010-05-04
- Nicholls RJ, Hoozemans FMJ och Marchand M. 1999. Increasing flood risk and wetland losses due to global sea-level rise: regional and global analyses. *Glob. Environ. Change* **9**:S69–87
- OECD/IUCN 1996. Guidelines for Aid Agencies for Improved Conservation and Sustainable Use of Tropical and Sub-Tropical Wetlands. WWW-dokument: <http://www.oecd.org/dataoecd/37/8/1887748.pdf> Hämtad 2010-05-05
- Prakasam TBS och Loehr RC. 1972. Microbial Nitrification and Denitrification in concentrated wastes. *Water Research Pergamon Press*. **6**: 859-869
- Ramsarkonventionen. 1971. Artikel 1. WWW-dokument 2003-09-24: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-documents-texts-convention-on-20708/main/ramsar/1-31-38%5E20708_4000_0__ Hämtad 2010-04-13
- Ramsarkonventionen. 2010. WWW-dokument: http://www.ramsar.org/cda/en/ramsar-home/main/ramsar/1%5E7715_4000_0__ Hämtad 2010-05-04
- Reddy KR, Kadlec RH, Flaig E och Gale PM. 1999. Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. **29**: 83-146
- Savage C, Leavitt PR och Elmgren R. 2010. Effects on land use, urbanization, and climate variability on coastal eutrophication in the Baltic Sea. *Limnol Oceanogr.* **55**(3): 1033-1046
- Thiere G, Stadmark J och Weisner SEB. 2009. Nitrogen retention versus methane emission: Environmental benefits and risk of large-scale wetland creation. *Ecological Engineering*. doi:10.1016/j.ecoleng.2009.02.002
- van Diggelen R, Middleton B, Bakker J, Grootjans A och Wassen M. 2006. Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Applied Vegetation Science* **9**: 157-162
- van Kessel JF. 1977. Factors affecting the denitrification in a two water-sediment system. *Water Research* **11**: 259-267
- van Kessel JF. 1978. Gas Production in Aquatic Sediments in the Presence and Absence of Nitrate. *Water Research* **12**: 291-297
- Vymazal J, Greenway M, Tonderski K, Brix H och Mander U. 2006. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Ecological Studies* **190**: 69-96

- Wolf PH. 1960. Land Drainage and its dangers as experienced in Sweden. John Sherratt & Son, Altrincham, Great Britain. 73s
- Zemanova K, Picek T, Dusek J, Edwards K och Santruckova H. 2009. Carbon, Nitrogen and Phosphorus Transformations are Related to Age of Constructe Wetland. *Water Air Soil Pollut* **207**: 39-48
- Zhang D, Gersberg RM och Tan Soon K. 2009. Constructed wetlands in China. *Ecological Engineering* **35**: 1367-1378