



Elin Ångman

# Näringsretention i återskapad våtmark på betesmark - studier av en mad vid Bornsjön



Handledare: Christer Lännergren och Barbro Ulén

---

**Seminarier och examensarbeten Nr 52**  
**Swedish University of Agricultural Sciences**  
**Division of Water Quality Management**

**Uppsala 2005**  
ISRN SLU-VV-SEMEX-52-SE  
ISSN 110-2263

---



## Abstract

It is important to construct or recreate different types of wetlands and study their retention of nutrients, since knowledge of their effectiveness in this matter is poor. In 2003 a wetland was constructed on an old meadow on the western shore of Lake Bornsjön in central Sweden. The main purpose of the wetland was to reduce the amount of phosphorus entering the lake, which is the back-up water supply for Stockholm when the city cannot obtain water from Lake Mälaren. Large areas around Lake Bornsjön consist of agricultural land and the nutrient concentrations in the inflows to the lake are usually relatively high (approx. 1 mg/l total nitrogen and 0.05-0.1 mg/l total phosphorus). The inflow to the wetland is also affected by sewage water from private houses.

The purpose of this study was to investigate how this fairly newly constructed wetland functioned during spring high flood and whether the uptake or outflow of nutrients changed when the growing season started. The study was performed between 29 March and 24 May 2005. The flow was measured continuously at two points and water samples were collected at least once and at most four times a week. The wetland received the highest nutrient load during the early part of April. This was also the period when some nutrient retention was estimated to occur. The retention of phosphorus in the wetland over the period was calculated to be 10 % (0.16 kg P/ha) of that reaching it in inflow and the retention of nitrogen 8 % (1.34 kg N/ha). On 3 May, it was raining heavily and the nutrient concentration in the inflow was about 10 times higher than normal. When these extreme values were included in the calculations, the retention was 45 % of phosphorus and 50 % of nitrogen. In the subsequent part of the study period the wetland became a source of nutrients, even after the growing season had started. Decreasing oxygen concentration and increased concentration of total organic carbon in the outflow suggested that decomposition of organic matter was taking place in the wetland. Since the area has not been harvested since the 1980s, organic material has probably accumulated in the wetlands. When the soil thaws in spring, old organic material starts decomposing and this process most likely negates the effects of nitrogen and phosphorus uptake by plants.

No studies have been done on this type of wetland during the conditions of middle Sweden. Wetlands and ponds of southern Sweden with a high nutrient load have been found to reduce 560 kg N/ha/yr and 37 kg P/ha/yr in average. Another study on wetlands with overland flow and high nutrient load showed net retention of nitrogen (0-13 %) and sometimes of phosphorus (-48-+20 %). These numbers seems comparable to the results for the present wetland.

Wetlands are complicated and dynamic systems that are difficult to control and investigate, and they can frequently become a source of nutrients as well as a sink. The biological diversity and the recreation value of an area often increase when a wetland is created. The wetland in this study seemed to be very much appreciated by people using the area for recreation since the number of birds had increased. It was concluded that wetlands might be regarded as more valuable if other aspects in addition to nutrient retention were considered.



## Innehållsförteckning

### Abstract

<b>1. Inledning</b> .....	<b>7</b>
<b>1.1 Syfte</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Material och metoder</b> .....	<b>8</b>
<b>2.1 Våtmarkerna och provpunkterna</b> .....	<b>8</b>
<b>2.2 Vattenflöden</b> .....	<b>9</b>
<b>2.3 Vattenanalyser</b> .....	<b>10</b>
2.3.1 Analyser och närsaltsbalanser .....	10
2.3.2 Analys av partikulärt bunden fosfor .....	10
2.3.3 Sedimenteringsförsök .....	10
2.3.4 Jordanalys.....	10
<b>3. Resultat och diskussion</b> .....	<b>11</b>
<b>3.1 Hydrologi</b> .....	<b>11</b>
3.1.1 Flöden till och från maderna.....	11
3.1.2 Vattnets spridning och fördelning i Maden 2 .....	11
3.1.3 Tillskott av grundvatten .....	12
3.1.4 Vattenbalanser .....	13
<b>3.2 Karakterisering av vattnen</b> .....	<b>13</b>
3.2.1 Partikulärt bunden fosfor.....	13
<b>3.3 Halter till och från maderna och beräknad retention</b> .....	<b>14</b>
3.3.1 Fosfor och kväve.....	14
3.3.2 Konduktivitet, pH, TOC och suspenderat material.....	17
3.3.3 Syre.....	18
3.3.4 Metaller .....	19
3.3.5 Fosfor- och kvävekoncentrationernas samband med flödet.....	19
<b>3.4 Växtlighetens betydelse för retentionen av kväve och fosfor</b> .....	<b>20</b>
<b>3.5 Nettoretention i Maden 2</b> .....	<b>21</b>
<b>3.6 Sedimenteringsförsök</b> .....	<b>22</b>
<b>3.7 Jordanalyser</b> .....	<b>23</b>
<b>3.8 Närsaltsretention i jämförelse med andra studier</b> .....	<b>23</b>
<b>3.9 Våtmarkstjänster</b> .....	<b>24</b>
<b>4. Sammanfattning</b> .....	<b>25</b>
<b>5. Litteraturförteckning</b> .....	<b>26</b>

### Bilagor

**Bilaga 1. Metaller, Bilaga 2. Litteraturgenomgång**



## 1. Inledning

För hundra år sedan upptogs stora delar av Sveriges jordbruksbygder av våtmarker. Genom utdikning i jakten på odlingsbar mark har dessa våtmarker i stort sett försvunnit och därmed förkortat vattnets uppehållstid på land (Våtmarkscentrum, 2005). I våtmarker pågår naturliga processer som kan minska mängden kväve och fosfor i passerande vatten och förhindra att näringsämnen nå vattendrag, sjöar och hav. Att anlägga eller återskapa våtmarker och studera näringsretentionen i dessa är därför ett angeläget ämne.

Bornsjön ligger tre mil sydväst om Stockholm inom Salems och Botkyrkas kommuner och är med sina 6,8 km<sup>2</sup> södra Stockholms största och djupaste insjö (Taurnet, 2005). Bornsjön utsågs vid sekelskiftet 1900 till vattentäkt för Stockholm. Stockholms stad ville skydda avrinningsområdet och började därför redan 1899 att köpa upp egendomar i Salem och Botkyrka för att förhindra en framtida etablering av industrier (Länsstyrelsen, 2005). Sjön med omgivningarna ägs numera av Stockholm Vatten AB och är stadens vattenreserv ifall uttaget av Mälarens vatten måste stoppas (Stockholm Vatten, 1997). Området kring Bornsjön klassades 1988 som vattenskyddsområde vilket innebär att alla verksamheter och åtgärder både på land och i vattnet måste ha som främsta mål att inte minska tillgången på grund- och ytvatten av god kvalitet. 1995 skapades Bornsjöns naturreservat som omfattar 3820 hektar landyta och berör tre kommuner: Salem, Botkyrka och Södertälje (Länsstyrelsen, 2005). Bildandet av naturreservatet innebar att vattenvårdsbestämmelserna skärptes ytterligare och exploatering av området försvårades än mer (Qvarnström, pers. med.). All verksamhet i området syftar främst till att skydda reservvattentäkten.

Bornsjön är relativt näringsrik. En av sjöns delbassänger har sedan 1987 luftats för att förhindra syrebrist och därpå följande fosforläckage från botten. Numera råder oftast balans mellan kväve och fosfor i sjön (Lännergren, pers. med.). Området kring sjön består till största delen av jordbruksmark och näringshalterna i sjöns tillflöden är ofta relativt höga (Lännergren, 2002). Ett av tillrinningsdikena till den sydvästra delen av sjön påverkas dessutom av ett antal enskilda avlopp och valdes därför ut för våtmarksstudier. År 1997 startade ett provtagningsprogram för den naturliga våtmarken Maden 1 nära utloppet till sjön och 2003 anlades våtmarken Maden<sup>1</sup> 2 med främsta syfte att öka retentionen av fosfor (Qvarnström, pers. med.). De två första somrarna indikerade vattenprovtagning att Maden 2 omväxlande utgjorde en sänka och en källa för fosfor (Lännergren, pers. med.).

### 1.1 Syftet

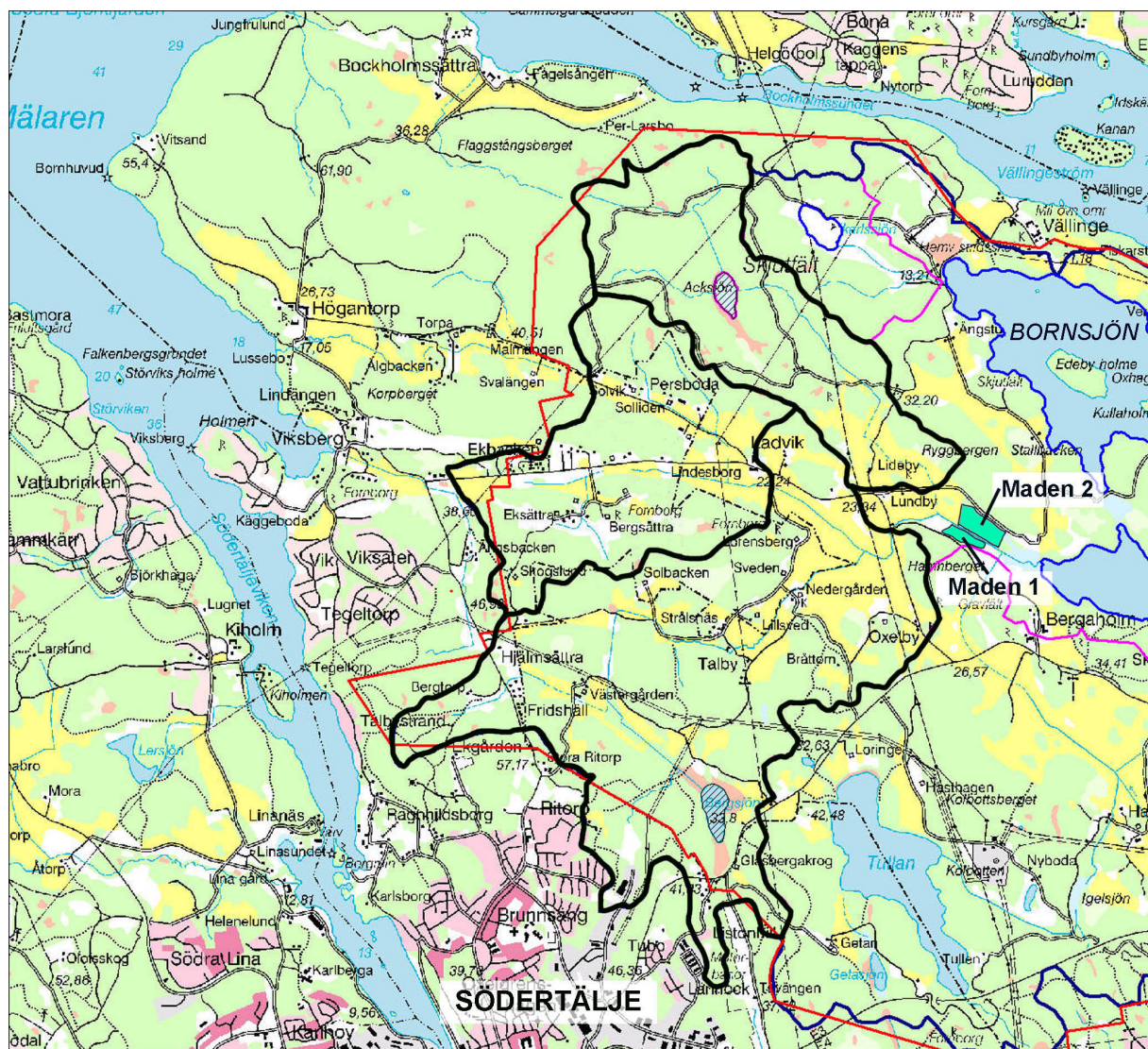
Syftet med examensarbetet var att se hur en relativt nyanlagd våtmark fungerade under vårens högflödesperiod och om det eventuella upptaget eller utsläppet av närsalter ändrades när växtsäsongen kommit igång.

---

<sup>1</sup> Mad är en lågt liggande, gräsbevuxen mark, sank ängsmark eller kärräng (SAOB 2005). Begreppet används särskilt om mark som ligger längs ett vattendrag eller en sjö och som tidtals översvämmas.

## 2. Material och metoder

### 2.1 Våtmarkerna och provpunkterna



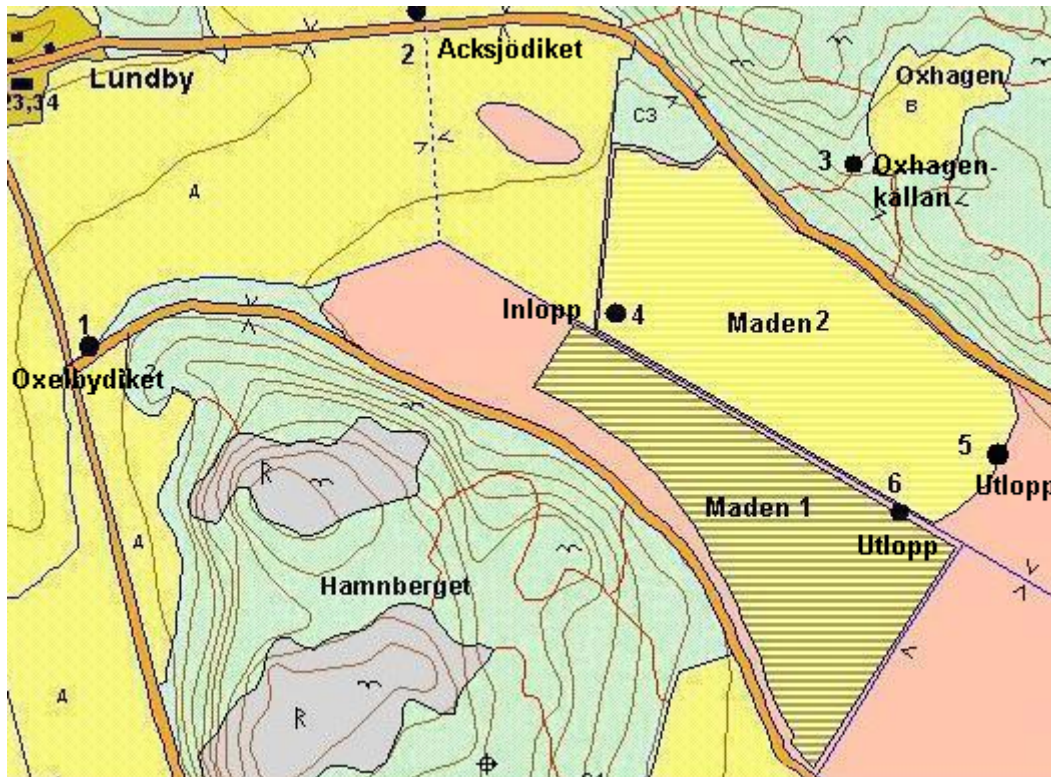
Figur 1. Våtmarkernas avrinningsområde uppdelat på tre delområden (svarta linjer). Den grå linjen är gränsen för vattenskyddsområdet. Den gamla och den nya maden ligger i anslutning till Bornsjöns sydvästra bassäng.

Våtmarkerna, Maden 1 och 2, omfattar tillsammans 14,56 ha och ligger ca 500 m från utflödet till Bornsjöns sydvästra bassäng (Figur 1). Maden 1 är 6,29 ha stor och har provtagits extensivt sedan 1997. Resultaten av provtagningen föranledde konstruktionen av Maden 2. Våtmarken Maden 2 är ett 8,23 ha stort ängsområde som har betats fram till ung. 1980, därefter har området inte påverkats av beten, slagits eller röjts. Våtmarken har efter detta vanligtvis varit fuktig vid höga vattenflöden men utan vattenspegel. År 2003 byggdes vallar kring Maden 2 och vid inflödet och utflödet placerades munkar, dvs. rör där avloppet kan regleras (Qvarnström, pers. med.).

Våtmarkerna får sin vattentillförsel från två diken. Det största, Oxelbydiket, rinner genom jordbruksmark och påverkas också av enskilda avlopp. Våtmarkernas avrinningsområde består till 23 % av jordbruksmark. Det mindre flödet, Acksjödiket, är ett täckt dike som rinner genom skogsmark. Marken i tillrinningsområdet består till största delen av glaciärra och



postglacial finlera. Själva våtmarksområdet består av gyttja och gyttjelera (Möller & Stålhög, 1968). Maden 1 utgör 0,45 % av tillrinningsområdets area och Maden 2 ca 0,6 %. I undersökningen utnyttjas Maden 1 delvis som en referens till den nyanlagda våtmarken, Maden 2.



Figur 2. Karta över våtmarken Maden 1 och 2 med provpunkter.

Provtagningar, mätningar och försök genomfördes under perioden 29 mars till den 24 maj år 2005. Vattenprover togs ut vid sex provpunkter (Figur 2) och flödesmätningar utfördes vid punkt 1 (Oxelbydicket) och 5 (utloppet av Maden 2). Norr om Maden 2 ligger en moränhöjd med synligt grundvattentillförsel till Maden 2 (Oxhagenkällan: provpunkt 3). Oxelbydicket och Acksjödiket rinner ihop en bit innan huvudinloppet till Maden 2, strax före punkt 4. Vatteninflödet till Maden 2 regleras med munken och hela, eller delar av, vattenflödet kan ledas förbi våtmarken. Inflödet till Maden 1 sker mera diffust från diket ca 20 meter före punkt 4. Detta inflöde ingick inte i mätprogrammet. Punkt 6 är utloppet från Maden 1 som rinner ut i Oxelbydicket mellan våtmarkerna. Efter utloppen från våtmarkerna rinner vattnet genom ett alkärr innan det når sjön.

## 2.2 Vattenflöden

Flödet vid Oxelbydicket mättes med en Newlog-mätare. En trycksond mäter nivån på vattenytan och ett medelvärde lagras i logger var femtonde minut. För att få aktuellt flöde jämförs nivåmätningarna med en avbördningskurva som tidigare gjorts med hjälp av flygel- och saltmetoder. Mätosäkerheten anses ligga på 25 % (Värnhed, pers. med.). Flödet mättes vid utloppet av Maden 2 med en Starflowmätare. Denna mäter vattenhastigheten baserat på dopplereffekten, vattennivån och beräknar flödet. Starflowmätaren lagrar ett värde var femte minut och mätosäkerheten är enligt tillverkaren 10 % (Unidata, 1998). För att studera vilka vägar vattnet tog i våtmarken hällades karamellfärg ut vid några olika punkter i våtmarken vid ett tillfälle vid relativt lågt flöde. Färgen nyttjades eftersom spårämnet litiumklorid visade sig svårt att använda vid långa uppehållstider.

## 2.3 Vattenanalyser

### 2.3.1 Analyser och när盐sbalanser

Tyngdpunkten i undersökningen lades på när盐ter men eftersom Bornsjön också kan tjäna som dricksvattentäckt undersöktes också halterna av en rad metaller i vattnet.

Analyser har utförts enligt Svensk Standard vid Stockholms Vattens två laboratorier; Recipientlaboratoriet och Avloppslaboratoriet som båda är ackrediterade enligt SWEDAC. Analyserade parametrar var pH, konduktivitet, fosfatfosfor, totalfosfor, ammoniumkväve, nitrit+ nitratkväve, totalkväve samt syrehalt (Recipientlaboratoriet) och totalhalter av metallerna aluminium (Al), arsenik (As), bly (Pb), järn (Fe) kadmium (Cd), kobolt (Co) koppar (Cu) krom (Cr) mangan (Mn) nickel (Ni) silver (Ag) vanadin (Vn) bor (B) samt suspenderat material och totalt organiskt kol (TOC) (Avloppsvattenlaboratoriet). Sammanlagt gjordes femton provtagningar med olika tidsintervall, som mest fyra dagar i rad, men minst en gång i veckan under perioden 29/3 till 24/5 2005. Proverna fraktades till laboratoriet och analyserades oftast samma dag, i några fall dagen efter.

Provtagningen har skett momentant och det är inte samma vattenpaket ut och in ur våtmarken som analyserats. För att uppskatta nettobalansen till och från Maden 2 beräknades transportererna in och ut ur våtmarken genom multiplikation av de analyserade halterna (C) och dygnsflöden (Q) enligt:

$$C_{in} * Q_{in} - C_{ut} * Q_{ut}$$

Halter för varje dygn har erhållits genom interpolation mellan mättillfällena.

### 2.3.2 Analys av partikulärt bunden fosfor

Partikulärt bunden fosfor definieras som den mängd fosfor som avskiljs vid filtrering, vanligen med filter med porstorleken 0,45 µm (Jansson & Broberg, 1994) men liksom i det här fallet nyttjas även andra filter. Filtringen genomfördes med 1 liter vatten från varje provpunkt vid ett tillfälle med lågt flöde (12/4). Provhämtningskärnen omskakades och vattnet fick filtrera genom ett Munktell pappersfilter (MA18) som först tvättats med destillerat vatten. Ofiltrerat och filtrerat vatten analyserades på totalfosfor.

### 2.3.3 Sedimenteringsförsök

Sedimenteringsförsök genomfördes vid två tillfällena. Fem liter vatten hämtades från varje provpunkt (1-6, figur 2). Provhämtningskärnen omskakades och ett prov togs ut för analys av fosfatfosfor och totalfosfor. Resten av vätskan fick stå i femlitersbägare med höjden 35 cm för sedimentering i rumstemperatur. Prov togs försiktigt ut i ytvattnet på de översta 3-4 centimetrarna (ca 500 ml) med hjälp av vattensug efter 1h, 4h, 6h och 24h. Proverna analyserades på fosfatfosfor och totalfosfor. Sedimentationen beräknades som skillnaderna i koncentration i ursprungsvattnet och detta ytvatten.

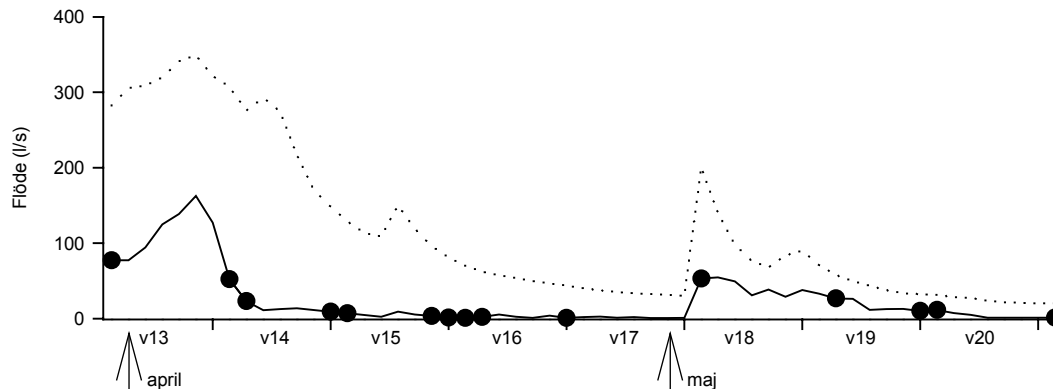
### 2.3.4 Jordanalys

Fyra jordprover togs i skiktet 0-5 cm i Maden 2. Av praktiska skäl gjordes detta där maden inte var vattendränkt men på platser som bedömdes likna den översvämmade marken. Jordproverna analyserades vid AgriLab i Uppsala på fosfor (P), järn (Fe) och aluminium (Al) som extraherats i sur lösning (P-AL, Fe-AL och Al-AL) enligt principen för att uppskatta graden av fosformättnad i odlad jord (Ulén, 2005).

### 3. Resultat och diskussion

#### 3.1 Hydrologi

##### 3.1.1 Flöden till och från maderna



Figur 3. Flödesmätningar samt provtagningsstillfällen vid utloppet från Maden 2 under drygt åtta veckor mellan 29/3 och 24/5 2005. Den streckade linjen visar flödet vid mätpunkten Oxelby. Punkterna visar när vattenprover hämtades.

Figur 3 visar vattenflödet under undersökningsperioden. Flödet i utloppet varierade mellan 2 och 585 m<sup>3</sup>/h (163 l/s) under perioden. Det förekom två flödestoppar under perioden. Isen smälte i slutet på mars och då kom det största flödet inom en vecka med en medelvattenföring på 115 l/s (413 m<sup>3</sup>/h). 61 % av vattenvolymererna under mätperioden passerade under denna första vecka. Flödena var därefter små fram till början av maj då det regnade intensivt. Den totala vattenutförseln ur våtmarken under mätperioden var ca 125 000 m<sup>3</sup>. Flödet i Oxelbydiket var 570 000 m<sup>3</sup> vilket är ett ganska normalt vårflöde: medelvärdet för samma period de senaste sju åren har varit 450 000 m<sup>3</sup>. I beräkningarna har inflödet till Maden 2 antagits vara lika stort som utflödet från Maden 2.

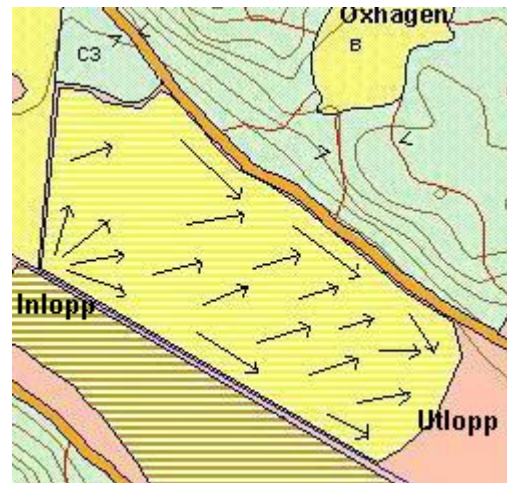
##### 3.1.2 Vattnets spridning och fördelning i Maden 2

Spårningsförsöket utfördes vid ett tillfälle med måttligt flöde, 1 l/s, den 19/4. När karamellfärg blandades i vid inflödet till Maden 2 uppskattades att färgfronten färdades 5 meter/min dvs. 300 m/h. Ca tjugo meter efter inflödeskanalen spred sig det färgade vattnet i en solfjädersform mellan tuvorna (figur 4) och försöket antydde därmed att vattnet fördelades relativt jämnt över maden.

Kanalen som bildats längs med vallen i den södra delen av Maden 2 färgades också. Det fanns en misstanke om att vattnet skulle söka sig till ”kanalen” och färdas snabbare där. Enligt visuell uppskattning hade det färgade vattnet en hastighet på ca 60 m/h dvs. betydligt långsammare än färgfronten (300 m/h). Mycket av vattnet sökte sig norrut, in bland tuvorna och rann således inte rakt genom den södra delen av maden som hade befarats.

I ett andra färgningsförsök tillsattes karamellfärgen vid samma avstånd höger och vänster om utloppet för att se om flödet var större från något håll.

Den färgen som kom från norra sidan av maden nådde utloppsmunken snabbare än från det vänstra, och flödet verkade därför vara större från den norra sidan än den södra. Detta understödde uppfattningen att det mesta vattnet inte färdades i den södra ”kanalen”. I stort sett verkade vattnet sprida sig relativt jämnt över våtmarken.



Figur 4. Uppskattade flödesvägar i Maden 2.

Den teoretiska uppehållstiden för våtmarken ligger mellan tre dygn vid det högsta flödet upp till trehundra dygn vid lågt flöde. Uppehållstiden låg därmed inom gränsen, minst 3-5 dygn under perioder med medelhögt vattenflöde, för att en våtmark ska fungera tillfredsställande för kväverening (Leonardsson, 1994). De båda våtmarkerna utgör tillsammans ca 1 % av tillrinningsområdet. Detta motsvarar den nedre gränsen (minst 1-5 % av avrinningsområdets areal) för en bra fungerande damm eller våtmark (Hagerberg *et al*, 2003)(Tonderski, 2002).

### 3.1.3 Tillskott av grundvatten

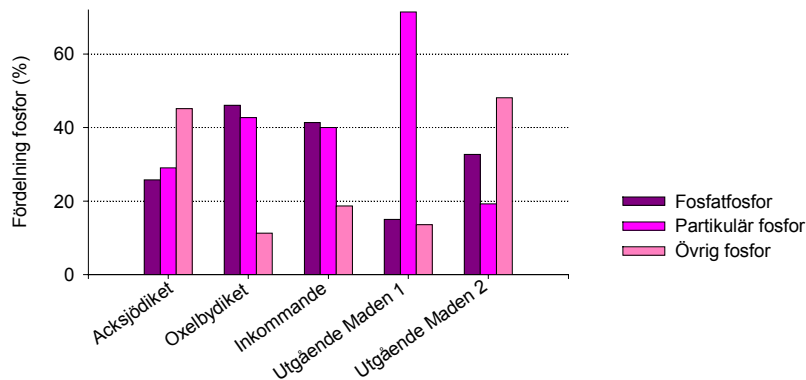
Grundvattnets rörelser undersöktes inte men möjligheten finns att våtmarkerna fått ett tillskott av grundvatten. Oxhagenkällans vatten som antogs vara representativt för grundvattnets sammansättning hade lägre kvävehalter än inflödet till våtmarkerna. Ammoniumkväve- och nitrit+ nitratkvävehalterna var mellan 50-80 % lägre medan totalkvävehalten var ca 25 % lägre i medeltal. Halten TOC var ungefär densamma som i inflödets vatten. Fosfatfosforhalterna var 10 % lägre i grundvattnet medan totalfosforhalterna var avsevärt högre, mellan 20 och 50 %. Halterna av suspenderat material var också högre i källvattnet från Oxhagen. Att suspenderat material och totalfosforhalterna var så höga beror förmodligen på provtagningen då det var svårt att ta prover utan att sediment virvlade upp. Ammonium, nitrit+nitrat och fosfatfosforhalterna i källvattnet antyder att ett tillskott av grundvatten skulle ha kunnat späda ut vattnet i maderna eftersom dessa halter var lägre i det utgående vattnet än det ingående. Eftersom totalkvävekoncentrationerna var desamma indikerades däremot inte någon grundvattenutspädning.

### 3.1.4. Vattenbalanser

Den ursprungliga tanken var att använda flödet vid Oxelbydicket tillsammans med Acksjödiket för att beräkna tillflödet till både Maden 2 och Maden 1. Eftersom vägen vid sidan av Maden översvämmades leddes en del av vattnet förbi inloppet då flödet var som högst, och storleken på detta sidoflöde är okänt. Munken som styr inflödet till våtmarken läckte dessutom något och vatten sipprade genom vallen på den södra sidan av våtmarken ur vad som verkade vara sorkhål. Allt detta ökade osäkerheten i vattenbalansen och beräkningarna av den absoluta och relativa retentionen baserades därför på antagandet att inflödet till våtmarken var lika stort som utflödet från densamma.

## 3.2 Karakterisering av vattnen

### 3.2.1 Partikulärt bunden fosfor

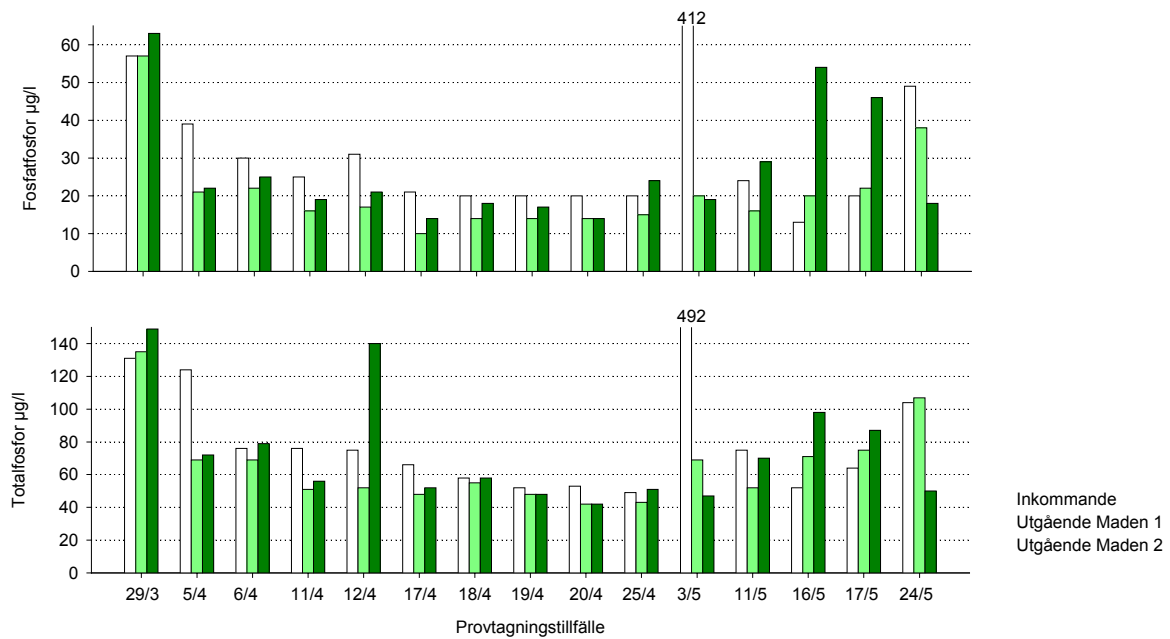


Figur 5. Fördelning av fosforfraktioner enligt filtreringsförsök den 12/4. Övrig fosfor innefattar kolloidbunden fosfor som passerar filtret samt lösta organiska föreningar.

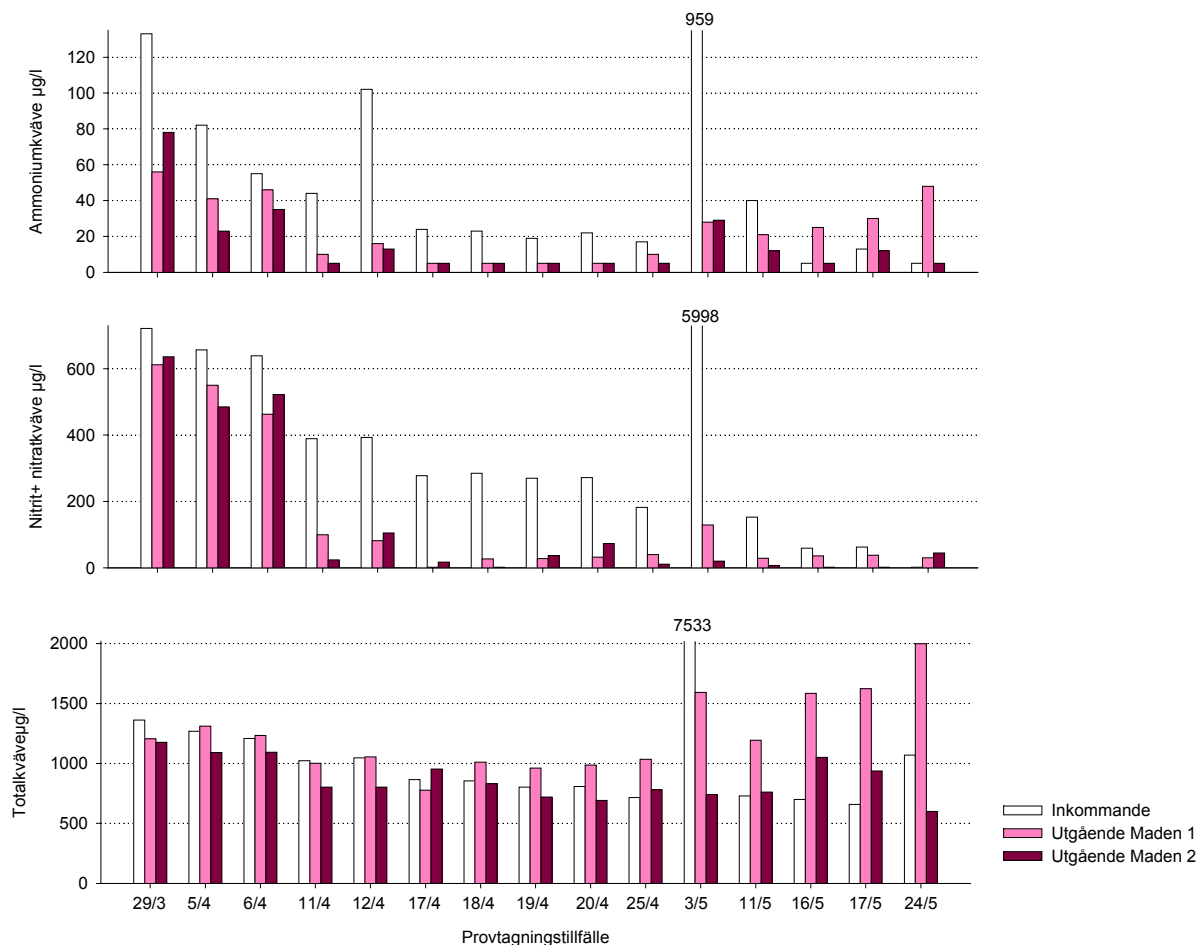
De båda tillflödesdikena visade olika karaktär där Acksjödiket, som kommer från skogsmark, har en stor andel övrig fosfor. Oxelbydicket, som rinner genom jordbruksmark och får bidrag från enskilda avlopp, hade den mesta fosfor bunden partikulärt eller som fosfatfosfor. Diket hade också genomgående ungefär dubbelt så höga halter av såväl fosfatfosfor som totalfosfor, som Acksjödiket. Även kvävehalterna var högre medan TOC halten var lägre, 13 mg/l, jämfört med i Acksjödiket där den var 20 mg/l. Efter passagen av båda våtmarkerna ändrades karaktären på det inkommande vattnet. Utloppet av Maden 2 hade en mycket större fraktion av övrig fosfor än inloppet (48 % jämfört med 19 %) medan andelen partikulär fosfor minskades. Utloppsvattnet från Maden 1 visade en annan sammansättning än vattnet från Maden 2 med mer än tre gånger så hög andel partikulär fosfor.

### 3.3 Halter till och från maderna och beräknad retention

#### 3.3.1 Fosfor och kväve



Figur 6a. Fosforkoncentrationer vid samtliga provtagningsstillfällena. Observera att provtagningen skett oregelbundet, från en till fyra gånger i veckan. Provtagningsstillfälle 29/3 representerar snösmältning och 3/5 representerar stigande flöde.



Figur 6b. Kvävekonzentrationer vid samtliga provtagningstillfällena. Observera att provtagningen skett oregelbundet, från en till fyra gånger i veckan.

Totalfosforhalten i det inkommande vattnet är enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för ytvatten måttligt höga (33-67 µg/l) eller höga (67-133 µg/l) (NV, 1999). Vid tre tillfällen är värdena extremt höga (>133 µg/l). Om hänsyn tas till att en stor del av vattnet kommer från en jordbruksbäck som rinner genom lermark (Oxelbydiket) är värdena dock inte speciellt höga (Braskerud 2001). Totalfosforhalten i jordbruksbäckar i områden med lerjordar i Mellansverige ligger vanligen mellan 130 och 310 µg/l (Carlsson, 2005). Dessa områden har också en större andel jordbruksmark (minst 50 %) jämfört med avrinningsområdet till våtmarkerna (23 %).

Variationer dag från dag visade sig kunna vara stora. Totalfosforhalten i utflödet från Maden 2 var mer än dubbelt så högt den 12/4 än dagen innan, trots att flödet var praktiskt taget lika. Ingen förändring sågs i halten suspenderat material mellan de två dagarna.

Den 3 maj var fosfatfosforvärdet i det inkommande vattnet runt tio gånger högre än vid de andra provtagningstillfällena. Det intensiva regnandet natten innan (upp till 4 mm/h) påverkade framför allt den lösta fosfathalten. Både Acksjödiket och Oxelbydiket hade kraftigt förhöjda fosfatfosforhalter. Oxelbydikets halter var tio gånger högre än Acksjödikets så största delen av fosfatfosfortillskottet kommer från Oxelbydiket. Att även Acksjödiket, som är en skogsbäck utan avlopp, hade förhöjda halter tyder på att fosfor kommer från marken. Eftersom skillnaden mellan totalfosfor och fosfatfosfor var måttlig har regnet inte genererat några större mängder eroderad fosfor. Från Oxelbygårdens observationsfält noterades

samtidigt en kortvarig koncentrationstopp av fosfatfosfor (Ulén, muntl.). Förhållandena i marken har antagligen varit sådana att fosfor frigjorts genom desorption eller reducerade förhållanden. En vecka senare var halterna i vattnet från båda våtmarkerna låga. Enligt den använda metoden för beräkning av nettobalansen var retentionen av fosfatfosfor mycket hög: 86 % i Maden 1 och 90 % i Maden 2 under den aktuella veckan. Den beräknade retentionen är antagligen överskattad eftersom det inte är samma vatten som provtagits i in- och utflödet. Flödet med förhöjda fosfathalter kan ha passerat igenom våtmarken före nästa provtagning av utflödet. Våtmarker är i regel inte heller så effektiva på att hålla kvar fosfatfosfor (Braskerud *et al*, 2005).

Nitrathalterna i det inkommande vattnet var genomgående lägre än 1000 µg/l. Halterna var därmed låga i jämförelse med andra bäckar i Mellansverige som är påverkade av jordbruksmark (Carlsson, 2005). Inloppets fraktion av organiskt kväve ökar hela mätperioden, från 37 % vid första mättillfället, till 99 % vid det sista.

Det ökade flödet den 3/5 innebar en markant förhöjd koncentration av kväve både i ammonium- och nitratform i inkommande vatten. Den höga ammoniumhalten gör att man kan misstänka att åtminstone en del kommer från enskilda avlopp. Resultat från Stockholm Vattens regelmässiga provtagningsrundor visar på kraftigt förhöjda värden av näringsämnen i samma storleksordning även i andra diken och vattendrag i samma område. Den beräknade retentionen i våtmarkerna var vid detta tillfälle också stor för kväve: 79 % i Maden 1 och 90 % i Maden 2.

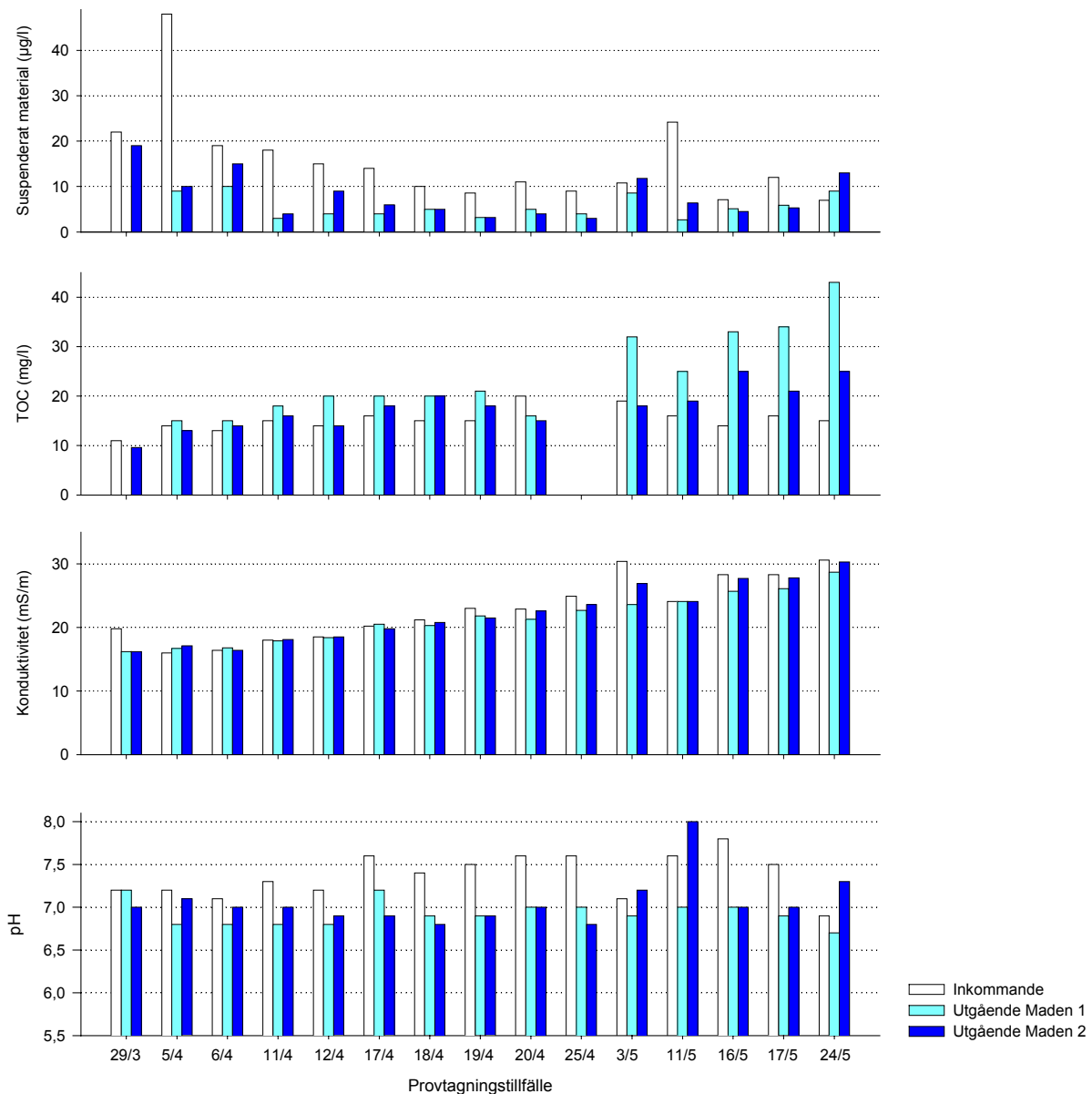
När man studerar haltförändringarna efter passagen genom de båda våtmarkerna betar de sig snarlika. Dock verkar den nyskapade våtmarken, Maden 2, sämre än Maden 1 på att reducera fosforhalterna. Vid den första provtagningen ökade t.o.m. koncentrationen fosfatfosfor efter passagen genom Maden 2. Efter det minskade fosfatfosforhalterna för att under mitten av maj sedan öka efter passagen genom de båda våtmarkerna (se figur 6a). De uppmätta koncentrationerna indikerar att såväl fosfor i fosfatform som analyserat som totalfosfor omväxlande hålls kvar och frigörs från våtmarken. Detta verkar ske både under tidig vår innan vegetationsperioden börjat och under senare delen av maj då växtligheten kommit igång. Att Maden 2 rätt nyligen konstruerats påverkar säkert mätvärdena. Våtmarken innehöll vegetationsfria ytor och jord, och partiklar med bunden fosfor kan förmodligen resuspendera från bottenytorna eller frigöras från de öppna jordytorna i de uppgrävda vallarna. När växtligheten blivit mer etablerad borde mindre andel näringsämnen frigöras från Maden 2 genom resuspension av partiklar.

Den tydligaste trenden i diagrammen för halterna ammoniumkväve och nitratkväve (figur 6b) är att halterna i det inkommande vattnet minskar tydligt samtidigt som flödet minskar. Båda våtmarkerna indikerades hålla kvar nitrit+ nitratkväve under hela perioden.

Ammoniumhalterna minskade efter passagen genom båda maderna men då vegetationen kommit igång verkade de att öka efter passagen av den 'gamla' maden nr 1. Minskningen av halterna nitrit+ nitratkväve och ammoniumkväve kan tyda på nitrifikation och denitrifikation. Dessa processer är inte så effektiva vid låg temperatur. Trots detta indikerades den största minskningen av nitrit+nitrat och ammoniumkväve under mars-april innan växtsäsongen startat. Under växtperioden kan också växtupptag svara för en del av retentionen samtidigt som höga halter av ammoniumkväve kan tyda på nedbrytning av organiskt kväve i framför allt Maden 1.



### 3.3.2 Konduktivitet, pH, TOC och suspenderat material



Figur 7c. Koncentrationer av suspenderat material, TOC (Total Organic Carbon), konduktivitet och pH vid samtliga provtagningsstillfällena. Observera att provtagningen skett oregelbundet, från en till fyra gånger i veckan

I figur 7c visas halterna suspenderat material i inflödet till och utflödet från våtmarkerna. Våtmarkerna minskade koncentrationen av det suspenderade materialet. 3,5 kg suspenderat material kom in i Maden 2 och ca 2 kg hölls kvar. Det innebär en relativ retention på 57 % motsvarande 0,2 kg/ha. Det höga flödet den 3 maj verkar inte ha påverkat halten av suspenderat material. Den relativa retentionen motsvarade 58 % när värden från den 3/5 exkluderas från beräkningarna.

Koncentration totalt organiskt kol i det inkommande vattnet låg på en ganska jämn nivå under mätperioden men ökade hela tiden i det utgående vattnet. Detta beror troligen på att våtmarkerna inte har skördats eller betats på över 25 år och organiskt material därför har ansamlats. När våtmarkerna tinar på våren kommer de biologiska processerna igång och nedbrytning av organiskt material ökar halterna av organiskt kol i vattnet. Att pH minskar när

vattnet passerar våtmarkerna (Figur 7c) tyder också på att nedbrytningen pågår. Förutom nedbrytning sänks pH också av nitrifikation.

Tabell 1. C/N-kvoten, pH-värdena och konduktiviteten i våtmarkerna.

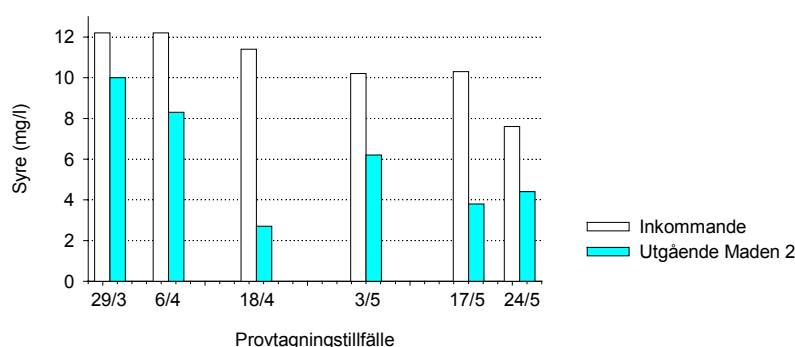
Datum	29/3	5/4	6/4	11/4	12/4	17/4	18/4	19/4	20/4	25/4	3/5	11/5	16/5	17/5	24/5	
C/N-kvot	Inflöde	8	11	11	15	13	18	19	25		3	22	20	24	14	
	Maden 1		11	12	18	19	26	20	22	16		20	21	21	22	
	Maden 2	8	12	13	20	17	19	24	25	22		24	25	24	22	42
pH	Inflöde	7,2	7,2	7,1	7,3	7,2	7,6	7,4	7,5	7,6	7,6	7,1	7,6	7,8	7,5	6,9
	Maden 1	7,2	6,8	6,8	6,8	6,8	7,2	6,9	6,9	7	7	6,9	7	7	6,9	6,7
	Maden 2	7	7,1	7	7	6,9	6,9	6,8	6,9	7	6,8	7,2	8	7	7	7,3
Konduktivitet (mS/m)	Inflöde	20	16	16	18	19	20	21	23	23	25	30	24	28	28	31
	Maden 1	16	17	17	18	18	21	20	22	21	23	24	24	26	26	29
	Maden 2	16	17	16	18	19	20	21	22	23	24	27	24	28	28	30

Kvoterna mellan kol och kväve vid de femton provtillfällena varierar mellan 8 och 28, den 24/5 undantaget. Låga kvoter innebär att det finns mycket kväve i förhållande till kol. Kolet behövs för att denitrifikationen ska fungera och de låga kvoterna skulle kunna vara en begränsning för denitrifikationen. Kvoterna ökade med tiden vilket innebär att förutsättningarna för denitrifikation förbättrades.

Konduktiviteten ändrar sig inte nämnvärt mellan in- och utflöde i våtmarkerna men blev högre med tiden (tabell 1).

pH i inkommande vatten låg mellan 6,9 och 7,8. I Maden 1 minskar pH-värdet i vattnet med i genomsnitt 0,45 enheter sedan det passerat våtmarken. Vid alla provtagningstillfällen utom tre minskade pH-värdet med i genomsnitt 0,3 enheter efter Maden 2.

### 3.3.3 Syre



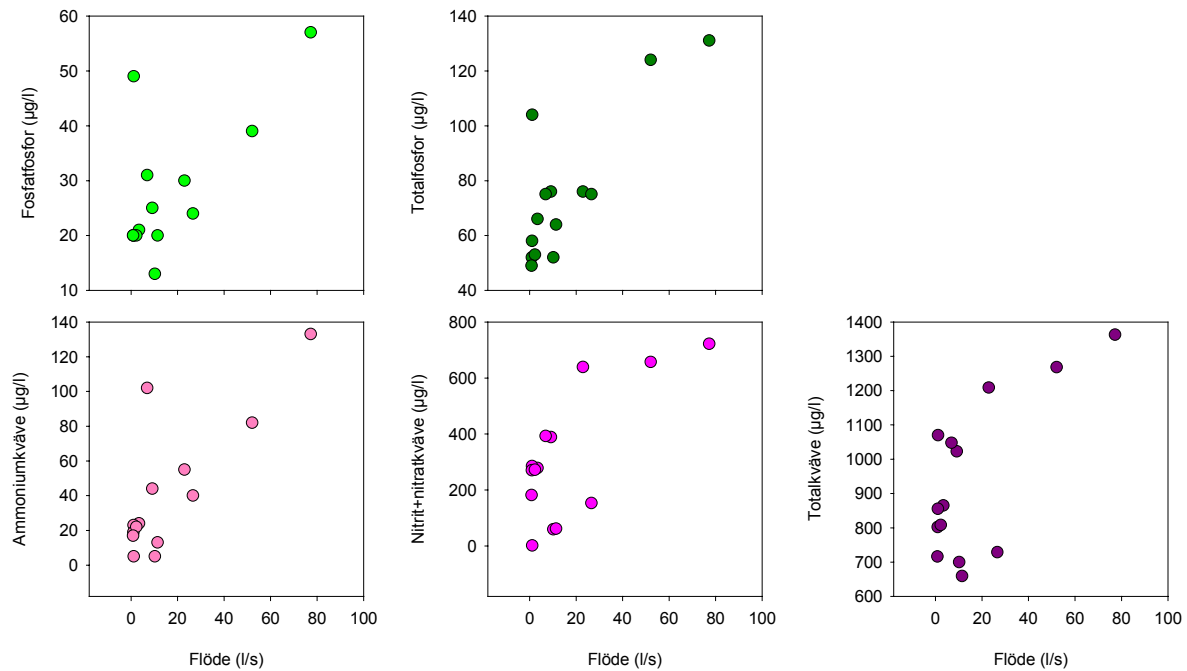
Figur 8. Syrehalt i inkommande respektive utgående vatten till/från Maden 2.

Som synes i figur 8 minskade syrehalten mycket kraftigt vid utloppet av våtmarken jämfört med vid inloppet. Nedbrytning är syreförbrukande och minskningen i syrehalt mellan inlopp och utlopp styrker slutsatsen att det sker betydande nedbrytning av organiskt material i våtmarken. Även nitrifikationsbakterier förbrukar syre. Syreminskningen var liten under den kallaste perioden men var stor under senare delen av april och i maj månad.

### 3.3.4 Metaller

I jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrund för metaller i vatten var de uppmätta halterna i inflödet av As och Cd är låga och halterna Zn, Cr, Ni och Cu är låga eller bara måttligt höga. Halten av Pb är vid de tre mätstillfällena måttligt hög, låg och hög (NV, 1999). Tabeller över samtliga metallhalter vid de tre provtagningstillfällena kan ses i bilaga 2.

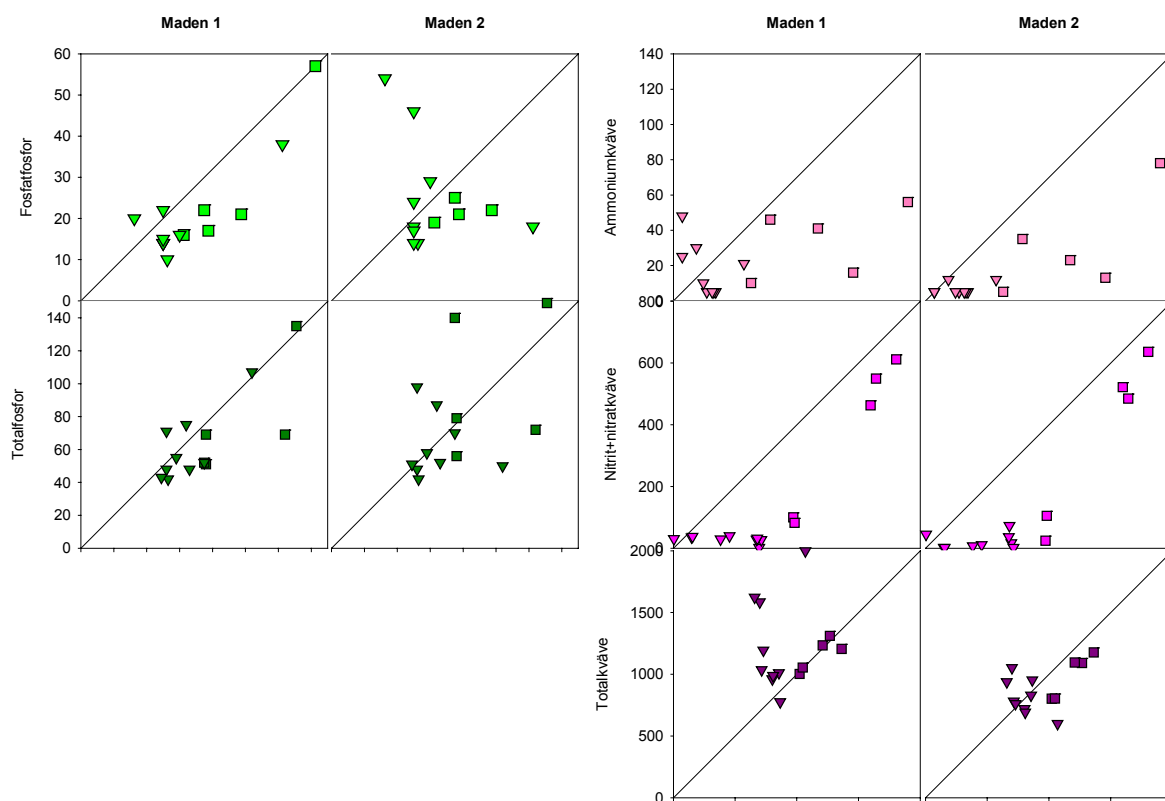
### 3.3.5 Fosfor- och kvävekoncentrationernas samband med flödet



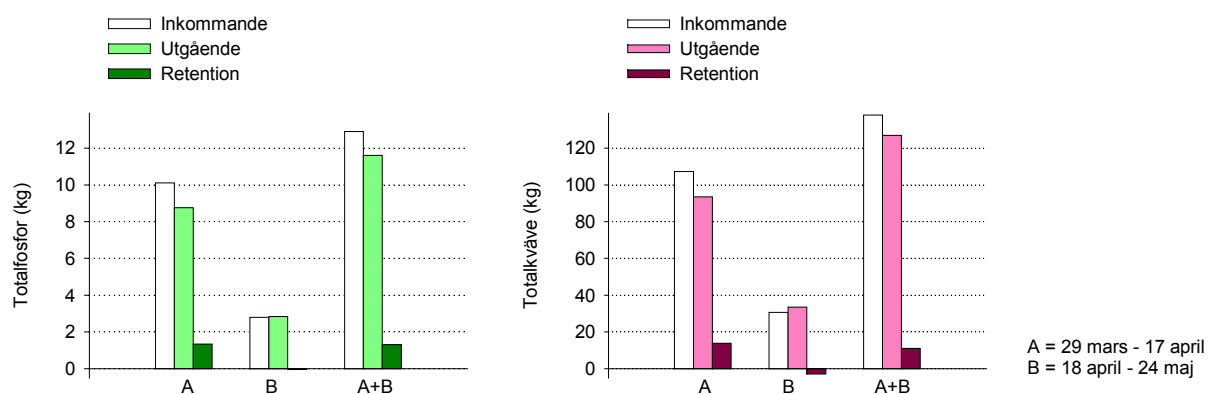
Figur 9. Fosfor- och kvävehalter i inkommande vatten mot flödet. Värdena från 3 maj är exkluderade.

Halterna i vattnet som rinner över våtmarkerna verkade ha ett visst samband med flödesmängden så att koncentrationerna ökade med flödet. Det var tydligast för fosfat- och totalfosfor samt ammoniumkväve. De två punkterna högst upp till höger som sticker ut i flera av diagrammen är de två första provtagningstillfällena då flödet var som högst.

### 3.4 Växtlighetens betydelse för retentionen av kväve och fosfor



Figur 10. Haltförändring efter passagen av kväve och fosfor ( $\mu\text{g/l}$ ) genom Maden 1 och 2 exklusive värdena från 3/5. På y-axeln visas koncentrationerna i utflödet och på x-axeln koncentrationerna i inflödet. Symboler över strecket visar att näringsämnet läcker ut från våtmarken, symboler under strecket visar att det hålls kvar. Kvadrater symboliserar perioden 29 mars till 17 april, trianglar perioden 18 april till 24 maj då växtsäsongen kommit igång.



Figur 11. Uppskattad retention av fosfor- och kvävemängd i Maden 2 den 29 mars till 24 maj 2005 exklusive värdena från 3/5.

Studien som genomfördes både före och i början av växtperioden visade att fastläggningen av både kväve och fosfor skedde under första delen av provtagningsperioden. Under den andra halvan, då växtsäsongen startat, läckte däremot både kväve och fosfor från våtmarken som

visas som minusstaplar i figur 10. Under perioden 29 mars till 17 april då den största avskiljningen skedde kom 80 % av allt fosfor och 78 % av allt kväve till våtmarken. Avskiljningen har räknats ut utan värdena från den 3/5 som avvek kraftigt från de övriga resultaten.

Växtupptaget kan trots detta ha haft en stor betydelse för retentionen av näringsämnen men det kan motverkas av läckage som har sitt ursprung i nedbrytningen av organiskt material.

### 3.5 NettoRetention i Maden 2

Tabell 2. Uppskattad avskiljning i Maden 2 2005-03-29 till 2005-05-24. Inom parentes uppskattad avskiljning då värdet från 3/5 har uteslutits. Relativ avskiljning är den procentuella retentionen och absolut avskiljning avser den mängd näring våtmarken avskiljer i förhållande till sin yta.

	Inflöde (kg)	Utflyde (kg)	Avskiljning (kg)	Relativ avskiljning(%)	Absolut avskiljning (kg/ha)
Fosfatfosfor	11,6 (4,7)	4,4 (4,5)	7,2 (0,2)	62,1 (4,6)	0,9 (0,03)
Totalfosfor	<b>20,6 (12,9)</b>	<b>11,4 (11,6)</b>	<b>9,2 (1,3)</b>	<b>44,7 (10,1)</b>	<b>1,1 (0,16)</b>
Nitrit+nitratkväve	165,3 (62,0)	45,1 (44,9)	120,2 (17,1)	72,7 (27,7)	14,5 (2,08)
Ammoniumkväve	26,0 (9,5)	4,6 (4,6)	21,4 (5,0)	82,3 (52,1)	2,6 (0,60)
Totalkväve	<b>258,6 (138,0)</b>	<b>126,4 (127,0)</b>	<b>132,2 (11,0)</b>	<b>51,1 (8,0)</b>	<b>15,9 (1,34)</b>

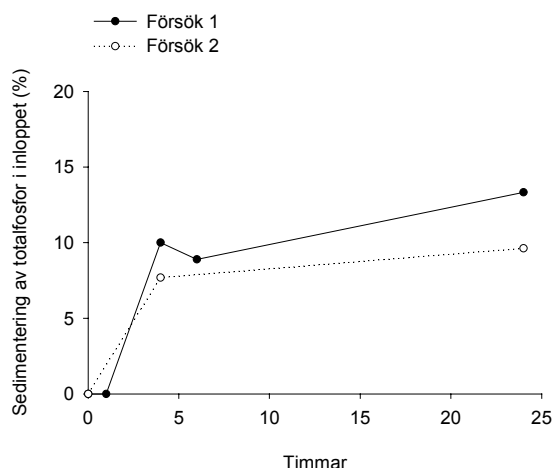
Värdena från den 3 maj visar hur stor påverkan ett enstaka värde från en koncentrationstopp kan ha på beräkningen av retentionen. En stor mängd vatten med hög koncentration näringsämnen ger en retention på 45 % fosfor och 51 % kväve medan en beräkning som utesluter tredje maj bara ger en retention på 10 och 8 %.

Med båda beräkningssätten blir avskiljningen av ammonium- och nitrit+ nitratkväve relativt hög. Retentionen av den direkt växttillgängliga fraktionen fosfatfosfor ser däremot helt annorlunda ut om den tredje maj tas med i eller exkluderas från beräkningen. I tabell 2 visas att fosfatfosfor hålls kvar till 62 % när 3 maj är inräknad. 0,9 kg av de totalt kvarhållna 1,1 kg är fosfatfosfor. När den 3 maj är utesluten ur beräkningen hålls däremot knappt 5 % av fosfatfosfor kvar i våtmarken på sin väg mot Bornsjön och fosfatfosfor är bara en liten andel av den totala fosformängden.

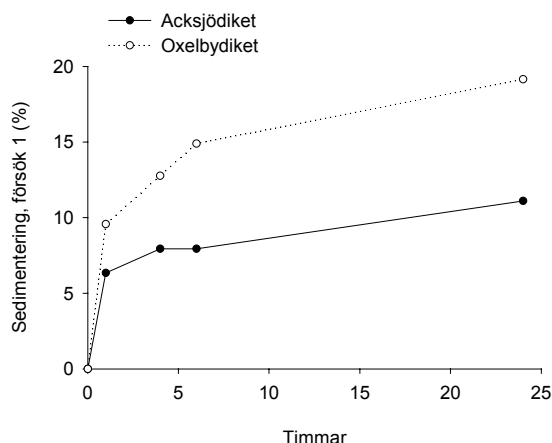
Trots den nedbrytning som antagligen pågick blev det en nettoRetention i våtmarken, om ej särskilt stor. En kväveavskiljning när extremvärdet den 3/5 uteslutits på 11,1 kg (1,34 kg/ha) för hela Maden 2 och en fosforavskiljning på 1,3 kg (0,16 kg/ha) kan jämföras med den totala transporten i Oxelbydiket som år 2002 var 3810 kg kväve och 340 kg fosfor (Lännergren, 2002). Siffrorna för avskiljning gäller bara för mätperioden som var ca 2 månader men det är under den tiden på året man kan förvänta sig de största flödena och de högsta halterna i det inkommande vattnet.

Osäkerheterna i flödesmätningarna (10-25 %) och i analysmetoderna (5 %) är större än den uppskattade nettoRetentionen av flera parametrar (5, 8 och 10 % av fosfatfosfor, totalkväve och totalfosfor). Framför allt påverkar interpoleringen av halterna mellan 15 mätillfällen retentionsträkningen i mycket hög grad. En förbättring vore därför att göra flödesproportionella provtagningar och optimalt vore att styra provtagningen så att samma vatten som går in och som lämnar våtmarken provtas.

### 3.6 Sedimenteringsförsök



Figur 12a. Minskning av halten totalfosfor i ytvattnet i sedimentationsförsöken.



Figur 12b. Skillnaden i sedimentationshastighet mellan Acksjödiket och Oxelbydiket.

Sedimenteringsförsöken (figur 12a) visade att ca 10 % av fosfor vid inloppet till våtmarken hade sedimenterat efter 24 timmar. Även vid den lägst beräknade teoretiska uppehållstiden av tre dygn bör därför en del fosfor ha kunnat sedimentera. Figur 12b visar att partiklarna i Oxelbydiket sedimenterar till större del än de i Acksjödiket. Vid provtagningstillfället var koncentrationen totalfosfor dubbelt så hög (124 µg/l mot 60 µg/l) i Oxelbydiket. Koncentrationen suspenderat material var sju gånger högre (57 mg/l mot 8 mg/l) i Oxelbydiket än i Acksjödiket.

Tabell 3. Sedimentering av totalfosfor efter 24 h

Provpunkt	Sedimentering totalfosfor, %	
	5/4	20/4
Acksjödiket	11,1	10,0
Oxelbydiket	19,1	14,8
Maden 2 inlopp	13,3	9,6
Maden 2 utlopp	13,6	6,3

I tabell 3 syns att en större procentandel av totalfosfor sedimenterade vid försök 1, den 5 april än den 20/4. Det var ett högre flöde och genomgående högre halter vid försök 1 än vid försök 2. Försöket visar att sedimentationen har betydelse och storleksordningen motsvarade den beräknade fosforretentionen (10 %). Resultatet stämmer också med den generella slutsatsen att retentionen av fosfor ofta ökar om koncentrationen är högre i inkommande vatten (Braskerud *et al*, 2005).

### 3.7 Jordanalyser

Tabell 4. Fosfor, järn och aluminium i extrakt av surt ammoniumlaktat från jordprov från olika platser (mg/ 100g torr jord)

	P- AL	Fe- AL	Al - AL
Våtmarken matjord	6,5	161	68,0
Våtmarken matjord	3,0	172	62,6
Våtmarken matjord	4,1	103	60,9
Våtmarken matjord	4,7	193	69,7
Oxelbygårdet matjord*	4.9	27	41.1
Oxelbygårdet alv*	4.5	27	29.5

\* från Ulén 2005

Analys av jorden visade på halter av lättillgängligt fosfor i marken (P-AL) som var av samma storleksordning som i åkermarken i tillrinningsområdet. Järninnehållet var dock betydande och graden av fosformättnad var låg jämfört mot typisk jordbruksmark (Ulén, 2005). Marken i maderna har alltså förmåga att binda mycket mer fosfor.

### 3.8 Närsaltsretention i Maden 2 i jämförelse med andra studier

Undersökningar gjorda i Oxelbydiket 2001-02 visade att nitrit+ nitratkvävet i genomsnitt utgjorde ca en tredjedel av den totala kvävehalten (Lännergren, 2002). Under årets första delar var halterna högre, runt 60 %, för att sedan sjunka ned mot 10 % i juni. Andelen fosfatfosfor har i genomsnitt varit 46 %. I jämförelse med 2001-02 uppvisade nitrit+ nitratkvävehalterna i denna studie samma mönster, de är höga i högflödesperioden och sjunker sedan successivt. Fosfatfosforhalterna låg ca 10 % lägre i den här studien än vad de gjorde i undersökningen från 01-02.

Alla våtmarker är olika med avseende på storlek, avrinningsområde, belastning, växtlighet också vidare. Det är därför svårt att i litteraturen hitta siffror på näringsretention i en våtmark som motsvarar Maden 2. De flesta exemplen kommer från södra Sverige där man har haft höga halter kväve i det inkommande vattnet. Eftersom våtmarker har olika förutsättningar kan de avskilja fosfor och kväve i allt mellan 0 till 90 procent. Våtmarker i odlingslandskapet kan denitrifiera upp till 1000 kg kväve per hektar och år. Oftast ligger dock avskiljningen på under 500 kg (Tonderski, 2002). Våtmarker med låg belastning har också låg relativ retention (Leonardson, 1994).

I Höjeåprojektet som genomfördes i sydvästra Skåne mellan 1991 och 2003 har 69 dammar (permanenta vattensamlingar 0,5-1 m) och våtmarker med kort uppehållstid och en sammanlagd yta på 75 ha anlagts (Reuterskiöld, 2004). Höjeåns tillrinningsområde består av jordbruksmark och i ån transporterades årligen 419-1079 ton kväve och 7-16,4 ton fosfor. Näringsretention har modellberäknats i tre av dammarna och har uttryckts som den genomsnittliga reduktionen för den sammanlagda ytan. De tre dammarna hade en kvävereduktion på mellan 4-45 % (370-2300 kg/ha/år) och en fosforreduktion på 10-50 % (15-40 kg/ha/år). Den genomsnittliga kvävereduktionen för alla våtmarker och dammar blev 560 kg/ha/år och fosforreduktionen blev 23 kg/ha/år. I Kävlingeåprojektet som utförts i närheten av och ungefär på samma sätt som Höjeåprojektet minskade dammarna och våtmarkerna kvävetransporten med 1,4 ton/ha/år och fosfortransporten med 37 kg/ha/år

(Eriksson, 2002). Dessa dammar och våtmarker skiljer sig från våtmarken i den här studien främst i att kvävekoncentrationerna är höga.

I en studie gjord på mader i Danmark blev retentionen av nitratkväve 55 % (390 kg/ha/år) och fosfatfosfor 90-98 % (18-120 kg/ha/år). Belastningen av nitratkväve var 710 kg/ha/år och av fosfatfosfor 20-125 kg/ha/år (Leonardson 1994). I en studie på översilningsängar, gjord i Skåne, var retentionen av totalfosfor mellan 0-13 % (0-100 kg/ha/år) och retentionen av totalfosfor -48 % till +20 % (-2,9-+3,6 kg/ha/år) (Leonardson, 1994). Belastningen av kväve var 400-800 kg/ha/år och av fosfor 4-18 kg/ha/år. Översilningsängars vattenregim styrs av människan och ängarna ska kunna översilas året om. Belastningen på de båda våtmarkerna i denna studie blir 262 kg N/ha/år och 23 kg P/ha/år räknat med 2002 års siffror för transporten i Oxelbydiket.

Enligt en statistisk studie, gjord på våtmarker i Nordiskt klimat eller motsvarande klimatzoner, fann man att den relativa fosforretentionen ökade när kvoten mellan våtmarkens area och avrinningsområdets area (A/C) ökade (Braskerud *et al*, 2005). Den absoluta retentionen minskade på grund av mindre specifik belastning. Den relativa fosforretentionen blev större upp till en A/C-kvot på 1-2 %. I studien fann man en optimal storlek på våtmarker där de är effektiva i både avskiljnings och ekonomiskt hänseende: Absolut retention når ett maximum när kvoten mellan våtmark och avrinningsområde (A/C) är mellan 0,01-0,06 % (Braskerud *et al*, 2005). Författarna rekommenderar att man vid konstruktion av våtmarker som ska användas främst för att fånga partikulär fosfor ska använda sig av kvoten A/C 0,1-2 %, dvs. samma proportion som Maden 1 och Maden 2 i den här undersökningen (0,45 resp. 0,6 %).

### **3.9 Våtmarkstjänster**

Under mina provtagningar i våtmarken har jag träffat människor som använder området till promenader med hunden, fågelskådning eller för att ”bara” komma ut i naturen. I samtal med dessa människor har jag fått uppfattningen att våtmarken bidrar till ett ökat upplevelsevärde. Den ser trevlig ut och nya fågelarter har kommit till området. Några fågelarter som nämns som nytillkomna är trana, brun kärrhök och enkelbeckasin. Grundat på detta har jag kommit fram till att våtmarken bidrar till ett ökat upplevelsevärde av området. För att minska övergödningen i våra sjöar och hav anser jag att fokus måste ligga på källan till problemet istället för på våtmarken i slutet av systemet. Det primära måste vara att minska utsläppen av kväve och fosfor och sedan kan våtmarker vara ytterligare en hjälp på väg mot minskad övergödning. Våtmarkerna är ett komplicerat och dynamiskt system som är svårt att kontrollera och lika gärna kan vara en källa för näringsämnen som en sänka. Den litteratur jag läst under det här arbetet har inte övertygat mig om att våtmarker är någon pålitlig lösning som avskiljare av näringsämnen och mer forskning på området behövs. Våtmarker förbättrar däremot den biologiska mångfalden i de flesta fall och om man har det värdet som huvudsyfte blir våtmarker mer värdefulla än som enbart fosfor- och kvävefällor.



#### 4. Sammanfattning

Att anlägga eller återskapa olika typer av våtmarker och studera näringsretentionen i dessa är angeläget eftersom man idag har dålig kunskap hur våtmarker kan minska närsaltsbelastningen på vattnen. År 2003 anlades vid sydvästra delen av Bornsjön en våtmark (mad) med främsta syfte att öka retentionen av fosfor till sjön. Bornsjön är Stockholm stads vattenreserv ifall uttaget av Mälarens vatten måste stoppas. Området kring sjön består till stor del av jordbruksmark och näringshalterna i sjöns tillflöden är ofta relativt höga (1 mg/l totalkväve and 0.05-0.1 mg/l totalfosfor). Tillflödet till våtmarken påverkades dessutom av enskilda avlopp.

Syftet med examensarbetet var att se hur denna relativt nyanlagda våtmark fungerade under vårens höglödesperiod och om det eventuella upptaget eller utsläppet av närsalter förändrades när växtsäsongen kommit igång. Studien utfördes mellan den 29 mars och 24 maj år 2005. Flödesmätningar gjordes kontinuerligt vid två punkter och vattenprover insamlades minst en gång och som mest fyra gånger per vecka.

Den största andelen näringsämnen belastade våtmarken under den första delen av april. Det var också under den perioden som det skedde en fastläggning av näringsämnen. Därefter utgjorde våtmarken en källa för näringsämnen, även då växtsäsongen kom igång. Syrehalten, pH-värdena och ökningen av totalt organiskt kol i utflödet tydde på att nedbrytning pågick i våtmarken. Eftersom marken inte skördats sedan 80-talet har antagligen stora mängder organiskt material ansamlats. När marken tinar börjar gammalt organiskt material brytas ner och denna process överskuggar förmodligen effekten av att växterna i våtmarken tar upp kväve och fosfor.

Retentionen av totalfosfor i den nyanlagda våtmarken beräknades till 10 % och av totalkväve 8 %. Det motsvarar en ganska blygsam avskiljning på 0,16 respektive 1,34 kg/ha under perioden. Den 3/5 regnade det häftigt och närsaltskoncentrationerna i det tillrinnande vattnet var ca 10 ggr högre än de normala. Inkluderas dessa extremhalter i beräkningen motsvarar retentionen av totalfosfor istället 45 % och av totalkväve 50 %. Inga studier har gjorts på den här typen av våtmark under mellansvenska förhållanden. Skånska våtmarker och dammar med hög närsaltsbelastning har i en studie beräknats reducera närsalter med i genomsnitt 560 kg N/ha/år och 37 kg P/ha/år men då är också belastningen på dessa mycket högre än i denna studie. En studie på översilningsytor gav en retention på 0-13 % av kväve och -48-+20 % för fosfor. Dessa siffror verkar vara mest jämförbara med de för Maden 2. Översilningsytorna belastades också med kväve och fosfor i samma storleksordning som våtmarkerna i denna studie.

Våtmarker är komplicerade och dynamiska system som är svåra att kontrollera och undersöka; de kan ofta bli en källa till näringsämnen såväl som en fälla. Ofta ökar dock den biologiska mångfalden och rekreativvärdet i området när en våtmark skapas och därför blir våtmarker mer värdefulla om man ser till fler aspekter än näringsretention. Den här undersökta våtmarken verkade vara mycket uppskattad av människor som använder området för rekreation eftersom antalet fågelarter har ökat.

## 5. Litteraturförteckning

### Referenser:

Braskerud B.C., K.S. Tonderski, B. Wedding, R. Bakke, A-G.B. Blankenberg, B. Ulén, and J. Koskiaho.,2005. Can constructed wetlands reduce the diffuse phosphorus loads to eutrophic water in cold temperate regions? J Environ. Qual. In proof.

Braskerud B.C.,2001. Sedimentation in Small Constructed Wetlands. Retention of Particles, Phosphorus and Nitrogen in Streams from Arable Watersheds. Doctor Scientarium Theses 2001.10, Agricultural University of Norway, Ås, Norway.

Carlsson C., K. Kyllmar & H. Johnsson., 2005. Växtnäringsförluster i små jordbruksdominerade avrinningsområden 2003/2004. Årsrapport för miljöövervakningsprogrammet Typområden på Jordbruksmark. Avdelningen för vattenvårdslära. Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.

Eriksson P., 2002. Våtmarker i odlingslandskapet. Kävlingeåprojektet. Utvärdering av etapp I och II. Del 1. Tekniska förvaltningen, Park- och naturkontoret, Lunds kommun.

Hagerberg A., J. Krook, D. Reuterskiöld., 2003. Åmansboken. Vård, skötsel och restaurering av åar i jordbruksbygd. Saxåns-Braåns vattenvårdskommitté.

Jansson M. & Broberg A *editors.*, 1994. Abiotiska faktorerers karaktäristika, funktion och omsättning i sötvatten. Limnologiska institutionen. Uppsala universitet.

Leonardson Lars., 1994. Våtmarker som kvävefällor. Naturvårdsverkets Rapport 4176. Gotab, Stockholm.

Lännergren Christer., 2002. Undersökningar i Bornsjön till och med år 2002. Arbetsmaterial. Stockholm Vatten.

Möller M. & Stålhög G., 1968 SGU Ae4 (Kartblad)

Naturvårdsverkets rapport 5362., 2004. Rikare mångfald och mindre kväve. Utvärdering av våtmarker skapade med stöd av lokala investeringsprogram och landsbygdsutvecklingsstöd.

Naturvårdsverkets rapport 4913.,1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag.

Reuterskiöld D. & Krook J., 2002. Höjeåprojektet. En renare å - ett rikare landskap. Slutrapport etapp I-III. Höje å vattenvårdsförbund. Tekniska förvaltningen, Park- och naturkontoret, Lunds kommun.

Stockholm Vatten miljöredovisning 1997

Tonderski K *editor.*, 2002. Våtmarksboken: skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA). Ekblad & Co. Västervik.

Ulén B 2005. A simplified risk assessment for losses of dissolved reactive phosphorus through drainage pipes from agriculture soils. Acta Agriculturae Scandinavica sect B (in press).

Ulén B.,1997. Förluster av fosfor från jordbruksmark. Naturvårdsverket rapport 4731.

Unidata., 1998. Starflow ultrasonic doppler instrument. User's manual. Lynn MacLaren Publishing, Australia.

### Internet

Länsstyrelsen i Stockholms län 2005

<http://www.ab.lst.se/templates/InformationPage> besökt 2005-04-11

Taurnet. Teletidningen för Södertörn 2005

<http://www.taurnet.se/bornsjen.htm> besökt 2005-04-11

Våtmarkscentrum 2005

[http://www2.hh.se/wetland/varfor\\_vatmarker.htm](http://www2.hh.se/wetland/varfor_vatmarker.htm) besökt 2005-04-14

SAOB, Svenska Akademiens Ordbok 2005

<http://g3.spraakdata.gu.se/saob/saob4.shtml> besökt 2005-04-26

### Personligt meddelande från personal på Stockholm Vatten AB

Christer Lännergren            2005-05-16

Lennart Qvarnström           2005-05-17

Bo Värnhed                    2005-05-16



## Uppmätta halter av metaller

Tabell 1. Metallhalter i inflödet vid tre provtagningsstillfällen.

Metall (µg/l)	2005-03-29	2005-04-06	2005-05-03	SNV riktvärden
Al	3280	3170	6840	*
As	0,7	0,5	3	Mycket låga halter
Pb	2	1	4	Måttligt höga halter
Fe	2780	1840	4500	*
Cd	0,04	0,03	0,05	Låga halter
Co	1	0,9	3	*
Cu	4	3	8	Måttligt höga halter
Cr	4	3	9	Låga till måttligt höga
Mn	100	55	140	*
Ni	8	6	18	Låga till måttligt höga
Ag	0,07	0,04	0,04	*
Zn	18	14	29	Låga till måttligt höga
V	5	4	14	*
B	14	13	18	*

\* Finns ej i bedömning av tillstånd i vatten

Tabell 2. Metallhalter vid provtagningspunkterna 2005-04-06

Metall (µg/l)	Provtagningspunkt			
	Oxhagenkällan	Inlopp	Maden 1	Maden 2
Al	4250	3170	2570	3470
As	0,7	0,5	0,6	0,7
Pb	3	1	1	2
Fe	3840	1840	1850	2520
Cd	0,06	0,03	0,03	0,04
Co	1	0,9	1	1
Cu	6	3	4	4
Cr	6	3	3	4
Mn	62	55	53	34
Ni	11	6	7	8
Ag	0,07	0,04	0,05	0,09
Zn	24	14	18	26
V	9	4	4	6
B	10	13	12	15



**Våtmarker, en litteraturgenomgång**

<b>1. Definition .....</b>	<b>2</b>
<b>2. Historik och framtid.....</b>	<b>2</b>
<b>3. Våtmarkers funktion .....</b>	<b>2</b>
<b>3.1 Retention av kväve och fosfor i våtmarker .....</b>	<b>2</b>
3.1.1 <i>Kväve</i> .....	3
3.1.2 <i>Fosfor</i> .....	4
<b>3.2 Organiskt kol .....</b>	<b>4</b>
<b>3.3 Syre .....</b>	<b>5</b>
<b>3.4 pH.....</b>	<b>5</b>
<b>3.5 Växternas betydelse för retentionen .....</b>	<b>5</b>
<b>3.6 Sedimentationens betydelse för retentionen .....</b>	<b>5</b>
<b>3.7 Årstidsvariation .....</b>	<b>5</b>
<b>3.8 Uppehållstid .....</b>	<b>6</b>
<b>4. Fungerar våtmarkerna som näringsfällor? .....</b>	<b>6</b>
<b>5. Referenser .....</b>	<b>7</b>

## 1. Definition

Den internationella Våtmarkskonventionen (Ramsarkonventionen) har en vid definition av begreppet våtmark som omfattar sumpmarker, kärr, torvmossar, vattendrag och grunda havsområden till ett största djup av 6 meter vid lågvatten. Såväl naturliga som konstgjorda vattenområden räknas in, liksom temporära vatten (NV, 2003). I studien har den något mer avgränsade definition på våtmark som Naturvårdsverket skapade till sin våtmarksinventering använts. Där definieras våtmark som ”mark där vattnet under en stor del av året finns nära under, i eller strax över markytan”.

## 2. Historik och framtid

För hundra år sedan upptogs stora delar av Sveriges jordbruksbygder av våtmarker. Genom utdikning i jakten på odlingsbar mark har dessa våtmarker i stort sett försvunnit (Våtmarkscentrum, 2005) och orsakat en minskning av antalet livsmiljöer för våtmarksberoende djur och växter (Leonardson, 1994). Studier har visat att ett stort antal våtmarksarter, varav många rödlistade, är hotade till sin existens (SJV, 2004:2). I takt med att våtmarkerna försvunnit har också vattnets uppehållstid på land förkortats (Våtmarkscentrum, 2005). I mark och vatten pågår naturliga processer som minskar exempelvis mängden kväve och fosfor. När de får kortare tid att verka bidrar detta i förlängningen till övergödning av hav, sjöar och vattendrag (SJV, 2004:2)

Sedan 1990 har statligt stöd getts till att återskapa våtmarker i odlingslandskapet, vilket har resulterat i 6000 hektar anlagda våtmarker mellan 1990-2003 (SJV, 2004:2). År 2001 fastställde riksdagen miljö kvalitetsmålet ”Myllrande våtmarker” som innebär att våtmarkernas ekologiska och vattenhushållande funktion i landskapet ska bibehållas och att värdefulla våtmarker ska bevaras för framtiden. Enligt detta mål ska minst 12 000 hektar våtmarker anläggas eller återställas i odlingslandskapet mellan 2000 och 2010 (Miljömålsportalen, 2005).

I detta arbete läggs fokus på våtmarkers förmåga att minska transporten av kväve och fosfor från land till sjöar och hav. Våtmarker har dock flera värden liksom den tidigare nämnda betydelsen för biologisk mångfald. Andra så kallade ”ekosystemtjänster” som våtmarken kan bidra med är produktion (av exempelvis bioenergi), vattenmagasinering och upplevelser (Tonderski, 2002).

## 3. Våtmarkers funktion

### 3.1 Retention av kväve och fosfor i våtmarker

Kväve och fosfor är näringsämnen som reglerar produktionen i sjöar och hav. Både fosfor- och kväveföreningar genomgår förändringar i mark, vatten och luft och nedan görs ett försök att presentera huvudprocesserna med betoning på de förlopp som har betydelse för näringsämnesretentionen i våtmarker. *Retention* används i detta arbete för de olika processer som mer eller mindre varaktigt för bort näringsämnen från vattenmassan. *Avskiljning* kommer också att användas i samma betydelse.

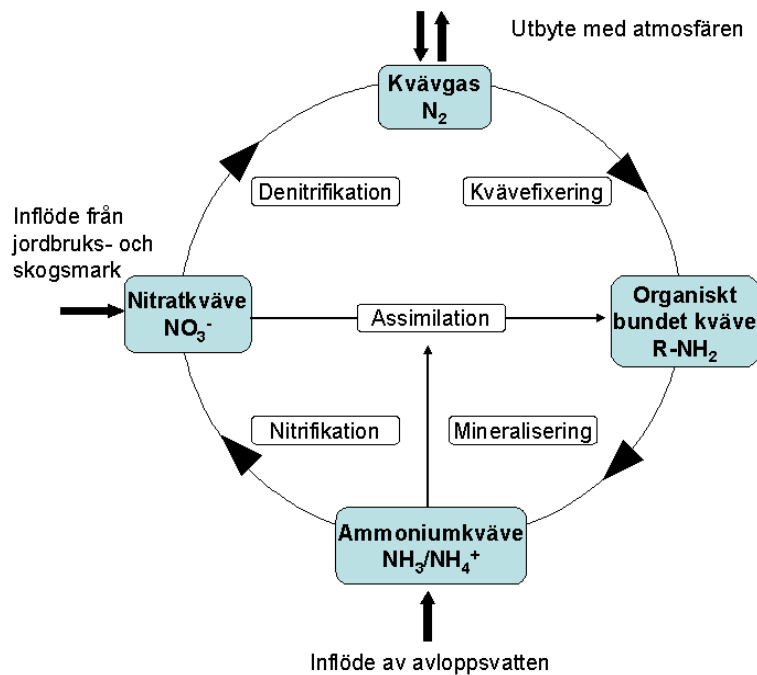
#### 3.1.1 Kväve

Atmosfären består till 78 % av kväve och det är vårt näst vanligaste grundämne. Som kvävgas är kvävet inte tillgängligt för växter och djur utan måste omvandlas till ammonium av



kvävefixerande bakterier. Bakterier, alger, växter och djur använder kväve som energikälla eller som näring till sin biomassa och när det organiska materialet bryts ned återförs kvävet till mark och vatten (Uppsala universitet, 2005). Kvävebelastningen som når havet anses orsakas till 58 % av människan och kommer främst från jordbruksmark, reningsverk och förbränning av fossila bränslen (Samspel, 2003).

De mekanismer som bidrar till kväveretention i våtmarker är sedimentation, växters upptag av näringsämnen samt denitrifikation. Denitrifikationen är sannolikt den mest betydelsefulla processen (Leonardson, 1994).



**Figur 1.** Kvävets akvatiska kretslopp. Efter Peder G. Eriksson (Tonderski, 2002).

Det organiskt bundna kvävet kan via biologiska processer omvandlas till ammonium. Ammoniumkvävet bildas som en restprodukt vid nedbrytningen av organiskt material och kan också frigöras från levande organismer. Dessa processer sker både aerobt och anaerobt (Kadlec & Knight, 1996).

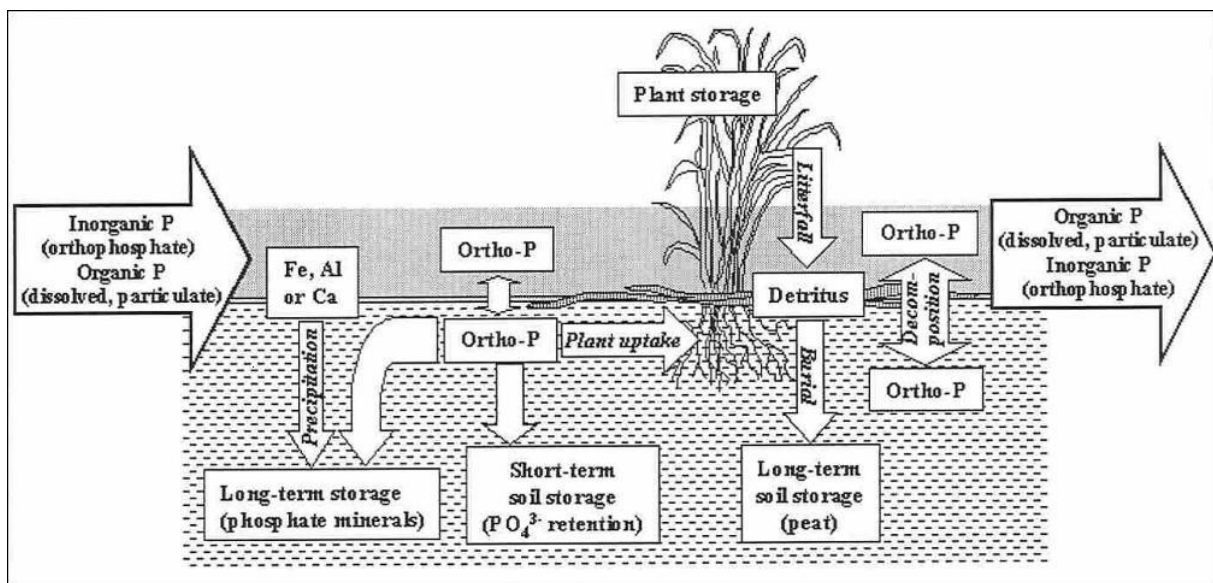
För nitrifikation och denitrifikation behövs bakterier som finns i sedimentet och i en biofilm på vattenväxter och sediment (SJV, 2004:2). Nitrifikation innebär att bakterier omvandlar ammoniumkväve till nitratkväve. Nitrifikationsbakterierna använder ammonium som energikälla och koldioxid som kolkälla. Bakterierna behöver syre för oxidationen. Denitrifikation innebär att bakterier via sin andning omvandlar nitrat via nitrit till kvävgas och en mindre andel lustgas. Denitrifikationen sker anaerobt då bakterierna använder nitrat för att andas. Denitrifikationsbakterierna behöver organiskt material som energi- och kolkälla (Pettersson & Boström, 1990). Kvävet går upp i atmosfären och försvinner varaktigt från våtmarken (SJV, 2004:2).

Processen när nitratkväve tas upp direkt av biologiska organismer kallas assimilation. Kvävefixering innebär att vissa bakterier kan fixera kvävgas, detta är den enda process som kan återföra luftkväve till biosfären (Pettersson & Boström, 1990).

### 3.1.2 Fosfor

Fosfor är ett viktigt näringsämne och finns i stora mängder i jorden (Djordjic, 2001). I atmosfären finns fosfor adsorberat till partiklar eller löst i vattenpartiklar. Ingen stabil fosforförening existerar i gasfas (Jansson, 1994). Fosforföreningar är mycket reaktiva och bildar komplex med ämnen i jord, vatten och akvatiska sediment. Detta innebär att tillgängligheten av fosfor är låg för organismer (Kadlec & Knight, 1996). Fosfor har till skillnad från kväve ingen biologisk kompensationsmekanism och är ofta produktionsreglerande i sötvattenmiljöer (Tonderski, 2002). Antropogena utsläpp från jordbruksmark, reningsverk, enskilda avlopp och industrier står för hälften av den fosforbelastning som når haven (Samspel, 2003).

Fosfor fastläggs främst i våtmarker genom sedimentation, komplexbildning samt upptagning av växter och bakterier där sedimentationen står för den största andelen (Mickle, 1993).



Figur 2. Fosforomsättning i våtmarker (DeBusk, 1999).

Fosfor transporteras till våtmarker i partikelbunden form, som löst fosfat och som lösta organiska föreningar. I figur 2 kommer ingen partikulärt bunden oorganisk fosfor till våtmarken. Bilden kan sägas vara representativ för en mark med högt lerinnehåll där den mesta fosfor transporteras partikulärt. Växterna kan tillgodogöra sig fosfatfosfor medan partikelbunden fosfor måste frigöras innan organismer kan använda den. En varierande andel fosfor kommer att komplexbindas eller adsorberas till mineralkomplex eller humusämnen som finns i vattenmassan eller vid sedimentytan (Ulén, 1997). Balansen mellan fosfor i sediment och vattenmassa styrs i hög grad av syreförhållandena. Syrefria botten fungerar som fosforkällor (NV, 2004).

Fosfor fastläggs på kort eller lång sikt, men så småningom blir alla reservoarer fulla. Ska man få fortsatt fastläggning av fosfor måste sedimenten transporteras bort (Moshiri, 2000).

### 3.2 Organiskt kol

Det typiska är att kol exporteras från våtmarken till omgivande ekosystem (Kadlec & Knight, 1996). Organiskt kol behövs för att denitrifikationen ska fungera. En undersökning från Skåne visar att denitrifikationen ökar med våtmarkens ålder eftersom äldre våtmarker innehåller mer organiskt kol än yngre (Dahlberg, 2002). Förhållandet mellan kväve och kol är viktigt för

nedbrytningen. Primärt speglar C/N-kvoten det organiska materialets nedbrytningsgrad. Ju lägre kvot desto mer humifierat material. Naturligt väl humifierat material har vanligen en kvot på ca 10. Kvoter lägre än 10, som är vanliga i de mest odlingsintensiva områdena, beror sannolikt på intensiv kvävegödning och torde indikera en ökad risk för läckage av kväve. Finns för mycket kol i förhållande till kväve går nedbrytningen långsamt. För mycket kväve ger kväveförluster till luften.

### **3.3 Syre**

Syre har begränsad löslighet i vatten och är ofta en begränsande faktor för tillväxten i våtmarken (Kadlec & Knight, 1996).

### **3.4 pH**

Många biokemiska omvandlingar i våtmarken påverkas av pH-värdet. Vätejonerna ingår i katjonsförrådet i våtmarkens vatten och är aktiva i katjonsutbytet med sediment och jord. Denitrifierare fungerar bäst i mellan pH 6,5-7,5 medan nitrifierare föredrar pH 7,2 och högre (Kadlec & Knight, 1996). Vid pH-värden över åtta kan fosfat lösa sig från sina komplex och frigivandet accelereras vid stigande pH (Tonderski, 2002).

### **3.5 Växternas betydelse för retentionen**

Växter bygger under växtsäsongen in kväve och fosfor i sin biomassa. När växtdelarna bryts ner återförs näringsämnen till vattnet. Om det blir någon total minskning av näringsämnen på grund av växtupptag beror på om växterna skördas och förs bort från våtmarken (SJV, 2004:2). Men som tidigare nämnts är döda växter i form av organiskt kol också en förutsättning för denitrifikationen. Växtligheten har också betydelse i den bemärkelsen att den bromsar upp vattnet och möjliggör sedimentation (Kadlec & Knight, 1996). Växterna har även betydelse som yta för mikrober.

### **3.6 Sedimentationens betydelse för retentionen**

Sedimentation sker genom att vattnet bromsas upp när det kommer in i våtmarken och partiklar kan sjunka till botten. Sedimentet kan resuspenderas av vågor, vattenströmmar och djur. När sedimenterat organiskt material bryts ned frigörs både kväve och fosfor som kan återföras till vattnet igen. Sedimentationen har störst betydelse för fastläggning av oorganiskt bunden fosfor (SJV, 2004:2).

### **3.7 Årstidsvariation**

Under året styrs sedimentationsprocessen till stor del av flödet. Under högflöde finns mycket partiklar i vattnet samtidigt som risken för att sediment ska virvla upp är större (SJV, 2004:2). Denitrifikationsaktiviteten minskar med kyla men trots detta är denitrifikationen den process som måste svara för merparten av kväveelimineringen under vintern eftersom det inte sker något växtupptag av näringsämnen (Gustafsson, 2002). Den optimala temperaturen för nitrifikationsbakterier är 28-36°C (NV, 1990).

Mätningar av in- och uttransport av fosfor och kväve i en australiensisk studie visade att våtmarkerna fungerade som källor vid höga vinterflöden men som fällor sommartid. Detta förklarades med vegetationens tillväxt samt att det mikrobiella samhället är aktivare vid värme. Tonderski påpekar att man måste vara försiktig med att dra slutsatser av studier där man mätt avskiljningen under delar av år eller studier där man inte noggrant har kunnat följa förloppet under perioder av höga flöden (Tonderski, 2002).

### **3.8 Uppehållstid**

En lång uppehållstid ger större förutsättningar för både sedimentationen och de biologiska processerna. En effektiv näringsfälla bör dimensioneras så att det vid medelvattenföring tar minst 3 dygn innan vattnet är utbytt (Feuerbach, 1998) Även om temperaturen och sedimentationen påverkar retentionen så är det ändå mängden inkommande näringsämnen som är avgörande för hur stor avskiljningen blir (Ekologgruppen, 2004).

### **4. Fungerar våtmarkerna som näringsfällor?**

Enligt Tonderski (2002) råder det brist på goda dataserier vad gäller massbalanser för våtmarker som belastas med varierande flöden. Att ta reda på hur mycket kväve och fosfor som hålls kvar eller denitrifieras i sådana våtmarker är mättekniskt mycket komplicerat om man eftersträvar god kvalitet på resultaten. En tillförlitlig vattenbalans är både kostsam och svår att utföra och högfrekventa mätningar av åtminstone totalkväve och totalfosfor bör göras. De vanligaste bristerna vid massbalanser är att man bara mäter volymen på inkommande eller utgående vatten, att man inte har kontroll på eventuellt utbyte mellan våtmarken och grundvattnet och att man bara gör mätningar av en fraktion av det näringsämne man är intresserad av (Tonderski, 2002).

Även om man har goda dataserier är det nästan omöjligt att upprätta tillförlitliga massbalanser i små våtmarkssystem. Skillnaderna mellan halten av ett näringsämne i tillrinnande och avrinnande vatten är ofta så små att de döljs av variationen som uppstår vid provtagning och analys. Vid längre uppehållstid och hög biologisk aktivitet finns större möjligheter att få användbara mätdata. Det är vanligt att koncentrationsskillnaderna är stora under sommarens låga flöden men pendlar mellan små ökning och minskningar under vinterns högvatten (Leonardson, 1994).

Leonardson (1994) skriver att förslag till åtgärder och redan genomförda tillämpningar vad gäller våtmarker saknar en stabil kunskapsbas. Det finns därför risk att våtmarksalternativen har fått en alltför dominerande roll när det gäller åtgärder för att minska kväve- och fosforbelastningen på (Leonardson, 1994).

## 7. Källförteckning

Dahlberg J., 2002. Betydelsen av dammålder och undervattensvegetation för denitrifikation i anlagda våtmarker/dammar i Skåne. Examensarbete i biologi, naturvetenskapliga fakulteten, Lunds universitet.

DeBusk WF., 1999. SL 170. Fact sheet of the Soil and Water Science Department, Florida Cooperative Extension service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida.

Djordjic F., 2001. Lerjord läcker mycket fosfor- utlakning från enskilda fält kartläggs. Fakta jordbruk 13:2001. Sveriges lantbruksuniversitet.

Gustafsson A., 2002. Hur effektiva är olika dammar som kvävefällor vid olika årstider och vattenföringar samt över längre tid. Blad från vattenvårdskursen; Hydrologi och vattenvård MV0038. Sveriges lantbruksuniversitet.

Jansson M. & Broberg A *editors.*, 1994. Abiotiska faktorerers karaktäristika, funktion och omsättning i sötvatten. Limnologiska institutionen. Uppsala universitet.

Feuerbach P., 1998. Praktisk handbok för våtmarksbyggare – anläggning och skötsel. Hushållningssällskapet Halland.

Kadlec RH. & Knight R L., 1996. Treatment wetlands. CRC Press, Inc, Florida.

Leonardson Lars., 1994. Våtmarker som kvävefällor. Naturvårdsverkets Rapport 4176. Gotab, Stockholm.

Mickle, A M., 1993. Pollution Filtration by Plants in Wetlands-Littoral Zones. Proceedings of The Academy of Natural Sciences of Philadelphia 144: 282-290.

Moshiri G A *editor.*, 1993. Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. CRC Press, Inc , Florida.

Naturvårdsverkets rapport 5364. 2004. Fosforutsläpp till vatten år 2010- delmål, åtgärder och styrmedel.

Naturvårdsverkets rapport 5328. 2003. Myllrande våtmarker. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet.

Naturvårdsverkets rapport 3726. 1990. Kvävereduktion vid kommunala avloppsreningsverk 6. Nitrfikationshämmande substanser.

Pettersson K. & Boström B., 1990. Kväveomsättning i limniska ekosystem. Naturvårdsverket rapport 3822.

Statens jordbruksverk. Rapport 2004:2. Kvalitetskriterier för våtmarker i odlingslandskapet – kriterier för rening av växtnäring med beaktande av biologisk mångfald och kulturmiljö. 2004

Tonderski K *editor.*, 2002. Våtmarksboken: skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vattenstrategiska forskningsprogrammet (VASTRA). Ekblad & Co. Västervik.

Ulén B., 1997. Förluster av fosfor från jordbruksmark. Naturvårdsverket rapport 4731.

### Internet

Ekologgruppen, konsult inom natur- och miljövard 2004

<http://www.ekologgruppen.com/KAVLINGE/htm/start.htm> besökt 2005-05-24

Våtmarkscentrum 2005

[http://www2.hh.se/wetland/varfor\\_vatmarker.htm](http://www2.hh.se/wetland/varfor_vatmarker.htm) besökt 2005-04-14

Miljömålsportalen 2005

[www.miljomal.nu/om\\_miljomalen/miljomalen/mal11.php](http://www.miljomal.nu/om_miljomalen/miljomalen/mal11.php) besökt 2005-04-22

Samspel. Tidning om levande naturresurser från SLU 2003

[http://www2.slu.se/samspel/pdf/samspel\\_nr2\\_03.pdf](http://www2.slu.se/samspel/pdf/samspel_nr2_03.pdf) besökt 2005-05-24

Uppsala universitets datornät för studenter 2005

<http://home.student.uu.se/mavi0367/Kretslopp.htm> besökt 2005-05-11