



Rimbo våtmark

- en förstudie på förväntad kväveavskiljning
och lämplig växtlighet.

Johan Harrström

Referat

Rimbo våtmark - en förstudie på förväntad kväveavskiljning och lämplig växtlighet.

Johan Harrström

Detta arbete gjordes som en del av en förstudie för anläggande av en efterpolerande våtmark till reningsverket i Rimbo, Norrtälje kommun. Reningsverket behövde sänka sitt utsläpp av kväve till riktvärdet 15 mg tot-N/l. Huvuddelen av kvävet i utloppsvattnet förelåg i nitratform, varför denitrifikationen borde förstärkas genom att anlägga en våtmark. Det tilltänkta området för våtmarken ligger i anslutning till reningsverket och ägs idag av kommunen. I detta arbete undersöktes vilken växtlighet i våtmarken som var lämpligast för syftet att få en så bra denitrifikation som möjligt. Även olika växtarter för att ge en intressant miljö för fåglar och människor togs fram. Dessutom utvecklades en massbalansmodell som användes för att studera de utbytesprocesser som är viktiga i en våtmark, frågan hur en ojämn bottenmorfometri påverkar det hyporheiska vattenutbytet samt om det går att förutsäga reningskapaciteten i Rimbo våtmark. Lämpliga växter för denitrifikationen ansågs vara vassbildande växter, och då främst främst bladvass (*Phragmites australis*), men även kaveldun (*Typha*), jättegroe (*Glyceria maxima*) och rörflen (*Phalaris Arundinacea*). Bladvass är en mycket tålig växt som klarar stort vattendjup, medan de andra vassorterna behöver en grundare våtmark på ca 0,5 m. För fågellivets bästa ansågs starrväxter (*Carex*) vara viktiga arter då de producerar stora mängder frön. Mätning av denitrifikationspotentialen i sediment från Ekeby våtmark gav en hastighet för denitrifikationen i sedimentet på $3,31 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-3} \text{ sed s}^{-1}$. Denitrifikationen från sediment användes sedan i en massbalansmodell där även teorin om advektivt pumputbyte vid ojämn bottenform implementerades. En utvärdering av modellresultaten kunde avgöra att en ojämn eller vågig bottenmorfometri inte skulle förbättra reningen i våtmarken. Detta beroende på bland annat för låg advektionshastighet och flöde. Detta låga flöde ned i sedimentet bidrog även till att fördelningen av kväveborttag från sediment respektive vatten- och växtdelen blev snedfördelad. Enligt modellen var det mindre än 1% av kvävet som togs bort från sedimentet medan all vetenskap tyder på närmare 50%. Modellen och de ingående utbytesprocesserna bör utvärderas och utvecklas ytterligare innan den kan användas som verktyg för att beräkna kvävereningen från en våtmark. Beräkningar och jämförelser med andra våtmarker visade dock att en väl beväxt, utförd och beskickad våtmark inte skulle ha några problem att sänka nitrathalten till riktvärdet. En våtmark skulle även utgöra en bra uppehållsmiljö för fåglar, djur och människor vilket anses som viktiga mervärden i våtmarker på andra platser i Sverige.

Nyckelord: avloppsvatten, våtmark, kväverening, denitrifikation, advektivt pumputbyte, växtlighet, vass, sediment

Abstract

Rimbo wetland – a feasibility study on expected nitrogen removal and suitable vegetation.

Johan Harrström

This study was made as a part of a feasibility study on a polishing wetland at Rimbo wastewater plant (wwp) in Norrtälje municipality. The wwp had to decrease the nitrogen discharge to reach the limit 15 mg tot-N/l. The nitrogen in the outlet was mainly in the form of nitrate, hence the wetland mainly ought to support denitrification. The proposed area for the wetland was situated right next to the wwp and was already in the municipality's possession. One aim of this study was to examine what species of plants needed to achieve highest possible denitrification. Some different plant species for providing a good and interesting environment for birds and people were also proposed. Furthermore a massbalance model was developed for studying the important exchange processes in a wetland, to study the impact of an uneven streambed on the hyporheic water exchange and for trying to predict the wetland's nitrogen removal capacity. Proposed plants to support denitrification were different reeds such as Common reed (*Phragmites australis*), Bulrush (*Typha*), Reed Sweet-grass (*Glyceria maxima*) and Reed Canary-grass (*Phalaris Arundinacea*). Common reed is a durable species who can survive in deeper water up to 2 metres while the others need a shallower water about 0,5 m of depth. For the good of the birdlife, different species of Sedges (*Carex*) were chosen due to their ability to produce large amounts of nutrient rich seeds. Measurement in sediment cores from Ekeby wetland in Eskilstuna gave a potential denitrification capacity of $3,31 \text{ mg NO}_3\text{-N m}^{-3}_{\text{sed}} \text{ s}^{-1}$. The denitrification capacity was then used in a massbalance model where the theory of advective pumping in an uneven bed surface also was implemented. Evaluation of the model results showed that an uneven bed surface did not contribute to an increased nitrogen removal from the wetland, possibly due to a far too low advection and flow of the water. This was also a reason to why the distribution between denitrification from the water- and plant community vs the sediment was unbalanced. The model results showed that less than 1 % of the reduced nitrogen came from the sediment part, in contrast to current knowledge that says about 50%. The model and the participating exchange processes need to be further evaluated before the model's prediction of nitrogen removal can be used in design of a wetland. Calculations and comparisons with other wetlands showed that with a well estimated, grown up and maintained wetland, there should be no problems in achieving the goal of nitrogen removal in Rimbo wetland. Such a wetland should also provide a good habitat for birds and animals and also be a good recreation area for people to visit, properties that were appreciated as important effects in other wetlands studied in this work.

Keywords: wastewater, wetland, nitrogen removal, denitrification, advective pumping, vegetation, reeds, sediment

Department of Biometry and Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences, Ulls väg 30 A, 756 51 Uppsala, Sweden
ISSN 1401-5765

FÖRORD

Handledare:

- Susanna Andrén, Va-förvaltare, Tekniska kontoret Norrtälje

Ämnesgranskare:

- Anders Wörman, Professor, Inst. för Biometri och Teknik, SLU, Uppsala

Denna rapport har tillkommit som en del i en förstudie på en avloppsrenande våtmark i Rimbo. Den andra delen är utförd som ett examensarbete av Maria Jaremalm, Miljö- och Vattenteknik.

TACK

Jag vill främst tacka Maria Jaremalm för att du agerat bollplank, lunch- och resesällskap samt försökt läsa kartan ibland.

Maria Eriksson på mikrobiologen, SLU för ovärderlig hjälp i labbet, trevligt sällskap och bra talböcker.

Sara Hallin mikrobiologen, SLU för engagerat handledarskap, gott kaffe och mycket bra och trevlig laborationsmiljö.

Anders Wörman för hjälp med arbetsplats, material och stöd i modelleringen.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING OCH SYFTE	1
2. BAKGRUND	2
2.1. VÅTMARKER I SVERIGE	2
2.2. RIMBO	4
2.2.1. Reningsverket	5
2.2.2. Våtmarksområdet	6
3. TEORI	7
3.1. DENITRIFIKATION	7
3.1.1. Denitrifikation i sediment	9
3.1.2. Denitrifikation på växtstammar	9
3.1.3. Denitrifikation i vattenskolumnen	10
3.2. UTBYTE MED BOTTENSEDIMENTET	10
3.2.1. Nitrattransport	10
3.2.2. Modell för utbyte mellan vattenskolumn och sediment	11
3.2.3. Advektivt vattenutbyte genom pumpning	13
3.2.4. Modellkoefficienter	14
3.3. MÄTNING AV SEDIMENTS DENITRIFIKATIONSKAPACITET	19
3.4. VÄXTERS DENITRIFIKATIONSPÅVERKAN	20
4. UTFÖRANDE	21
4.1. UNDERSÖKNING AV VÅTMARKSOMRÅDET	21
4.2. MÄTNING AV POTENTIELL DENITRIFIKATION	22
4.2.1. Strategi	22
4.2.2. Provtagning	23
4.2.3. Utprovning av försöksupplägg (Försök I)	24
4.2.3. Utvärderingsmetod för lustgasproduktion (Försök I)	26
4.2.4. Mätning av egentlig denitrifikationskapacitet (Försök II och III)	27
4.3. MODELLERANDE AV BOTTENUTBYTE	27
4.4. VAL AV LÄMPLIGA VÄXTER	29
5. RESULTAT	31
5.1. VÅTMARKSOMRÅDET	31
5.2. POTENTIELL DENITRIFIKATION	31
5.2.1. Försök I och II	31
5.2.2. Försök III	33
5.2.3. Våtmarkens denitrifikationspotential	34
5.3. LÄMPLIGA VÄXTER	34
5.4. MODELLRESULTAT OCH POTENTIELL RENINGSKAPACITET	35
5.4.1. Modellerad reningskapacitet	35
5.4.2. Modellstabilitet	36
5.5. UTFORMNING AV BOTTENMORFOMETRI	37
6. DISKUSSION	38
7. SLUTSATS	44
REFERENSER	46
APPENDIX	50
APPENDIX A	50
APPENDIX B	51
APPENDIX C	52
APPENDIX D	53

1. INLEDNING OCH SYFTE

Rimbo reningsverk i Norrtälje kommun når inte gränsvärdet för utsläpp av totalkväve (TN) till recipient på 15 mg tot-N/l. För att undersöka vilka åtgärder som kan bidra till att sänka kvävehalten i utloppsvattnet från reningsverket har Norrtälje kommun även valt att göra en förstudie på om en efterpolerande våtmark skulle kunna vara en lösning på problemet. I samarbete med kommunen har tre kriterier som våtmarken ska uppnå utarbetats. Dessa kriterier är att uppnå tillräcklig kväverening så att gränsvärdet uppnås, att våtmarken blir en bra miljö för rekreation och utbildning samt att bidra till en ökad biologisk mångfald i området. Den här förstudien har skett i samarbete med ytterligare en examensarbetare från Miljö- och Vattenteknik, Maria Jaremalm. Det gemensamma målet har varit att undersöka om det finns realistiska förutsättningar för anläggning av en kväverenande våtmark i anslutning till reningsverket i Rimbo, Norrtälje kommun. Jaremalm har tittat på designen av våtmarken, ur både hydrologisk som anläggningsteknisk synvinkel. I den biten ingår modellering av hydrauliken på olika varianter av flödesdesign på våtmarken för att se vilken utformning som kan ge det effektivaste flödet.

Vattenrenande våtmarker har anlagts i anslutning till reningsverk på flera ställen i Sverige. De flesta har fyllt sitt syfte på ett bra sätt även om utformningen av flera går att förbättra. Kunskapen i Sverige om våtmarkers utformning, beroende på syfte, har sakta men säkert ökat och många idéer har kommit ifrån Nordamerika där vattenrenande våtmarker funnits längre än i Sverige. Dock har fördelningen av denitrifikationskapaciteten i våtmarken inte utretts på ett bra sätt. Växternas påverkan på reningen (Toet *m fl.*, 2003. Bachand *m fl.*, 1998. Eriksson *m fl.*, 1999) och vikten av god etablering har undersökts i en del studier (Weisner *m fl.*, 1994). Det har inte gått att få fram värden på den förväntade denitrifikationen från biofilm som växer på olika sorters växter. Däremot vet man att mer svårnedbrytbara växter som t ex vass kan underhålla denitrifikationen under en större del av året och därför är att föredra i en vattenrenande våtmark. När det gäller sedimentets roll har man i studier av vattendrag noterat att endast en liten del av våtmarkens sediment och dess potential utnyttjas för denitrifikation (Storey *m fl.*, 2002) och det gäller enligt Jonas Svensson (pers. komm.) även för våtmarkssediment. Om vattenflödet sker över en ojämn bottenyta så kan tryckskillnader i sedimentet öka och då ökar även vattenutbytet i sedimentet. Detta kallas för ett advektivt pumputbyte. Om teorin om advektivt pumputbyte fungerar trots de låga flödes hastigheter som råder i en våtmark kan denitrifikationspotentialen i sedimentet utnyttjas på ett mycket effektivare sätt. Teorin om advektivt pumputbyte har blivit testad och verifierad i flera undersökningar (Marion *m fl.*, 2002, Wörman *m fl.*, 2002, Huettel *m fl.*, 1996, Cardenas *m fl.*, 2004). De undersökningar som gjorts på advektivt pumputbyte med den hyporheiska zonen har dock utförts på strömmande vatten där lite andra förutsättningar råder (Wörman *m fl.*, 2001. Huettel *m fl.*, 1996. Marion *m fl.*, 2002).

Modellering av utbytesprocesser mellan sediment och vatten har utförts på både våtmarker och vattendrag. De flesta modellerna har kalibrerats på existerande våtmarker och vatten och därför anpassats till de förhållanden som var viktigast i just det aktuella vattnet. I detta arbete används en modell kalibrerad för det hyporheiska utbytet i ett vattendrag i Uppland, Sävaån (Jonsson *m fl.*, 2003). Denna modell ska sedan kopplas ihop med en annan, hydraulisk, modell som beräknar uppehållstider, flödes hastigheter och partikelbanor i våtmarken. Med dessa data och fysikaliska

samband på de förmodat viktigaste sambanden i en denitrifierande våtmark, ska sedan reningskapaciteten i en tilltänt våtmark simuleras och utvärderas.

Syftet med detta examensarbete är att med hjälp av en matematisk utbytesmodell tillsammans med mätningar på sediment och hydrauliska värden från Jaremalms modelleringar beräkna den planerade våtmarkens kvävereduktion. Bestämning av ett denitrifikationskapaciteten i bottensediment kommer att ske med hjälp av laborationsförsök utförda på prover tagna i Ekeby våtmark i Eskilstuna. Dessutom ska möjligheten att förbättra vattenutbytet i sedimentet med en vågformad bottenstruktur undersökas med samma modell. Detta så kallade advektiva pumpbyte (Wörman *m fl.*, 2002) ska implementeras i utbytesmodellen och med det utvärdera möjligheten att öka vattenutbytet i sedimentet och därigenom kväveborttaget i våtmarken. Förslag på lämpliga växter för våtmarken ur renings-, djurlivs- och estetiska perspektiv ska även utarbetas så att de tre kriterierna för Rimbo våtmark kan uppnås.

2. BAKGRUND

2.1. VÅTMARKER I SVERIGE

Naturliga våtmarker har i alla tider funnits i våra marker. Sveriges yta består till ungefär en fjärdedel av olika typer av våtmarker (Naturvårdsverket internet, 050324). En våtmark kan vara ett stort antal naturtyper som alla representerar en sorts gränsszon mellan land och vatten. Definitionen för en våtmark kan sägas vara: mark där grundvattnet finns nära under, i eller strax ovanför markytan samt även vegetationstäckta vattenområden där mer än 50 % av växtligheten är hydrofil (Löfroth, 1991). I det moderna skogs- och jordbruket har våtmarker länge setts som ett problem eftersom de inte går att bruka på ett effektivt sätt och dessutom hindrar framkomligheten.

Från och med 1994 finns ett generellt dikningsförbud för södra Sverige (Riksdagen internet, 050316), innan dess kunde man istället få bidrag för att dika ut våtmarker. Detta skedde främst i landets södra jordbruksbygder, men även i skogsmark över hela landet. Detta har lett till att upp till mellan 80 och 90 % av alla våtmarker i vissa slättbygder har försvunnit (Naturvårdsverket internet, 050324). Med ökad kunskap om våtmarkens enorma artrikedom och ekologiska mångfald har utdikningen minskat. Dessutom antog Sverige, som ett av många länder, Ramsarkonventionen redan 1971. Den syftar till att bevara och ge ett hållbart nyttjande av våtmarker. Dessutom ska man inom konventionen ta fram och skydda vissa speciellt intressanta våtmarker. Trots det och trots skärpt lagstiftning och flera internationella avtal om skydd för dessa biotoper, har det de senaste åren dikats ut över 350 000 ha sumpskog i landet. På flera ställen har man även, med hjälp av bidrag, rekonstruerat och konstruerat naturliga våtmarker.

På senare tid har övergödningsfrågan gjort att våtmarker, både naturliga och konstruerade, fått ett utvidgat användningsområde, nu som näringsämnesfälla. I en våtmark sker ett flertal processer som kan immobilisera eller ta bort kväve och fosfor ur vattnet. Fosfor kan fastläggas i sediment, bindas upp i växtlighet eller aggregera till partiklar som sedan sedimenteras. Kväve kan tas upp av växter, bindas i sediment och avgå som kväv- och lustgas. Den senare av dessa kväveprocesser framhålls mer och mer som den viktigaste för en effektivt kväverenande våtmark (Bachand *m fl.*, 1998).

Körner, 1999. Toet *m fl.*, 2003. Eriksson, 1997). Läckage av näringsämnen från jordbruksmark har, både i Sverige men även i tex Nordamerika, på ett kostnadseffektivt sätt kunnat stävjas med hjälp av dammar och våtmarker.

Anledningen till att utbyggnaden av vattenrenande våtmarker i Sverige tog fart beror till stor del på att övergödningen av Östersjön under 1980-talet uppmärksammades mer och mer. Man ansåg då att en av orsakerna var en alltför hög tillförsel av kväve och även på vissa ställen fosfor från reningsverken (Andersson *m fl.*, 2000). Följden blev att naturvårdsverket från och med 1993 ålade alla kustnära reningsverk i södra Sverige, med mer än 10000 personekvivalenter (pe) anslutna, att begränsa kväveutsläppen till 50 % av inkommande nivå. Dessa krav har senare skäpts ytterligare, numera har dessa reningsverk ett riktvärde på 15 mg tot_N/l ut till recipienten. I jakten på ett billigt och effektivt kväve- och fosforreningsalternativ kom man på flera håll fram till att en våtmark kunde vara ett bra kompletterande reningssteg för avloppsreningsverken. Detta passar kanske bäst i ett så glesbefolkat land som Sverige där markpriset ligger lågt och många småstäders reningsverk har lämplig mark i nära anslutning.

Ett exempel är Oxelösunds kommun där man ansåg att en våtmark, för deras del, skulle vara den mest kostnadseffektiva lösningen för att möta de hårdare utsläppskraven. Våtmarken planerades som ett avslutande reningssteg efter reningen i det kommunala reningsverket. Tillstånd till detta våtmarksförsök gavs av länsstyrelsen i oktober 1992, och anläggningsarbetet påbörjades sen under vintern 1993. Detta blev sedermera Sveriges första avloppsvattenrenande våtmark och visade sig fungera bra med en genomsnittlig avskiljning på 700kg N (Tab. 1) och även 27 kg P per hektar och år. Därefter har det byggts ett flertal våtmarker i samband med reningsverk och de flesta fyller sin funktion väl. I ett inledande skede av våra examensarbeten gjorde vi ett antal studiebesök till närliggande avloppsrenande våtmarker för att få en bild av olika driftsstrategier och byggnadssätt samt erfarenheter från driften av dessa. En sammanställning av de våtmarker vi kommit i kontakt med gjordes (Tab. 1) och där ingår även ett par andra våtmarker, Granskär och Magle.

Tabell 1. Sammanställning över några av de större avloppsrenande våtmarkernas kväverening.

Våtmark	Byggnadsår	Yta [ha]	Total-N [mg/l] årsmedel	N-belastning [ton/ha, år] samt reduktion
Oxelösund	1993	24 (23)	In:23 Ut: 15	1,7 0,7 (39%)
Alhagen, Nynäshamn	1997	28	In:37 Ut: 11	1,6 1,1 (70%)
Ekeby Eskilstuna	1999	28	In:20 ut:15	6,3 1,5 (23%)
Magle, Hässleholm	1995	20	in:20 ut:14	4,2 1,2 (29%)
Vagnhärad	okt-01	2,3	in: 21 ut:14,2	2,8 1,1 (39%)
Trosa	sommaren 2003	ca 6	in: 22 ut:14	2,2 0,9 (42%)
Söderhamn, Granskärs våtmark	2002-2004	9 ha, varav 5 är vatten- fyllda	In:16,1 Ut:12,4	mars-aug 1:a året 8,4 1,8(20%)

Ett par saker som framkom under dessa studiebesök är att våtmarken fungerar betydligt bättre om de ansvariga, både personal och uppdragsgivare, är engagerade och intresserade av våtmarken. En påfallande stor fördel med våtmarken verkar dessutom vara dess funktion som rekreativområde, fågel- och växtlokal samt undervisningsobjekt för besökande skolelever. Även på orter där våtmarkens bristande utformning och funktion har tvingat fram modifieringar av reningsverket, har synen på våtmarken varit positiv. De mervärden som våtmarken kan erbjuda gör att fler än bara vatten- och avloppsansvariga intresserar sig för våtmarkens utformning, skötsel och utveckling.

Konsultfirman WRS i Uppsala har hjälpt till med förslag på utformning av våtmarken och vattenregleringen i den tilltänkta våtmarken i Rimbo. WRS har varit inblandad i projekterandet av flera av de senast byggda våtmarkerna i omgivningen. Ett av deras senaste våtmarksprojekt, Trosa, har ganska lika förutsättningar som Rimbo erbjuder. Detta gör att den våtmarken är bra som referensobjekt att studera och att det finns färsk kunskap att tillgå hos konsulterna i frågan.

2.2 RIMBO

Rimbo ligger i Norrtälje kommun i östra Uppland, cirka 6 mil norr om Stockholm. Tätorten Rimbo har ca 4200 innevånare och en yta av 246 ha (Statistiska centralbyrån internet, 050302).

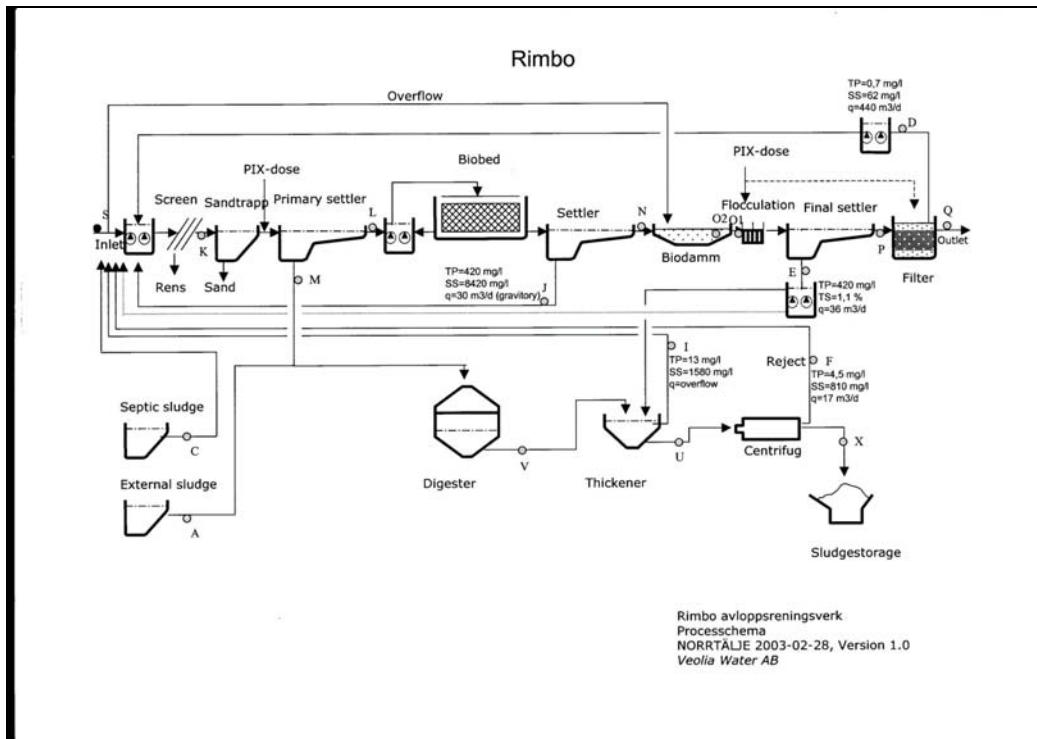
2.2.1 Reningsverket

Reningsverket i Rimbo ligger i utkanten av samhället och betjänar för närvarande ca 5000 pe, samt ett landstingstvätteri som beräknas motsvara 2000 pe. Verket som sådant är dimensionerat för 9500 pe vilket gör att det finns kapacitet för en utökad inkoppling till verket. Under åren 1996-1997 rustades verket upp och byggdes även ut för att klara en högre belastning och hårdare utsläppskrav. Flödet av vatten som passerar genom reningsverket är 0,023 m³/s i medeltal (2001 – 2004). Vattnet som kommer ut från verket har ett årligt medelvärde på fosforhalten som är 0,25 mg/l, en BOD-halt på 5 mg/l och en totalkvävehalt (TN) på 16,7 mg/l. De högsta värdena på TN uppstår under vintern och är i medel 23 mg/l, medan sommaren har betydligt lägre medelvärden. Att halten går upp på vintern beror troligtvis på att den biologiska reaktorn, där nitrifikationen i verket sker, inte får någon luftblåsning när temperaturen är för låg. Anledningen till det är att frysrisker i bioreaktorn blir för stora då kallluft blåses in i bädden. Nitrifikationen i verket fungerar annars väldigt bra vilket gör att årsmedelvärdet på ammoniumhalten i utgående vatten bara ligger på 2 mg/l, medan resten, drygt 14 mg/l, till största delen föreligger i nitratform. Rimbo reningsverk har en process som omvandlar det mesta inkommande kvävet till nitratform innan det släpps ut ur verket. Norrtälje kommun har av länsstyrelsen fått ökade krav på sig att uppnå riktvärdet 15 mg/l för totalkvävehalten. För att kunna göra en ytterligare reduktion av kvävet och nå 15 mg totN/l är det nödvändigt att minska halten nitratkväve i vattnet som släpps ut i recipienten. Denna sänkning är tänkt att åstadkommas med denitrifikation och ett alternativ som man valt att undersöka för detta är anläggande av en våtmark som avslutande steg i reningsverket.

Med flödet och koncentrationen i inkommande vatten släpps det ut cirka 12 ton kväve per år från reningsverket. Med en liten marginal på reningen, säg att halten ska ned till 14 mg N/l, så behöver våtmarken ta bort cirka 1960 kg N/år med det aktuella flödet. Med en våtmark på 5 ha innebär det en relativ kväveavskiljning på 16 %, och en ytspecifik avskiljning på 392 kg N/ha, år (tab. 2). En siffra som blir 520 kg N/ha, år vid full anslutning på 9500 pe till reningsverket och linjär belastningsökning upp till 0,03 m³/s. En kvävereduktion på 1500 kg N/ha, år är en siffra som inte är orimlig om man har en väl utformad kväverenanande våtmark. Det innebär en reduktion på 7500 kg N/år vilket i Rimbos fall skulle leda till en utsläppsnivå på 6,36 mg N/l i årsmedel. Om kvävehalten i det utkommande vattnet skulle ligga på det maximala månadsmedlet, 23 mg N/l vilket är i december, och halten ska ner till 15 mg N/l måste våtmarken ta bort 7569 kg N/år vid maximal anslutning till verket.

Tabell 2. De olika avskiljningsbehoven per hektar och år vid olika belastningar på reningsverket och olika reduktionshalter.

	Ytspecifik avskiljning (tot-N/ha & år)	
sänkning (mg/l)	Anslutning: 7000 pe	Anslutning: 9500 pe (max)
16,7 – 14 = 2,7	392	520
23 – 15 = 8	1161	1514



Figur 1. Processchema över Rimbo reningsverk

Hela processchemat för reningsverket i Rimbo ses i figur 1 och beskrivs här i stora drag. Vattnet som kommer in i verket passerar först ett rensgaller varefter en fällningskemikalie, för närvarande järnklorid, tillsätts och försedimentering av främst fosfor sker. Sedan leds vattnet ner i en biobädd som är fylld med ett sorts plastmaterial som utgör fästytor för bakterier. De olika bakterierna bryter dels ned olika föroreningar, dels omvandlar de ammoniumkväve till nitratkväve genom nitrifikation. Slam som bildas i biobädden avskiljs sedan i en sedimenteringsbassäng. Vattnet förs sedan ut i en stor biodamm vars nuvarande uppgift främst är att tjäna som buffert i systemet men här sker även en del spontan denitrifikation av nitratkväve. Från denna damm pumpas vattnet sedan vidare till efterfällningen där järnklorid tillsätts för utfällning av ytterligare fosfor. Efter detta pumpas vattnet uppåt genom 2 meter tjocka sandfilter för att sedan släppas ut i Vallbyån som rinner förbi utanför verket. Denna å rinner sedan ut i Kundbysjön som i sin tur avvattnas ut i Östersjön.

2.2.2 Våtmarksområdet

Det område som är tänkt att användas för våtmarken, ett ca 6 ha stort område, ligger inom reningsverkets område, i direkt anslutning till anläggningen (Fig. 6). Marken är en avstyckad del av den kringliggande åkermarken och har tidigare varit uppodlad. Enligt jordartskartan (111 Uppsala NO, 1999) så består det övre skiktet i området av postglacial lera. Området där våtmarken kan anläggas gränsar på östra sidan till Vallbyån, där vattnet sedan ska släppas ut från våtmarken. Det är ett lämpligt område dels för att kommunen redan äger marken vilket reducerar kostnaden, dels är det redan till viss del en naturlig våtmark på området. Ytterligare en stor fördel ligger i att inloppet till våtmarken kan läggas i direkt anslutning till utloppet från det sista filtret i anläggningen. Därigenom spar man dyrbar rörläggning och man kan dessutom

utnyttja den tryckpotential på drygt 3 meter som byggts upp när vattnet pumpats upp till filtret. Marken har tidigare varit jordbruksmark med en hög lerhalt vilket är bra ur hydrologiskt perspektiv. Det finns dock ett problem med marken beroende på tidigare miljöåtgärder i Rimbo. Kundbysjön genomgick under åren 1988-1990 en restaurering då näringsrikt bottensediment togs bort för att stävja läckage av främst fosfor vidare ut till recipient. Dessa näringsrika sediment deponerades på den aktuella marken vid reningsverket och har nu kompakterats och på flera ställen bidragit till en spirande grönska, mestadels i form av björksly. På denna mark är det tänkt att våtmarken ska lokaliseras och då är det viktigt att fundera på hur man ska handskas med de ditlagda sedimenten för att förhindra erosion och utlakning av de fastlagda näringsämnena.

Den utformning av våtmarken som anses aktuell i detta fall, är en våtmark som i princip är helt beväxt med högproducerande växter vilka kan bidra med kol till denitrifikationsprocessen. För att få rätt växtförhållande bör våtmarken vara ganska grund, mellan 3 och 6 dm. När växtligheten består av hårda övervattensväxter som kaveldun kan det lätt uppstå kanalbildningar i våtmarken. Kanalerna gör att flödet passerar för fort genom våtmarken vilket minskar kväveborttaget. För att fördröja och hindra uppkomsten av kanaler kan vinkelräta diken med betydligt större vattendjup anläggas. Dikena fördelar vattentrycket jämnt över hela bredden på våtmarken igen. Dessutom bidrar djupare partier till de vattenspeglar i våtmarken som kan lätta upp landskapet och främja fågellivet.

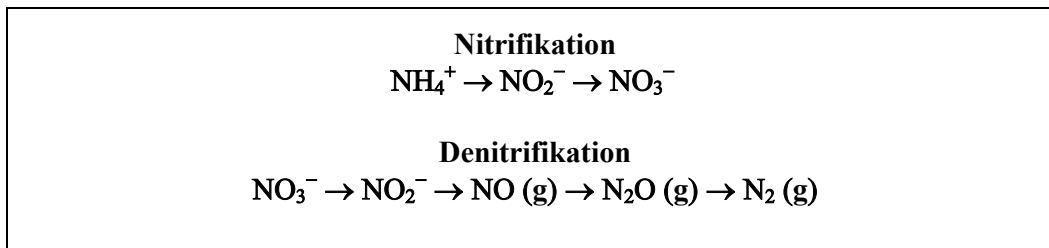
3. TEORI

3.1. DENITRIFIKATION

Kväve förekommer i ett stort antal former i luft, mark, vatten samt biomassa. Luften består till största delen, cirka 78 %, av kvävgas (N_2) men innehåller även ammoniak (NH_3) och lustgas (N_2O) (Ingesson, 1996). Avloppsvatten innehåller kväve främst i löst form som ammonium (NH_4^+), nitrit (NO_2^-) och nitrat (NO_3^-) men även bundet i organiskt material. I reningsverket nitrifieras ammoniumet till nitrat i ett luftat steg med hjälp av bakterier. Sedan kan nitraten denitrifieras bort i antingen en syrefri bassäng eller som i det här fallet en våtmark. Kvävet kan tas bort på flera sätt i en våtmark. Det kan sedimenteras som partikelbundet kväve eller assimileras av växter och andra organismer. Nitrat kan även reduceras antingen till N_2O och N_2 via denitrifikationsprocessen och till NH_4^+ i en process som kallas nitratammonifiering.

Denitrifikation är en bakteriell process som är beroende av en syrefri miljö med nitrat närvarande (Fig. 2). Denitrifierande bakterier är fakultativa aeroba organismer, vilket innebär att de använder kväveoxider som alternativa elektronacceptorer vid syrebrist för oxidationen av kolföreningar. Under denna anaeroba respiration utvinns energi i form av adenosintrifosfat (ATP) med hjälp av olika enzymer i bakterien. Bakteriesamhällets livscykel består av fyra delsteg (Kadlec, 1995), en lagfas där bakterierna mognar och enzymer skapas men ingen tillväxt sker, en tillväxtfas som sker exponentiellt genom delning och sker när tillgången på näring är relativt obegränsad. Fas tre är den stationära fasen där begränsande näringstillgång och konkurrens hämmar tillväxten. Den sista, fas fyra är avdöd då näringen är slut, och den sker också exponentiellt. Denna cykel speglar även avgången av kväve genom denitrifikation, den sker exponentiellt så länge näringen räcker till och bakterierna tillväxer. Efter en

viss tid så ställer en jämvikt in sig på en nivå som kallas bärarkapacitet där näringen räcker till för att hålla en konstant bakteriekultur (Kadlec, 1995). Det är detta stadie man kan tänkas få i en våtmark som har en relativt konstant belastning av kväve och kol. De flesta denitrifierare har alla enzym som krävs för att omvandla nitrat hela vägen till kvävgas (Hallin, 1998). Vid närvaro av syre inhiberas enzymer som deltar i denitrifikationen. Det enzym som är känsligast för syre är lustgasreduktas, vilket katalyserar reduktionssteget från lustgas till kvävgas. Vattnet får ha en maximal syrehalt på ungefär 5 $\mu\text{mol O}_2/\text{l}$ vatten för att nitrogenaset ska kunna verka (Ingesson, 1996) annars stannar processen upp och kvävet avgår i form av lustgas. Eftersom lustgas fungerar som en väldigt potent växthusgas, ca 300 gånger kraftigare än koldioxid, samt bidrar till nedbrytningen av ozonskiktet i stratosfären är det viktigt att man får en låg och stabil syrehalt för att minimera lustgasemissionerna.



Figur 2. Nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna och dess mellanprodukter.

I en våtmark förekommer denitrifierande bakterier i både sediment, på döda och levande växter samt även i viss mängd i vattenmassan (Toet *m fl.*, 2003). Vid anläggande av en våtmark är den svåraste uppgiften att få nitrifikationen att fungera. Det beror på problemet med tillräcklig syresättning av vattnet för att nitrifikationen ska fungera ordentligt. Denitrifikationen brukar vara mycket enklare att få att fungera effektivt, finns bara tillgängligt kol i form av växter eller sediment sker ganska stor denitrifikation även i naturliga dammar. En av de viktigaste begränsande faktorerna för denitrifikationen av nitratiskt vatten är tillgången på lättomsättbart kol som bakterierna kan oxidera (Bachand *m fl.*, 1998). I en vanlig våtmark oxideras nästan allt bildat organiskt material bort av denitrifierare och andra bakterier. Vill man att reningsprocessen ska fungera stabilt redan på ett tidigt stadium är det viktigt att lyckas med växtetableringen på en gång så att organiskt kol finns i tillräcklig mängd.

Det är skillnad i våtmarkens reningskapacitet över året, dels på grund av temperaturförändring, snö och is men även för att växtupptaget av kväve varierar över året. Denitrifikationen är som alla andra bakteriella processer beroende av temperaturen och den fungerar som allra bäst vid temperaturer över 20° C. Även nedbrytningen av växter och därmed tillgången på organiskt kol är en bakteriell process som fungerar bättre i högre temperaturer. Enligt Andersson (2002) så renade våtmarken i Magle mellan 10-66 % av totalkvävet beroende på årstiden, Oxelösund 25-66 % medan Alhagen i Nynäshamn höll en jämn och hög avskiljning på 50 % i december och upp till 90 % på sommaren. I Rimbo utnyttjas inte spillvärmen på grund av att vattnet i reningsverket passerat dels en luftblåst filterbädd och oxideringsdammen på vägen. Följden blir att vattnet snabbt får samma temperatur som en vanlig sjö, varmt på sommaren och ganska fort kallt på hösten,

3.1.1. Denitrifikation i sediment

När en våtmark anläggs består botten i dammarna till en början helt av det material som passar bäst ur anläggningstekniska perspektiv. Ofta används ett tätt lermaterial som med sin låga hydrauliska konduktivitet begränsar vattenutbytet med grundvatten och markvatten. Detta för att förhindra vattentransport ut till grundvatten och diken innan vattnet hunnit behandlas i våtmarken. Beroende av vad som används i botten så friläggs ändå ofta någon form av organiskt material i bottenmaterialet (Eriksson, pers. komm.) så denitrifikationen kan starta omgående. Denitrifikationskapaciteten brukar sedan öka och upprätthållas så länge växterna trivs och organiskt material tillförs sedimentet. När växtligheten väl etablerat sig brukar sedimentskiktet byggas upp i våtmarken. Rimbo reningsverk släpper inte ut så mycket organiskt material i det utgående vattnet som sen kommer in i våtmarken, varför sedimentet nästan uteslutande kommer att byggas upp av mulnade växtdelar. Olika mikrobiella processer bl a denitrifikationen oxiderar bort en del av kolet, varför uppbyggnaden av sedimentet tar lång tid. Det kan bli en sedimentering på ca 0,5 cm/år i en våtmark (Eriksson, pers. komm.) medan den i vissa fall sägs vara försumbar. Det översta skiktet av sedimentet består av en vattenhaltig och lös blandning av döda och nedbrutna växter, smådjur och mineralpartiklar med en ganska homogen struktur. Detta slamskikt har en vattenhalt på 80 – 90 %, hög hydraulisk konduktivitet och innehåller, i en bra våtmark, mycket organiskt kol. Tack vare de halvt nedbrutna växtdelarna blir ytan för bakterier att kolonisera väldigt stor i detta lösa skikt, och bentisk fauna bidrar i stora delar till omblandningen av skiktet. Längre ned i sedimentet minskar vatten- och kolhalten och sedimentet kompakteras vilket gör att den hydrauliska konduktiviteten kommer att minska och tillflödet av nitrat minskar. Det minskade vattenflödet gör däremot att även syrehalten minskar med djupet, tack vare mikrobiell aktivitet, vilket å andra sidan gynnar denitrifikationen.

När vattendjupet ökar samtidigt som den mikrobiella aktiviteten fortgår, minskar syrehalten med djupet i sedimenten. Vid ett visst djup har syrehalten sjunkit tillräckligt för att denitrifikation ska kunna ske i större utsträckning. De begränsningar som finns i sedimentet för att uppnå en effektiv denitrifikation är kolkällan, syrehalten och nitrattillgången. I de övre skikten där utbytet går snabbare och nitrathalten därför är högre brukar kolkällan vara begränsande. Här förekommer även nitrifikation av ammonium så länge syrehalten är tillräckligt hög. Denitrifikation förekommer även i detta skikt, då fickor med anoxisk miljö uppkommer inne i sedimentet. När vattnet sedan tränger ned djupare i sedimentet blir denitrifikationshastigheten mer styrd av den begränsade nitrattillgången.

3.1.2. Denitrifikation på växtstammar

På växter lever bakterierna, både nitrifierare och denitrifierare, tillsammans med epifyter såsom svampar och alger i små mikrosamhällen (Tonderski *m fl.*, 2002), så kallade microcosmer eller epiphytiska biofilmer. I biofilmen finns en gradient av både syre och nitrat. I de syrerika, yttre delarna omvandlas ammonium till nitrat och djupare in i biofilmen där syrehalten gradvis minskar sker sedan denitrifikation. I en studie av Eriksson *m fl.* (1999) så har man sett en nitrifikation som är 40 gånger högre än denitrifikationen i samma biofilm. Denitrifikationen i biofilmen möjliggörs av främst epifyternas produktion av organiskt kol som frigörs i närmiljön samt vattnets transport av kväve. Vattnet kan även föra med sig kol från nedbrutna växtstammar och annat som finns uppströms. Den allra största delen av denitrifikationen sker under

natten, då de olika fotosyntesiserande undervattensväxterna respirerar och förbrukar syret i den lokala vattenmiljön. Enligt Eriksson *m fl.* (1999) uppkommer syrebrist nästan omedelbart när fotosyntesen avstannat, och denitrifierarna kommer då snabbt igång och reducerar nitrat till kvävgas. Denitrifikationen i biofilmen kan, i alla fall nattetid, hålla en hög hastighet trots normal syrehalt i vattnet. Detta är möjligt dels tack vare syreförbrukningen i växternas mörkerreaktion men även på grund av svårigheter för syret att diffundera in i de täta bakteriesamhällena i biofilmen (Eriksson, 1997)

3.1.3. Denitrifikation i vattenkolumnen

Denitrifikation kan förekomma även i vattenkolumnen, men de denitrifierare som finns i den fria vattenmassan har ofta en för hög syretillgång för att kunna fungera bra. Faktorer som påverkar denitrifikationen i fritt vatten är mängden suspenderat partikulärt material (SPM) och organiskt kol i vattnet. Om det finns partiklar i vattnet kan bakterier fästa sig på dessa och bilda mikrosamhällen som innehåller kol där viss denitrifikation kan ske. Toet *m fl.* (2003) uppmätte i ett försök en denitrifikation från vattenmassan på $0,4 - 3,9 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. När man vill veta denitrifikationen från växter och vattenkolumn så blir det lätt problem. Hur stor del av det borttaget av kväve som sker i den delen av en våtmark är beroende av så många saker att det antagligen är helt olika för varje våtmark. Parametrar som hur stor fästytta det finns för biofilmen, andel undervattensväxter, lokal vattenhastighet mm. har stort genomslag på den lokala denitrifikationen. I ett antal studier anses växtsamhällena i våtmarken bidra med minst lika mycket denitrifikation som sedimentet (Bastviken *m fl.*, 2003. Eriksson *m fl.* 1997,1999. Eriksson, 2001). I de modellantaganden som sker i den här rapporten har denitrifikationen från biofilm på växtstammar och från vattenmassan lagts ihop till en gemensam koefficient.

3.2. UTBYTE MED BOTTENSEDIMENTET

3.2.1. Nitrattransport

Transporten av nitrat genom en våtmark regleras till största delen av vattenflödet och koncentrationen i vattnet. Nitrat förekommer i både löst form och bunden till partiklar. Eftersom vattnet som släpps ut från Rimbo har en låg halt av BOD finns det inte så många partiklar för nitraten att binda sig till. Detta medför att den största delen av nitraten i vattnet förekommer i löst form. Mängden kväve och syre som transporteras till växterna är helt beroende av hastigheten på vattnet och tätheten på växtsamhället. Eftersom nitrattransporten påverkas mycket av hastigheten är nitratbrist antagligen vanligare i våtmarkssediment där hastigheten är låg. Därför är sedimentets egenskaper och flödet över dess yta av stor vikt för våtmarkens renande effekt. Nitratillförseln kan vara en begränsande faktor om till exempel omblandningen av det övre sedimentskiktet är låg (Fleming-Singer *m fl.*, 2002).

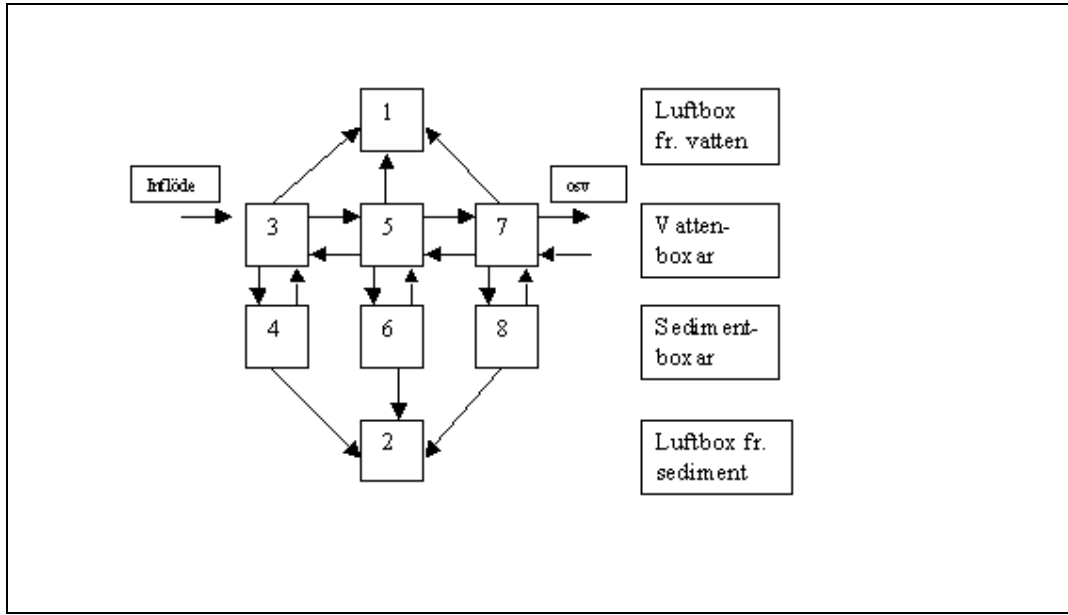
Nitratillförseln till sedimentet är en viktig del som inte är helt lätt att få en bra bild över, men den viktigaste transporten av löst kväve sker ifrån det överliggande vattnet (Toet *m fl.*, 2003). Denna transport kan ske genom att koncentrationsgradienter i vatten, sediment och dess gränssytor ger upphov till molekylär diffusion. Men enbart denna process kan inte förklara hela ytbytet med sedimentet. Andra transportprocesser kan vara bioturbation, partikulärt nedfall, dispersion, advektivt pumpbyte, omrörning (Berner, 1980), men även t ex gasbubbling kan spela viss roll (Maia *m fl.*,

2002). Ett exempel på bioturbation i sediment är där djur som till exempel fjärilslarver ligger nedgrävda i sedimentet. Där pumpar de ned syrerikt vatten över sig för andningens skull, och därmed för de även ner nitratrikt vatten i sedimentet. Tillförseln av kväve kan även ske internt i sedimentet (Svensson, pers. komm.). Växtdelar bryts då ned till olika föreningar som innehåller NH_4^+ vilka sedan diffunderar uppåt tills de fastnar i sedimentytan. Där finns tillgängligt syre och ammoniumet omvandlas då till nitrat, vilket sedan kan ta sig till syrefria zoner där det denitrifieras. Om det är för låg halt syre i sedimentets översta skikt finns viss risk att NH_4 ska läcka ut ur våtmarken istället för att nitrifieras till nitrat

En C/N-kvot uttrycker mängden kol i förhållande till mängden kväve som finns i en växt eller ämne som ska brytas ned. Kvoten är viktig för denitrifikationen eftersom den påverkar hur snabbt nedbrytningen av växter sker och därmed utsöndringen av organiskt kol. Är kvoten stor så kan kväve bli begränsande medan en liten C/N-kvot visar på att kolbrist kan uppstå. Består kolkällan av lättnedbrytbara växter, som vissa undervattensväxter, så räcker en kvot på 3:1 för att upprätthålla en optimal denitrifikation (Bachand *m fl.*, 1998). Men om kolkällan består av mer svårnedbrytbara växter med högre ligninhalt så kan det krävas en C/N-kvot på upp emot 70:1 för optimal nedbrytning. Maia (2002) anser att C/N-kvoten och dess säsongsvariation har en direkt påverkan på första ordningens rater. Enligt Baker (1998) så bör kvoten närma sig 5:1 för att inte kolbrist ska uppstå. Ska 2000 kg kväve tas bort så behövs i så fall en tillgänglig kolmassa på 10000 kg.

3.2.2. Modell för utbyte mellan vattenkolumn och sediment

Den utbytesmodell som används är ursprungligen utvecklad av Wörman *m fl.* (2002) för beräkning av retentionstider i vattendrag. Modellen är implementerad i programmet Matlab, och kalibrerades och validerades mot mätdata från Sävaån i Uppland. Det är en massbalansmodell som beskriver de viktigaste processerna i vattnets kvävecykel med hänseende på kväveborttag. I modellen delas vattendraget, eller i det här fallet våtmarken, först upp i ett antal transportbanor som går genom våtmarken. Sedan delas varje bana upp i boxar av lämplig storlek och antal där både sediment-, vatten- och luftfasen får boxar tilldelat (Fig. 3). Boxarnas längd, bredd och höjd läggs in i modellen. Avgränsningarna på varje box bestäms av praktiska aspekter, som förändrat djup, svängar mm. Denna indelning ger en enkel implementering av olika våtmarker i modellen.



Figur 3. Uppbygganden av modellens struktur med hjälp av boxar för olika faser där kvävet finns.

De reaktioner som sker med kvävet i en våtmark följer oftast en första ordningens kinetik (Kadlec, 1995). Det är främst denitrifikationen från sediment, vatten och biofilm som följer denna kinetik där flöde = konstant * koncentration. Flödet till och från boxarna styrs av olika massöverföringssamband som sätts ihop till en konservativ ekvation för varje box. Ett exempel är massflödet av kväve till och från box 5 (Fig. 3), eller dM_5/dt (Ekv. 1) där varje Q är flöden med index där första siffran säger vilken box flödet går från och andra vilken box det går till. Flödet Q är lika med en koefficient, raten, gånger massan i den aktuella boxen, $Q_{57} = k_{57} * M_5$.

$$\frac{dM_5}{dt} = Q_{35} + Q_{75} + Q_{65} - Q_{53} - Q_{51} - Q_{57} - Q_{56} \quad (1)$$

Koefficienterna k_{xy} som reglerar storleken på flöden mellan boxarna är framtagna genom olika enkla fysikaliska eller kemiska samband. Dessa koefficienter representerar, inte helt överraskande, det svåraste momentet i den här massbalansmodellen. För att t ex få fram storleken på koefficienten för transport från sediment till luft, denitrifikation, behövs avsevärd kunskap och mätvärden som i många fall inte existerar eller inte är praktiskt möjligt att få fram. Därför krävs det en del förenklingar och antaganden angående dessa olika koefficienter eller rater som de ibland kallas. Dessa koefficienter läggs med hjälp av modellen in i en matris, CM1, som har ett element för varje box till- och frånflöde i våtmarken.

Sedan räknar modellen ut massan kväve i samtliga boxar för varje tidssteg med hjälp av matrisen CM1 och massan kväve i det föregående tidssteget (Ekv. 2). Dessutom

tillförs det hela tiden nytt kväve i modellen. I de aktuella modelleringarna tillförs det endast i första vattenboxen, men man kan även lägga in tillflöden mitt i våtmarken.

$$M^{t+1} = M^t + \Delta t * CM1 * M^t + \Delta t * Q \quad [2]$$

M^t = massa kväve i boxarna vid tiden t [kg]

Δt = tidssteg [s]

Q = inflöde i våtmarken [kg/s]

Modellen använder matrisoperationer för beräkning av kväveflödet genom våtmarken. Detta ger en stor fördel när man ska göra långa simuleringar då det spar beräkningstid. Om man vill simulera ett helt år t ex så blir det en ganska lång simulering och då är det viktigt att ha en så snabb algoritm som möjligt.

3.2.3. Advektivt vattenutbyte genom pumpning

En av de utbytesprocesser som är möjlig att påverka i utbytet med sediment är det advektiva pumputbytet av vatten. Om en momentan puls av ett ämne släpps i ett vattendrag och koncentrationen mäts nedströms, blir pulsen utspädd och får en ganska lång svans. Denna svans bildas när ämnet, av vattenströmmen, förs ned och tillfälligt lagras i den hyporheiska zonen för att sedan frigöras igen. Detta advektiva utbyte är av stor vikt för de processer som sker nere i sedimentet, som i det här fallet denitrifikationen. Om flödet sker över en ojämn eller vågig bottenyta kan tryckfördelningen i den hyporheiska zonen förändras. På trycksidan av vågen förs vattnet djupare och längre i sedimentet av det ökade trycket och på nedströmssidan av vågen blir det ett lägre tryck som ökar utströmningen. Detta fenomen kallas advektive pumping eller advektivt pumputbyte och har i flera studier setts påverka uppehållstiden och utbytet i den hyporheiska zonen i vattendrag (Wörman *m fl.*, 2002, Huettel *m fl.*, 1996, Marion *m fl.*, 2002) även på ganska släta bottnar. Denna förändring av uppehållstiden borde då även påverka denitrifikationen i sedimentet. Utbytets storlek är beroende av både höjden och längden på vågformen, och generellt betyder en större bottenstruktur ett större hyporheiskt utbyte (Marion *m fl.*, 2002) men i en studie har modellen visat sig fungera bättre på en vattendjup/våghöjdskvot på 10 än på en kvot på 3-4 (Marion *m fl.*, 2002).

I en studie som Wörman *m fl.* (2001) utförde i Sävaån av det advektiva pumputbytet utvärderades de fysikaliska samband som påverkar detta utbyte. För att kunna göra en enkel modellansats har den ojämna bottenstrukturen ersatts av en varierande tryckpotential vid botten. De parametrar som påverkas är uppehållstiden, T (Ekv. 4) för vatten i sediment samt advektionshastigheten, w (Ekv. 3) som vattnet får ned i sedimentet.

$$Fr = \frac{u}{\sqrt{gh}} \quad [3a]$$

$$C = 0,28 \left(\frac{H}{h} \right)^r \quad [3b]$$

$$w = C\pi K \left(\frac{h}{\lambda} \right) Fr^2 \quad [3]$$

Fr = Froudes tal

u = vattnets strömningshastighet [m/s]

g = gravitationskonstant 9,81 [m²/s]

h = vattendjup [m]

C = konstant

H = höjd på bottenform [m]

H/h <= 0,34 så är r = 3/8 annars är r = 3/2

w = advektionshastighet [m/s]

λ = våglängd på bottenform [m]

K = hydraulisk konduktivitet [m/s]

$$T = \frac{21D_b}{2\pi w} \quad [4]$$

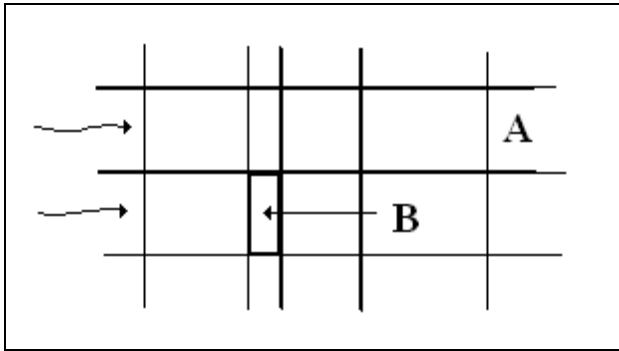
T = uppehållstid [s]

D_b = djup på hyporheiska zonen [m]

I modellen har ett konduktivetsvärde från åsediment använts som utgångsvärde, K har i beräkningen av w ned i sedimentet satts till 1*10⁻⁵ m/s. Djupet på den hyporheiska zonen sattes till 10 cm, ett värde som har uppmätts i åsediment (Wörman *m fl*, 2002) och antas vara användbart som ett inledningsvärde även i en våtmark.

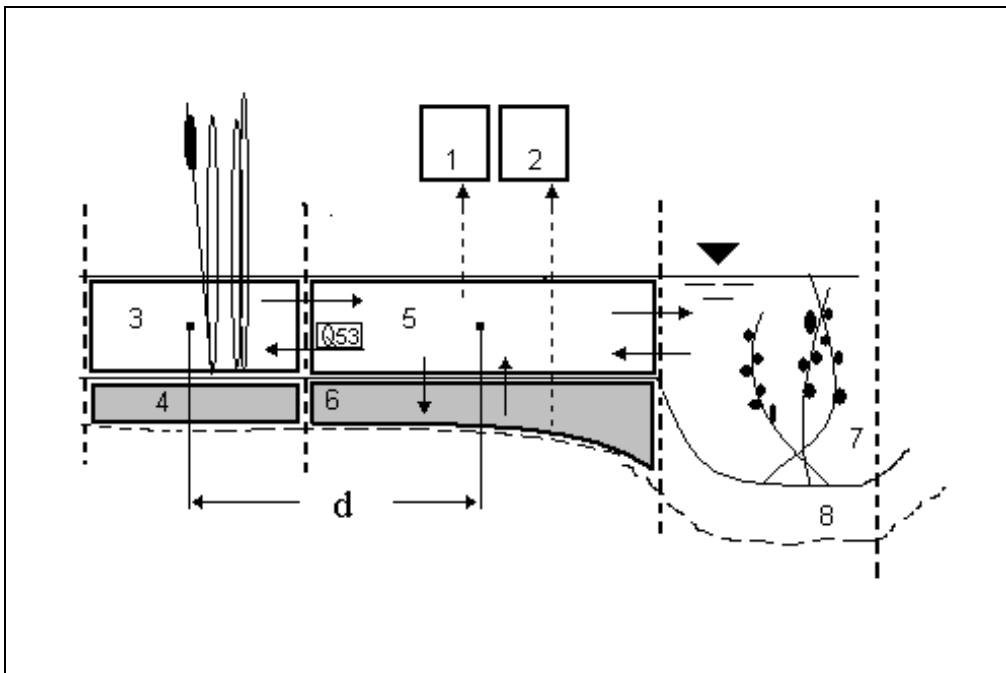
3.2.4. Modellkoefficienter

För att representera hela våtmarken delas den in i fem stycken strömrör (Fig. 4). Dessa banor delas i sin tur upp i ett lämpligt antal segment där uppdelningen styrs bl a av variation i djup, vattenhastighet, bredd. Varje segment i våtmarken blir en vattenbox i modellen och under varje vattenbox finns även en motsvarande stor sedimentbox.



Figur 4. Uppdelningen av våtmarken i modellen, A är strömrör och B är ett segment som motsvarar en vatten- eller sedimentbox i modellen.

För att hålla nere beräknings- och inläsningstid bör antalet boxar vara litet. Kväveretentionsmodellens boxar symboliserar vatten, sediment och luft i våtmarken (Fig.5), där vattenboxarna är nummer 3, 5, 7 och sedimentboxarna nummer 4, 6 och 8. De två luftboxarna för denitrifierad kvävgas från samtliga vatten- och sedimentboxar i våtmarken är nummer 1 resp 2. På detta vis samlas allt kväve som respektive process transporterat bort totalt under simuleringen. Varje bana genom våtmarken avslutas med en box som samlar upp det kväve som passerat igenom och inte denitrifierats. Modellen drivs av olika rater som styr transporten av kväve mellan boxarna genom våtmarken. I figur 5 nedan är flödet från vattenbox 5 till vattenbox 3 betecknad Q_{53} .



Figur 5. Bild av hur våtmarkens olika delar avgränsar boxarna i modellen. Måttet d är avståndet från centrum – centrum i boxarna.

Flödet (Q_{53}) är beroende dels av massan kväve (M_5) i den aktuella boxen samt en koefficient (k_{53}), som reglerar hur stor del av massan som transporteras bort från box 5 per tidssteg, $Q_{53} = k_{53} \cdot M_5$. Ekvationerna som beräknar kvävemassan i varje box är uppställda med alla in- och utflöden i massbalanssamband (Ekv. 5) som beräknar en

ny massa för varje tidssteg. Massorna M_1 och M_2 är de massor kväve som omvandlats till kvävgas i de andra boxarna och sedan förts över till dessa två. För att sedan inte allt ska ackumuleras i den sista boxen måste man sedan tömma boxen med M_{n-1} hela tiden i en annan slaskbox.

$$\frac{dM_1}{dt} = k_{31}M_3 + k_{51}M_5 + \dots + k_{(n-1)1}M_{n-1} \quad (5)$$

$$\frac{dM_2}{dt} = k_{42}M_4 + k_{62}M_6 + \dots + k_{n2}M_n$$

$$\frac{dM_3}{dt} = k_{43}M_4 + k_{53}M_5 + k_{13}M_1 - k_{34}M_3 - k_{35}M_3 - k_{31}M_3$$

$$\frac{dM_4}{dt} = k_{34}M_3 - k_{43}M_4 - k_{42}M_4$$

$$\frac{dM_5}{dt} = k_{65}M_6 + k_{75}M_7 + k_{35}M_3 - k_{56}M_5 - k_{57}M_5 - k_{51}M_5$$

-
-

$$\frac{dM_n}{dt} = k_{(n-1)n}M_{n-1} - k_{n(n-1)}M_n - k_{n2}M_{n5}$$

Inflöde från vattenbox 3 till 5, k_{35}

Koefficienten består av detta samband:

$$k_{35} = \left(\frac{u}{d} + \frac{E}{d^2} \right) \quad [6]$$

u = vattnets hastighet [m/s]

d = avstånd mellan boxarnas centrum [m]

E = dispersionskoefficient [m^2/s]

Den är en korrekt representation av advektions/dispersions ekvationen upp till andra ordningens kinetik. Den första delen, $k_{35} = u/d$ representerar advektion av kväve genom vattenmassan, ett löst ämnes transport med ett flytande medium. Vattnets hastighet som används i modellen är ett ungefärligt medelvärde som beräknades till 0,0005 m/s. Den andra delen, E/d^2 , representerar transport av kväve oberoende av strömningsriktningen. Dispersionskoefficienten E representerar egentligen tre olika processer, molekylär diffusion (D [m^2/s]), turbulent diffusion (T_C [m^2/s]) och dispersion (K [m^2/s]) (Fischer *m fl.*, 1979). D är den slumpmässiga transporten av molekyler i vattenmassan och sker i x-, y-, och z-led. T_C är x-, y- och z-rörelsen av vattenpaket med hjälp av virvlar och turbulens vid gränssytor mm. K är en rent longitudinell rörelse och ganska liten i sammanhanget. Alla tre processer representeras i form av en andraderivata och kan läggas ihop till en gemensam

koefficient i våtmarksmodellen (Fischer *m fl.*, 1979). $E = D + T_C + K$, är i modellansatsen satt till $0.5 \text{ [m}^2/\text{s]}$. I en studie av Sävaån (Jonsson *m fl.*, 2003) ansågs den konstant och i storleksordningen $0,8 \text{ (m}^2/\text{s)}$ och därför borde ett E på $0,5$ vara ett rimligt antagande för det lägre flödet i en våtmark. Turbulensen påverkas bl a av vind, växtlighet, råhet, ojämnheter på botten mm. Sambandet k_{35} används även som utflödeskoefficient från box 5 till box 7 (k_{57}) med den för tidssteget aktuella kvävemassan i box 5.

Tillbakaflöde från vattenbox 5 till 3, k_{53}

Denna koefficient är endast diffusionsberoende och ser ut som andra delen av k_{35} , nämligen:

$$k_{53} = \frac{E}{d^2} \quad [7]$$

Även här har E satts till $0.5 \text{ [m}^2/\text{s]}$, som enligt Wörman (pers. komm.) är ett representativt värde på dispersionskoefficienten. Processen verkar, som nämns ovan, oberoende av strömningsriktningen och är en relativt viktig del när nattenhastigheten är låg och växtligheten tät som fallet är i den aktuella våtmarken. Denna koefficient används även för transport av kväve från box 7 tillbaka in i box 5 (k_{75}) i det aktuella tidssteget.

Flödet från vattenbox 5 ned i sedimentbox 6, k_{56}

Den första ansatsen att gestalta detta flöde i modellen var att enbart använda advektionshastigheten för vattnet ned i sedimentet:

$$k_{56} = \frac{w}{h} \quad [8]$$

w = advektionshastighet [m/s]

h = vattendjup i box 5 [m]

Advektionshastigheten, w i modellen, styrs av advektivt pumpbyte (Ekv. 3). När den hastigheten simulerades i modellen visade det sig att hastigheten blev väldigt låg och utbytet med sedimentet i princip helt obetydligt för denitrifikationen. Nästa steg blev att ta med dels molekylär diffusion ned i sedimenten (D), och dels partikulärt nedfall av kväve till sedimentet (V). Diffusion i sediment kan delas in i fyra delar: molekylär diffusion, dispersion, advektivt pumpbyte och bioturbation (Berner R, 1980). Molekylär diffusion är en transport av enskilda joner inom sedimentet och den största transporten sker genom interstitialvattnet i sedimentets porer. Dispersionen påverkas av tortuositeten, kurvigheten, hos flödesvägarna i och på ytan av sedimentet. Advektivt pumpbyte är beroende av strömningshastigheten i vattnet och bottenstruktur. Bioturbation sker mest i det nydeponerade sedimentet. Den mekaniska påverkan av vind och strömmar borde bli ganska liten på grund av den stora beväxningsgraden som är tänkt att vara i våtmarken. Bioturbation kan ske när olika bentiska djur kryper omkring i de lösa delarna av sedimentet som de rör om och skapar makroporer i. Detta är dock en ganska liten och långsam process i kvävetubytet och borde inte påverka utbytet i någon större utsträckning.

Koefficienten med dessa delar inräknade såg då ut som följer:

$$k_{56} = \frac{w}{h} + \frac{V}{h \left(1 + \frac{1}{K_d} \right)} + \frac{D}{D_b^2 (1 + K_d)} \quad [9]$$

$$\begin{aligned} K_d &= \text{massan av partikulärt N/massan av löst N} \\ D_b &= \text{djup på hyporheiska zonen} \quad [m] \\ V &= \text{fallhastighet för partikulärt N} \quad [m/s] \\ D &= \text{Diffusionshastighet ned i sediment} \quad [m^2/s] \end{aligned}$$

Svårigheterna ligger i att veta dels hur djup den hyporheiska zonen blir, den del som utnyttjas i en våtmark, Sedimentet består oftast av både en övre del som är väldigt lös, och en mer kompakt del som innehåller mindre vatten och biologiskt material. Frågan är då om båda delarna räknas in i den hyporheiska zonen. Djupet sattes till att börja med till ett värde på 0,1 m efter jämförelser med bland annat undersökningar av ett åsediment (Wörman *m fl.*, 2002). Här är D antagligen mest styrt av kvävegradienten i sedimentet och sedimentets fysiska egenskaper. Det partikulära nedfallet är beroende av kvoten K_d , andelen partikulärt kväve genom andelen löst kväve. D sattes till $1 \cdot 10^{-9}$ (Wörman, pers. komm.). Fallhastigheten V är beroende på bl a partikelstorlek, strömningshastighet och densitet. Frågan är hur stor andel partikulärt kväve det blir i en våtmark där vattnet redan är renat och sedan filtrerat innan det släpps ut. Viss resuspension av gamla och nya växtdelar som kan innehålla kväve borde dock förekomma. Ett default värde på denna variabel V räknades ut (Vanoni, 1977) med hjälp av Stokes lag (Ekv. 10).

$$V = \frac{gd^2}{18\nu} \left(\frac{\gamma_s - \gamma}{\gamma} \right) \quad [10]$$

$$\begin{aligned} d &= \text{partikeldiametern, satt till } 66 \cdot 10^{-6} \quad [m] \\ \nu &= \text{kinematisk viskositet, } 1 \cdot 10^{-6} \text{ för vatten} \quad [m^2/s] \\ \gamma_s &= \text{partikeldensitet, satt till 2,6} \quad [ton/m^3] \\ \gamma &= \text{vattnets densitet} \quad [ton/m^3] \end{aligned}$$

När hastigheten räknades ut med Stokes lag blev den $3,8 \cdot 10^{-3}$ m/s. Med dessa tillägg i koefficientvärdet så blev responsen från modellen en helt annan, nu såg det dock ut som värdet på V, fallhastigheten verkade ha en väl stor påverkan på resultatet.

Flödet ut ur sedimentbox 6 till vattenbox 5, k_{65}

Denna koefficient är helt beroende av hur lång uppehållstid vattnet får i sedimentet.

$$k_{65} = \frac{1}{T(1 + K_b)} + \frac{D}{D_b^2(1 + K_d)} \quad [11]$$

$$\begin{aligned} T &= \text{residenstid} \quad [s] \\ K_b &= \text{sorptionskoefficient till partiklar i sediment} \end{aligned}$$

Residenstiden påverkas av det advektiva pumpubyttet (Ekv. 3) och hastigheten w ned i sedimentet. I inledningsskedet så bestod koefficienten k_{65} bara av den första delen

men på grund av en väldigt lång uppehållstid blev koefficienten alldeles för liten för att kunna representera processen. Även här lades en molekylär diffusion som i k_{56} till i koefficienten och då blev resultatet mer logiskt. Sorptionskoefficienten representerar den del av kvävet som fastnar på partiklar i sedimentet med hjälp av olika kemiska processer, t ex katjonbyte, och sattes till ett värde på 0.05. Sedimentet i en våtmark har en stor katjonbyteskapacitet och många organiska ämnen gärna binder till dessa ytor (Kadlec *m fl.*, 1995).

Denitrifikation från vattenbox 5 till luftbox 1, k_{51}

$$k_{51} = \lambda_1 \quad [12]$$

Det finns rapporter där denitrifikationen anses stå för mer än 50 % av det bortförda kvävet (Toet *m fl.*, 2003, Eriksson *m fl.*, 1997), medan i andra fall slutsatsen är att endast en mindre del av kvävet denitrifieras från biofilm och vattenkolumn (Körner, 1999, Eriksson *m fl.*, 1999). Detta beror bland annat på tillgången av organiskt kol. Den typ av våtmark som planeras i detta arbete har en väldigt stor potentiell yta för de denitrifierande bakterierna att fästa och jobba på tack vare den höga beväxningsgraden. Den generella åsikten är ändå att denitrifikation från växtstammar och vatten står för ungefär hälften av det totala kväveborttaget. Denitrifikation kan ske på de flesta ställen i en våtmark, även dagtid, där det finns en biofilm av tillräcklig tjocklek. Det har gjorts en del mätningar av denitrifikationen från biofilm på olika växter (Toet *m fl.*, 2003, Weisner *m fl.*, 1994, Eriksson *m fl.*, 1997) och biofilmen verkar kunna växa lika bra på de flesta sorters växter. Avgörande för denitrifikationen är istället hur stor fästyta växten kan tillhandahålla per ytenhet våtmark. Antaganden är väldigt svårt att göra varför istället ett försök har gjorts att kalibrera in λ_1 så att modellen i alla fall kan beräkna en rimlig kvävereduktion.

Denitrifikation från sedimentbox 6 till luftbox 2, k_{62}

$$k_{62} = \lambda_2 = qN_0 \quad [13]$$

*qN₀ = bakteriernas aktivitet och antal, hopsamlat
i en gemensam koefficient*

Koefficienten k_{62} beskriver denitrifikationshastigheten från det vatten som finns nere i sedimentet. I flera rapporter (Toet *m fl.*, 2003, Casey *m fl.*, 2003) talas det om att nitratet förbrukas i det allra översta skiktet av sedimentet och att det är nitratbegränsande förhållanden i sediment med tillräckligt kolinnehåll.

3.3. MÄTNING AV SEDIMENTS DENITRIFIKATIONSKAPACITET

För att kunna göra korrekta mätningar och analyser av våtmarkssediment behövs provbearbetning och testförfarande utvecklas. Men för att ha ett utgångsläge användes en testmetodik som i vanliga fall används i samband med jordprover och som sedan anpassats för att passa sedimentbakterier bättre. Resultaten av provmätningarna ska sedan utvärderas med hänseende på metodiken som sedan eventuellt revideras för de egentliga mätningarna av våtmarkssediment.

Den potentiella denitrifikationen definieras som hur mycket nitrat som bakterierna i gynnsammaste fall kan reducera till kvävgas. Detta innebär att bakterierna haft obegränsad tillgång på kol som elektronacceptor och nitrat att omvandla under försökets gång. I utbytesmodellen så betecknas den potentiella denitrifikationen som λ_2 . Den potentiella denitrifikationen beräknas från mätningarna som en sammanhållen parameter av både antal bakterier (N_0) och deras enzymaktivitet (q). Den aktivitet som qN_0 utgör är i en våtmark dels begränsad av tillgången på kol, men även flera andra parametrar som temperatur, pH, metaller mm. I det inledande försöket studerades två olika kolkällor för att se om bakterierna fungerar effektivare med något av dom. De två kolkällorna som användes var natriumacetat och glukos. Andra saker som studerades vid det inledande försöket är om pH-värdet ändras, provtider, om reaktionerna är linjära eller exponentiella mm.

Slutprodukten vid denitrifikation, kvävgas, är ganska svår att analysera kvantitativt på grund av luftens bakgrundshalt. Därför användes acetyleninhiberingsmetoden (Tiedje *m fl.*, 1989). Acetylen (C_2H_2) blockerar omvandlingen från lustgas till kvävgas eftersom acetylen är en strukturanalog till lustgas och det binder upp det enzym som annars genererar omvandlingen av lustgas till kvävgas. Denna enzymbrist gör att allt kväve som denitrifieras endast transformeras till lustgas, vilket är relativt enkelt att analysera med gaskromatografi.

3.4. VÄXTERS DENITRIFIKATIONSPÅVERKAN

Växterna har en viktig roll i en våtmark som är avsedd för i huvudsak denitrifierande drift. Växter använder kväve för uppbyggnaden av sina celler och kvävet tas upp ur sedimentet och binds in i växten. Dock kommer den mesta av detta kväve att återföras till vattnet när växten bryts ned, och därför är detta upptag av ganska liten betydelse i den aktuella typen av våtmark där ingen skörd av vattenväxter kommer att ske. Skörd kommer inte att behövas eftersom kolkällan, alltså växterna, oftast är den begränsande faktorn vid hög denitrifikation (Bachand *m fl.*, 1998) varför växtdelarna till största del snabbt kommer att multna bort.

En annan roll som växtligheten spelar är som fästyta åt de epiphytiska denitrifierarna i biofilmen där en stor del av nitrifikationen och denitrifikationen sker. Döda växter som ramlar ned på botten bildar också ett organiskt slamskikt som innehåller stora fästytor för bakterier samt organiskt kol och där en stor del av denitrifikationen i sedimentet sker. Levande växter fungerar som fästyta för biofilmen, och fästyta per yta våtmark är en viktig parameter i våtmarkssammanhang. De växter som har störst yta är oftast undervattensväxter som till exempel hornsäv (*Ceratophyllum demersum*) eller vattenpest (*Egeria densa*). Nackdelen med denna typ av växter är att de är väldigt lättnedbrutna och därför försvinner snabbt när de dör. Följden blir att det uppstår en kolbrist i våtmarken under den improduktiva delen av året, som i Sverige är ganska lång. Högväxta arter med högt fiberinnehåll, som kaveldun, är svårare att bryta ned men kompenserar det med en väldigt hög biomassaproduktion vilket då tillhandahåller tillräckligt med kol ändå. De mer svårnedbrytbara arterna ger även mer kolkälla på vintern och främst våren då denitrifikationen tar fart igen ordentligt men produktionen ännu är liten. En variant på växtlighet som föreslås är att ha djupare delar med undervattensväxter varvat med grundare sektioner med svårnedbrytbara växter som kaveldun (Weisner *m fl.*, 1994). Det som styr nedbrytning av växter, och

därmed tillgängligheten på organiskt kol, är främst växtens C:N kvot men även dess fiberinnehåll (Bachand *m fl.*, 1998).

Enligt Ingesson (1996) bidrar även makrofyter till ökad denitrifikationsaktivitet i rotzonen i sedimenten. Växterna transporterar syre, som fotosyntesen producerat, ned till rötterna där det används i rotrespirationen. Rotrespirationen frisätter syre i sedimentet och kan användas i nitrifikation på annars syrefria djup. Detta nitrat kan sedan diffundera ut i syrefria zoner och omvandlas till lustgas. Rötterna utsöndrar även organiskt material (Christensen *m fl.*, 1986) som då kan användas i denitrifikationsprocessen.

Sammantaget kan man säga att växterna är yttersta viktiga för att få en denitrifierande våtmark att fungera, även att de trivs på längre sikt så att funktionen kan upprätthållas. Vilka växter som ska finnas styrs lite av vad man är ute efter men har man jämn belastning över året bör det finnas mer svårnedbrytbara växter som räcker längre.

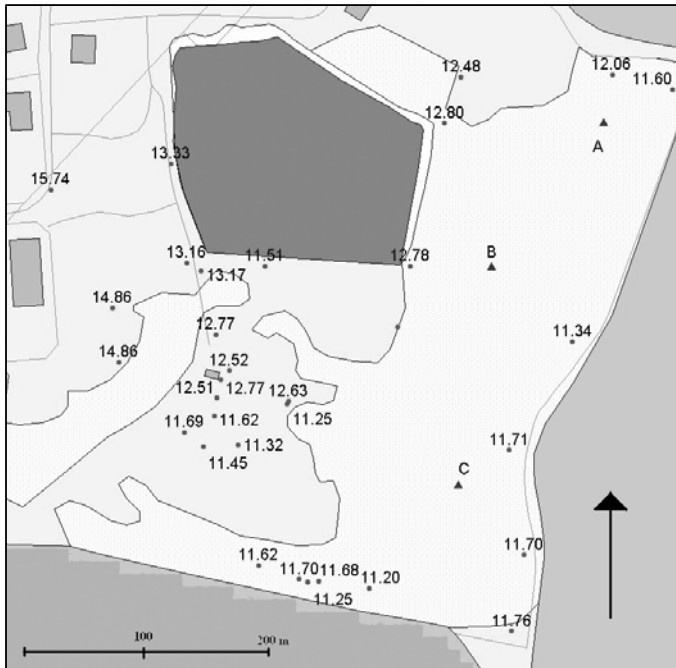
4. UTFÖRANDE

Området där våtmarken är tänkt att placeras på undersöktes med hjälp av inmätningar av höjdskillnader, positionsbestämningar och analyser av jordart och grundvatten med hjälp av fältstudier. Prover med sediment från Ekeby våtmark i Eskilstuna analyserades i labmiljö för att få ett värde på den potentiella denitrifikationskapaciteten i ett våtmarkssediment. Det uppmätta värdet används sedan i massbalansmodelleringar av den tilltänkta våtmarken för kunna utvärdera olika parametrars inverkan på reningen och även för att få ett mått på den tilltänkta våtmarkens reningskapacitet. Olika våtmarksväxters lämplighet för ändamålet undersöks och sammanställs med hjälp av litteraturstudier.

4.1 UNDERSÖKNING AV VÅTMARKSOMRÅDET

Ett första steg i den här undersökningen var att beskriva området som den tilltänkta våtmarken ska ligga på med avseende på topografi, hydrologi och grundvattenförhållanden.

För att mäta av topografin och den användbara storleken användes GPS och avvägningsutrustning. En lämplig startpunkt med känd höjd över havet togs fram ur kommunens arkiv. Därifrån mättes sedan områdets bestämmande och viktiga höjder och positioner. Mätningarna gjordes med dels avvägningsutrustning för höjdmätningarna och dels en GPS för positionering av punkterna sinsemellan. Dessa punkter lades sedan in i ett GIS-program (ArcGIS 9). Programmet sammanför en digital karta över området med de uppmätta höjderna på respektive GPS-punkt, varefter en kartbild över området genereras (Fig. 6). Med hjälp av en konsult på firman WRS i Uppsala diskuterade vi sedan igenom vilka saker som kunde behöva undersökas. Denna firma har en bred kunskap om våtmarksbyggande i Sverige och god kännedom om de saker man bör tänka på vid anläggande av en våtmark. Vi kom fram till att en enklare undersökning av jordarten och grundvattenytorna skulle kunna ge en viktig bild av markens karaktär och lämplighet som våtmarksgrund. Bland annat ville vi ha en bild av hur tät, och därigenom lämplig, jorden var för dammbyggande och vilka åtgärder som eventuellt skulle behöva vidtas vid byggandet.



Figur 6. Det aktuella området vid Rimbo reningsverk med uppmätta höjder i meter över havet, samt provgropar A-C. Reningsverket ligger nordost om den nuvarande dammen

För att undersöka jorden på området grävdes tre gropar vid punkterna A till C (Fig. 6). I dessa gropar studerades jordprofilen och prov togs på lämpliga djup. På botten av dessa gropar borrades även hål med en jordborr för att nå ned till grundvattenytan och för att ta prover hela vägen ned dit. Vattenytan fick sedan ställa in sig en vecka innan den mättes av. Det gjordes då även kompletterande mätningar på vattenytan i bäcken som rinner längs området. De mätningarna gjordes i den troliga strömningsriktningen för grundvattnet från de grävda groparna. Riktningen på grundvattenflödet beräknades med hänsyn till topografien och ansågs gå vinkelrät från groparna till vattenytan i bäcken, alltså i östlig riktning (Fig. 6). Mätningar av höjdskillnaden mellan vattenytorna i groparna och bäcken kunde sedan ge en grov bild av den mättade hydrauliska konduktiviteten och förekomsten av sprickbildningar i jorden. De jordprover som togs analyserades sedan av Lave Persson vid Institutionen för Markvetenskap, SLU.

4.2. MÄTNING AV POTENTIELL DENITRIFIKATION

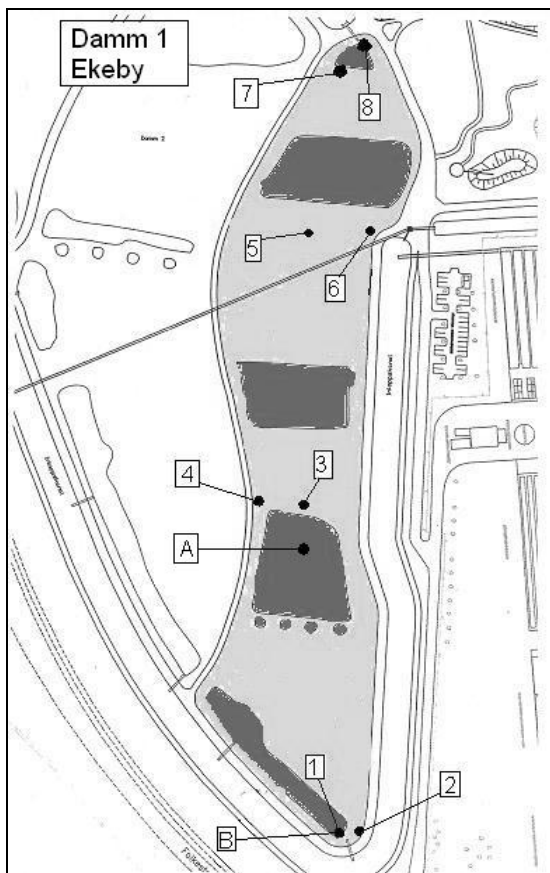
4.2.1. Strategi

Syftet med provtagning och mätningar har dels varit att få fram en metod för att kunna mäta potentiell denitrifikation i våtmarkssediment och dels kunna kvantifiera den potentiella denitrifikationen i sediment med olika innehåll och ursprung i våtmarken. Mätningar i vanlig jord har gjorts i ganska stor omfattning varför tillvägagångssättet där är ganska väl utvecklat. En inledande försöksserie, Försök I, gjordes för att se om det var möjligt att applicera förfarandet för jord rakt över till våtmarkssediment. Sedan skulle resultaten utvärderas och metoden eventuellt anpassas så att den passade våtmarkssediment bättre. Därefter skulle nya prover tas från ett antal platser i våtmarken och analyseras, nu med målet att kunna få ett värde på den potentiella denitrifikationen och olika betingelsers påverkan på densamma. Den potentiella

denitrifikationshastigheten ska sedan användas i massbalansmodelleringen av kväveprocesserna i Rimbo våtmark som defaultvärde på koefficienten k_{62} .

4.2.2 Provtagning

Sedimentproverna togs från Ekeby våtmark i anslutning till Eskilstuna reningsverk. Våtmarken tar emot avloppsvatten som blivit både kemiskt, biologiskt och mekaniskt renat. Halten kväve i inloppet till våtmarken är 19,1 mg tot-N/l, och medelvärdet på utloppsvattnet från våtmarken över året är 16,2 mg tot-N/l (Appendix D). Reningen når inte ned till riktvärdet på 15 mg tot-N/l och det har nu skett en utbyggnad av det biologiska reningssteget i verket. Denna våtmark (Fig. 7) är inte uppbyggd på samma sätt som våtmarken i Rimbo är tänkt att vara. Bristen på kolproducerande växtlighet i dammarna kan vara en anledning till att kväveborttaget inte fungerat som planerat. De stora djupzonerna i de första dammarna kan också påverka reningen då en tydlig svaveldoft kändes från sediment som togs upp från dessa områden. Svavel är ofta giftigt för många av de bakterier som normalt lever i sediment. Det kan ha påverkan på bakteriefloran och då även denitrifikationen i dessa zoner av dammarna och följdaktligen på proven från i det här fallet punkt A (Fig. 7). Anledningen till att proven ändå togs från Ekeby är att det är en sedan länge fungerande och väl undersökt anläggning som inte ligger så långt bort, dessutom är den utrustad med båt. Våtmarken har dessutom en varierad växtlighet och tanken var att detta skulle kunna påvisa skillnader i sedimentets denitrifikationskapacitet.



Figur 7. Skiss över damm 1 i Ekeby våtmark, Eskilstuna. De mörkare partierna i dammen representerar partier med ett djup på ca 1 ½ meter och de ljusare delarna är ca 0.5 meter djupa.

Sedimentpropparna togs från roddbåt med hjälp av en provtagare bestående av ett plexiglasrör fastskruvad på en stång. Ett ca 40 mm tjockt skikt med diametern 63 mm av sedimentets toppskikt togs från varje propp. Separata provtagningar gjordes för utprovningen av metoden och för bestämningen av den potentiella denitrifikationen.

Den första testomgångens prov, kallad Försök I, togs från platserna A och B i dammen (Fig. 7). I provpunkt A kunde man känna en tydlig svaveldoft från sedimenten som togs upp. Proven var även väldigt svarta vilket är ett tecken på svavelhaltiga sediment.

Den andra provtagningen gjordes vid ett senare tillfälle för att få färskare prov till mätning av den egentliga denitrifikationskapaciteten i sedimentet (Försök II). Fem sedimentproppar togs då på platserna 1 – 8 (Fig. 7). Provplatserna med jämna nummer var placerade i vassbältet som kantar dammen, medan de udda numrerade platserna låg på platser utan övervattensväxter. Detta gjordes för att kunna få en bild av växtlighetens påverkan av bakteriesammansättningen i sedimentet. En större mängd sediment togs upp från plats 8 för att användas i ett så kallat svältförsök, Försök III, där nitrathalten successivt minskas. Försök III gjordes för att få en bild av hur bakterierna och denitrifikationsprocessen fungerar med en minskande och begränsad nitrathalt.

4.2.3. Utprovning av försöksupplägg (Försök I)

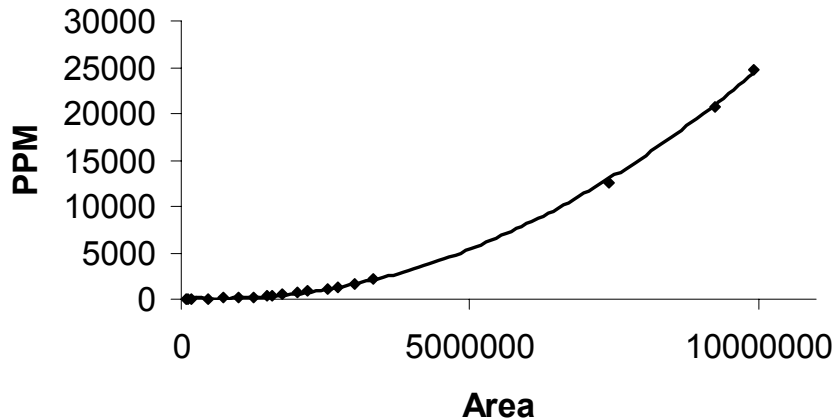
I prov från två olika platser, A och B, bestämdes denitrifikationshastigheten med två olika substrattillsatser vardera. Från de insamlade sedimentproverna inkuberades 20 gram sediment i 100 ml duranflaskor med 20 ml destillerat vatten. Det gjordes tre replikat av varje prov. Provflaskorna fick gastäta korkar med provtagningspropp av gummi, varefter atmosfären i flaskorna byttes till kvävgas för att uppnå anaerob miljö. Trycket i flaskorna justerades till atmosfäriskt varefter 10 ml acetylen tillsattes i varje flaska. Inkubationen startade med att 1 ml substrat tillsattes i varje flaska för att uppnå en slutkoncentration av 3,2 mM kaliumnitrat samt 6,2 mM natriumacetat alternativt 2,1 mM glukos. Provflaskorna placerades på skakbord (175 rpm) vid 25° C i 120 minuter. Under inkuberingen togs 0,5 ml gasprov ur varje flaska var 12:e minut med hjälp av en spruta. Dessa prover överfördes sedan i varsin liten provflaska, en s.k. vial. Före och efter inkubering mättes pH i alla flaskor.

För att kunna göra beräkningar av denitrifikationshastigheten behövs sedimentets volym/vikt förhållande. Detta togs fram genom att skölja ur provflaskorna med ytterligare 20 ml destvatten varefter denna blandnings volym mättes och räknades ut (Ekv. 14).

$$20 \text{ g sediment} / (\text{total volym} - 40 \text{ ml vatten}) = \text{g/volym sediment} \quad (14)$$

Gasproverna analyserades sedan i en gaskromatograf (GC) av märket Chrompack. Gasen som analyseras i en gaskromatograf sugas in genom en kolonn som innehåller ämnen som bromsar upp gasens beståndsdelar olika mycket. Sedan förbränns gasen och avgaserna som bildas passerar och skuggar en stråle från en detektor. Dessa avskuggningars längd och intensitet registreras och plottas mot tiden det tog ifrån injektion tills det att de passerade detektorn. Resultaten från kromatografen kommer alltså i form av areor som beror på hur mycket gaser som förbränts. Tiden det tar för

just lustgas att färdas genom kolonnen är känd varför man vet vilken area som tillhör halten lustgas. För att sedan beräkna halten N₂O används s.k. standardserier med kända koncentrationer. Då fås en standardkurva (Fig. 8).



Figur 8. Standardkurvan för analysen av proven från Försök I.

För att få halten N₂O i ppm så används standardkurvans ekvation (Ekv. 14).

$$C_{N_2O} [\text{ppm}] = 3 \cdot 10^{-10} \cdot A^2 - 0,0004 \cdot A + 203,88 \quad (14)$$

$$C_{N_2O} = \text{koncentration } N_2O \text{ i gasfasen [ppm = ml/l]}$$

$$A = \text{Area från gaskromatografen [mm}^2\text{]}$$

När man sedan räknar om arean till total volym producerad N₂O i flaskan måste man även känna till fördelningsförhållandet mellan gas- och vätskefas i proven, den s.k. Bunsen's absorptionskoefficient. Total volym producerad lustgas räknas ut (Ekv. 15).

$$V = C_{N_2O} [V_g + (V_l \cdot \alpha)] \quad (15)$$

$$V = \text{total gasvolym i flaskan [nl]}$$

$$V_g = \text{volym i gasfasen [ml]}$$

$$V_l = \text{volym i vätskefas [ml]}$$

$$\alpha = \text{Bunsen's absorptionskoefficient, } 0,544 \text{ vid } 25^\circ \text{ C}$$

När man vet volymen bildad lustgas beräknas massan bildad lustgas ut med hjälp av allmänna gaslagen (Ekv. 16)) och sambandet $n = m/M$.

$$PV = nRT \quad (16)$$

$$P = \text{tryck (här atmosfäriskt = 1)}$$

$$n = \text{mängd } N_2O \text{ [mol]}$$

$$R = \text{allmänna gaskonstanten } 0.08206 \text{ [l atm/deg}^{\circ}\text{mol]}$$

$$T = \text{temperatur [K]}$$

Dessa kan sedan kombineras (Ekv. 17).

$$m_{N_2O} = \frac{PVM_{N_2O}}{RT} \quad (17)$$

m_{N_2O} = massa lustgas [ng]

M_{N_2O} = Molvikt för lustgas 44,02 [g/mol]

Denitrifikationshastigheten uttrycks sedan som av massa lustgas-kväve per torrsvikt sediment (Ekv. 18).

$$\text{Prod}_N = \frac{m_{N_2O} N_{\text{andel}}}{m_{ws} ts} \quad (18)$$

Prod_N = massa N_2O -N per torrsvikt sediment [ng N_2O -N/g ts]

N_{andel} = andel kväve i N_2O [(2*14,01)/44,02 = 0,6365]

m_{ws} = massa våt sediment i flaskan [g]

ts = torrsbstanshalt i sediment

4.2.3. Utvärderingsmetod för lustgasproduktion (Försök I)

Sedimentprovets denitrifikationskapacitet utvärderades i de här försöken med hänsyn till lustgasproduktionen vid obegränsad tillgång på nitrat och kol. Dessutom är andra förhållanden som temperatur, pH mm i princip konstanta. Den initiala denitrifikationshastigheten (qN_0) beräknas genom att derivera kurvan vid tiden 0. Detta är enkelt när kurvan är linjär (Ekv. 19), som fallet ansågs vara i resultatet från Försök I (Fig. 9).

$$p = p_0 + qN_0 t \quad (19)$$

p = producerad mängd lustgas

p_0 = mängd lustgas vid t_0

q = specifik enzymaktivitet

N_0 = antal denitrifikationsbakterier

t = försökstid

Om kurvan däremot är exponentiell, vilket visar på en tillväxt av bakterier under försökstiden, blir deriveringen mer komplex (Pell *m fl.*, 1996). Då ska parametrarna p_0 , qN_0 och μ anpassas till kurvan (Ekv. 20). Derivat av Ekvation 20 blir, när t går mot 0, qN_0 (Ekv. 21) vilket i modellen motsvarar utbyteskoefficienten för denitrifikation från sediment till luft.

$$p = p_0 + \frac{qN_0}{\mu}(e^{\mu t} - 1) \quad (20)$$

$$\frac{dp}{dt} \Big|_{t=0} = qN_0 = k_{i,2} \quad (21)$$

μ = specifik tillväxthastighet
 $k_{i,2}$ = utbyteskoefficient från sediment till luft, $i = 4, 6, \dots, n$

Vill man utvärdera parametrarna μ och qN_0 var för sig så går det att göra om man tittar på hela den exponentiella kurvan. Men i de här försöken är det inte möjligt att särskilja antal bakterier, N_0 från enzymaktiviteten q , i mätningarna. Men tillsammans bildar de den hastighet, qN_0 eller $k_{i,2}$, som försöket syftar till att ta reda på. Resultaten från gaskromatografi-analyserna (GC-analyser), ppm-halterna för N_2O , plottades mot tiden (Fig. 8).

4.2.4. Mätning av egentlig denitrifikationskapacitet (Försök II och III)

Sedimentproven i Försök II behandlades och analyserades på samma sätt som beskrivits i utprovningen av testmetoden i Försök I, dock med de ändringar som ansågs nödvändiga efter utvärderingen av metoden. Ändringarna bestod dels i att proven blandades med vatten och ställdes på skakbordet i en halvtimme vid 25 grader innan inkubation för att jämvikta, dels användes en kortare inkubationstid (96 min). Vid bestämning av våtmarkens denitrifikationskapacitet användes natriumacetat som energikälla.

Försök III var ett försök där halten nitrat i det tillsatta substratet varierades i 8 koncentrationer, från 3 mM nitrat ner till 0 mM (Tab. 3). Förutom den varierade nitrathalten så behandlades proven på exakt samma sätt som i Försök II.

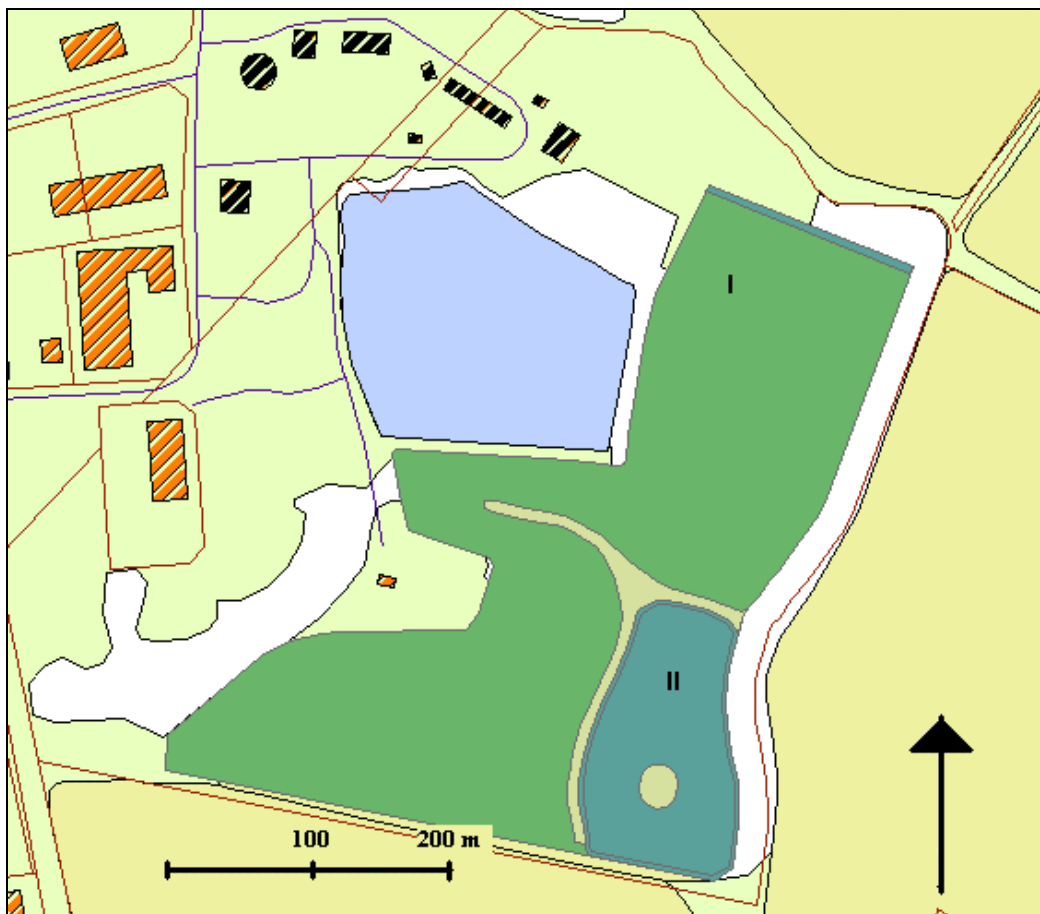
Tabell 3. De varierande nitralthalterna tillsatta i Försök III.

Prov	1	2	3	4	5	6	7	8
Nitrathalt [mM]	3	1	0,5	0,3	0,15	0,1	0,05	0

4.3. MODELLERANDE AV BOTTENUTBYTE

Modellarbetet för kvävemodellen gjordes i beräkningsprogrammet Matlab 6.5 och modellen implementerades med de inparametrar och utbytesintensiteter som beskrivits i stycket 4.2.4. Några olika förslag på design av våtmarken hade tagits fram av Jaremalm och data från dessa skulle sedan utvärderas hydrologiskt med hjälp av en Matlab-modell. Denna modell ger uppehållstider, hastigheter, flödesvägar och djup för de olika förslagen. De föreslagna våtmarkerna har en aktiv yta på ungefär 5 hektar samt en djupare damm på slutet. Tyvärr så blev arbetet med utvecklingen av den hydrologiska modellen försenat och därför kunde den inte användas i det här projektet. Nu påverkade förseningen inte modellarbetet i sig eftersom det främst var parametrarnas påverkan på massbalansmodellens prestanda som skulle undersökas, främst då en ojämn bottenstrukturs inverkan på reningen. Simuleringarna gjordes istället på en fiktiv våtmark av ungefär samma yta, djup och strömningshastighet som de Jaremalm tagit fram. Men om den hydrologiska modellen hade gått att använda skulle storleken på de olika våtmarkerna automatiskt lästs in till massbalansmodellen i

en matris, där varje element motsvarade en box. Istället lades den fiktiva våtmarken in manuellt till en matris. Modellen loopar igenom samtliga banor i den inlagda våtmarken och resultatet från beräkningarna lagras som massan kväve i samtliga boxar där box 1 och 2 är den bortdenitrifierade massan kväve från vattnet och sedimentet respektive. I de här simuleringarna kommer bara en tidsserie på 1000 tidssteg och ett Δt på 346 sekunder simuleras vilket räcker för att kvävet ska hinna genom hela våtmarken. Längd, bredd och djup i varje box kan mätas upp i programmet ArcGis, där våtmarkerna ritats in (Fig. 9), och då får man ut ett medelvärde på de parametrarna från varje box. Som modellen är uppbyggd gör det inte så mycket att ett ungefärligt medelvärde används, även för riktigt stora boxar. Medelhastigheten för vattnet genom varje box i den aktiva delen räknades ut manuellt eftersom det inte skilde så mycket inom varje box. Målet med våtmarkens kvävereduktion, och en rimlig nivå att sikta på med en sån här typ av våtmark, är 1500 kg N/ha och år. Omräkning med hänsyn till flödet och ytan som ska användas ger att modellen ska ta bort 16,5 kg N/bana och simulerad period (4 dygn) för det borttaget.



Figur 9. Bild över den föreslagna våtmarken, där damm I är den grunda kväverenande delen och damm II är den djupare publika delen. De mörkare byggnaderna tillhör reningsverket.

Sambanden för advektiv pumpbyte som beskrivits i avsnitt 4.2.3. användes i utbytesmodellen. De lades in i koefficienterna för både till- och frånflödena för sediment och vattenboxarna. Grundinställning av modellen gjordes genom att använda den uppmätta denitrifikationen från sedimentet (λ_2) och justera

denitrifikationen från vattnet (λ_1) tills rätt borttag av kväve uppnåts. Fallhastigheten V för partikulärt kväve ansågs lite osäker och väl hög. Skulle man då använda den uträknade fallhastigheten så var andelen partikulärt kväve, K_d -värdet, av yttersta vikt för modellen. För att se hur modellen fungerade i stort sattes V till 0 till att börja med.

4.4. VAL AV LÄMPLIGA VÄXTER

Eftersom den planerade våtmarken i Rimbo behöver hålla en hög kväveavskiljning krävs optimerade driftförhållanden. Om man tittar på våtmarken i t ex Trosa har hela våtmarken en kraftig överväxning av främst kaveldun, men även andra vassbildande växter, för att ge en tillräcklig mängd organiskt kol till denitrifikationsprocessen. Denna modell av våtmark anses allmänt vara det effektivaste sättet att få en bra denitrifikation. Kaveldun finns i nästan hela Sverige och är lätt att få att trivas i grunda vattenmiljöer. Den allmänna förekomsten gör att det är lätt att hitta frön att sås i våtmarken. Att tänka på är att kaveldun inte kan föröka sig och trivs dåligt på ett vattendjup större än 50 cm (Feuerbach, 1998) medan vass och jättegröe kan trivas på upp till 2 meters djup. Det finns två sorters kaveldun i Sverige (Nationellt resurscentrum internet, 050302), breddkaveldun (*Typha Latifolia*) och smalkaveldun (*Typha Angustifolia*) och dessa tillhör några av de mest produktiva våtmarksväxterna. Kaveldun kan producera upp till 50 ton växtbiomassa per hektar och år (Andersson, pers. komm.). Även bladvass (*Phragmites australis*), jättegröe (*Glyceria maxima*) och rörflen (*Phalaris Arundinacea*) har en hög produktion av biomassa (Pircher, pers. komm.). Bladvass är den vassväxt som är motståndskraftigast i svenska våtmarker, den tål stora vattendjup, har stor rotmassa och konkurrerar väldigt bra med andra växter. Om man tänkt sig ett vattendjup på mer än 20-30 cm så kan det därför vara en bra idé att ha en större andel bladvass (Pircher, pers. komm.). Förutom den aspekten så kan sorterna blandas fritt i den omfattning man vill. De här växterna har en C/N-kvot som gör att de står emot neobrytning ganska bra vilket gör att de kan förse bakterierna med kol en stor del av året. Dessa högväxta växter har kraftiga stammar och rötter vilket är viktigt i en annan aspekt. Dels så kan växterna placeras och skötas så att de hjälper till att motverka kanalbildning i våtmarken, dels kan de planteras så att de skyddar vallar och dammkanter mot erosion. Dessa egenskaper samt att de är lätta att etablera, gör dem lämpliga som basväxter i en våtmark av det tilltänkta slaget.

Förutom att vara en effektiv våtmark med högproducerande växtlighet finns oftast ett estetiskt och biologiskt perspektiv som är intressant för anläggaren av våtmarken. Vid byggandet av våtmarker har, som nämntes i inledningen, fågel- och blomsterlokaler, promenadstråk mm ansetts som väldigt positiva mervärden. Detta gör att vi i den tilltänkta våtmarken lagt in en mer publik del vid utloppet (Fig. 10). Där är det tänkt att en mosaikliknande våtmark med större vattenspeglar ska locka en större variation av fåglar, växter och djur. I strandkanten runt dammen bör även en zon av täta övervattensväxter finnas som fungerar som fångstzon ifall någon nyfiken människa skulle ramla ned i dammen. Vackra växter och blommor, om de förekommer naturligt i landet, går ganska lätt att plantera in om man vill ha lite ögonfågning för besökarna. Om man studerar det vegetationstekniska företaget VegTech's produktkatalog (2004), avsnittet vattenreningsdammar (Appendix A), finns några förslag på vackra blommande vattenväxter. Där föreslås bland annat gul svärdsilja (*Iris pseudacorus*), vattenmynta (*Mentha aquatica*), svalting (*Alisma plantago-aquatica*) och bäckveronika (*Veronica beccabunga*). Dessa växter förekommer allmänt över hela södra Sverige, och borde inte vara så stora problem att etablera på olika ställen i den tilltänkta publika dammen. Eftersom den publika delen i våtmarken är ganska liten

kan det vara idé att köpa redan uppdrivna pluggplantor eftersom det ger ett betydligt säkrare resultat vid etableringen.

En våtmark som är utformad på ett bra sätt kan utgöra en bra och viktig lokal för många arter som har svårt att hitta lämpliga födo- och häckningslokaler i det moderna landskapet. Dessutom är intresset för fåglar och fågelskådning stort i Sverige. Våtmarken kan då bidra till att locka folk från omgivningen och även bidra till ett ökat fågelintresse hos folk på orten. För att fåglarna ska trivas och även locka fler individer och arter kan diverse fröproducerande växter planteras eller sås (Pehrsson, 1979). Många starrväxter (*Carex*) såsom Flaskstarr (*Carex rostrata*), Trådstarr (*Carex lasiocarpa*) och Vasstarr (*Carex acuta*) producerar stor mängd näringsrika frön som även på vintern kan ge ett viktigt och populärt näringstillskott åt fåglarna. Dessa frön har en utmärkt flytförmåga och finns därför kvar i vattnet ända fram på våren och blir en viktig föda för främst andfåglar. Andra växter som enligt Pehrsson (1979) är populära hos sjöfåglar är till exempel Sjösav (*Scirpus lacustris*), olika natearter (*Potamogeton*) och Knappsäv (*Eleocharis palustris*). Dessa arter har inte lika lättflytande frön men ger god näring till fåglarna från fröståndare under sommar och höst. Är dessutom inte vattendjupet för stort kan de fröer som sjunkit till botten ätas av olika simandsarter.

Många av de föreslagna starrväxterna gynnas av en varierande naturlig vattenregim (Pehrsson, 1992) med ökande nivåer på hösten, när skotten tillväxer, och en kortvarig vårflood. Denna vattenregim är inte helt lämplig i en våtmark, men till viss del skulle det gå att reglera nivån i den sista dammen utan att reningen påverkas. Med tiden har de mer dominanta växterna en tendens att ta över mer och mer och minska mångfalden i området. För att motverka det krävs ett kontinuerligt underhåll av växtbestånden i den mer publika delen. De två lämpligaste sätten att underhålla växtligheten, förutom ändrad vattenregim, är enligt Pehrsson (1979) skörd och bränning. Bränning har visat sig gynna starrarternas fröproduktion om den genomförs med en intervall på ca tre år. Skördebekämpning av tex kaveldun bör ske vid blomningstid så att skotten hamnar under vattenytan, detsamma borde vara fallet med andra oönskade vegetationstyper.

Frön och skott, främst då kaveldun och vass, men även starrarterna som är vanligt förekommande i våtmarker, borde kunna samlas in från lokaler i närheten året innan plantering och sådd är planerad. Det finns några företag i Sverige med inriktning på våtmarksväxter, bl a VegTech AB och Säby Trädgård utanför Strängnäs, som kan hjälpa till med leverans av mer speciella sorters växter. Veg Tech levererar växter i form av tovor eller pluggar som det kallas med ordentligt uppväxta individer. Det billigaste planteringssättet är frösådd, men det kräver bra planering av tidpunkt, tillvägagångssätt och etablering för att lyckas. Driftsättningen och växtetableringen av våtmarken är väldigt viktig för hur bra reningsverkan kommer att bli i den nya våtmarken. Man kan utnyttja spontan kolonisation men risken då är att man får in oönskade arter som konkurrerar ut de effektivare våtmarksväxterna och påverka funktionen varför det inte är att rekommendera. Frön och skott sås eller planteras i alla fall ut på lämpligt sätt under våren när anläggningen står klar. Det måste vara fuktigt hela groddperioden men inte vattensjukt och sedan när skotten börja visa sig i slutet på sommaren kan vattennivån sakta höjas. När frösådd vid anläggandet av våtmarker använts har frön från kaveldun och liknande blandats med sågspån och sedan spridits på området med jordbruksmaskiner. Undervattensväxter kan spridas med

givarsediment med vilande frön kombinerat med plantering av skott. Andra metoder går säkert att appliceras och bör diskuteras fram med sakkunniga inom området. För att den mängd växter som behövs för rening av vattnet, slänt- och vallstabilitet mm ska hinna växa upp, få rötter och etablera sig, bör alltså vattnet fyllas på gradvis den första säsongen så att optimala växtförhållanden uppnås, varför man inte kan räkna med att använda våtmarken alls det första året.

5. RESULTAT

5.1. VÅTMARKSOMRÅDET

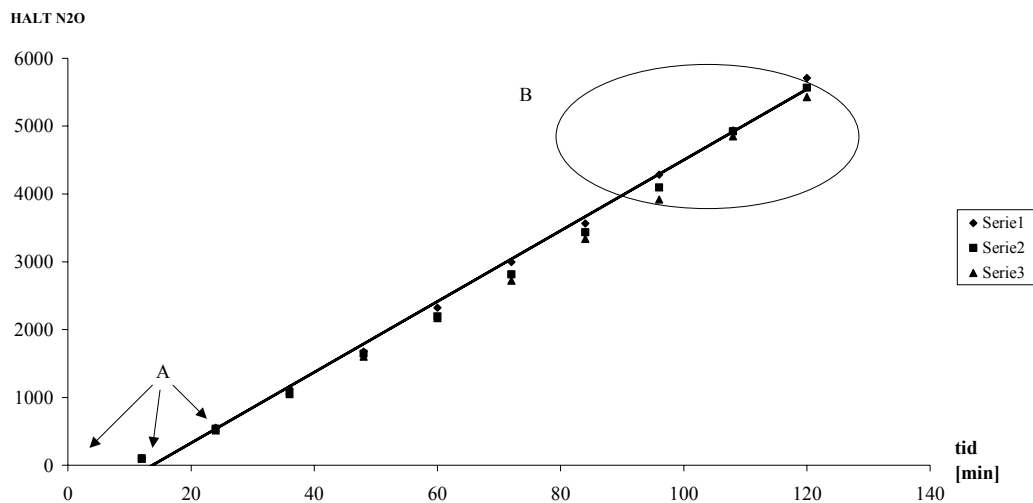
Höjd och ytmätningarna från området lades in på en karta över området (Fig. 6). Det visade sig att området som fanns tillgängligt för våtmarken var nästan 6 hektar stort. Grundvattenytan låg på 76, 121 och 88 centimeters djup på platserna A, B och C respektive. Mätningen skedde i december, det kan göra att ytan ligger lite lägre än under höst och vår.

Jorden i området (Fig. 6) består när de övre sjösedimenten tagits bort, av mer eller mindre gyttjelera. Nackdelen med gyttjelera är att bärigheten blir ganska dålig i vallar och andra strukturer om de bara består av denna jord. Dessutom kan jordar av gyttjelera vid upptorkning bilda stora spricksystem som sedan inte sluter sig igen när jorden återfuktas. Dessa kan ge upphov till kraftiga läckage om de skulle uppkomma i en dammvägg. Ska vallar byggas av detta material så måste de förstärkas med exempelvis en kärna av lera eller kanske tätas med en barriär av plastduk.

5.2. POTENTIELL DENITRIFIKATION

5.2.1. Försök I och II

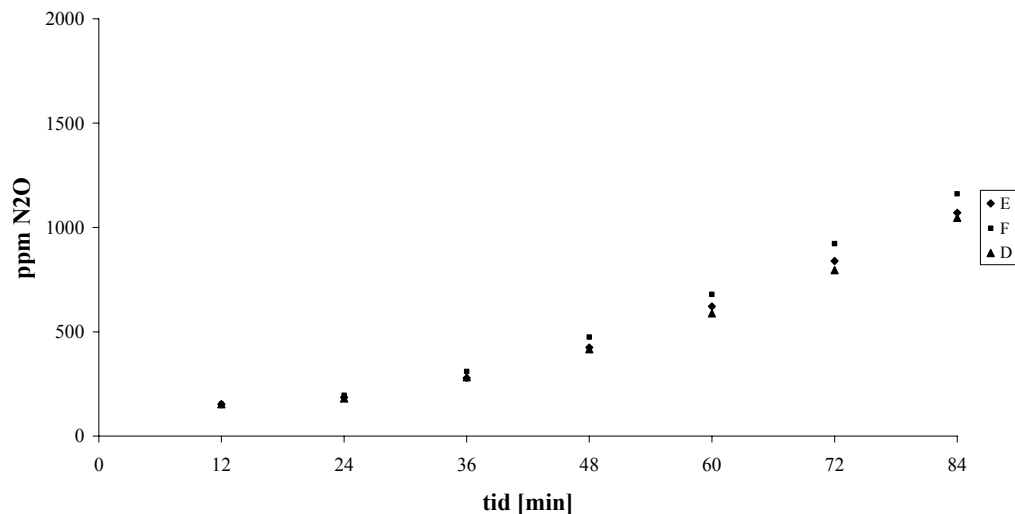
I det inledande försöket för utveckling av testmetoden (Försök I)



Figur 10. Resultat från prov I, plats B med NaAc som kolkälla.

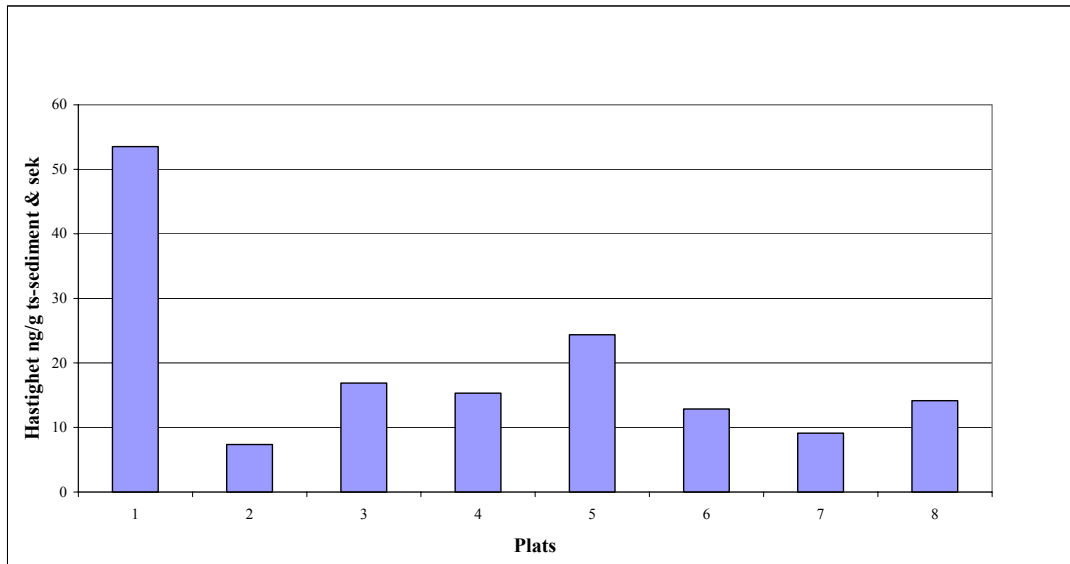
Figur 10 visar denitrifikationsaktiviteten i de tre replikaten från provplats B, med natriumacetat som substrattillsats under inkuberingen. Kurvan visade att produktionen av lustgas i princip var helt linjär för den här provserien, och att det på ett par punkter kunde ändras i analysförfarandet. Vid område A (Fig. 10) syns det en tydlig lag-fas på ett tidssteg, här 12 minuter, innan produktionen kommer igång. Detta antogs kunna bero på att provet togs ur kylen och var kallt vilket påverkar bakteriernas aktivitet och fördröjer kanske deras aktivitet. Det antogs att en jämviktningssfas i början av försöket innan inkubationen startade kunde lösa problemet. Dessutom visade resultatet att inkubationstiden i försöket borde kunna göras kortare med bibehållen noggrannhet. Då det är initialhastigheten på denitrifikationen man är intresserad av så är punkterna i B i kurvan (Fig. 10) inte så viktiga. Provserien verkade kunna kortas ned med i alla fall 36 minuter, vilket skulle göra provtagningen snabbare. Valet av kolkälla påverkade inte denitrifikationshastigheten i proven varför natriumacetat användes i Försök II och III. Inte heller verkade pH-värdet påverkas nämnvärt av något av substraten, något som annars kan kräva reglering för att inte störa processen.

Dessa ändringar användes sedan i Försök II. Denitrifikationsförloppet visar dock att den inledande lagfasen kvarstod. (Fig. 11; Appendix B). Prov från samtliga provplatser, 1 – 8, har den tendens som syns på resultaten från plats 2.



Figur 11. Potentiell denitrifikationsaktivitet från provpunkt 2 med tre replikat (Försök II).

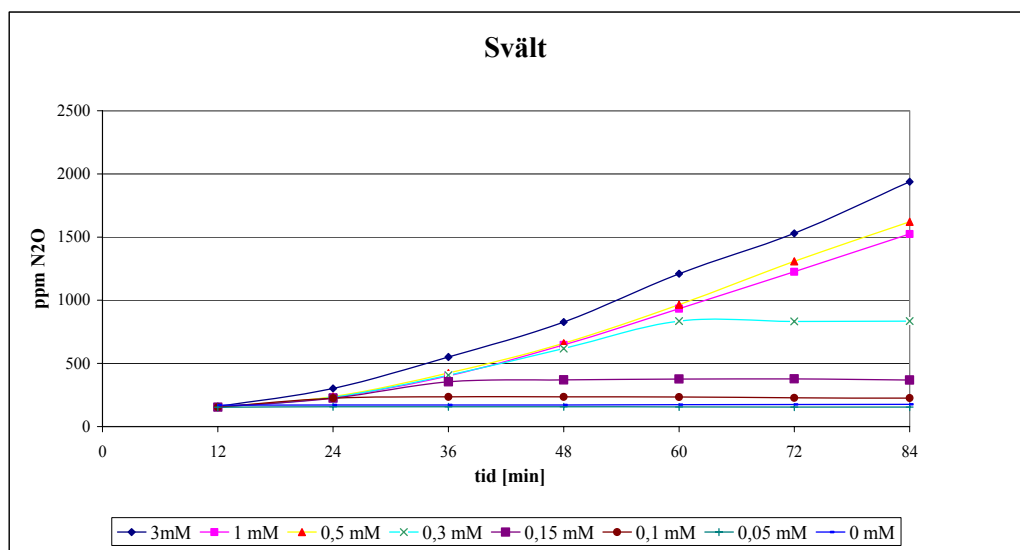
I provserien från Försök II beräknades denitrifikationshastigheten på den linjära delen av kurvan som uppstår efter ett tag. Beräkningarna gjordes på resultatet från 36 till 84 minuter med den linjära ekvationen 7, och initialhalten p_0 sattes till 0. De resulterande denitrifikationshastigheterna (Fig. 12) är medelvärdet av de tre replikatens hastigheter från provplats 1-8, angivet som ($\text{ng-N g}_{\text{ts}}^{-1} \text{s}^{-1}$). Det var ingen större skillnad mellan replikaten i något av proven, vilket visar att provtagningar och analyser fungerade tillfredsställande. Hastigheterna var ungefär lika mellan platserna förutom den från plats 1 som hade betydligt högre värde än proverna från de andra platserna (Fig. 12). Provplats 1 ligger precis vid inloppet av damm 1 i våtmarken (Fig. 6).



Figur 12. Denitrifikationshastigheterna i proven från respektive plats i Ekeby våtmark från Försök II.

5.2.2. Försök III

Denitrifikationshastigheterna från försöket med begränsande nitrathalter korrelerade till koncentrationen i tillsatsen av nitraten (Fig. 13). De tre högsta koncentrationerna (3, 1 och 0,5 mM) räckte för att inte begränsa denitrifikationen under inkuberingen. Nitratkoncentrationen 0,3 mM var inte tillräcklig för bakterierna i provet utan nitraten hade förbrukats efter 60 minuter, vilket ses i figur 13. Även de lägre nitratkoncentrationerna ger samma resultat fast där kade aktiviteten avtagit vid ett tidigare skede, beroende på när nitraten tar slut. Halten 0,05 mM nitrat var inte tillräckligt stor för att ge en detekterbar lustgasproduktion, eller så räcker den inte till för att få någon produktion alls. Det man kan notera är att bakteriernas aktivitet är konstant så länge det finns nitrat att förbruka. Hastigheten verkar inte påverkas alls av en minskande koncentration utan de denitrifierar tills nitraten tar slut.



Figur 13. Resultaten från Försök II, ett svältförsök som visar olika prov där en minskande halt nitrat tillsatts i proven. Den översta kurvan har högst halt nitrat och sedan minskar det.

5.2.3. Våtmarkens denitrifikationspotential

När resultatet från mätningen av den potentiella denitrifikationen i de åtta olika sedimentproverna tagna i Ekeby räknades om till borttag av kväve per volym sediment och sekund, så blev det en medelhastighet på $4,26 \cdot 10^{-6} \text{ kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$. Eftersom resultatet från inloppspunkten i dammen, plats 1, avvek så mycket från de andra togs detta värde bort från medelvärdet, som då blev $3,31 \cdot 10^{-6} \text{ kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$.

5.3. LÄMPLIGA VÄXTER

Vid val av växter så har tre olika funktioner styrts förslagen för växtarter. Först och främst de växter som ska gynna denitrifikationen i våtmarken. Sedan de växtarter som kan tänkas gynna artrikedomen i våtmarken och då främst för att locka till sig frö- och växtätande fåglar. En tredje funktion har varit att hitta några växter som kan vara färgfläckar så att det gröna lättas upp lite.

De växter som valts för att växa på den aktiva ytan av våtmarken är olika emersa vassbildande växter. De föreslagna är bredkaveldun (*Typha Latifolia*), smalkaveldun (*Typha Angustifolia*), bladvass (*Phragmites australis*), rörflen (*Phalaris Arundinacea*) och jättegröe (*Glyceria maxima*). Alla de här vassbildande växterna bildar höga täta bestånd av växtlighet och trivs bra i det svenska klimatet. Det är viktigt att man använder svenska frön med rätt genupsättning och de finns ofta att tillgå på ställen i närheten av våtmarksområdet. För att kunna hålla en stor biomassa av dessa växter får vattenytan helst inte överstiga 0,5 meter längre perioder då det bara är bladvass och rörflen som trivs på större djup (Pircher, pers. komm.). Den hårdigaste av de föreslagna växterna är bladvass vilken har en stor rotmassa, konkurrerar bra mot andra växter och kan växa på vattendjup på upp till 2 meter. Ska vattenytan ligga runt 0,5 meter bör en större del av vassbeståndet bestå av bladvass som då tål den lite tuffare miljön. För övrigt kan man blanda arterna som man vill, de kan växa tillsammans i bestånd. Denna växtlighet ger ganska stora fästytor för epiphyter i vattnet som, främst nattetid, bidrar stort till denitrifikationen i våtmarken. Men viktigast av allt är att de

kan producera stora mängder biomassa som är nödvändig för att upprätthålla en hög denitrifikation i våtmarken. De utvalda växterna är som kolkälla dessutom ganska svårnedbrytbara vilket gör att det kommer att finnas organiskt kol att tillgå i sedimentet långt efter att växtsäsongen är över och även frampå vårkanten då bakterierna får en hög aktivitet långt innan produktionen av biomassa startat igen.

De flesta våtmarker är bra lokaler för vissa fågelarter. De kan erbjuda skydd från rovdjur, innehålla insekter och växter som föda och även erbjuda bra boplatser. Men för att förbättra situationen och även locka dit fler arter bör vissa matnyttiga arter på ett enkelt sätt kunna planteras in. Fröbärande växter, främst i form av olika starrsorter (*Carex*), ger en näringsrik kost som i många fall räcker långt in på vintern. Några fröproducerande arter som är bra att ha med kan vara Flaskstarr (*Carex rostrata*), Trådstarr (*Carex lasiocarpa*) och Vasstarr (*Carex acuta*). Arter som Sjösäv (*Scirpus lacustris*), olika natearter (*Potamogeton*) och Knappsäv (*Eleocharis palustris*) kan även dom erbjuda dels frön men även gröndelar som kan betas av sjöfåglar.

För att lysa upp den mer publika delen i slutet på våtmarken kan man plantera in diverse främst blommande växter. Man bör undvika giftiga arter, och svåretablerade sorter ger mer jobb med underhåll än vad som är önskvärt. Några förslag på vackra växter är Gul svärdslilja (*Iris pseudacorus*), Vattenmynta (*Mentha aquatica*), Svalting (*Alisma plantago-aquatica*) och Bäckveronika (*Veronica beccabunga*).

I en våtmark (Andersson, pers. komm.) så har kostnaden för insamling, metodutveckling och sådd beräknats till mellan 2 och 3 kronor per kvadratmeter. Denna våtmark var dock 20 gånger större än den föreslagna våtmarken i Rimbo så kostnaden blir lite större per kvadratmeter. Å andra sidan så krävs kanske inte samma arbets- och maskininsats för att så de aktuella fem hektaren. Växtetableringen på de två våtmarkerna i Trosa kommun som har liknande uppbyggnad som den föreslagna i Rimbo sköttes av konsultfirman WRS i Uppsala.

5.4. MODELLRESULTAT OCH POTENTIELL RENINGSKAPACITET

5.4.1. Modellerad reningskapacitet

Om man tittar på reningsresultaten från modellsimuleringarna så är det totalt sett inget större problem att uppnå den önskade reningsgraden av kväve i våtmarken. Målet med våtmarken i Rimbo är att den ska ta bort 1,5 ton N/ha och år och även märkbart sänka halten fosfor och BOD. Modellparametrarna som redovisats tidigare (Tab. 4) är inställda med detta borttag som mål. Modellens våtmark tar då bort 1 492,8 kg N/ha och år. Dock sker i princip all denitrifikation från vattenboxarna i modellen, 1 485,6 kg mot 7,3 kg från sedimentet (16,3 resp. 0,08 kg N/ha & 4 dagar) trots att denitrifikationen från sediment, λ_2 var 33 gånger större än denitrifikatione från vatten och växter, λ_1 .

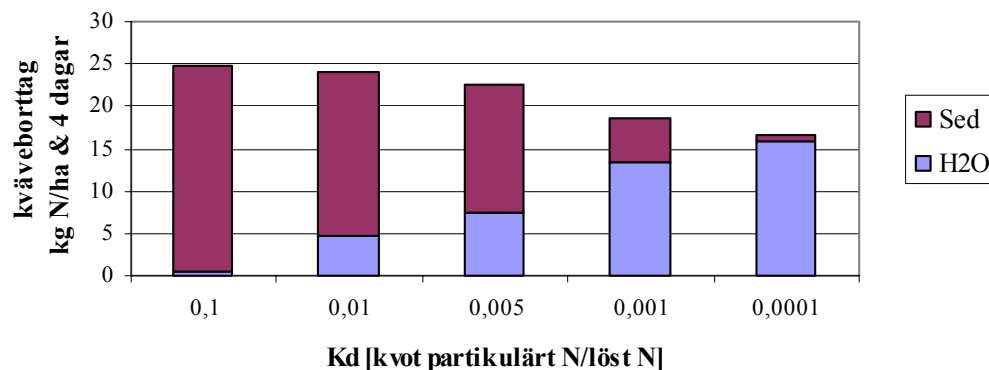
Tabell 4. Grundinställningen på modellparametrarna [s^{-1}].

λ_1	λ_2	D_b	K	H	λ	u	K_b	E	V	D	K_d
$1 \cdot 10^{-7}$	$3,31 \cdot 10^{-6}$	0,1	$1 \cdot 10^{-5}$	0,05	0,1	0,0005	0,05	0,5	0	$1 \cdot 10^{-9}$	0,1

I ett försök att utnyttja sedimentet bättre i modellen har som nämnts dels en pumpeffekt av vattnet ned i sedimentet lagts till, dels har partikulärt nedfall och molekylär diffusion lagts till i utbytesprocesserna. När dessa samband används med ett uträknat värde på fallhastigheten på $3,8 \cdot 10^{-3}$ m/s blir andelen partikulärt kväve mot andel löst kväve (K_d) en väldigt viktig parameter.

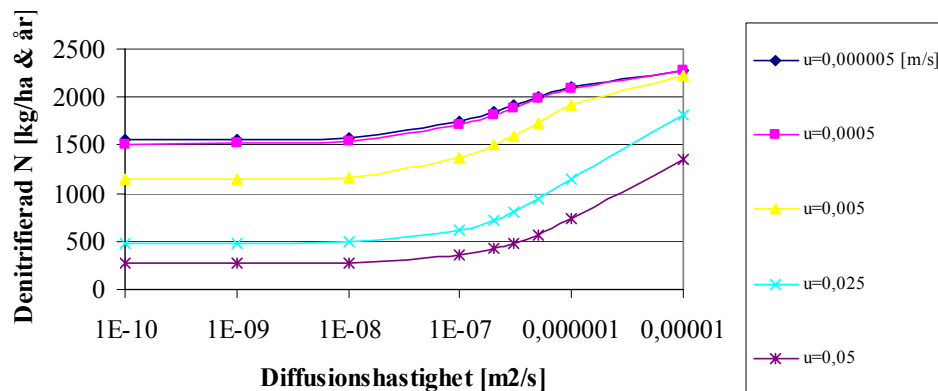
5.4.2. Modellstabilitet

I en undersökning av modellen (Fig. 14) har den beräknade fallhastigheten $3,8 \cdot 10^{-3}$ m/s använts medan modellens känslighet för olika värden på K_d utvärderats med hänseende på totalt borttag och fördelningen av kväveborttag mellan sediment- och vattenboxar. Man ser att med denna fallhastighet verkar ett K_d -värde på mellan 0,005 och 0,001 ge fördelningen mellan sediment och vattenfasen på 50/50 vilket anses rimligt. Dock minskar det totala borttaget en del när K_d ökar men blir aldrig lägre än det modellerade värdena för $V=0$ vilka även dom räcker till för att nå 1500 kg N/ha & år. Om däremot fallhastigheten minskar till en tiondel blir K_d -värdets påverkan mycket mindre. Med ytterligare en tiopotens minskning av fallhastigheten försvinner K_d -värdets påverkan i princip helt (Appendix C, Fig. 1).



Figur 14. Modellresultat över kväveborttaget per hektar under 4 dygn, fördelningen mellan vatten och sediment vid olika parametervärden på K_d -värdet.

Modellens respons på samtliga variabla inparametrar, vilket är alla utom λ_2 , testades genom att variera dom en och en och se hur modellen svarade på ändringen. Det var då endast diffusionshastighet D , fallhastighet V , K_d -värdet, strömningshastighet u och givetvis denitrifikationen från vattenkolumnen λ_1 som visade någon märkbar påverkan på resultatet från modellen. Dessa variabler ändrades parvis för att se om de kunde ha någon mot- eller samverkande effekt på varandra. I ett försök användes varierande vattenhastigheter i modellen vilkas effekt jämförts vid olika värden på diffusionshastigheter (Fig. 15).



Figur 15. Denitrifikationens betydelse av olika diffusionshastigheter (D) med varierande strömningshastighet (u).

I Appendix C finns fler grafer redovisade som visar samband mellan olika parametrar, hur fördelningen mellan denitrifikation från vatten och sediment varierar och i vilka intervall som en parameter gör någon skillnad.

5.5. UTFORMNING AV BOTTENMORFOMETRI

Tanken med att applicera utbytesmodellen på den planerade våtmarken hade två syften. Om modellen visat sig kunna förutsäga reningen hos våtmarker hade man kunnat få ett direkt resultat på de olika designförslagets kapacitet att ta bort kväve. Nu blev resultatet inte tillräckligt bra för att kunna dra några slutsatser angående det. Dock kan kanske vissa komparativa tester mellan designförslagen göras med hjälp av modellen. Detta har inte hunnits med på grund av förseningar med den hydrauliska modellen. Det andra syftet, att se om reningen i våtmarken kunde förbättras med hjälp av en förändrad bottenstruktur, har dock kunnat belysas med modellens hjälp.

Ekvationer som styr det advektiva pumpputbytet, ekvation 2 och 3 samt höjden och våglängden på bottenformen sattes in i de två utbyteskoefficienterna med sedimentet. De parametrar som styrs av ekvationerna är advektionshastigheten (w) och uppehållstid (T) ned i sedimentet. När sedan modellen och λ_1 ställdes in för att ta bort 1500 kg N/ha så blev $w = 0,9 - 1,7 \cdot 10^{-12}$ m/s och $T = 1,9 - 3,66 \cdot 10^{11}$ s. I de här modellansatserna så har en hyporheisk zon på 0,1 m prövats. Då ser man att det tar enormt lång tid innan vattnet har hunnit ned genom den zonen. Dessutom är uppehållstiden väldigt lång, så dessa parametrars bidrag till utbytet med det egentliga sedimentet kan anses som försumbart. Ett av problemen är den låga hastigheten på vattnet vilket gör Froudes tal (Fr) väldigt litet och dessutom är den mättade hydrauliska konduktiviteten (K) låg i lerhaltiga sediment. Tillsammans ger detta en väldigt låg w och därigenom även T i modellen.

Om man varierar höjd och våglängd på bottenformen, eller egentligen på tryckpotentialen vid botten, ändras resultatet från modellen i princip inte alls med den aktuella hastigheten som vattnet har. Men om man skulle höja hastigheten så

minskar denitrifikationen istället, oavsett olika bottenformer (Fig. 17). Detta visar även det att parametrarna för advektionshastighet och uppehållstid påverkar utbytet med sedimentet försumbart.

Resultaten av modelleringarna med en ojämn bottenstruktur visar att den inte har någon effekt på denitrifikationen i den föreslagna våtmarken. Detta är säkerligen fallet även i verkligheten då den låga hastigheten och konduktiviteten sammantaget gör att utbytet ned i sedimentet blir oväsentligt.

6. DISKUSSION

Området

Denitrifikationen det första året begränsas av det tillgängliga organiska kole, speciellt om dammen anläggs med något material som inte innehåller något organiskt kol. En tanke är då att tillföra sådant inledningsvis i form av t ex kompostmaterial, skördad vass eller bark. I ett laboratorieförsök av Maia *m fl.* (2002) studerades effekten på denitrifikationen när ett extra lager med hackad vass (*Typha latifolia*) lades på botten. Det visade sig att behandlingen ökade denitrifikationen med 33 % och en liknande effekt borde gå att få i en våtmark inledningsvis.

Potentiell denitrifikation i sediment

Målet med Försök I var att jämföra kolkällorna, se om mätmetoderna var rätt kalibrerade och om inkubationsmiljön påverkar resultaten. Olika kolkällor verkade inte påverka bakteriernas aktivitet, kanske beroende på att bakterierna inte är anpassade till någon av dessa former av kol och måste ställa om sig till båda sorterna.

I Försök II och III skedde först en exponentiell ökning av kväveborttaget, som sedan övergick till att vara linjär efter cirka 30 minuter. I en våtmark kan man nå upp till en jämviktsnivå i bakteriepopulationen efter ett tag men det borde inte kunna ske i dessa prov. Orsaken till att tillväxten avstannade kan vara att processen producerar inhiberande ämnen som man inte vet om. Det finns heller ingen kunskap om sedimentets typ, innehåll och tidigare historia. Provplatserna var lokaliserade i dels öppet vatten (udda nummer) och dels inne i vasskanten (jämma nummer) för att eventuellt kunna se skillnad på bakteriefloran. Nu sågs ingen tydlig skillnad mellan de olika provplatserna och därmed så har antagligen beväxningen inte påverkat bakteriefloras sammansättning. Proven kan då vara tagna på en punkt i våtmarken som innehåller ämnen som stör tillväxtprocessen. Orsakerna till begränsningen kanske skulle kunna utrönas med analyser av de använda proven. Det kan också vara så att näringsämnen i rätt form för tillväxt tar slut efter ett tag och endast kan användas till en fortsatt aktivitet för de redan existerande bakterierna.

I Försök II avvek resultatet från provplats 1 från de övriga (Fig. 14). Det kan bero på att platsen ligger så nära inloppet där allt nitrathaltigt vatten rinner förbi. Plats 1 har antagligen även en högre halt partikulärt kol som följer med inflödet och sedan sedimenterar. En högre ytspecifik belastning och kolhalt ger en högre denitrifikation (Tonderski *m fl.*, 2002), detta ökar mängden bakterier i sedimentprovet. I en av inkuberingarna från plats 1 finns en utliggare (Appendix B). Antagligen har något hänt vid provtagning från vialen eftersom alla andra prov stämmer väl in i serierna.

Men detta resultat kommer inte med i beräkningen när tillväxten är linjär eftersom bara resultaten från minut 36 och 84 används.

Proven borde däremot ha tagits i en våtmark med liknande växtbetingelser som den planerade våtmarken, till exempel i Trosa där vass täcker en stor del av ytan. Om målet är att få en bra uppskattning på den egentliga denitrifikationskapaciteten till modellen, bör provet göras annorlunda. Man kan använda vatten från våtmarken med aktuell halt av nitrat, kol mm. Problemet då blir att kunna ha en tillräcklig mängd nitrat i fältliknande halt under hela inkubationen och samtidigt hålla provet syrefritt. Inkubationen utfördes i 25° C för att ge bakterierna en bra miljö. I mellansverige är det en medeltemperatur på ungefär 7° C, vilket borde kunna ge en mer realistisk bild av aktiviteten.

Sammantaget visar provtagningarna från Ekeby att det finns en stor denitrifikationspotential i våtmarkssediment att utnyttja. Man vet inte uppbyggnadshistorien för sedimentet och bakteriefloran vid varje provplats och den miljö de är utvecklade för att fungera i. Detta påverkar antagligen bakteriefloran och dess prestanda mycket, men generellt borde inte bakteriernas potential begränsa funktionen på våtmarken i Rimbo. Resultaten från mätningarna är antagligen för stora eftersom försöket gjordes i en miljö med oändlig tillgång på nitrat och kolkälla. Dock är det möjligt att de hamnar inom en rimlig nivå och är representativt i modelleringsammanhang.

Modellresultat

Modelluppbyggnaden är bra och enkel, vilket gör att det är lätt att gå in och ändra i parametrar. Det är även enkelt att ändra i massbalansekvationerna om någon process behöver läggas till eller ändras. Den stora svårigheten har varit att få en rimlig fördelning av denitrifikationen mellan sedimentet och vatten- och växtkolumnen. Modellen räknar med att över 99 % av det reducerade kvävet kommer från biofilmen på växtstammar och detta är enligt nuvarande kunskap en realistisk fördelning av kväveborttaget. Upp till hälften av det bortdenitrifierade kvävet anses komma från de epifytiska samhällena medan resten då härrör från sedimentet (Toet *m fl.*, 2003. Eriksson, 1999). Modellens upptäckning och dess parametrar verkar i så fall övervärdera vattnets och växternas roll i reduktionen. Problemet ligger främst i valet av utbytesprocesser. Många av de ingående parametrarna har fått rimliga men uppskattade värden. Om dessa varierar, även i stora intervall, visar de flesta ingen större påverkan på fördelningen av denitrifikationen mellan vatten och sediment. Uppehållstiden och advektionshastigheten i sedimentet som modellen beräknat säger att sedimentet inte har någon möjlighet att spela någon större roll i kvävereduktionen. Det är möjligt att så är fallet i en våtmark, andra processer kanske konkurrerar ut denitrifikationen från de underliggande sedimenten.

Varierar man vissa parametrar kan sedimentets roll i modellen öka. Partikulärt kväve till exempel som, om det förekommer i tillräckligt stor mängd, kan ha stor inverkan på den lokala transporten av kväve. Om fallhastigheten på det ökar med en tiopotens, från 0,000038 till 0,00038 så ändras denitrifikationsfördelningen vatten/sediment från 80/20 till 20/80 (Appendix C, Fig. 2). Liknande effekt har diffusionshastigheten på denitrifikationsfördelningen mellan vatten/sediment (Appendix C, Fig. 3). Den stora omfördelningen visar att partikulärt kväve kan spela stor roll i modellen. Frågan är däremot om det kan finnas någon märkbar halt av partikulärt kväve i avloppsvattnet

från Rimbo. Om det partikulära materialet delvis består av organiskt material ger det i så fall en lägre densitet än $2,6 \text{ kg/dm}^3$. Den fallhastighet som beräknades kan vara för stor och därmed ge ett för stort bidrag till kvävecykeln. Vid ett fortsatt arbete med modellen bör det partikulära kvävet egenskaper och påverkan studeras noggrannare. Även vattenhastigheten är viktig för modellens beräkning av denitrifikationen, lägre hastighet på vattnet motsvarar längre uppehållstid i våtmarken och det ger ett ökat borttag. Den aktuella hastigheten i våtmarken har beräknats till ca $0,0005 \text{ m/s}$ vilket är ganska lågt. Däremot har inte diffusionshastigheten något större kopplat samband med vattnets hastighet (Fig. 15). Man ser dock en viss synergetisk effekt då D går upp emot 10^{-6} , men antagligen är det så att hastigheten spelar mindre och mindre roll då diffusionen går snabbare och därmed förbrukar allt nitart ändå. Dock är en så snabb diffusionshastighet inte rimlig i naturen. De viktigaste parametrarna för denna modell har visat sig vara vattenhastigheten, diffusionshastigheten, fallhastigheten och denitrifikationen från växt- och vattenkolumnen. Deras roll och storlek är viktigt att reda ut i ett fortsatt arbete med modellen. Det är inte säkert att något ska tas bort, utan troligare är att fler processer bör ingå. Då kommer å andra sidan modellen att bli svårare att anpassa till lokala förhållanden, ett problem med många modeller.

En process som inte har tagits med i modellansatsen är nitratammonifikation. I många studier av våtmarker är det problem att få ihop kvävebalansen och denna process kan vara en del av problemet. Cooke (1994) visade att upp till en tredjedel av inkommande NO_3^- -N omvandlades till NH_4^+ via nitratammonifiering och i en studie av ett vattendrag i USA (Storey *m fl.*, 2002) kunde man se att nitratammonifiering antagligen konkurrerade ut denitrifikationen helt i kampen om nitraten. Vad som påverkar förekomsten av nitratammonifiering har inte tagits upp i denna rapport. Men i ett exempel enligt Tiedje (1988) är denna process gynnad av en hög kol/elektronacceptor kvot (C:N-kvot). Men i den fortsatta utveckling av modellen bör dess påverkan utredas och därefter kunna tas med eller uteslutas ur modellarbetet. Andra processer som kanske ska implementeras eller utvecklas i modellen är bioturbation och diffusionsprocesserna. Dessutom kanske det översta slamskiktet ska betraktas som en egen fas, skild från både vatten och sediment.

En svårighet ligger i den hyporheiska zonen, hur stor är den del som utnyttjas i en våtmark. Och hur stor blir den hydrauliska konduktiviteten i ett våtmarkssediment. Sedimentet består oftast av både en övre del som är väldigt lös, och en mer kompakt del som innehåller mindre vatten och biologiskt material. Frågan är då om båda delarna räknas in i den hyporheiska zonen och hur skillnaden i konduktivitet påverkar utbytet och djupet på den hyporheiska zonen.

Bottenform

Resultatet från modelleringarna med en varierande bottenstruktur visar inte på någon egentlig effekt av att anlägga en vågformad bottenstruktur. Viss förändring på decimalnivå går att se men det är i princip ingen skillnad så länge bottenformen varierar inom rimliga gränser. Enligt Marion *m fl.* (2002) så dominerar advektivt pumpbyte den lokala diffusionen utom i det tunna ytskiktet som istället påverkas av turbulens.

Enligt Svensson (pers. komm.) är den aktiva delen av sedimentet de översta $0,5 - 1 \text{ cm}$ av slamskiktet, sedan har nitraten tagit slut. Maia (2002) anser att maximalt 2 cm av sedimentet används för denitrifikation. Det är i denna aktiva zon som den mesta

aktiviteten anses pågå och det skulle i så fall bero på tillgång av både nitrat, kol i lättillgänglig form och en stor bakteriebiomassa. När vattnet förs ned i slammet är nitrathalten tillräckligt hög för att få denitrifikation samtidigt som syrehalten redan i de översta millimetrarna är tillräckligt låg. Frågan är om det finns någon anledning att transportera ned vattnet djupare i sedimentet och därigenom förlänga uppehållstiden i våtmarken. Transporten nedåt går visserligen snabbare och då hinner kanske inte slamskiktet med att ta bort allt nitrat, vilket skulle göra att en större del av sedimenten ändå kan användas. Men det är inte säkert att syrehalten hinner sjunka tillräckligt snabbt för att utnyttja den ökade nitrattransporten. Man skulle kunna tänka sig att en ojämn bottenform förbättrar tillflödet även till den översta biten av sedimentet. Det är något som modellen inte riktigt kan räkna på i det här utförandet men som skulle vara intressant att lägga in i utbytesprocessen. Ytterligare undersökning av slamskiktets fysiska och kemiska egenskaper skulle kunna ge bättre verktyg för att simulera bottenens påverkan på denitrifikationen. I andra våtmarksvarianter kan pumpbyte kanske användas för att bidra mer till kväveborttaget t ex med olika vattenhastigheter i olika sektioner för både nitrifikation och denitrifikation. En annan mer specialiserad uppbyggnad av hela sedimentet och främst dess hydrauliska egenskaper skulle kanske även ge en ökad nytta av pumpbytet och kanske främst då i mindre våtmarker där det krävs hög ytspecifik avskiljning.

Växter för vattenrening

De problem som kan uppstå med växter är främst vid etableringen av den nyanlagda våtmarken. Det är väldigt viktigt att växtligheten styr vattenregimen den första säsongen så att skotten får växa till ordentligt innan vattnet släpps på för fullt. Om etableringen inte blir bra direkt är risken stor att reningen och hydrauliken störs lång tid framåt, och att våtmarken kanske måste tömmas igen för att få önskad växtlighet. Det är viktigt att växterna har en genbank som passar det lokala klimatet så att de klarar framförallt vintrarna. Därför är det en ytterst viktig uppgift att planera insamling av frön, sådd och uppväxt så att inget går snett, ett arbete som bör samordnas med någon sakkunnig i ämnet. Det finns inte så många firmor som har skött etablering av en så pass stor våtmark, men de som har det borde besitta ovärderlig kunskap om både maskiner, sådd och uppdrivning. Det är viktigt att våtmarken sköts med uppmärksamhet på växterna trivsel. Då kan problem med växtbestånden upptäckas innan det påverkar reningen i alltför stor grad.

Växter för fågelfaunan

Våtmarkens funktion och popularitet som fågelokal och utflyktsmål för både fågelskådare och naturintresserad lokalbefolkning är väldokumenterad från ställen med etablerade våtmarker. Våtmarken som biotop erbjuder mat, skydd och boplatser åt många olika djur. Därför kan en våtmark med rätt uppbyggnad bli ett viktigt och populärt mål för många våtmarksälskande fåglar och djur. För att locka till sig en bred artflora bör våtmarken kunna erbjuda mat och skydd under en stor del av året. Under sommarhalvåret finns förutom knoppar och växter även en stor mängd insekter i våtmarken som fåglar kan frossa på. De växter som framställs som viktiga för fåglarna är främst fröproducerande starrväxter och i Sverige finns mer än 100 arter starr (Naturhistoriska Riksmuséet internet, 050321) och de flesta växer i sankmarker. Dessa växter kan sås in, planteras som pluggplantor eller eventuellt kolonisera sig på naturlig väg. Ska våtmarken locka ett varierat utbud eller vissa bestämda fågelarter bör en viss planering av växtetableringen ske.

Fågellivet kommer att dra till sig rovdjur i form av både däggdjur och rovfåglar. Vattenspeglar drar ofta till sig till exempel rådjur och andra däggdjur som är på jakt efter vatten och kanske även bra bete. Även de hårt trängda groddjuren borde kunna trivas i det grunda vattnet som finns i våtmarken. Detta kan även göra våtmarken till en utmärkt undervisningslokal för skolelever. Förutom studier av växter och djur kan även projekt inom flera naturvetenskapliga ämnen genomföras i den relativt väldokumenterade våtmarken.

Växter för estetiskt värde

Plantering av växter med enbart estetiskt värde kan vara svårt att motivera ekonomiskt. Men en våtmark erbjuder en bra livsmiljö för många både vackra och sällsynta växter. De kan på ett ganska enkelt sätt märkas ut och därmed bidra till allmänbildningen av de människor som passerar förbi. Här finns inga direkta begränsningar i artvalet så länge det inte gäller giftiga växter. Önskas ett snabbt resultat och en kontrollerad etablering bör uppdrivna plantor från plantskolor vara det allra bästa alternativet. Kostnaden borde bli ganska låg i sammanhanget och den estetiska vinsten avsevärd.

Den våtmark som planerats i detta examensarbete har haft som ett delmål att vara ett attraktivt alternativ för en promenad eller utflykt. Kommunen skulle kunna välja att göra en våtmark som inte är tillgänglig för allmänheten. Genom det kan man säkert spara lite pengar i initialskedet. Men i längden har man nog tillbaka investeringen, visst underhåll och översyn av växtligheten och dammar måste ändå ske. Dessutom är det ett bra sätt att visa upp en del av Veolias arbete vilket är företaget som driver reningsverket, och även Norrtälje kommuns verksamhet samt visa hur en miljövänlig vattenrening ser ut och vad som släpps ut till recipienten.

Våtmarkens reningskapacitet

Vid en sänkning från 16,7 till 14 mg N/l, krävs en reduktion på 392 kg N/ha och år och skulle anslutningen öka till de dimensionerade 9500 pe så behöver våtmarken ta bort 520 kg N/ha och år och detta är möjligt med de flesta typer av våtmarker. Vid en jämförelse med andra våtmarker får Rimbo en ganska hög ytbelastning, och en hög belastning leder till en större kvävereduktion. Den våtmark som har fungerat sämst i Sverige den senaste tiden, Oxelösund, reducerar ändå kvävet med 700 kg N/ha och år (Tab. 1). Andra ligger på gott och väl över ett ton i kvävereduktion per ha på årsbasis. De högsta kvävehalterna från reningsverket kommer under januari och februari när ingen biologisk rening sker i biobädden i Rimbo. Då släpper verket ut vatten med en kvävehalt på 23 mg N/l. Då krävs en reduktion av kvävet på drygt 7500 kg vilket även det hamnar precis inom målet för våtmarkens kapacitet på 1500 kg N/ha i reduktion. Även med en situation av maximal belastning på reningsverket och ogynnsamma förhållanden så ska våtmarken klara av att minska kvävehalten till 15 mg/l.

Enligt Kadlec (1995) så har ett samband (Ekv. 22) utvecklats och använts i USA för designande av kväverenande våtmarker. Den betraktar våtmarken som en serie helt omblandade reaktorer och den ska även ta hänsyn till de hydrauliska aspekterna vid dimensioneringen. De empiriskt utvärderade sambanden k_{v20} , N och θ togs fram från försök med olika våtmarker i USA.

$$\frac{C_{ut}}{C_{in}} = \left(1 + \frac{k_v \tau_n}{N} \right)^{-N} \quad [22]$$

Temperaturkorrigering med Arrhenius samband:

$$k_v = k_{v20} \theta^{(T-20)} \quad [23]$$

- C_{ut} = Kvävekonzentration ut ur våtmark
- C_{in} = Kvävekonzentration in till våtmark
- k_{v20} = empiriskt temperatursamband, 0,25 [d⁻¹]
- τ_n = nominell uppehållstid [d]
- N = parameter för hydrauliken, 4,5 ±0,4
- θ = empiriskt samband, 1,088

Om detta samband används på Rimbo våtmark som har en teoretisk uppehållstid på ungefär 13 dagar samt räknar med en medeltemperatur på 7° C (Ekv. 23) tagen från Malmslätt 1991-2003 så blir ekvationen på årsbasis $C_{ut} = C_{in} * 0,378$. Med den uppskattningen av våtmarkens prestanda betyder det alltså ett borttag på över 60 % på årsbasis. Detta samband verkar, med tanke på våtmarkernas kapacitet, överskatta kvävereduktionen för svenska förhållanden. Men det är ändå en indikation på vad man anser att en våtmark kan klara av att reducera om förhållanden är de rätta.

I Rimbo kan våtmarken, tack vare reningsverkets uppbyggnad, designas för denitrifikation över hela ytan. En nackdel med reningsverkets uppbyggnad är den biodamm med fem dagars uppehållstid där vattnets temperatur anpassar sig till den rådande i omgivningen. På vintern när kylan gör att denitrifikationen fungerar sämre skulle man annars kunna använda spillvärmens i avloppsvattnet till att förbättra aktiviteten i delar av våtmarken. Som det är nu kan vattentemperaturen ligga på 4 grader och kanske även lägre en viss del av året. Ett alternativ vore att, i vanliga fall, ha en sorts direktflöde genom biodammen för att vid behov kunna brädda över in i resten av bassängen. Under vintern då den mesta nederbörden i Rimbo kommer i form av snö, kanske inte behovet av en vattenbuffert inne i verket är lika stort som under resten av året. Dammen har dock i sig en kväverenande funktion (Jacobsson, 2004), men även den borde vara begränsad under vintern. Alla våtmarker har ett tydligt temperatursamband i sin reningskapacitet (Andersson, 2002) med en tydlig minskning under vintermånaderna. Då är det ännu viktigare att kunna ha en bra miljö för denitrifikationen med bra tillgång på kol (Bachand *m fl.*, 2000) framförallt på våren innan produktionen av biomassa kommit igång igen. Trosa våtmark som är en nyanlagd våtmark har en design vars denitrifierande del ser ut som den föreslagna till Rimbo våtmark. Årsrapporten från det första driftåret visar att våtmarken i Trosa hade en kvävereduktion på 0,9 ton N/ha och år. Nästan allt kväve var då i form av ammonium vilket är svårare, och tar längre tid att omvandlas till kvävgas. Halten totalkväve sänktes från 22 till 14 mg N/l i våtmarken, som enligt rapporten ännu inte ansågs vara helt uppväxt. Reningen i Trosa varierar över året med en reduktion på bara 5 % under det första kvartalet, delvis beroende på temperaturen, medan de andra tre kvartalen ligger mellan 40 och 57 % i kvävereduktion.

7. SLUTSATS

En utformning av våtmarken som är mest lämpad och intressant för anläggning i anslutning till reningsverket i Rimbo ser ut som följer. Den största delen av området är den denitrifierande delen. Den är ca 5 hektar stor och har ett vattendjup på mellan 0,3-0,5 meter och är kraftigt beväxt av vass. Dessa består av flera arter med hög biomassaproduktion som är väl anpassade till de rådande växtförhållandena. Med tanke på de krävande växtförhållanden och vattendjup som ändå råder bör en större del av vassen bestå av arten bladvass (*Phragmites australis*). För att sprida flödet över hela våtmarksytan används dels 1,5-2 meter djupa diken på ett par ställen för att jämna ut trycket och sprida vattnet. Dels avskärmningar av samma typ som i biodammen i verket och de placeras så att vattnet får en längre färdväg genom andra halvan av våtmarken. En ojämn bottenstruktur i våtmarken skulle inte öka denitrifikationen i tillräcklig utsträckning för att motivera det extra arbete den skulle innebära, utan botten blir en plan yta.

Den avslutande delen på ca 1 ha är utformad som en damm med ett djup på 1,5 meter och har till uppgift att fungera som blickfång samt lokal för både fåglar och djur. Utsläppet av det renade vattnet sker efter dammen och ut i Vallbyån i det sydöstra hörnet av området. Dammen och kanterna av våtmarken kringgärdas av gångstråk och där finns även växtlighet som både är vacker och nyttig för fåglar och människor. På vallkrönen bör växtligheten vara av sådant slag att det inte kräver så stort underhåll och är lätt att skörda med en slätterbalk, gräsklippare eller liknande. Växter till de torra delarna tas inte upp i det här arbetet, där bör anläggare och brukare kunna komma överens om ett praktiskt alternativ.

Med de inhämtade kunskaperna om utformning av våtmarken och dess prestanda tillsammans med den aktuella belastningen av reningsverket talar allt för att gränsvärdet på 15 mg N/l ut i recipient nås med lätthet. Våtmarken i Rimbo får en hög ytspecifik kvävebelastning och behöver avskilja 16 % eller 392 kg N/ha och år av det inkommande kvävet. I sammanställningen av Sveriges större våtmarker finns ingen våtmark som inte klarar det, trots att en del av dom tar emot kväve i form av ammonium. Målet med våtmarken är satt till en reduktion på 1500 kg N/ha och år, vilket är högt men realistiskt med rätt växtlighet och hydraulik. Med dagens belastning kommer då kvävehalten i utloppsvattnet att vara 6,36 mg N/l. Dessa värden är beräknade på årsbasis, under vintern kommer reningskapaciteten att gå ned. I framtiden kanske anslutningen kommer att nå de dimensionerade 9500 pe. Om då belastningen skulle öka linjärt, ska en väl bevuxen, skött och beskickad våtmark i Rimbo ändå klara av att sänka kvävehalten till gränsvärdet. Massbalansmodellen och teorin om advektivt pumpbyte visar att en ojämn bottenstruktur inte skulle kunna bidra i mätbar nivå till kvävereningen. Sedimentets roll i en våtmark med lågt flöde skulle behöva undersökas ytterligare innan tanken med ojämn bottenstruktur förkastas helt eftersom sedimentet har en stor outnyttjad denitrifikationspotential. Användandet av den aktuella massbalansmodellen för att förutsäga kvävereningen i en våtmark kräver mer arbetet innan den kan anses ge tillförlitliga och intressanta resultat. Men modellering av kväveprocesserna i våtmarken bör vara ett tacksamt ämne att studera djupare och helst även kopplas ihop med en hydraulisk modell för att få en heltäckande bild av våtmarken. De utbytesprocesser som sker i vattnet, utom själva denitrifikationen, är ganska välkända. Däremot är transportererna i gränsskiktet mellan sediment och vattenfas i en våtmark källa för ett antal osäkerheter och bör utredas

noggrant i fortsatta modellansatser. Kvantifiering och fördelning av denitrifikationen har ur modelleringsperspektiv inte kunnat redas ut på ett tillfredsställande sätt. Växtlighetens och hydraulikens stora betydelse för våtmarkens reningskapacitet och behovet av vidare forskning i ämnet måste ändå anses förtydligat med denna studie.

REFERENSER

- Andersson, J. & Kallner, S., (2002). De fyra stora –en jämförelse av reningsresultat i svenska våtmarker för avloppsvattenrening. *VA-Forskrappport nr 6*. svensk vatten. Stockholm.
- Andersson, J., Wittgren, H.B. & Ridderstolpe, P. (2000). Våtmark Oxelösund – resultat och erfarenheter från sex års drift. *Vatten vol 56(4)*, 235-245.
- Bachand, P.A.M. & Horne, A.J. (1998). Denitrification in free-water surface wetlands: II-Effects of vegetation and temperature. *Ecologica Engineering vol 14(2000)*, 17-32.
- Baker, L.A. (1998). Design considerations and applications for wetland treatment of high-nitrate waters. *Water Science and Technology vol 38(1)*, 389-395.
- Berner, R.A. (1980). *Early diagenesis- A theoretical approach*, Princeton University Press. New Jersey.
- Cardenas, M.B., Wilson, J.L. & Zlotnik, V.A. (2004). Impact of heterogeneity, bed forms, and stream curvature on subchannel hyporheic exchange. *Water Resour. Res.*, vol 40, W08307, doi:10.1029/2004WR003008.
- Casey, R.E., Taylor, M.D. & Klaine, S.J. (2003). Localisation of denitrification activity in macropores of a riparian wetland. *Soil Biology & Biochemistry vol 36(2004)*, 563-569.
- Christensen, P.B. & Sørensen, J. (1986). Temporal variation of denitrification activity in plantcovered, littoral sediment from Lake Hampen, Denmark. *Applied Environmental Microbiology vol 51(6)*, 1174-1179.
- Cooke, J.G. (1994). Nutrient transformations in natural wetland receiving sewage effluent and the implications for waste treatment. *Water Sci. Technol. vol 29*, 209-217.
- Eriksson, P.G. & Weisner, S.E.B. (1997). Nitrogen removal in a wastewater reservoir: the importance of denitrification by epiphytic biofilms on submersed vegetation. *Journal of Environmental Quality vol 26*, 905-910.
- Eriksson, P.G. & Weisner, S.E.B. (1999). An experimental study on effects of submersed macrophytes on nitrification and denitrification in ammonium-rich aquatic systems. *Limnology and Oceanography vol 44 (8)*, 1993-1999.
- Eriksson, P.G. (2001). Interaction effects of flow velocity and oxygen metabolism on nitrification and denitrification in biofilms on submerged macrophytes. *Biogeochemistry vol 55*, 29-44.
- Feuerbach, P. (1998). *Praktisk handbok för våtmarksbyggare – anläggning och skötsel*. Hushållningssällskapet Halland.

- Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C.Y., Imberger, J. & Brooks, N.H. (1979). *Mixing in inland coastal waters*, Academic Press INC. California.
- Fleming-Singer, M.S. & Horne, A.J. (2002). Enhanced nitrate removal efficiency in wetland microcosms using an episediment layer for denitrification. *Environ. Sci. Technol.* vol 36, 1231-1237.
- Golterman, H.L. (2000). Denitrification and a numerical approach for shallow waters. *Hydrobiologia* vol 431, 93-104.
- Hallin, S. (1998). Dynamics of denitrifying populations in activated sludge processes with nitrogen removal. *Doctoral thesis*. SLU, Uppsala.
- Huettel, M., Ziebis, W. & Forster, S. (1996). Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. *Limnology and oceanography* vol 41(2), 309-322.
- Ingesson, U. (1996). Denitrifikationsprocessen, en litteraturstudie. *Teknisk rapport*, SLU, institutionen för markvetenskap, avd för vattenvårdslära.
- Jacobsson, J., (2004). Report No 1 – External loads and efficiency analyses at Rimbo WWTP. *Intern rapport*.
- Jonsson, K., Johansson, H. & Wörman, A. (2003). Hyporheic exchange of reactive and conservative solutes in streams – tracer methodology and model interpretation. *Journal of Hydrology* vol 278, 153-171.
- Jordartskartan, 11I JO Uppsala. (1999). *SGU serie Ae nr 125*. Sveriges Geologiska Undersökning, Uppsala.
- Kadlec, R.H. & Knight, R.L. (1995). *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers. New York.
- Körner, S. (1999). Nitrifying and denitrifying bacteria in epiphytic communities of submerged macrophytes in a treated sewage channel. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* vol 27, 27-31.
- Löfroth, M. (1991 b). Våtmarker och deras betydelse. *Rapport 3824*, Statens Naturvårdsverk.
- Marion, A., Bellinello, M., Guymer, I. & Packman, A. (2002). Effect of bed form geometry on the penetration of nonreactive solutes into a bedstream. *Water resources research* vol 38(1), 1209, WR000264.
- Pehrsson, O. (1979). Skötsel av våtmarker för fröproduktion. Statens naturvårdsverks. *PM 1244*.
- Pehrsson, O. (1992). Skötsel av våtmarker som fågelbiotoper. Statens naturvårdsverk. *Rapport 4014*.
- Pell, M., Stenberg, B., Stenström, J. & Torstensson, L. (1996). Potential denitrification activity in soil – with or without chloramphenicol?. *Soil Biology And Geochemistry* vol 28(3), 393-398.

Storey, R.G., Williams, D.D. & Fulthorpe, R.R. (2004). Nitrogen processing in the hyporheic zone of a pastoral stream, *Biogeochemistry* vol 69, 285-313.

Tiedje, J.M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilative nitrate reduction to ammonium. *Biology of Anaerobic Microorganisms*. Zender, A.J.B. (ed). John Wiley & Sons, 179-244.

Toet, S., Huibers L.H.F.A., Van Logtestijn, R.S.P. & Verhoeven, J.T.A. (2003). Denitrification in the periphyton associated with plant shoots and in the sediment of a wetland system supplied with sewage treatment plant effluent. *Hydrobiologia* vol 501, 29-44.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. & Oscarsson, H. (2002). *Våtmarksboken*, Vastra rapport 3. AB c o Ekblad & Co, Västervik.

Vanoni, V.A., (1977). *Sedimentation Engineering*. American society of Cicial Engineers. New York.

Veg Tech AB. Vegetationsteknik – systemlösningar och produkter. *Katalog. 2004*. s 103.

Weisner, S.E.B., Eriksson, P.G., Granéli, W. & Leonardson, L. (1994). Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* vol 23(6), 363-366.

Wörman, A., Packman, A.I., Johansson, H. & Jonsson, K. (2002). Effects of flow-induced exchange in hyporheic zones on longitudinal transport of solutes in streams and rivers. *Water resources research* vol 38(10), 1209 WR000769.

Internet:

Nationellt resurscentrum för biologi och bioteknik. 2005. Ett myller av liv. <http://www.bioresurs.uu.se/myller/sjo/kaveldun.htm>, 050302

Naturhistoriska Riksmuséet. Den virtuella floran. <http://linnaeus.nrm.se/flora/mono/cypera/welcome.html>. 050321

Naturvårdsverket, bokhandeln. Våtmarker i Norden och Ramsarkonventionen. <http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln/pdf/620-8104-7.pdf>. 050324.

Riksdagen. 2005. motion Jo723. <http://www.riksdagen.se/debatt/9798/motioner/jo/Jo723.asp>. 050316.

Statistiska Centralbyrån. 2005. Befolkningsstatistik, <http://www.scb.se/statistik/MI/MI0810/2003M00/mi0810dia1.xls>, 050302

Wikipedia. 2005. artiklar. <http://sv.wikipedia.org/wiki/V%E5tmark>. 050316.

Personlig kommunikation:

Andersson, Jonas, Agronom och konsult. WRS, Water Revival System. Uppsala

Eriksson, Per G., Miljöövervakare. Länsstyrelsen Örebro

Pircher, Gabriele, Landskapsarkitekt. Veg Tech AB. Vislanda

Svensson, Jonas, Projektledare. Våtmarkscentrum. Högskolan i Halmstad

Wörman, Anders, Professor. Institutionen för Biometri och Teknik, SLU, Uppsala

APPENDIX

APPENDIX A

Växter för vattenrening enligt VegTech

FUKTZON

Juncus conglomeratus, knapptåg

Juncus effusus, veketåg

Myosotis scorpioides, äkta förgätmigej

SUMPZON 0-20 cm

Carex acuta, vass-starr

Glyceria maxima, jättegröe

Iris pseudacorus, gul svärdsilja

Mentha aquatica, vattenmynta

Phalaris arundinacea, rörflen

Phragmites australis, bladvass

Schoenoplectus lacustris, säv

Sparganium erectum, stor igelknopp

Typha latifolia, bredkaveldun

Veronica beccabunga, bäckveronika

GRUNT/DJUPT VATTEN 20-40 cm

Alisma plantago-aquatica, svalting

Ceratophyllum demersum, hornsärv

Phragmites australis, bladvass

Schoenoplectus lacustris, säv

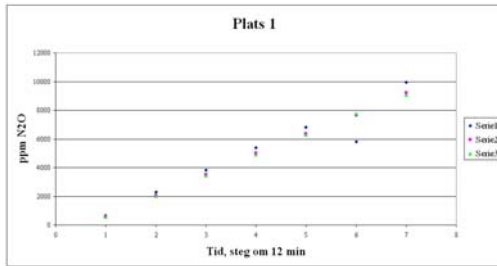
Sparganium erectum, stor igelknopp

Typha angustifolia, smalkaveldun

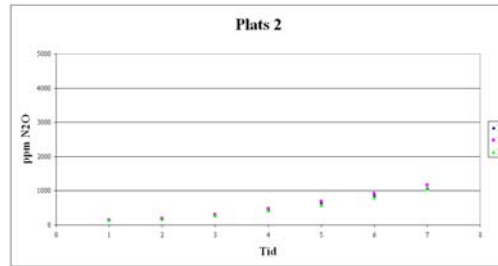
Typha latifolia, bredkaveldun

APPENDIX B

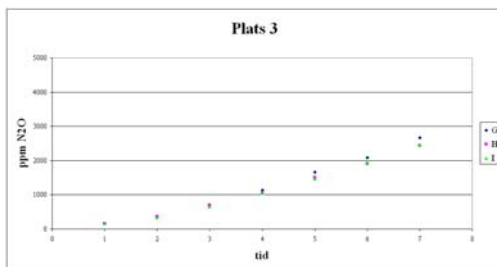
Resultaten från försök II plottat mot tiden. Alla provplatser har tre replikat. Observera att diagram 1 har en annan skala på Y-axeln på grund av mycket högre värden.



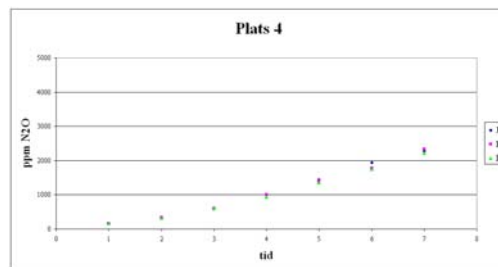
Figur 1. Denitrifierat kväve från plats 1



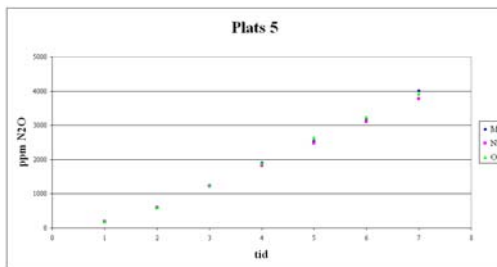
Figur 2. Denitrifierat kväve från plats 2



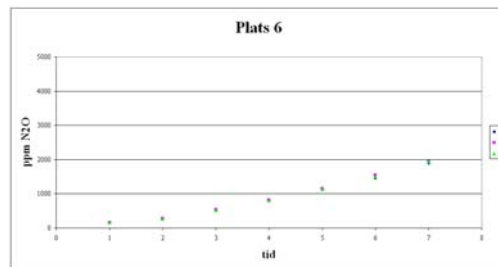
Figur 3. Denitrifierat kväve från plats 3



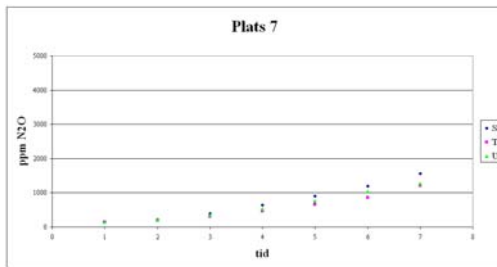
Figur 4. Denitrifierat kväve från plats 4



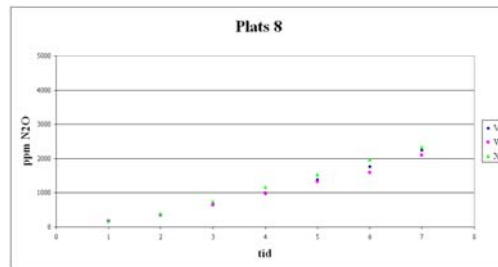
Figur 5. Denitrifierat kväve från plats 5



Figur 6. Denitrifierat kväve från plats 6

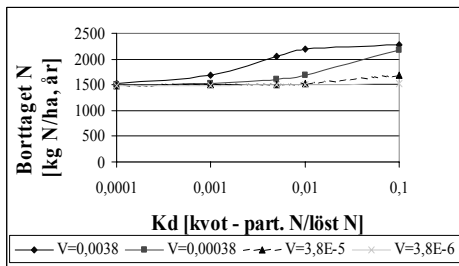


Figur 7. Denitrifierat kväve från plats 7

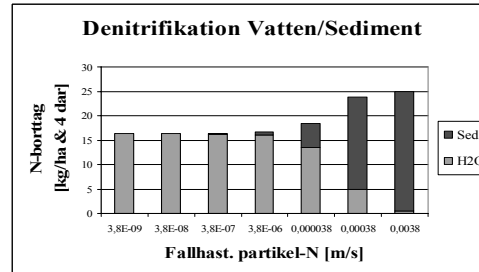


Figur 8. Denitrifierat kväve från plats 8

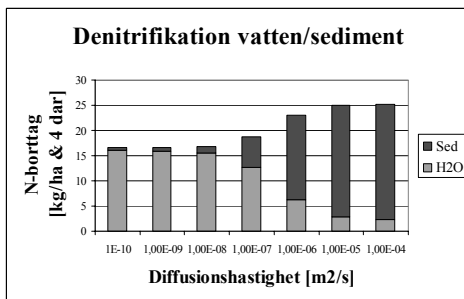
APPENDIX C



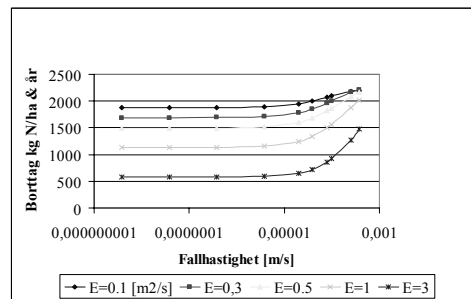
Figur 1. K_d -värdets och fallhastighetens effekt på denitrifikationen.



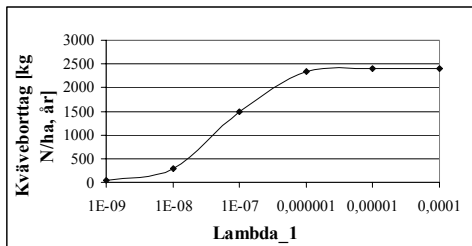
Figur 2. Fördelning mellan vatten/sediment, K_d -värde 0,1 vid olika V fallhastigheter



Figur 3. fördelning mellan vatten/sediment vid olika D, diffusionshastigheter



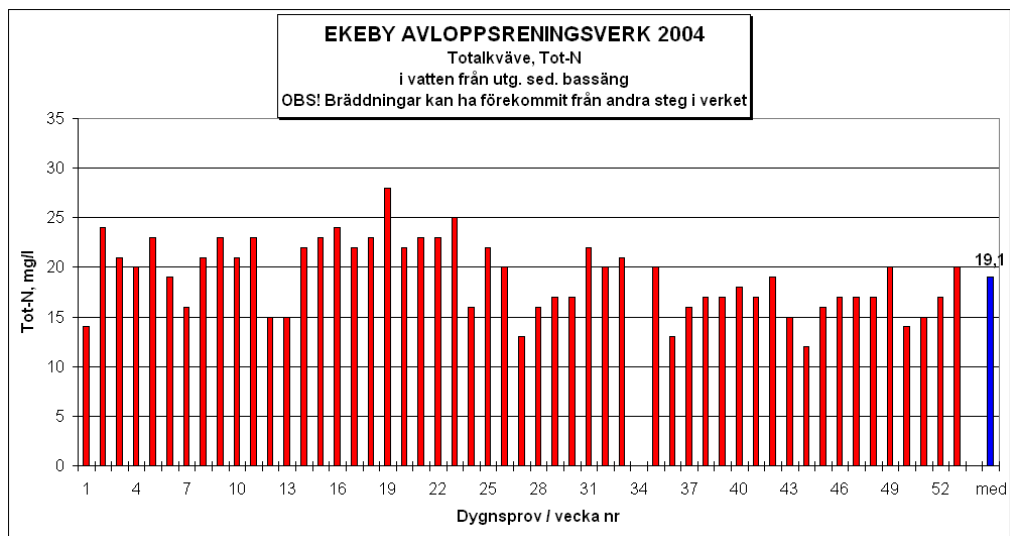
Figur 4. Fallhastighetens (V) denitrif.påverkan vid olika diffusionshastigheter (E)



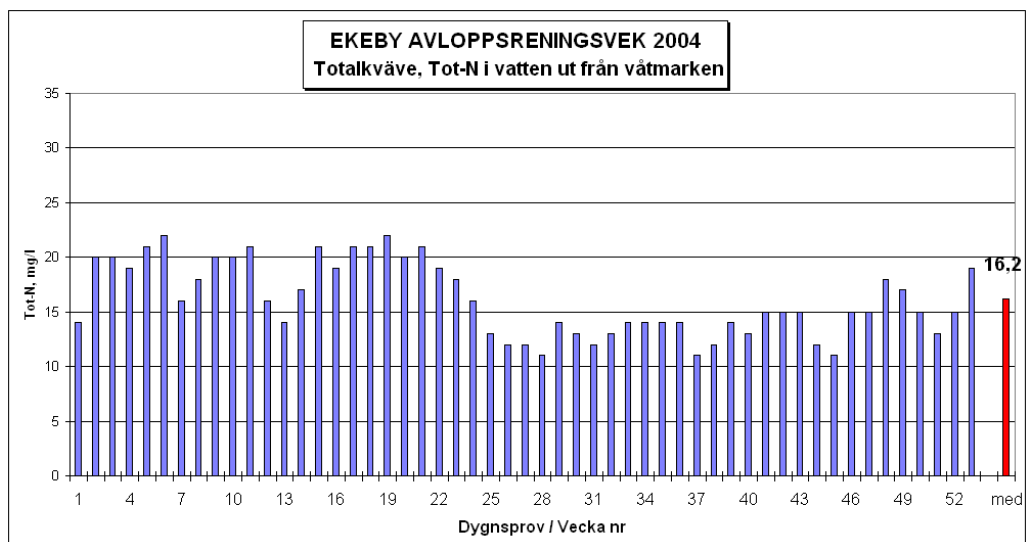
Figur 5. λ_1 -värdets påverkan på totala denitrifikationen

APPENDIX D

Resultat från Ekeby våtmark i Eskilstuna från 2004, månadsmedelvärden beräknade från dygnsprov.



Figur 1. Inloppsvärden till Ekeby våtmark, veckomedel från 2004



Figur 2. Utloppsvärden från Ekeby våtmark, veckomedel från 2004