



Linnéuniversitetet

Institutionen för biologi och miljövetenskap

Skälby Dämme, en dagvatten-våtmark i Kalmar; kemi och biologi under de första åren



Jan Herrmann

December 2011

ISSN 1402-6198

Rapport 2011:9

Sammanfattning

Skälby Dämme är ett damm-system, i rapporten oftast kallad våtmark, med fyra delar (totalt ca 1 ha) som var färdigställt i maj 2000, och har sedan dess mottagit dagvatten från ett 127 ha stort tillrinningsområde. Detta består av bostadsområden inklusive takavrinning, parkeringsområden samt gator och vägar, samt en del skogspartier. Området ligger i östra delarna av Kalmar, mycket nära kusten mot Kalmarsund, alldeles norr om bron mot Öland.

Våtmarkens bottenfauna följdes under 2000-2002, dess växtsamhällen under 2001–2004 och dess vattenkemi från maj 2002 till november 2004. Under första hälften av sistnämnda period togs vattenprover varje månad, sedan varannan. Dessa analyserades m a p halter av totalkväve och totalfosfor, nitrat+nitrit, ammonium, fosfat, samt totalt suspenderade ämnen (TSS) under knappt två år, därefter bara totalhalterna. Under första hälften av provperioden analyserades tungmetaller vid åtta tillfällen, och olja vid tre tillfällen.

För information av använda metoder, beräkningar och annan info med avseende på vattenföring, vatten- och sedimentkemi, växter och bottenfauna hänvisas till respektive inlednings- och metodavsnitt. Nedan följer de viktigare resultaten i punktform, vilka alltså skall ses som de väsentligaste dragen i resultaten från den undersökta perioden. För detaljer och tolkning, se respektive resultat- och diskussionsavsnitt.

Invävt i diskussionsdelen finns även en del kommentarer, huruvida det funna kan konkluderas som generella mönster, eller kanske tvärtemot sådana. Däremot har sådana synpunkter i bara mindre grad försetts med en traditionell vetenskaplig uppbackning med hjälp av andras ordentligt publicerade forskningsresultat. Detta blir istället anledning till i nästa rapport, efter det nu pågående uppföljningsåret september 2011 – augusti 2012.

Sist diskuteras helt kort möjligheten att kombinera god vattenrening och biologisk mångfald.

IN = provtagningspunkt vid inloppet, UT = provtagningspunkt vid utloppet.

NV = Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999).

Punkterna nedan, ssk de biologiska, är i vissa fall lite mer av förslag baserade på en kombination av observationer och fakta och konklusioner i den vetenskapliga litteraturen.

VATTEN

- **Nederbörds mängderna** för åren 2002 – 2004 var 512, 522 respektive 575 mm per år.
- Den genomsnittliga **tillrinningen** var 281.000 m³ per år.
- Den teoretiska **uppehållstiden** av vattnet i hela våtmarken (damm-systemet) beräknades till 15,7 dagar (medelvärde för tre år).

KEMI (NV = Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, se bilaga 3)

- **Tot-N** varierade 0,82 – 3,5 mg/l IN och 0,59 – 2,7 mg/l UT, utloppet alltid lägre, halterna bedömda som höga - mycket höga (flertalet) (NV).
- **Nitrat-** + nitritkväve varierade 0,02 – 2,4 mg/l IN och 0,01 – 1,9 mg/l UT, utloppet oftast lägre. Ingen bedömningsgrund från NV.
- **Ammoniumkväve** varierade 0,02 – 1,6 mg/l IN och 0,01 – 0,34 mg/l UT, utloppet oftast lägre. Ingen bedömningsgrund från NV.
- **Tot-P** varierade 0,056 – 0,45 mg/l IN och 0,032 – 0,36 mg/l UT, utloppet nästan alltid lägre, halterna bedömda som mycket höga - extremt höga (flertalet) (NV).
- **Fosfatfosfor** varierade 0,027 – 0,28 mg/l IN och 0,007 – 0,10 mg/l UT, utloppet nästan alltid lägre. Ingen bedömningsgrund från NV.

forts.

- **Näringsbelastning** på Skälby Dämme var 670 kg N / ha och år respektive 52.3 kg P / ha och år. (medelvärden för tre år).
- **Reduktionen (absolut)** var 337 kg tot-N / ha (dammyta) och år respektive 22.3 kg tot-P / ha och år, en **någorlunda god effekt** av dammarna (medelvärden för tre år).
- **Reduktionen (absolut)** av tot-N ökade över de tre åren, liksom även nitrat och ammonium
- **Reduktionen (absolut)** av tot-P ökade något, liksom även fosfat.
- Detta motsvarar en **procentuell reduktion** av tot-N på 26-45 % (ökande) respektive 39-30 % (minskande) för tot-P.
- **Totalt sett**, med enstaka undantag, bör denna reduktion av näringsämnen anses som **relativt god**. Dess bidrag till renare miljö i recipienten, Kalmarsund, är givetvis dock försumbar. Men många bäckar små....
- **TSS** (i huvudsak finpartikulärt organiskt material) varierade 4 – 36 mg/l IN och 2,3 – 32 mg/l UT, utloppet nästan alltid lägre. Ingen bedömningsgrund från NV, men tämligen god reduktion; ca 50 %. Goda effekter av TSS-förekomsten är bindning av fosfor och metaller i bottensediment (ej visade här), och tänkbar kolkälla för kvävereduktionen.
- **pH** (fåtal mätningar) varierade 7,3 – 8,2 dvs mycket goda förhållanden (NV).
- **Metall-koncentrationer**: kadmium och krom låg nästan alltid under eller lika med respektive detektionsgräns, medan koppar, bly och zink låg något över. De allra flesta halter av de fyra första metallerna bedöms som låga, medan för zink hälften var låga, resten måttligt höga (NV). Inga reduktionsberäkningar. Halterna är relativt låga jämfört med andra dagvattensystem, men fler mätningar och jämförelser bör göras.
- **Olja** (fåtal mätningar) bedömdes samtliga ligga under riktvärde för ”oljeindex” (Sth Läns Lt).
- **Sediment-metallerna** (ett mättillfälle) Cd, Cr, Cu, Pb och Zn bedömdes som mycket låga, låga eller måttligt höga halter (NV), men belastningen är måttlig, och proverna togs efter drygt ett halvår. Fler prover bör tas och fler jämförelser göras.

VÄXTER

- **Vegetationen** är viktig som miljöskapare för all biologisk mångfald, och gynnas sannolikt av en måttlig vattenståndsvariation och en flack strandprofil, bägge borde utvecklas något.
- **Strandzonen** gick från ganska gles år 1 till mer tät och hög år 3 och 4, och blev något bredare.
- **Antal växtarter** i hela systemet ökade, till totalt knappt 40 (ackumulerat, men varje år ca 35), vilket är någorlunda högt, men flera arter blev alltmer sällsynta, alltså på allt färre ställen, medan de vanliga blev vanligare, alltså en ”trivialisering”.
- **Dominerande växtarter** var havssäv, talrik redan från början; pga det är en f.d. havsvik.
- **Gräs+halvgräs** ökade något (= antal zoner med förekomst), främst vass och kaveldun.
- **Växter som ökade** var i övrigt älgört, fackelblomster, kärrsilja, besksöta, spikblad och vattenmynta.
- **Växter som minskade** var brunskära, svalting, kärrdunört, vitmåra, revsmörblomma, mannagräs och veketåg.
- **Vassens (ffa) dominans** och expansion hindrar andra växter, den ger inte så god ytförstoring under vattenytan, och dess blad är relativt svårnedbrutna, därmed missgynnas denitrifikation (kvävereduktion).
- **Igenväxning** hindrar delvis att våtmarkens volymen ”används”; växtbiomassan bör ibland skördas.
- **Reduktionen av näringsämnen pga fotosyntes** är initialt god pga växternas behov av ffa fosfor, även kväve, men minskar efterhand pga att ytan är ”fylld”. Dessutom bryts biomassan ner, vilket ger rundgång av näringen.

- **Undervattensväxter** minskade tydligt, vilket inte är bra, ty de gynnar denitrifikationen (kvävereduktion), men undervattensväxter kräver att vattnet inte grumlas, vilket observationer tyvärr verkar tyda på.

DJUR

- **Bottenfauna** koloniserade med ca 50 arter (eller högra taxa) under de första månaderna, en någorlunda hög siffra.
- **Vanligaste djur** under denna fas var skalbaggar, buksimmare och fjädermygglarver, samt i mindre grad dagsländan *Cloeon dipterum*, alla dessa typiska kolonisatörer för nya småvatten.
- **Ett halvår efter start** hade även gråsuggan *Asellus aquaticus* och snäckan *Physa fontinalis* ökat.
- **Efter två år** verkar artantalet ha minskat, mest beroende på att många skalbaggar försvann.
- **Fortsatt fåtaliga** förblev nattsländelarver, vattendaggmaskar och trollsländelarver, utom flicksländelarven *Ischnura elegans*, som ökade tydligt under slutet.
- Inga uppgifter om övriga djurgrupper ges här från denna period. Dock, även från denna kommer i kommande rapport för studierna 2011-2012 kommer att rapporteras lite om fisk och fåglar.

Förord

Under 1990-talet ökade på många håll intresset för att i dammar/våtmarker ta hand om dagvatten och därmed minska mängden avloppsvatten till reningsverken. Möjligheter uppkom att därvid även avskilja föroreningar som näringsämnen, metaller och oljeprodukter, samt utjämna flöden i ledningsnäten. Insikterna ökade att dels vattenytor är bristvara i bebyggda områden och nyskapande av våtmarker därmed är gynnsamt för växt- och djurlivet, dels att våtmarker/dammar är estetiskt tilltalande i det urbana landskapet och uppskattade i rekreatiomsområden.

När så genom främst Lokala Investeringsprogrammet (LIP) resurser blev tillgängliga för bl.a. anläggande av våtmarker med dessa syften, projekterades våtmarker/dammar i ganska många av landets kommuner, i synnerhet i de södra kusttrakterna. I Kalmar kommun var man tidigt ute, och vid stadens bostadsområden mot Kalmarsund finns nu ett antal dagvattendammar / våtmarker, varav främst två varit föremål för uppföljningsstudier och rapportering; Krafslösa Dämme mellan Björkenäs och Värnsnäs (Boström & Thorén 2000, Paulsson 2003) och Skälby Dämme alldeles norr om Ölandsleden (föreliggande rapport). Den mest kända våtmarken i kommunen är annars Kalmar Dämme, skapad 1996, vars syfte är lite speciellt; primärt kväverening av flygplatsens avrinningsvatten (Thorén 2003, 2005) men där också kolonisationen av växter och djur studerats (Herrmann m fl 2000, Herrmann & Thorén 2003, Ruhi m fl 2012).

Utan bra uppföljning och utvärdering av de kemiska och biologiska effekterna vet vi inte om resultaten blir de tänkta vad avser vattenrening och biologisk mångfald (se mer i inledningen).

Det var därför utmärkt bra att kommunen redan från starten av Skälby Dämme satsade medel att följa upp dess resultat, avseende såväl kemi som biologi. Att man nu avsätter resurser att knappt tio år senare följa upp denna dagvattendamms/våtmarks nuvarande status skall ses som en god förebild. Mot den bakgrunden är det mycket stimulerande att nu genomföra en uppföljning september 2011 – augusti 2012. Föreliggande rapport innehåller dock enbart perioden 2000-2004. Rapportens innehåll publicerades i mer koncentrerad form i tidskriften *Limnologica* (Herrmann 2012), varifrån några bilder här återges.

Skälby Dämme togs i bruk i juni 2000. Omedelbart påbörjades studier av bottenfaunan, under 2001 påbörjades datainsamling av vattenflöde, kemi och växtlighet. Maria Thuresson skötte oftast vattenprovtagning, skrev ursprungliga versioner av inledning och metod- och resultatavsnitt om vattenflöde och kemi. Åsa Bodenmalm utförde vegetations-analyserna 2001 och 2002 samt provtog och bestämde en del av bottenfaunan. Sara Paulsson utförde vegetations-analyserna 2003 och 2004. Najah Mistafa provtog och sorterade bottenfaunan 2001-2002. Isabell Petersson sorterade och bestämde merparten av bottenfaunan, samt skrev metod och resultat om denna. Ann-Karin Thorén, Börje Ekstam och Roland Engkvist gav expertråd om våtmarker, beräkningar och statistik. Till er alla ett stort tack!

Jan Herrmann omarbetade de nämnda avsnitten och skrev nya, samt utförde viss provtagning och bestämning av bottenfauna. Håkan Andersson, Kenneth Svensson, Edgar Fernandez och Stefan Ahlman på Kalmar Vatten och renhållning AB lämnade hydrologiska uppgifter och beräkningar. HS Miljölab i Kalmar och ALcontrol utförde de kemiska analyserna.

Uppdragsgivare och huvudsaklig finansiär har varit Kalmar Vatten och Renhållning AB, genom Håkan Andersson, och uppdragstagare Högskolan i Kalmar, med Jan Herrmann som projektledare. För främst studierna av bottenfauna tillfördes resurser även från projektledarens forskningsmedel från Högskolans naturvetenskapliga fakultet.

Kalmar i december 2011,

samt viss revision i april 2013, främst av hydrologi- och reduktionsberäkningar

Jan Herrmann

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. INLEDNING

- 1.1. Bakgrund
- 1.2. Hypoteser för studien

2. MATERIAL OCH METODER

- 2.1. Lokalbeskrivning
- 2.2. Flödesmätningar och beräkningar
- 2.3. Vattenkemi
- 2.4. Beräkning av avskiljning av näringsämnen och TSS
- 2.5. Sedimentkemi
- 2.6. Växter
- 2.7. Bottenfauna (evertebrater)
- 2.8. Statistik

3. RESULTAT

- 3.1. Nederbörd och flöde
- 3.2. Vattenkemi
 - 3.2.1. Näringsämnen
 - 3.2.1.1. Koncentrationsuppgifter
 - 3.2.1.2. Belastning och avlastning (reduktion)
 - 3.2.2. pH
 - 3.2.3. Metaller
 - 3.2.4. Kolväten
- 3.3. Sedimentkemi
 - 3.3.1. Metaller
 - 3.3.2. Glödrest
- 3.4. Växter
- 3.5. Bottenfauna (evertebrater)

4. DISKUSSION

- 4.1. Vattenkemi
- 4.2. Sedimentkemi
- 4.3. Växter
- 4.4. Bottenfauna (evertebrater)
- 4.5. Våtmarker för både rening av vattnet och biologisk mångfald?

REFERENSER

BILAGOR

1. Växter i Skälby Dämme 2001 – 2004
2. Bottenfauna (evertebrater) i Skälby dämme 2000 – 2002
3. Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag + Riktvärden från Stockholm
4. Kemiska analysmetoder

Figurer och tabeller

Figurer

Figur 1. Skälby Dämmes läge, foto-karta från Eniro	s. 4
Figur 2. Skälby Dämme; provtagningsplatser m.m.	s. 4
Figur 3. Tillrinningsområdet för Skälby Dämme	s. 5
Figur 4. Provtagningsstillfällena för all kemi och biologi	s. 6
Figur 5. Nederbörd och tillrinning, månadsvis	s. 10
Figur 6. Koncentration av totalkväve, månadsvis	s. 14
Figur 7. Koncentration av nitrat- och nitritkväve, månadsvis	s. 14
Figur 8. Koncentration av ammoniumkväve, månadsvis	s. 15
Figur 9. Koncentration av totalfosfor, månadsvis	s. 15
Figur 10. Koncentration av fosfatfosfor, månadsvis	s. 16
Figur 11. Koncentration av Totalt suspenderat material (TSS), mån-vis	s. 16
Figur 12. Årlig flödesvägd absolut reduktion av kväve	s. 18
Figur 13. Årlig flödesvägd absolut reduktion av fosfor	s. 18
Figur 14. Månatlig reduktion av totalkväve, absolut och i procent	s. 19
Figur 15. Månatlig reduktion av totalfosfor, absolut och i procent	s. 19
Figur 16. Antal växtarter i hur många vegetationszoner	s. 23
Figur 17. Abundans (antal) av bottenfauna (evertebrater)	s. 24

Tabeller

Tabell 1. Vattenkemidata vid Skälby Dämme 2001-2004 (primärdata)	s. 11 - 12
Tabell 2. Översikt av alla vattenkemiska data	s. 13
Tabell 3. Årlig total belastning och total reduktion	s. 17
Tabell 4. Koncentration i sediment av metaller	s. 21
Tabell 5. Bedömning av utvecklingen av växtsamhällena	s. 22

1. INLEDNING

1.1. Bakgrund

Anläggandet av hus, vägar och andra hårdgjorda ytor gör att uppehållstiden för vattnet minskas då vattnet, som innan haft sin väg genom en ”mjukare” omgivning och via fler och mer vindlande vattendrag, istället leds bort genom rörsystem direkt till recipienten (hav, sjöar och vattendrag). Denna förändring och förkortning av ”den naturliga vattencykeln” medför att normala förbättringar av vattnets kvalitet såsom kvävereducerande processer i mark och vatten, sedimentation i klarningsbäcken och biologiskt upptag av t ex kväve, fosfor och kanske metaller, inte sker alls eller endast i ringa grad (Scholes m fl 1998). Detta avrinnande dagvatten, det vill säga regn- och smältvatten, för med sig partiklar och lösta ämnen som kan påverka recipienten negativt. Exempel på dessa ämnen är näringsämnen, suspenderat material, kolväteföreningar och tungmetaller, främst kadmium, krom, koppar, bly och zink.

Syftet med att anlägga våtmarker/dammar är oftast att förbättra vattnets kemiska egenskaper, såsom att i vatten från jordbruksmarker minska främst kväve och till viss del även fosfor (Tonderski m fl 2002), och/eller att i vatten från dagvattensystem dessutom fastlägga tillförda metaller och andra föroreningar (Endreny 2004), samt för vattenavrinning från trafikytor för att minska översvämning och erosion. Många anläggningar för behandling av dagvatten har under senare år byggts i och utanför Sverige (Hvitved-Jacobsen m fl 1994, Scholes m fl 1998, Larm 2000). I vissa fall har visats goda resultat med avseende på avskiljning av näringsämnen, suspenderat material och metaller (Tonderski m fl 2002).

Vid anläggande av våtmarker/dammar erhålls ökade biologiska och rekreativvärden, och ibland byggs/ändras våtmarker med även, eller t.o.m. primärt, detta syfte. En mängd arter av växter och djur gynnas av vatten, speciellt i långt drivna jordbrukslandskap, där under senaste seklet förekomsten av dammar, våtmarker och öppna vattendrag har kraftigt reducerats; det mesta har dikats ut eller rörlagts under marken (Hoffman m fl 1999), för Kalmarlänets kusttrakter anger Länsstyrelsen kanske 80-90%. Detsamma har framförts gälla även angående dagvatten i det urbana landskapet, där förr fanns en mängd småvatten, se referenser i Herrmann (2012). Inte bara den akvatiska biologin, alltså växter och djur i våtmarken/dammen, gynnas, utan även biologisk mångfald i kringliggande marker påverkas positivt av ett återskapande av vattenförekomster (Houlahan m fl 2006, Thiere 2009).

”Konventionen om Biologisk mångfald”, ett världsomspännande resultat av miljökonferensen i Rio 1992, innebär att försöka motverka av människan orsakade förluster av arter och ekosystem. Landets olika naturvårdande myndigheter, t ex länsstyrelser och kommuner, försöker uppfylla detta ansvar bl a genom att verka för att det byggs våtmarker, dammar och kantzoner längs vattendragen. Syftet är dock oftast en bättre vattenkvalitet, vilken oftast är grunden för olika erhållna bidrag.

Att gynna biologisk mångfald (biodiversitet) har varit i fokus inom lokal naturvård ett par decennier, och eftersom förekomsten av ”småvatten” (dammar, våtmarker, bäckar etc) har tydligt minskat sedan flera sekler, är det av stort intresse att följa kolonisation av växter och djur också i dagvattendammar, även om mångfalden inte är det primära syftet med deras etablering.

Skillnaden mellan begreppen ”damm” och ”våtmark” är tämligen oklar, ofta används de nästan synonymt. Ofta betecknar damm en grävd eller uppdämd vattensamling, medan våtmark är bredare för många typer av grunda vattenförekomster, men ofta med ganska mycket vattenvegetation. I denna rapport används för det mesta ”våtmark”, om inte en angiven referens uttryckligen och specifikt använt ”damm”. Begreppet ”dämme” kan nog ses som synonymt med ”damm”, och används troligen oftare vid användning av våtmarker och dammar för vattenrening.

En artrik våtmark har/får högre värden för rekreation och amatörbiologer. Bevarande av såväl vanliga som mindre vanliga arter ger sannolikt dessutom andra, mer ekosystem-funktionellt inriktade, positiva värden av en våtmark/damm (Herrmann 1999, Bjelke m fl 2005, Thiere m fl 2009).

Det fanns alltså flera goda skäl för Kalmar kommun, med en hög profil som ”miljökommun”, att anlägga bl a Skälby Dämme, även om vattenrenningsaspekten var den dominerande. Kommunens naturvårdsprogram och översiktsplan uppmärksammar att våtmarker är värdefulla för vattenkvalitet och biologisk mångfald.

Alla miljöåtgärder, inte bara åtgärder för rening, bör följas upp för att kunna utvärdera om resultaten blir de tänkta för det aktuella objektet. Mer generell kunskap kan då erhållas om hur bättre våtmarker kan konstrueras. Dessutom behöver dokumentation och fakta finnas till hands när våtmarksområden används för rekreation, friluftsliv och naturstudier av olika slag. Ur forskningens perspektiv tillkommer ytterligare två kunskapsbehov: 1) om olika växter och djur kan gynna de i våtmarken önskade processerna, t ex reduktion av kväve; 2) hur olika växter och djur koloniserar en nyskapad våtmark. Alltså, utan uppföljning erhålls ingen ökad kunskap om hur bättre våtmarker kan konstrueras.

Trots dessa redovisade värden med våtmarker/dammar har förbluffande få uppföljningsstudier gjorts som kombinerar lite längre tidsperspektiv med såväl kemi- som biologiparametrar, och följer våtmarken från början. Denna studie är alltså lite i frontlinjen, och därmed blir den upprepning som genomförs september 2011- augusti 2012 extra värdefull. Förhoppningen är förstås att kunna belysa att/om anlagda våtmarker kan ge såväl god miljövård (minskade föroreningar) som god naturvård (ökad biologisk mångfald), se t ex Tonderski m fl (2002) och Thiere (2009).

Denna rapports innehåll, kemi och biologi i Skälby Dämme under 2000-2004, rapporterades i juni 2010 på konferensen European Pond Conservation Network (EPCN). En mer bearbetad version har publicerats i den vetenskapliga tidskriften *Limnologica* (Herrmann 2012). Därifrån har några figurer lagts in i föreliggande rapport, försedda med svensk text.

Utförligare vetenskapliga bakgrundsteckningar, resonemang och jämförelser med andra studier är i föreliggande rapport tämligen kortfattat skrivna, men bör bli tydligare i slutrapporten om Skälby Dämme, preliminärt klar i slutet av 2012. Då ges den intressanta möjligheten att jämföra data från 2000-2004 (föreliggande rapport) med nu pågående studier av kemi och biologi 2011-2012.

1.2. Hypoteser för studien

Följande rimliga och tämligen välgrundade hypoteser testas vid utvärderingen av resultaten från de 3-4 årens studier, tiden varierade ju något beroende på parameter.

- (1) Reduktion av vattenlösligt nitratkväve till kvävgas kommer att öka, pga ökande nedbrytning av organiskt material och ökande tillgång på undervattensväxters bladtyta.
- (2) Reduktion av fosfor kommer kanske att minska, när det initiala upptaget till biomassaproduktion genom fotosyntes, minskar något (gäller även kväve).
- (3) Artantal av växter och smådjur (evertebrater) kommer att öka.
- (4) Täckningsgraden och utbredning av strandväxter kommer att öka.
- (5) Förekomsten av undervattensväxter kommer att öka.
- (6) Evertebrater med god spridningsförmåga, t ex fjädermyggor, snäckor, buksimmare, skalbaggar och dagsländor kommer att kolonisera tidigt.

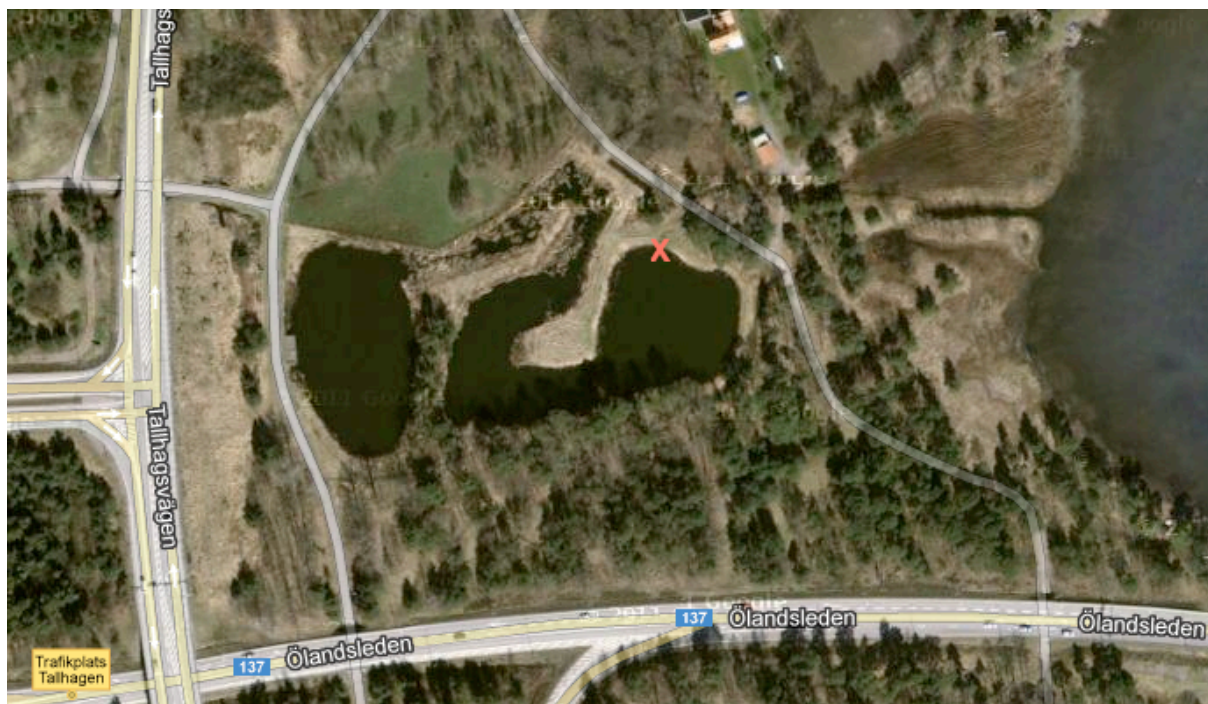
Hypoteserna utgår från att nedbrytning av organiskt material gynnas av 1) ökande mängd fragmenterande evertebrater t ex gråsuggor och nattsländelarver; 2) mer bakterier som en följd av ökande mängd finkornigt material; 3) ökande tillgång på undervattensväxters bladtyta där bakterierna ger en aktiv biofilm; 4) ett varierat samhälle av bottenlevande smådjur, fiskar (med vissa undantag!) och fåglar ger lagom omrörning av botten och mikrovariation m.a.p. den växling mellan syreförekomst och syrebrist som behövs för att denitrifikationen skall ”gå ända fram” och inte stanna vid den kraftiga växthusgasen lustgas.

En mer omfattande vegetation ger sannolikt en bättre möjlighet för våtmarker som mottar dagvatten att ackumulera metaller och andra gifter, men detta är troligen bara en tillfälligt bra effekt, se översikt i Hjortenkrans (2001). Våtmarkens sediment blir med tiden miljöfarligt avfall, och vad som händer på sikt, med varierande vattenflöde och syrgassituation, vet vi inget om, detta vore viktigt att studera.

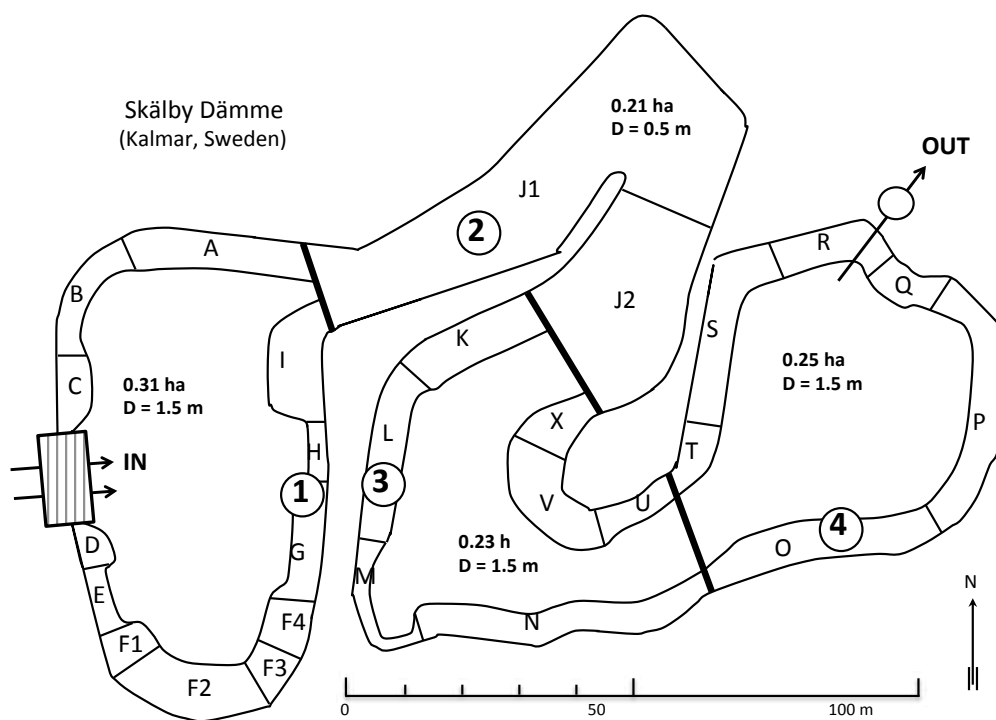
2. MATERIAL OCH METODER

2.1. Lokalbeskrivning

Skälby Dämme är beläget i Kalmar tätort, alldeles norr om påfarten till Ölandsbron från Ängöleden/Tallhagsvägen (Fig. 1). Våtmarken är egentligen ett system av fyra delar, varav den andra är grund, 0,5 m, alltså snarare en grund och smal våtmark/kanal, och de övriga ca 1,5 m djupa dammar (Fig. 2). Systemet var vattenfylld och togs i bruk i början av maj 2000.



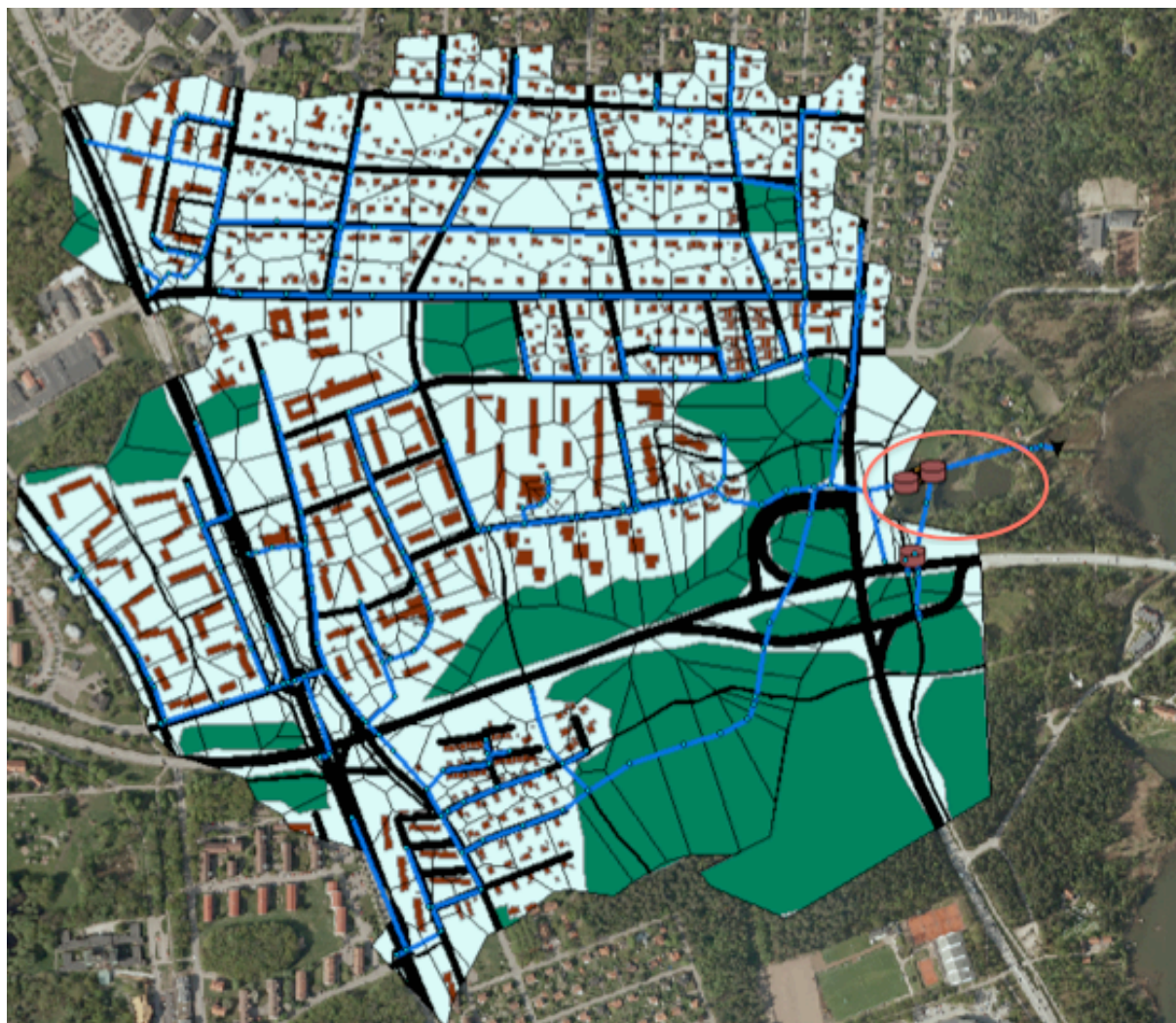
Figur 1. Skälby Dämmes läge mellan Trafikplats Tallhagen och Skälbyviken/Kalmarsund. Koordinater för dämmets utflöde (rött kryss) är $X = 628\ 44\ 70$, $Y = 153\ 39\ 05$ (RT90). Ölandsbron går ut åt öster. Från Google Maps.



Figur 2. Skälby Dämme, visar in och utlopp, de fyra delarna med respektive yta och djup, provpunkterna (Pp) 1 – 4 för provtagning av all bottenfauna, sediment och vattenprover 2001-12-04, samt de 27 växtzonerna A – Z. Figuren från Herrmann (2012).

Skälby Dämme är 1 ha stort och det totala tillrinningsområdet är 127 ha, med en ytfördelning redovisad i avsnitt 2.2. Dämmet tar emot dagvatten främst från bostadsområdet Funkabo, samt nordöstra Tallhagen, sydöstra Djurängen och södra Berga, men även från närliggande trafikleder. Inflödet finns i dämmets västra del, och i nordöstra hörnet är utloppet, via en kulvert, till Kalmarsund (Fig. 2).

Skälby Dämme gränsar i norr till en delvis trädbevuxen (björk, sälg, ek, al) hästbetesmark, och en äldre trädgård. Strax väster om dämmet går trafikleden Ängöleden/Tallhagsvägen och längre bort däråt ligger bostadsområden. Söderut finns ett mindre skogsparti (tall, björk, asp, ask, hassel, rönn, al, sälg, vanlig fläder m fl lövträd), numera kraftigt utglesat, som i sin tur gränsar till Ölandsleden. Även österut finns liknande glesa trädbestånd, bortanför vilka ligger Kalmarsund (Fig. 1). Det är dock nästan helt från området väster om våtmarken som tillrinning sker (Fig 3).

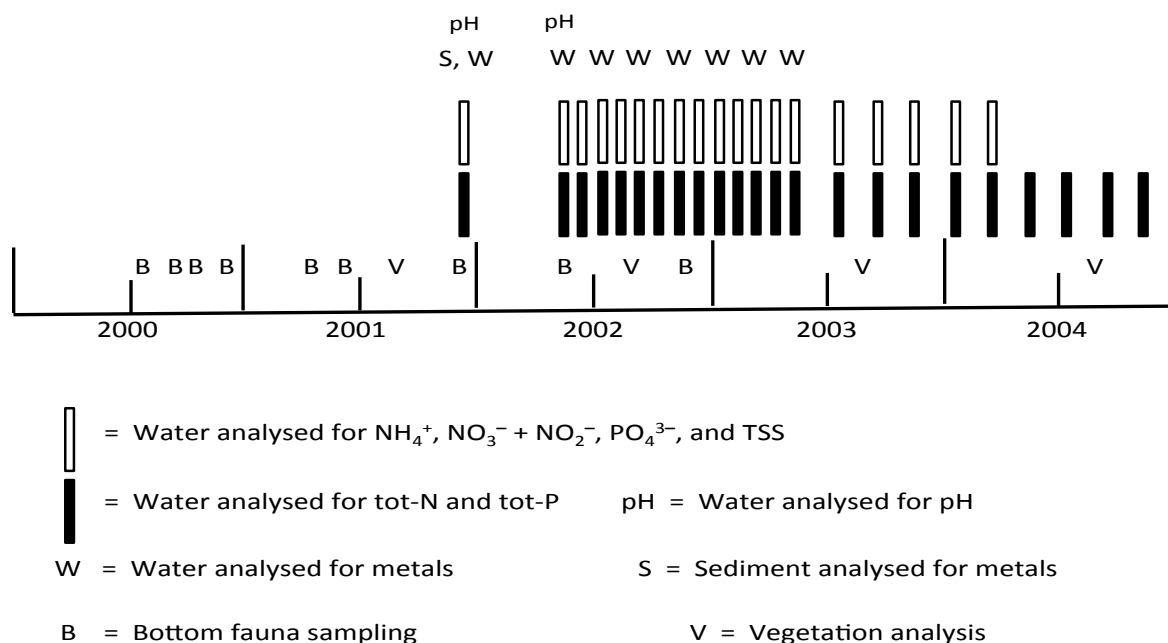


Figur 3. Tillrinningsområdet för Skälby Dämme, här markerad med röd oval. Svart = asfalt, brunt = tak, ljusblå = gräs/trädgård, grön = skog. Från Edgar Fernandez, Kalmar Vatten.

Ingen egentlig dokumentation av utseendet av området och dess biologiska innehåll verkar ha gjorts tidigare, men viss info tyder på att det var en gles al- och björkskog, samt en del sälg, runt en våtmark dominerad av havssäv, på torrare delar främst ek, tall och rönn.

Vegetationssammansättningen i strandområdet under de första fyra åren efter dämmets start är en del av föreliggande studie, se avsnitt 3.4.

Den tidsmässiga fördelningen av samtliga provtagningstillfällen, för samtliga kemiska och biologiska parametrar, under den studerade perioden har samlats i Figur 4.



Figur 4. Provtagningstillfällen för alla kemiska och biologiska parametrar vid studierna i Skälby Dämme 2000 – 2004. Figuren från Herrmann (2012).

2.2. Flödesmätningar och -beräkningar

Skälby Dämme mottar i huvudsak dagvatten via ledningssystem, men även en del ytavrinning och mark- och grundvatten. För att mäta utflödet installerades en magnetisk induktiv flödesmätare i en ”utloppsbrunn”. Denna var igång första året, men kunde inte lämna användbara flödesdata, eller några data alls. Eftersom avdunstningen från våtmarkens vattenyta beräknats vara försumbar (<2 %), har utflödet satts lika med inflödet.

Volym inkommande vatten (”inflöde”) per månad beräknades med hjälp av nederbörds-data från en regnmätare vid Vattenverket knappt 3 km åt sydväst och tillrinningsområdets andelar (ytor) av olika typer av markanvändning, justerat med avrinningskoefficienter, processade i programmet MIKE by DHI, Service pack 7, på Kalmar Vatten (Stefan Ahlman och Edgar Fernandez). De använda koefficienterna var 0.85 för tak (8 % av avrinningsområdets 127), 0.75 för vägar (28 %), 0.75 för parkeringsytor (6 %), 0.05 för gräs o dyl (36 %), 0.02 för skog (19 %) och 0.42 för övrig yta (3 %). Vid programkörningen inkluderades även nederbörd som snö (SMHI:s uppgifter), schablonuppgifter om evapo(transpi)ration, varefter programmets output ”Total outflow” (från tillrinningsområdets 127 ha) användes som inflöde till Skälby Dämme.

Eftersom januari-april 2002 och december 2004 inte ingick i provtagningen, användes vid beräkning av årligt inflöde följande ”år”: (1) maj 2002 – april 2003, (2) januari 2003 – december 2003 och (3) december 2003 – november 2004. Detta sätt att få hela år innebär i viss mån överlappningar, men dessa perioder har ändå kallats 2002, 2003 respektive 2004. Det sista ”året” gäller dock bara för totN och totN, analys av de andra kemiska parametrarna upphörde i början av 2004, och därmed bara två år, med motsvarande färre antal månader för beräkning av reduktion, se avsnitt 2.4.

2.3. Vattenkemi [se även Tabell 1; översikt av alla provresultat]

Prover på In-vatten och Ut-vatten togs varje månad, oftast ca den 18:e, i Skälby Dämme från och med maj 2002 till och med maj 2003, därefter varannan månad från och med juli 2003 till och med november 2004 (Fig. 4), vilket är ”lite knappt” men bedömdes ändå som någorlunda

tillräckligt för projektets ambitionsnivå, i början av våtmarkens existens. Proverna togs alltså i stort sett samtidigt, alltså egentligen av olika ”vattenpaket”, men detta fel bedöms som litet, pga att svängningarna i vattenkemi troligen är måttliga och att denna osäkerhet rimligen ”slår åt bägge håll”.

Vid provtagning i december 2002 samt februari 2003 var det tjock is vid utloppet och provet togs vid överfallet till sista dammen där det var isfritt. Vattenproverna togs i rena PVC-flaskor, levererade från HS Miljölab i Kalmar, som också analyserade vattenproverna med avseende på totalkväve (tot-N), nitrat- + nitritkväve (NO_3^- -N + NO_2^- -N), ammoniumkväve (NH_4^+ -N), totalfosfor (tot-P), fosfatfosfor (PO_4^{3-} -P), pH samt suspenderat material (TSS). Från och med maj 2004 mättes dock bara tot-N och tot-P, och pH mättes bara december 2001 och maj 2002 (Fig. 4). För perioden med prover bara varannan månad användes för beräkningarna av avskiljning (reduktion) interpolerade halter för ”felande” tillfällen, men beaktades med viss försiktighet. Detta berör nitrat/nitrit, ammonium, fosfat och TSS.

Vatten från inlopp och utlopp analyserades även m.a.p. koncentration av kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn) varannan månad maj 2002 – maj 2003, dvs sju tillfällen (Fig. 4). Vid två tillfällen, maj 2002 och november 2002 analyserades även tre kolväteparametrar; totalt extraherbara alifatiska ämnen, olja (opolära alifatiska ämnen) och totalt extraherbara aromatiska ämnen.

Dessutom, lita udda, föreligger från december 2001 vattenprover från de fyra provpunkterna som användes för bottenfauna, se Figur 2. Dessa prover analyserades med avseende på alla N- och P-parametrarna, alla metallerna och de tre kolväteparametrarna. Vid analys av data har, med viss försiktighet, prov från Pp1 likställts med inloppsvärdena och prov från Pp 4 har likställts med utloppsvärdena. Resultaten från även denna provtagning har inkluderats i den fullständiga redovisningen av vattenkemiska primärdata, Tabell 1, men har inte beaktats vid beräkningar av reduktion.

För N- och P-parametrar (18-23 provtillfällen) och metaller (8) har i kapitel 3 funna koncentrationer klassats utifrån Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder (bilaga 3). Metallhalterna har även jämförts med de förslag på riktvärden för dagvatten som tagits fram i Stockholms län (bilaga 3), presenterade av Alm m fl (2010), i kap 3 kallade ”Sth-riktvärden”.

De använda analysmetoderna kan ses i bilaga 4.

2.4. Beräkning av avskiljning av näringsämnen och TSS

Reduktion av respektive parameter kan enkelt beskrivas som procentuell förändring, dvs differens mellan samtidiga värden för in- och utlopp i förhållande till In-värdet, alltså utan hänsyn till vattenflödet. Detta innebär dock ett otillräckligt analysätt och ger en något missvisande bild, se Selanders (2008) rapport som jämförs med i diskussionskapitlet. Se avsnitt 3.2.1.2.

Ett mer korrekt sätt att beräkna avskiljning, bättre än föregående, är att väga in vattenflödet, som ju varierar rätt starkt under året. Det innebär att för varje månad i princip multiplicera passerad vattenmängd med differensen mellan respektive månads enda mätning av respektive parameters In- och Ut-halter, enligt nedan. För varje månad i sig ger detta samma ”effektmaßt” (%) som ovan, men över t ex ett år, blir det en sannare bild, då beaktandet av vattenflödet ger större tyngd åt vattenrika månader. Likväl, i denna studie, ger det ändå ett relativt grovt mått, i betydelsen osäkerhet pga den glesa mätserien (månatligen eller mer sällan).

Avskiljning (reduktion) av tot-N, nitrat/nitrit, ammonium, tot-P, fosfat och TSS har sålunda beräknats enligt nedan.

Absolut (g) reduktion av ämnet X för månaden M

$$= C_{X \text{ In } M} * Q_M - C_{X \text{ Ut } M} * Q_M$$

Procentuell (%) reduktion

$$= (C_{X \text{ In } M} * Q_M - C_{X \text{ Ut } M} * Q_M) * 100 / C_{X \text{ In } M} * Q_M$$

där

$C_{X \text{ In } M}$ = koncentrationen av ämnet X vid inflödespunkten

$C_{X \text{ Ut } M}$ = koncentrationen av ämnet X vid utflödespunkten

Q_M = vattenflödet under månaden M (varvid alltså Ut sattes lika med In)

Detta innebär således att tidpunkt för vattenprovet bildar mittläge av respektive tidsintervall, inte att tidpunkten bildar start eller slut av ett intervall. Skillnaden i resultatet av beräkning på dessa bägge sätt har kontrollerats och sett över respektive år blir skillnaderna i beräknad reduktion försumbara. Snarare innebär det oftast att man lutar mer på nederbördsuppgifter än stickprovet på kemi en viss enskild dag, vilket förefaller rimligt.

Den reducerade mängden av X blir alltså ”kvar”, dvs antingen bottenfälls, inkorporeras i växter eller går upp i luften, det senare för kväve. I resultatdelen presenteras reduktion som såväl absolutmängder som procentuellt.

För metaller och kolväten har inga reduktionskalkyler gjorts, dels pga relativt få provtillfällen (8 respektive 3), dels för att många halter ligger under respektive ämnens detektionsgränser. Därför ges för metaller och kolväten bara spännvidd av respektive funna koncentrationer.

Sålunda har primärt reduktion av de olika parametrarna för näringsämnen beräknats flödesbaserat enligt ovan. Dock har även jämförts med beräkningar gjorda på skillnader mellan In- och Ut-koncentrationer, se ovan (början av 2.4) samt i resultat- och diskussionsavsnitten.

2.5. Sedimentkemi

Provtagning utfördes 2001-12-04 vid de fyra provpunkterna som användes för bottenfauna, se Figur 2. Ytligt sediment, 1-2 cm, sögs upp med hjälp av en slang (Ø 8 mm) och munkraft, och fördes över till rena plastburkar från HS Miljölab. Proverna analyserades med avseende på kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), bly (Pb), zink (Zn) samt torrsbstans och glödrest.

För metaller i sediment har erhållna koncentrationer klassats utifrån Naturvårdsverkets (1999) bedömningsgrunder.

De använda analysmetoderna kan ses i bilaga 4.

2.6. Växter

Vegetationen i Skälby Dämme analyserades runt skiftet augusti/september 2001, 2002, 2003 och 2004, dvs 1 – 4 år efter tidpunkten för våtmarkssystemets start. Strandlinjen (ner till ca 0.7 m djup) delades längs hela sin utsträckning in i succesiva delar, här kallade zoner. Zonernas utsträckning baserades på dominerande växtarter, så att övergång mellan två zoner ansågs ha skett där en uppenbar förändring av växtsamhällets sammansättning kunde ses, eller i vissa fall tydligt förändrad zombredd eller växttäthet. Var och en av dessa 27 zoner analyserades noggrant med avseende på arter, samt även sällsynta förekomster noterades.

Skälby Dämme planerades för reduktion av näringsämnen (kväve, fosfor) och andra föroreningar från tillrinningsområdet, och sådana processer gynnas sannolikt av en rikt varierad växtlighet, liksom en hög strukturell variation. Därför utvärderades strandvegetationens strukturella sammansättning och dennas förändring under flera år, vilka uttrycks i ett antal skapade kriterier som kan återspegla vegetationens gynnande av vattenrening eller biodiversitet i sig, samt värdering av dessa kriteriers ”önskvärdhet”. Eftersom vass kan antas bli mindre effektivt nedbruten, därmed i mindre grad gynnande denitrifikations-bakteriers reduktion av kväve, utvecklades två mått på vassens förekomst, alltså mått på dess alltför stora dominans. Däremot torde förekomst av undervattensväxter gynna denitrifikation. Övriga örter, alltså inte gräs och halvgräs, är sannolikt mer nedbrytbara, men kan också vara ett mer uppskattat bidrag till den floristiska variationen. Alla dessa kriterier återfinnes i Tabell 5. Här bör noteras att ur funktionell synpunkt har kaveldun förts in under begreppet ”halvgräs”.

2.7. Bottenfauna (evertebrater)

För att få vetskap om den intressanta initiala kolonisationen startade provtagningen mindre än två månader efter att den var fylld med vatten. Fyra provpunkter utsågs, representerande de fyra delarna av systemet (Fig. 2). Provtagning skedde i juli, september, oktober, december år 2000, april, juni, december år 2001 samt maj och november 2002. Därmed har kolonisationen följts under 2,5 år, om än med minskande intensitet.

På varje provpunkt utfördes ”semikvantitativ provtagning” enligt standardiserad men något modifierad sparkmetod (SS-EN 27828) med handhåv av storleken 25 x 25 cm, med rak framkant och ett tämligen djupt (ca 60 cm) nät med 0,5 mm maskvidd. På var och en av de fyra provpunkterna togs fem prover, varje prov innebar att håven fördes fram och åter 3 ggr längs en sträcka av 2 m under totalt (per prov) ca 1 minuts effektiv tid, varvid bottenmaterial längs kanten och på botten virvlades upp med foten och håvens rörelser, samt bottenfästa växter stöttes till. Växter, djur och dött organiskt material, och kanske lite sand/grus, fördes in i håven. Material från alla, för ögat skönjbara, typer av mikrohabitat (”småmiljöer”) samlades in. För varje provpunkt vid vardera tidpunkten erhöles alltså 5 x 1 minuts prov, dessa slogs ihop till ett prov. [jmf m 2011-2012]

Hopslagningen till ett prov innebär en viss förenkling av provtagningsmetodiken ”tidsserier” i ”Handbok för miljöövervakning, sjöar och vattendrag – bottenfauna” (Naturvårdsverket 1996) . Denna provtagningsmetod anbefaller även ett 10 minuters ”kvalitativt sökprov” och mer stenig botten – det senare oftast omöjligt i dammar, våtmarker och andra småvatten, och utfördes därför inte. Sökprovets avsikt är att ”täcka in” alla bottenmiljöer, vilket alltså gjordes enligt ovan.

Det insamlade provet, varje alltså resultatet av tre ToR-svep en minut enligt ovan, konserverades med 95 % etanol, till en slutlig koncentration av ca 70 %. På lab plockades djuren ut från det övriga innehållet i proverna. Vid alltför stora prov subsamlades dessa genom att föra över provet i en vanna och, med avseende på någon eller flera ytterst talrika grupper sortera ut dessa på en mindre del av vinnan (”uppräknings” senare). Övriga delen av materialet i vinnan tittades över och övriga arter plockades. Under stereolupp räknades och bestämdes djuren till (oftast) art eller högre grupp, då oftast släkte.

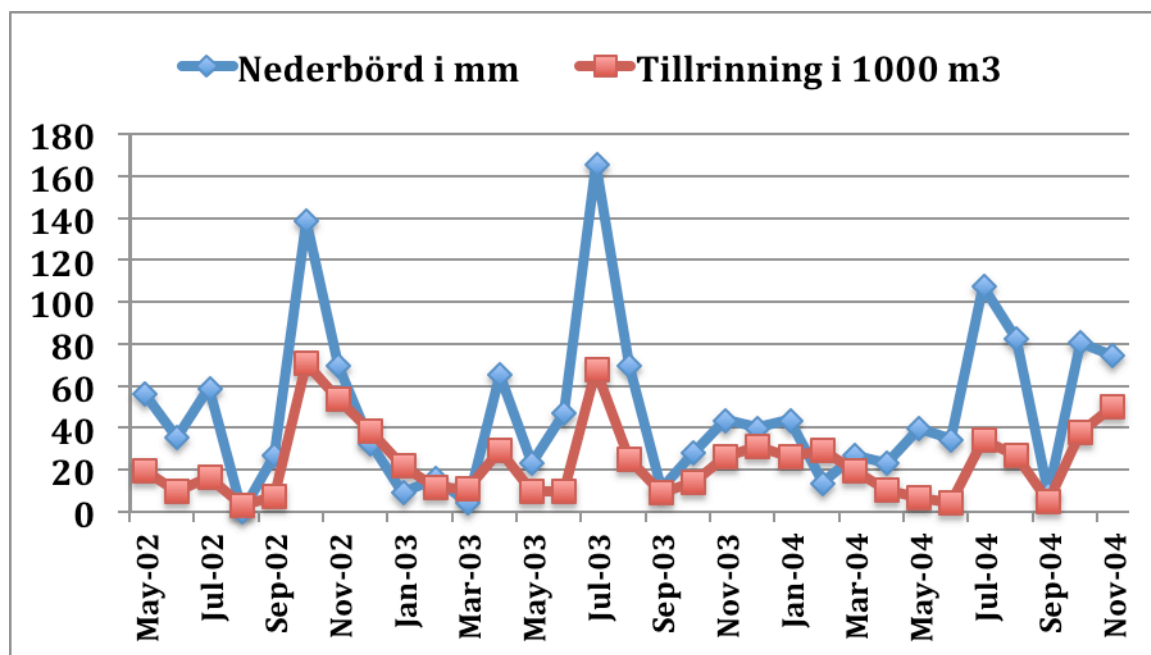
2.8. Statistik

Parvisa skillnaderna mellan momentanvärden av In- och Ut-koncentrationer användes parvis t-test. Tidstrender av näringshalter relaterade till vattenflöde undersöktes med korrelationsanalys. Skillnader över tid för några grupper av växter eller djur testades med envägs ANOVA, där data så medgav.

3. RESULTAT

3.1. Nederbörd och flöde

För åren 2002 – 2004 registrerades nederbördsmängderna **512, 522 respektive 575 mm** per år (3 km sydväst om våtmarken), inkl. snö (som smält). Baserat på dessa värden och tillrinningsområdet, med sina andelar av olika markanvändning, och dessas respektive avrinningskoefficienter, erhöles med hjälp av ”MIKE by DHL” (se avsnitt 2.2) en genomsnittlig årlig tillrinning till Skälby Dämme på 281 000 m³. Såväl nederbörd som tillrinning varierar ganska mycket, men är vanligen störst i juli och oktober/november (Fig. 5).



Figur 5. Månadsvis nederbörd och tillrinning till Skälby Dämme, baserad på mätning av nederbörd vid mätstationen 3 km väster om dämnet, och tillrinningsområdets olika delars ytor, m a p markanvändning, med sina respektive avrinningskoefficienter (se avsnitt 2.2).

Den teoretiska (genomsnittliga) uppehållstiden av vattnet, för åren 2002-2004, i hela våtmarkssystemet Skälby Dämme beräknades till 15.0, 16.5 respektive 15.6 dagar, i genomsnitt 15.7.

3.2. Vattenkemi

Alla kemiska parametrar uppvisar en stor variation, såväl mellan närliggande månader som mellan samma månad två olika år (Tab. 1; alla kemiska primärdata för perioden 2001 – 2004). I denna tabell ges med färgmarkeringar bedömningar (klassningar) av halterna enligt Naturvårdsverkets ”Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag” (Naturvårdsverket 1999; se även bilaga 3), men utfallen diskuteras i avsnitt 4.1.

En översikt av alla parametrars hela spännvidd och median för 2001 – 2004 ges i Tabell 2.

De vattenprover som togs i december 2001 togs inte på samma ställen som alla de följande proven. I Tabell 1 har provpunkt Pp 1 fått representera inloppet och provpunkt Pp 4 utloppet, men de har inte beaktats vid reduktionsberäkningarna (3.2.1.2).

Tabell 1, del 1. VATTENKEMI-DATA VID SKÄLBYDÄMMET 2001-2004

Alla N-, P- och TSS-halter i mg/l, metaller i µg/l. SNV:s bedömn-gr. f miljökval i färgskalan nedtill (se bil. 4)

* Fr o m 2002-09-18 NO3-N + NO2-N

** Här istället Kjeldahl-N

HS, AL o X, se nästa sida

För 2001: Pp 1 är nära "In", Pp 4 är nära "Ut", Pp 2 och 3 ≈ mittemellan. Alla fyras exakta läge, se Fig. 2.

Datum		N-tot	NH4-N	NO3-N*	P-tot	PO4-P	TSS	pH	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
2001-12-04	Pp 1	3.1	0.3	2.4	0.15	0.083	6.5	7.4	0.1	< 1	5	< 1	20
	HS								< 0.1	1	3	< 1	39
	Pp 2	2.2	0,22	1,5	0,083	0,068	3,5	7,3	< 0.1	< 1	2	< 1	18
	Pp 3	2.7	0,011	0,89	0,14	0,046	9,5	7,4	< 0.1	< 1	2	< 1	14
	Pp 4	2.4	0.002	0.49	0.17	0.044	32	7.7	< 0.1	< 1	2	< 1	14
2002-05-03	In	2	0.36	1.2	0.056	0.027	18	7.3	< 0.1	< 1	5	2	31
	HS								< 0.1	< 1	< 1	< 1	15
	Ut	1.2	0.045	0.69	0.032	0.007	5.6	8.2	< 0.1	< 1	< 1	< 1	15
2002-06-14	In	1.4	-	<3 **	0.12	0.073			< 0.1	< 1	3	1	16
	HS								< 0.1	< 1	< 1	1	30
	Ut	0.59	-	<3 **	0.06	0.019	3		< 0.1	< 1	< 1	< 1	30
2002-07-19	In	2.8	-	<3 **	0.45	0.1	36		< 0.1	< 1	3	1	16
	HS								< 0.1	< 1	< 1	1	30
	Ut	0.68	-	<3 **	0.057	0.025	8.5		< 0.1	< 1	< 1	< 1	30
2002-08-16	In	0.82	-	<3 **	0.11	0.11	10		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	HS								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.61	-	<3 **	0.059	0.03	5.8		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2002-09-18	In	2.1	0.6	0.02	0.32	0.15	25		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	HS								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.98	0.014	0.01	0.096	0.055	22		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2002-10-17	In	1.1	0.16	0.44	0.087	0.087	14		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	HS								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	1.1	0.29	0.39	0.11	0.084	6.3		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2002-11-19	In	0.98	0.19	0.47	0.11	0.07	10		< 0.1	< 1	3	2	36
	HS								< 0.1	< 1	2	< 1	24
	Ut	0.97	0.21	0.55	0.086	0.064	2.6		< 0.1	< 1	2	< 1	24
2002-12-18	In	3.1	0.54	2.2	0.1	0.078	4		< 0.1	< 1	2	< 1	24
	HS								< 0.1	< 1	2	< 1	24
	Ut	2.5	0.16	1.9	0.062	0.045	2.5		< 0.1	< 1	2	< 1	24
2003-01-21	In	2.8	0.84	1.3	0.18	0.082	9		0.2	< 1	4	< 1	39
	HS								< 0.1	< 1	2	< 1	24
	Ut	1.9	0.26	1.3	0.072	0.033	2.5		< 0.1	< 1	2	< 1	24
2003-02-19	In	2.9	0.8	1.6	0.12	0.073	7.2		< 0.1	< 1	2	< 1	24
	HS								< 0.1	< 1	2	< 1	24
	Ut	2.7	0.34	1.9	0.064	0.035	2.6		< 0.1	< 1	2	< 1	24
2003-03-17	In	2.2	0.024	1.2	0.13	0.05	11		< 0.1	< 1	3	< 1	26
	HS								< 0.1	< 1	3	< 1	26
	Ut	1.2	0.009	0.41	0.11	0.022	13		< 0.1	< 1	4	< 1	25
2003-04-16	In	2.2	0.026	1.2	0.07	0.037	5.8		< 0.1	< 1	3	< 1	26
	HS								< 0.1	< 1	3	< 1	26
	Ut	1.5	0.039	0.58	0.04	0.021	4.2		< 0.1	< 1	3	< 1	26
2003-05-16	In	2.5	0.23	1	0.12	0.03	9		< 0.1	< 1	3	1	26
	HS								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	1.1	0.053	0.06	0.066	0.007	4.5		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2003-07-15	In	1.3	0.075	0.61	0.1	0.054	6.4		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	HS								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.66	0.058	<0,01	0.084	0.039	5.2		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2003-09-15	In	1.4	0.23	0.27	0.12	0.054	11		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	X								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.99	0.11	0.1	0.22	0.1	6.6		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2003-11-17	In	3.3	1.6	1	0.32	0.28	9		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	X								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.93	0.15	0.27	0.1	0.053	2.3		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2004-01-15	In	1.9	0.45	1.1	0.15	0.09	26		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	X								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	1.7	0.12	1.2	0.062	0.042	14		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2004-03-15	In	3.3	0.3	1.6	0.14	-	10		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	AL								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	2.2	0.03	0.054	0.13	-	13		< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2004-05-14	In	2.8			0.22				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	AL								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.84			0.059				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2004-07-22	In	1.5			0.24				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	AL								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	0.74			0.24				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2004-09-21	In	2.4			0.21				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	AL								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	1.1			0.36				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
2004-11-16	In	3.5			0.4				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	AL								< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10
	Ut	2.1			0.18				< 0.1	< 1	< 1	< 1	< 10

Bedömn.grunder för tot-N och tot-P: Låga Måttl höga Höga Mycket höga Extremt höga halter

Bedömn.grunder för metaller: Mkt låga Låga Måttl höga Höga Mycket höga halter

Tjockt streck = årsskifte

Tunt streck = inget prov den "mellan-månaden"

Tabell 1, del 2. VATTENKEMI-DATA VID SKÄLBYDÄMMET 2001-2004

Alla i mg/l. SNV:s bedömn-gr. f miljöklass i färgskalan nedtill (se bil. 4)

HS, AL o X, se nedtill

För 2001: Pp 1 är nära "In", Pp 4 är nära "Ut", Pp 2 och 3 ≈ mittemellan. Alla fyra exakta läge, se Fig. 2.

Datum	Totalt extraherbara alifater	Olja (opolära alifater)	Totalt extraherbara aromater
2001-12-04	0,3	0,2	<0,2
HS	2,1	0,5	<0,2
	0,2	0,1	<0,2
	0,2	<0,1	<0,2
2002-05-03	<0,1	<0,1	<0,2
HS	<0,1	<0,1	<0,2
2002-06-14			
HS			
2002-07-19			
HS			
2002-08-16			
HS			
2002-09-18			
HS			
2002-10-17			
HS			
2002-11-19	0,18	<0,1	<0,2
HS	<0,1	<0,1	<0,2
2002-12-18			
HS			
2003-01-21			
HS			
2003-02-19			
HS			
2003-03-17			
HS			
2003-04-16			
HS			
2003-05-16			
HS			
2003-07-15			
HS			
2003-09-15			
X			
2003-11-17			
X			
2004-01-15			
X			
2004-03-15			
AL			
2004-05-14			
AL			
2004-07-22			
AL			
2004-09-21			
AL			
2004-11-16			
AL			

HS = HS Miljölab, Kalmar AL = ALcontrol, Linköping X = okänt vilket lab, inget orig-protokoll hittas nu 2011

Tabell 2. Översikt av spännvidd och median för alla vattenkemiska resultat i Skälby Dämme december 2001 – november 2004.

	Inflöde	Median	Utflöde	Median	N
	(mg l⁻¹)		(mg l⁻¹)		
Tot-N	0.82 – 3.50	2.20	0.59 – 2.70	1.10	22
NO ₃ ⁻ -N + NO ₂ ⁻ -N	0.02 – 2.40	1.10	0.01 – 1.90	0.48	15
NH ₄ ⁺ -N	0.02 – 1.60	0.33	0.002 – 0.34	0.11	15
Tot-P	0.06 – 0.45	0.13	0.03 – 0.36	0.08	22
PO ₄ ³⁻ P	0.03 – 0.28	0.07	0.01 – 0.10	0.04	17
TSS	4 – 36	10	2.3 – 32	5	18
	(µg l⁻¹)		(µg l⁻¹)		
Cd	< 0.1 – 0.2		< 0.1 – < 0.1		8
Cr	< 1 – < 1		< 1 – < 1		8
Cu	< 1 – 5		< 1 – 4		8
Pb	< 1 – 2		< 1 – 1		8
Zn	< 10 – 39		< 10 – 30		8

3.2.1. Näringsämnen

3.2.1.1. Koncentrationsuppgifter

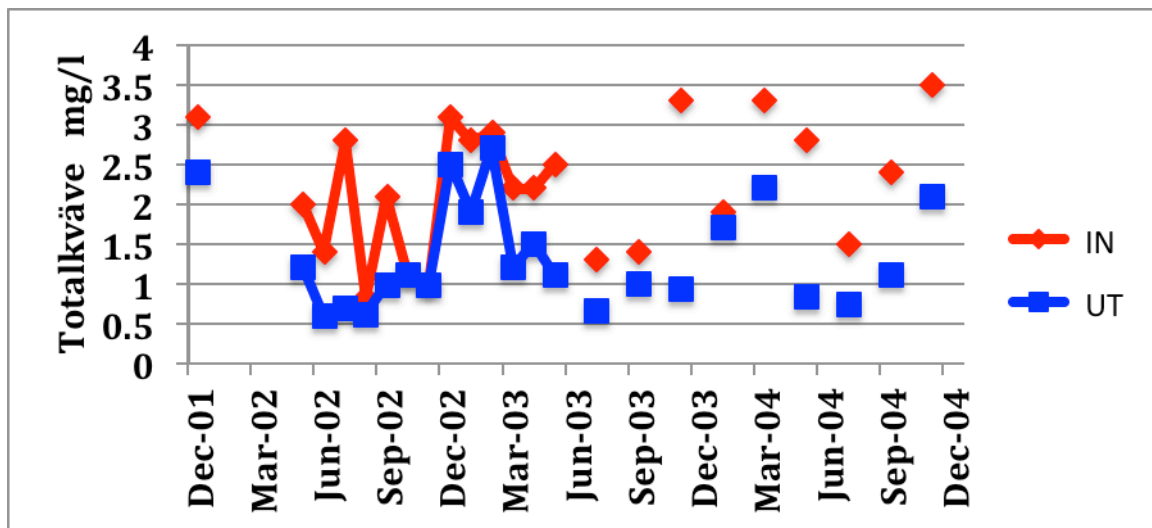
I detta avsnitt presenteras grafer utifrån respektive koncentrationvärden ur Tabell 1, därmed kan reduktion av dessa ”övergödningsparametrar” ses som visuella differenser mellan In- och Ut-värden vid samma tidpunkt, se figur 6 – 11. En sådan framställning är alltså inte flödesvägd, och hänsyn är inte tagen till vattnets transport genom damm-systemet. Notera de något olika koncentrations-skalorna för de olika parametrarna.

Dock, för alla kväve- och fosforparametrar fanns, för respektive parameterserie, en klart signifikant skillnad mellan In och Ut ($p < 0.0001 - 0.0124$; parvis t-test), men för TSS ej signifikant (strax över 0.05).

I avsnitt 3.2.1.2 presenteras dels procentuell reduktion, dels beräknad flödesvägd reduktion av dessa parametrar, inkl. en liten metoddiskussion.

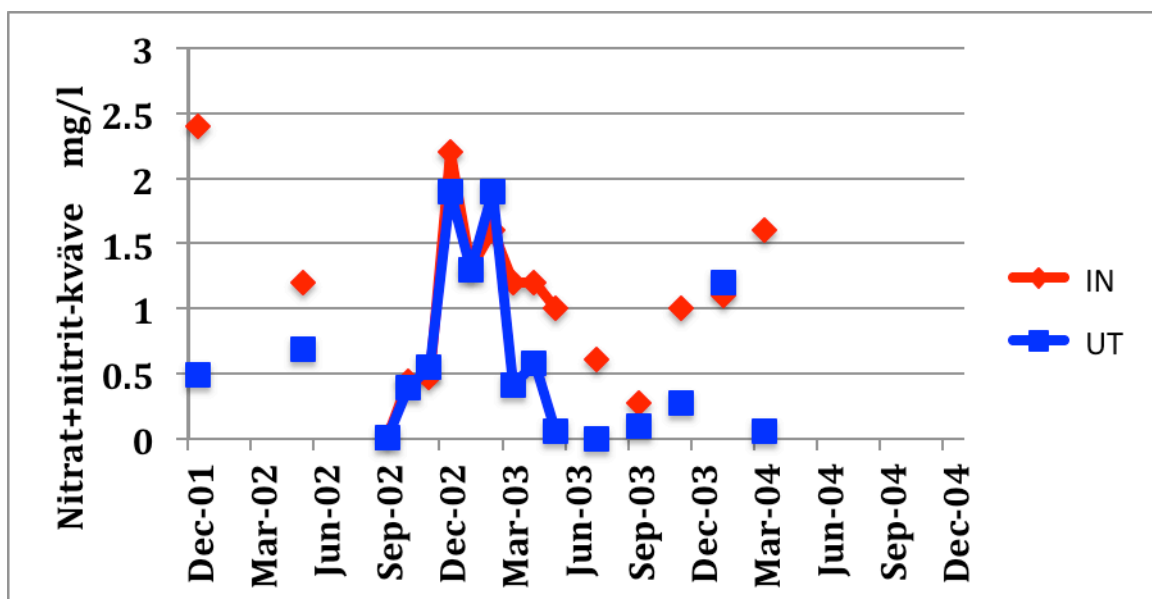
Kväve (N)

Innehållet av totalkväve (tot-N) vid inloppet varierade mellan 0,82 och 3,5 mg/l och vid utloppet mellan 0,59 och 2,7 mg/l (Fig. 6). Vid samtliga tidpunkter var koncentrationen vid utloppet lägre än koncentrationen vid inloppet, men med stor variation av denna differens. Halterna anses enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) vara höga till mycket höga (flertalet!). Cirka hälften av In-halterna ligger över Sth-riktvärdet, cirka en fjärdedel av Ut-värdena gör så.



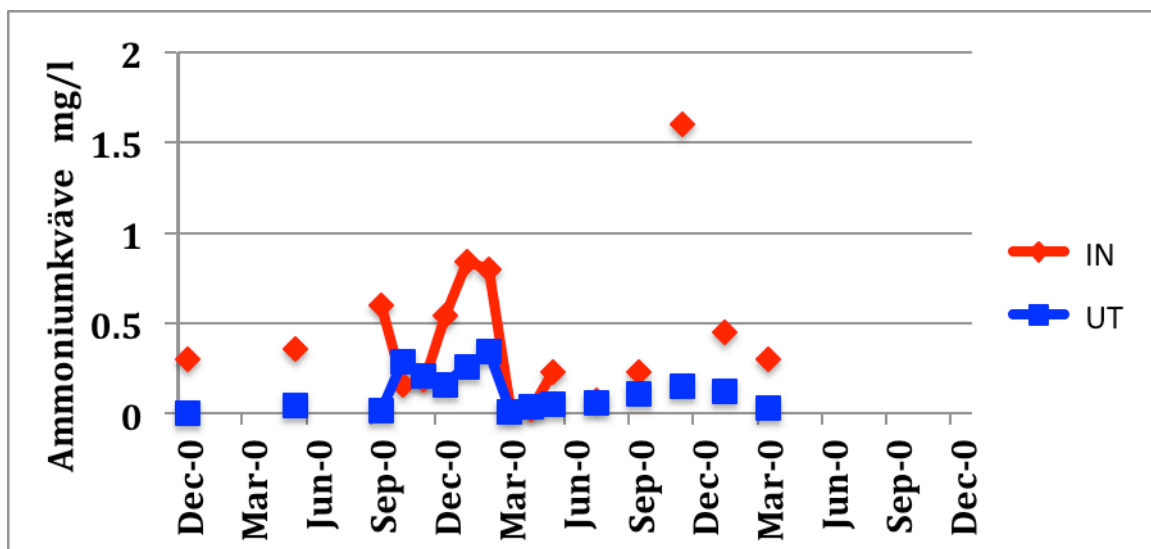
Figur 6. Koncentration av totalkväve (tot-N) vid in- och utloppet i Skälby Dämme, Kalmar, under perioden 2001-12-04 – 2004-11-16. Sammanbindning av punkter bara vid månatliga prover. Samma data som i tabell 1.

Halten nitrat- + nitritkväve ($\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$) varierade mellan 0,02 och 2,4 mg/l vid inloppet och mellan 0,01 och 1,9 mg/l vid utloppet, och var vid 13 av 16 provtagnings-tillfällen lägre vid utloppet än vid inloppet, men med stor variation (Fig. 7). För denna parameter ger Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) ingen bedömningsgrund.



Figur 7. Koncentration av nitrat- och nitritkväve ($\text{NO}_3^- \text{-N} + \text{NO}_2^- \text{-N}$) vid in- och utloppet i Skälby Dämme, Kalmar, under perioden 2001-12-04 – 2004-11-16. Sammanbindning av punkter bara vid månatliga prover. Samma data som i tabell 1.

Koncentrationen av ammoniumkväve varierade mellan 0,024 och 1,6 mg/l vid inloppet och mellan 0,002 och 0,34 mg/l vid utloppet, och var vid 13 av 16 tillfällen lägre vid utloppet än inloppet (Fig. 8). För denna parameter ger Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) ingen bedömningsgrund.

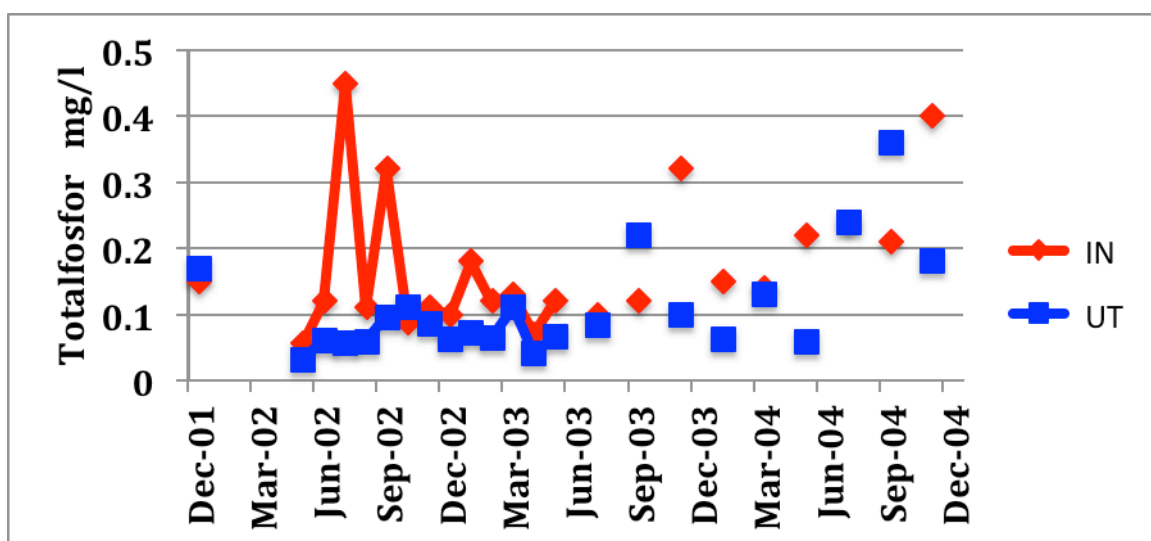


Figur 8. Koncentration av ammoniumkväve ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) vid in- och utloppet i Skälby Dämme, Kalmar, under perioden 2001-12-04 – 2004-11-16. Sammanbindning av punkter bara vid månatliga prover. Samma data som i tabell 1.

Kjeldahl-kväve, alltså Org-N + ammoniumkväve, analyserades vid tre tillfällen och alla prover hade en koncentration som låg under detektionsvärdet, <3 mg/l, så inga beräkningar gjordes. Att Kj-N mättes istället för ammonium och nitrat/nitrit är nog lite oförklarligt och kanske olyckligt.

Fosfor (P)

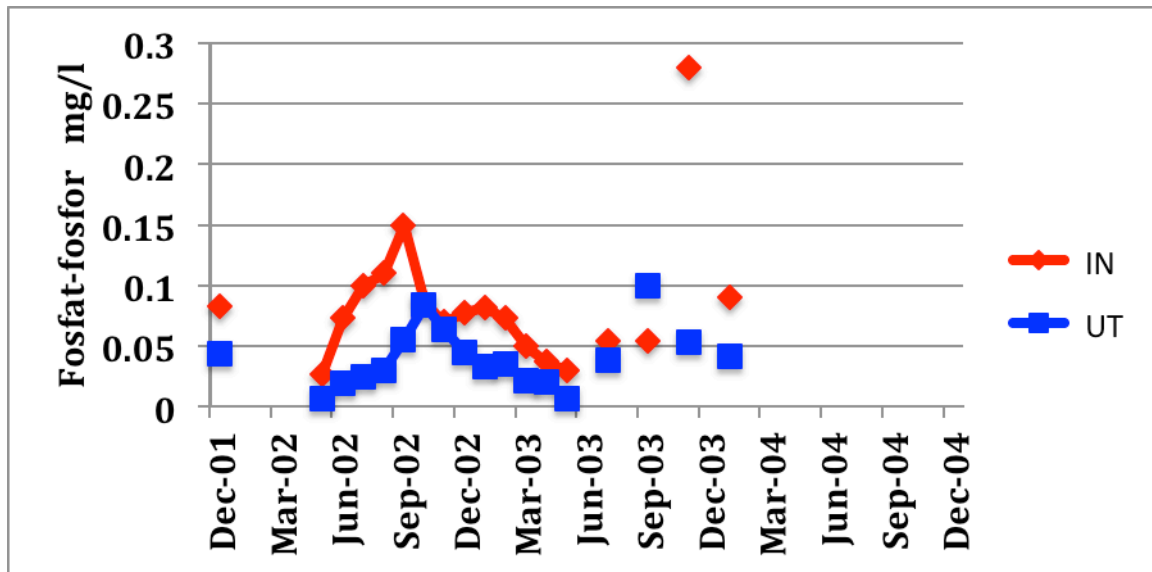
Innehållet av totalfosfor (tot-P) vid inloppet varierade mellan 0,056 och 0,45 mg/l och vid utloppet mellan 0,032 och 0,36 mg/l (Fig. 9). Halterna anses enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) vara mycket höga till extremt höga (flertalet). Vid nästan samtliga tidpunkter (20 av 23) var koncentrationen vid utloppet lägre än koncentrationen vid inloppet, men med stor variation av denna differens. Cirka en tredjedel av In-halterna ligger över Sth-riktvärdet, cirka en fjärdedel av Ut-värdena gör så.



Figur 9. Koncentration av totalfosfor (tot-P) vid in- och utloppet i Skälby Dämme, Kalmar, under perioden 2001-12-04 – 2004-11-16. Sammanbindning av punkter bara vid månatliga prover. Samma data som i tabell 1.

Halten fosfatfosfor ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) varierade mellan 0,027 och 0,28 mg/l vid inloppet och mellan 0,007 och 0,1 mg/l vid utloppet, och var vid 17 av 18 provtagningstillfällen lägre vid utloppet

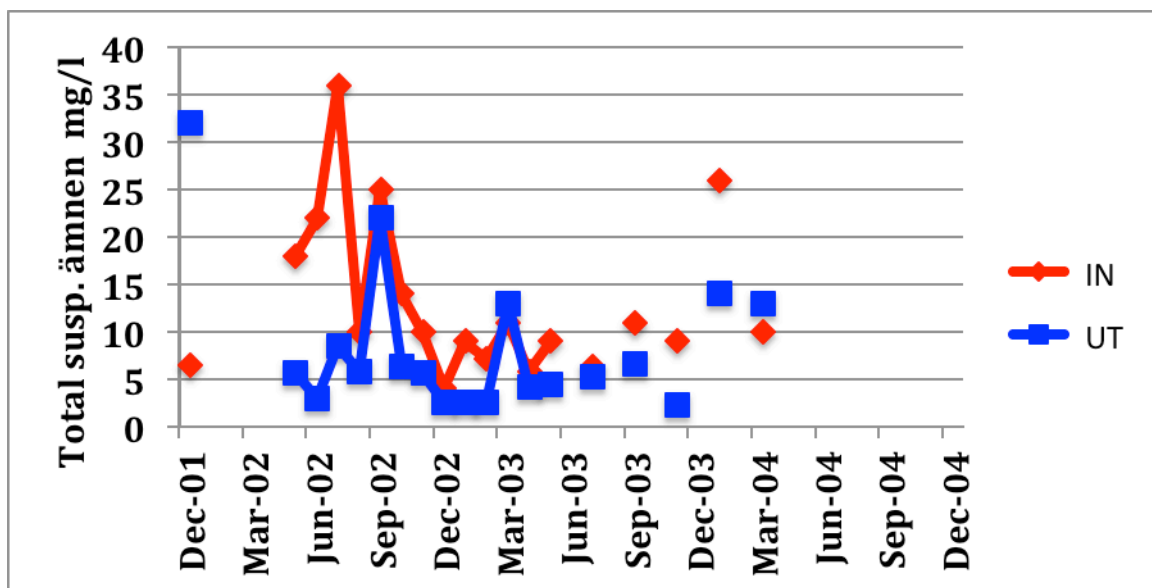
än vid inloppet (Fig. 10). För denna parameter ger Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) ingen bedömningsgrund.



Figur 10. Koncentration av fosfatfosfor ($\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$) vid in- och utloppet i Skälby Dämme, Kalmar, under perioden 2001-12-04 – 2004-11-16. Sammanbindning av punkter bara vid månatliga prover. Samma data som i tabell 1.

Suspenderat material (TSS)

Koncentrationen av suspenderat material (TSS) varierade mellan 4 och 36 mg/l vid inloppet och mellan 2,3 och 32 mg/l vid utloppet, och var vid 16 av 18 tillfällen lägre vid utloppet än inloppet, dock oftast med små differenser (Fig. 11). För denna parameter ger Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) ingen bedömningsgrund. Inga TSS-halter ligger över Sth-riktvärdet.



Figur 11. Koncentration av Totalt suspenderat material (TSS) vid in- och utloppet i Skälby Dämme, Kalmar, under perioden 2001-12-04 – 2004-11-16. Sammanbindning av punkter bara vid månatliga prover. Samma data som i tabell 1.

3.2.1.2. Belastning och avlastning (reduktion)

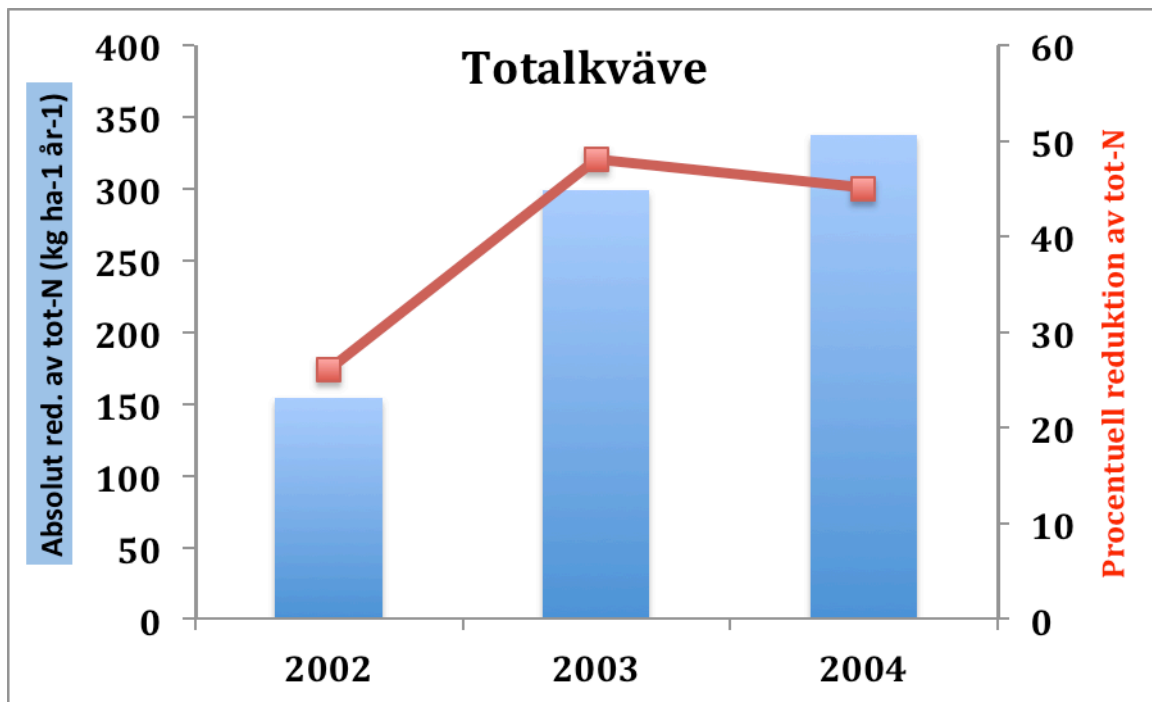
Belastningen på Skälby Dämme (0.94 ha) av näringsämnen från tillrinningsområdet varierade mellan de tre studerade åren (2002, 2003 och 2004), i genomsnitt 670 kg tot-N / ha och år, respektive 52.3 kg tot-P / ha och år. Både total-kväve och total-fosfor visar en tydligt ökande trend över de tre åren, särskilt fosfor (Tabell 3).

Generellt ökade starkt den flödesvägda reduktionen av tot-N över de tre åren, från 154 till 337 kg tot-N ha⁻¹ år⁻¹, med ett genomsnitt på 263 kg tot-N ha⁻¹ år⁻¹, medan reduktionen av tot-P ökade i något mindre grad, från 15.6 till 22.3 kg ha⁻¹ år⁻¹, med ett genomsnitt (Mv) på 18.2 kg tot-P ha⁻¹ år⁻¹ (Tabell 3, Figur 12-13). Genom de ökande belastningsmängderna ger detta en tydlig ökning av tot-N-reduktion från 26 till 45 % (Mv = 40 %), respektive en viss nedgång av tot-P-reduktion från 39 till 30 % (Mv = 35 %) (Tabell 3, Figur 12-13).

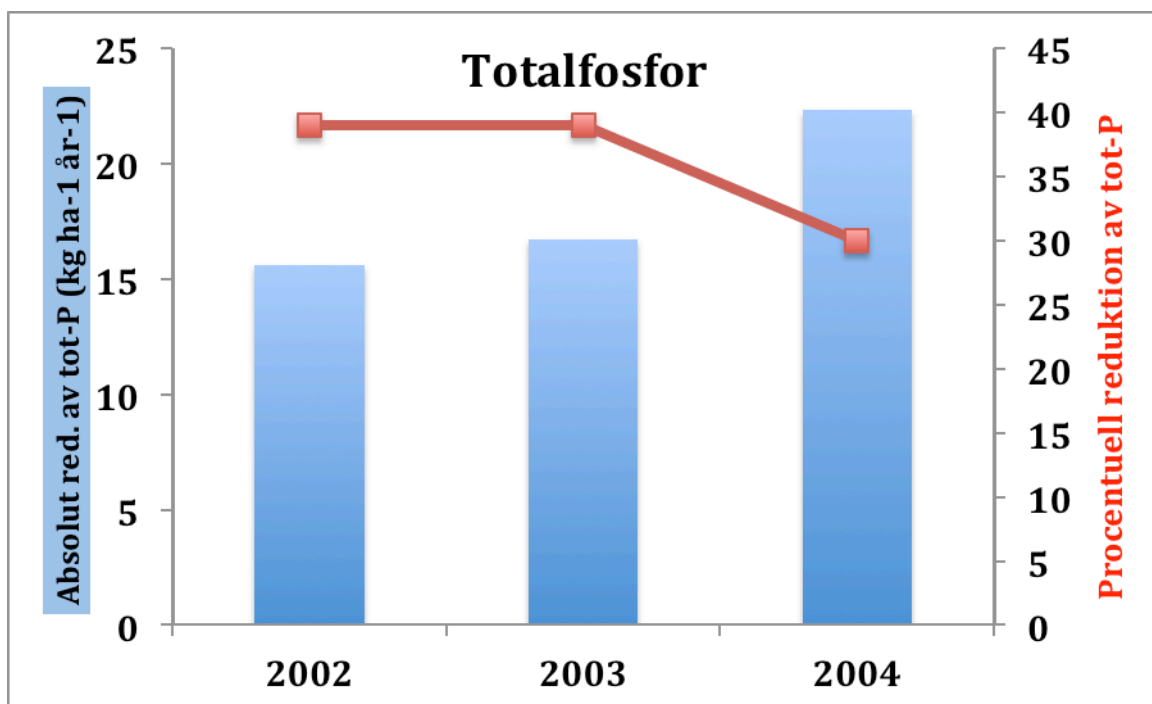
Även reduktion av nitrat+nitrit, ammonium och fosfat ökade från första till andra året, medan suspenderade ämnen, TSS, minskade (Tabell 3, ingen figur för dessa). Dessa uppgifter är kanske dock lite mer osäkra.

Tabell 3. Årlig total belastning och total reduktion för näringsämnen och TSS i Skälby Dämme 2002 – 2004. Belastning ("belast") och absolut reduktion ("abs. red") anges i kg ha⁻¹ år⁻¹, medan "% red" anger procentuell reduktion. Alla värden har vägts mot vattenflöde (tillrinning). Antal mätvärden (månader) anges i parentes, och streck anger alltför få värden för beräkning. Genomsnittsvärden beräknade på tre respektive två år. Värden i fetstil är (kanske) mest intressanta, visas därför även i Fig. 12.

		2002	2003	2004	Genomsnitt
Tot-N	belast	586 (8)	621 (8)	804 (6)	670
	abs. red	154	299	337	263
	% red	26	48	45	40
NO ₃ ⁻ -N + NO ₂ ⁻ -N	belast	368 (5)	251 (8)	– (2)	310
	abs. red	62.4	135	–	98.7
	% red	17	54	–	31
NH ₄ ⁺ -N	belast	117 (5)	139 (8)	– (2)	128
	abs. red	46.4	108	–	77.0
	% red	40	78	–	59
Tot-P	belast	39.6 (8)	43.2 (8)	74.1 (6)	52.3
	abs. red	15.6	16.7	22.3	18.2
	% red	39	39	30	36
PO ₄ ³⁻ -P	belast	22.9 (8)	24.4 (8)	– (1)	23.7
	abs. red	7.7	12.4	–	10.1
	% red	33	51	–	42
TSS	belast	3878 (8)	2560 (8)	– (2)	3219
	abs. red	2289	1096	–	1693
	% red	59	43	–	51



Figur 12. Årlig flödesvägd reduktion i Skälby Dämme av totalkväve i absoluta mängder (staplar) och i procent (linje).



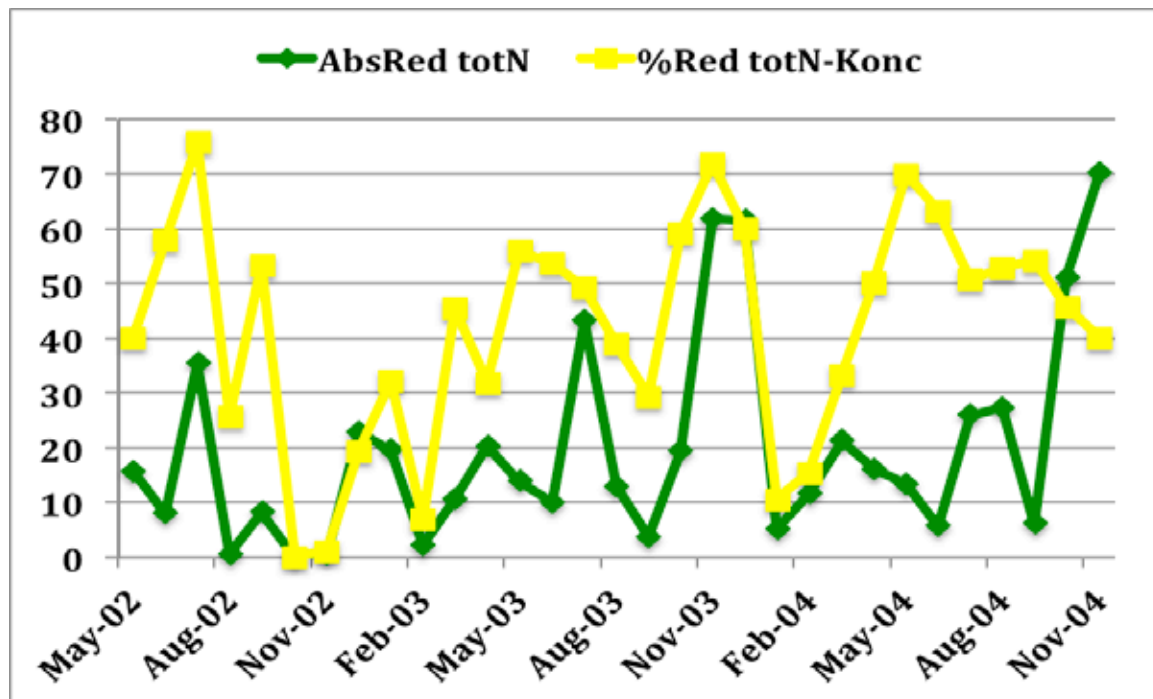
Figur 13. Årlig flödesvägd reduktion i Skälby Dämme av totalfosfor i absoluta mängder (staplar) och i procent (linje).

Uppdelat i månadsvisa resultat av absolut reduktion, dvs flödesvägda, ger en bild med stor variation, vilket är rimligt pga slumpens roll när ett vattenprov får representera en hel månad.

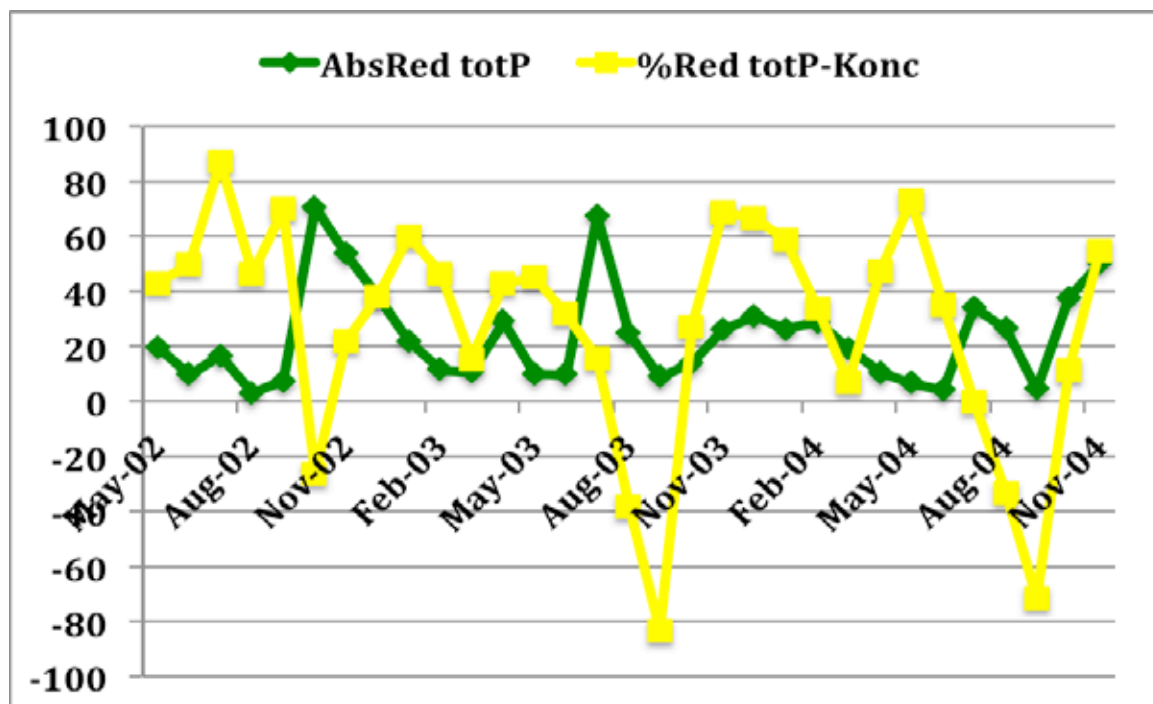
Ett ”enkla” sätt att presentera reduktion är att för respektive parameter visa procentuell förändring, oftast minskning, i koncentration mellan varje mätillfälles In- och Ut-vatten, se även avsnitt 2.4. Variationen i sådana värden blir mycket stor, oftast syns en ”reduktion” mellan ca 5 och 80 %, men även ganska ofta erhålls negativa värden, speciellt för fosfor pga låga värden. Värdena speglar dock egentligen inte reduktion så bra, då alltså ingen hänsyn tas till vattenflödet, och slumpens roll blir stor, se mer i diskussionen. Denna form av utvärdering är dock ganska vanligt förekommande i rapporter.

Ett försök har gjorts nedan för att se huruvida ”procent-metoden” någorlunda kan spegla ”absolut-metoden”, för totN och totP, dvs om kurvorna någorlunda följer varandras mönster (Fig. 14-15). Som synes verkar utfallet någorlunda hyfsat för kväve, men betydligt sämre för fosfor. En god korrelation skulle kunna tillåta en förenklad insats utan att mäta vattenflödet, dvs att bara använda värden på Ut- och In-koncentrationer.

Dock, för totN erhålles visserligen en signifikant korrelation, men med ett lågt r^2 (0.181), för totP finns inget samband alls.



Figur 14. Månatlig reduktion av totalkväve, dels i absolut mängd #kg ha⁻¹ månad⁻¹, dels procentuell förändring av koncentration [In - Ut] i Skälby Dämme, Kalmar, under tidsperioden maj 2002 – november 2004.



Figur 15. Månatlig reduktion av totalfosfor, dels i absolut mängd #kg ha⁻¹ månad⁻¹, dels procentuell förändring av koncentration [In - Ut] i Skälby Dämme, Kalmar, under tidsperioden maj 2002 – november 2004.

3.2.2. pH

pH i vattenproverna mättes endast i december 2001 och i maj 2002 (Tab. 1). Värdena varierade mellan 7,3 och 8,2 och utan mönster inom våtmarken. Vatten med pH-värde $\geq 7,1$ innebär enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) mycket god buffertkapacitet.

3.2.3. Metaller

Inga beräkningar av belastning, avlastning eller reduktionseffektivitet för metaller utfördes, pga alltför stor variation och oftast under respektive detektionsgränser.

Kadmium (Cd)

Koncentrationerna av kadmium låg alltid under detektionsgränsen, 0,0001 mg/l, förutom vid inloppet i december 2001 då halten var 0,0001 mg/l och i januari 2003 då halten var 0,0002 mg/l (Tab. 1). Dessa halter anses som låga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999).

Krom (Cr)

Koncentrationerna av krom låg alltid under eller lika med detektionsgränsen, 0,001 mg/l (Tab. 1) och halter under 0,005 mg/l anses enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) vara låga.

Koppar (Cu)

Koncentrationerna av koppar varierade mellan $<0,001$ och 0,005 mg/l vid inloppet och mellan $<0,001$ och 0,002 mg/l vid utloppet (Tab. 1). Flertalet halter ($\leq 0,003$ mg/l) anses som låga (Naturvårdsverket 1999).

Bly (Pb)

Koncentrationerna av bly varierade mellan $<0,001$ och 0,002 mg/l vid inloppet och mellan $<0,001$ och 0,001 mg/l vid utloppet (Tab. 1). Flertalet halter ($\leq 0,001$ mg/l) anses som låga (Naturvårdsverket 1999).

Zink (Zn)

Koncentrationen låg mellan $<0,010$ och 0,039 mg/l vid inloppet och mellan $<0,010$ och 0,030 mg/l vid utloppet (Tab. 1). Hälften av halterna ($\leq 0,005$ mg/l) anses som låga, övriga måttligt höga (Naturvårdsverket 1999).

Samtliga metallhalter ligger i samma storleksordning som, eller väsentligt lägre än, föreslagna preliminära riktvärden (kategori 1M), framtagna vid studier av två dagvattendamm-system i Stockholm (Alm m fl 2010). Detta gäller troligen även för bly, även om nämnda studie skiljer på löst och partikelbundet, medan detta inte gjordes i Skälby Dämme.

3.2.4. Kolväten

Totalt extraherbara alifatiska ämnen

Koncentrationen av totalt extraherbara alifater varierade oregelbundet i Skälby dämme mellan $<0,1$ mg/l och 2,1 mg/l (Tab. 1).

Oljor (opolära alifatiska kolväten)

Koncentrationen av oljor varierade utan mönster, lägsta respektive högsta koncentration var $<0,1$ mg/l och 0,5 mg/l (Tab. 1).

Totalt extraherbara aromater

Koncentrationen av totalt extraherbara aromater var i samtliga fall lägre än detektionsgränsen, 0,2 mg/l (Tab. 1).

För dessa kolväten finns inga bedömningsgrunder, men ett preliminärt riktvärde från Stockholms Län återgivet i Alm m fl (2010) har angetts till 0,4 mg/l, för s.k. oljeindex, vilket ”förr” (troligen innan 2010) avsåg totalt extraherbara alifater (TEA), riktvärdet borde alltså då

varit högre. Numera avser oljeindex opolära alifater (OA) och aromater, alltså inte riktigt jämförbart med dessa analyser. Dessa ting kan alltså vridas och vändas på, men nästan alla uppmätta värden från Skälby Dämme ligger likväl under Sth-riktvärdet, undantaget två prover från Pp 2 från december 2001. Dessa värden, TEA på 2.1 mg/l och OA på 0.5 mg/l, hamnar med dessa osäkerheter och förbehåll ändå ungefär på riktvärdet för oljeindex på 0.4 mg/l.

3.3. Sedimentkemi

3.3.1. Metaller

Metallhalter i sedimentet analyserades bara vid ett tillfälle, 2001-12-04. **Kadmium** varierade mellan 0.33 mg/kg torrsubstans (TS) och 0.85 mg/kg TS (Tabell 4), vilka bedöms som mycket låga till låga halter (Naturvårdsverket 1999). **Krom** uppvisade föga skillnader mellan lokalerna, mellan 16 mg/kg TS och 18 mg/kg TS, vilket är låga halter. **Koppar** varierade utan mönster och var låga till måttligt höga, 18-69 mg/kg TS. **Bly** låg på liknande nivåer som koppar, mellan 19 mg/kg TS och 66 mg/kg TS, och bedöms som mycket låga till låga halter. **Zink** uppvisar betydligt högre halter, mellan 103 mg/kg TS och 385 mg/kg TS, vilka bedöms som mycket låga till måttligt höga halter.

Tabell 4. Koncentration i sediment (mg/kg TS) av kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), bly (Pb) och zink (Zn), samt torrsubstans (TS) och glödrest (% av TS), vid provtagningspunkterna 1, 2, 3 och 4 i Skälby Dämme, Kalmar, 2001-12-04, för dessas läge se Figur 2. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999): Blått = mycket låga, grönt = låga, gult = måttligt höga halter.

Sedimentprov	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	TS (%)	Glödrest
Provpunkt 1 ≈ In	0.76	18	69	66	385	26	88
Provpunkt 2	0.33	18	18	19	103	28	95
Provpunkt 3	0.35	16	26	23	155	25	89
Provpunkt 4 ≈ Ut	0.85	16	43	41	320	21	85

3.3.2. Glödrest

Glödresten varierar oregelbundet och är som lägst 85 % av torrsubstansen (TS) och som högst 95 % av TS (Tabell 4).

3.4. Växter

Samtliga noterade arter under 2001 – 2004 presenteras i Bilaga 1, med uppgifter om antalet zoner som de olika arterna påträffades i. Zonerna visas i Figur 2.

Vegetationsstrukturen i Skälby Dämme förändrades tämligen drastiskt under de fyra studerade åren; två kriterier beskriver denna förändring tydligt. De flesta zoner visar ett år efter ”starten” en klart gles vegetation, men redan ett år senare är flertalet ”välfyllda” (Tabell 5, kriterium K4). Antalet zoner med undervattensvegetation, alltså att någon sådan alls fanns, minskade snabbt från flertalet zoner till ett fåtal från år 1 till år 2 (K9). Någon signifikans i dessa förändringar kunde dock inte testas, eftersom respektive siffror är antal zoner av alla.

Totala antalet arter i hela våtmarkssystemet ökade något under de fyra åren (K1), men detta bekräftas inte av genomsnittliga antalet arter per zon (K2). Det totala ackumulerade antalet arter för 2000-2004 blev 43, alltså fanns en viss omsättning, vissa försvann, andra tillkom. Ett möjligtvis bättre mått på biologisk mångfald (biodiversitet) ges av kvoten K2/K1, som speglar förändring av mångfald ”i den lilla skalan”. Detta mått visar en svagt nedåtgående trend (K3), motsatsen vore önskvärd.

Vass (*Phragmites australis*) förekom i ett ungefär konstant antal zoner (K7), men den blev dominant i fler zoner efter två år (K8). Andelen [gräs + halvgräs] av alla växter (K6) ökade något efter ett par år. Zonbredden ökade något i början, men verkar sedan ligga konstant (K5).

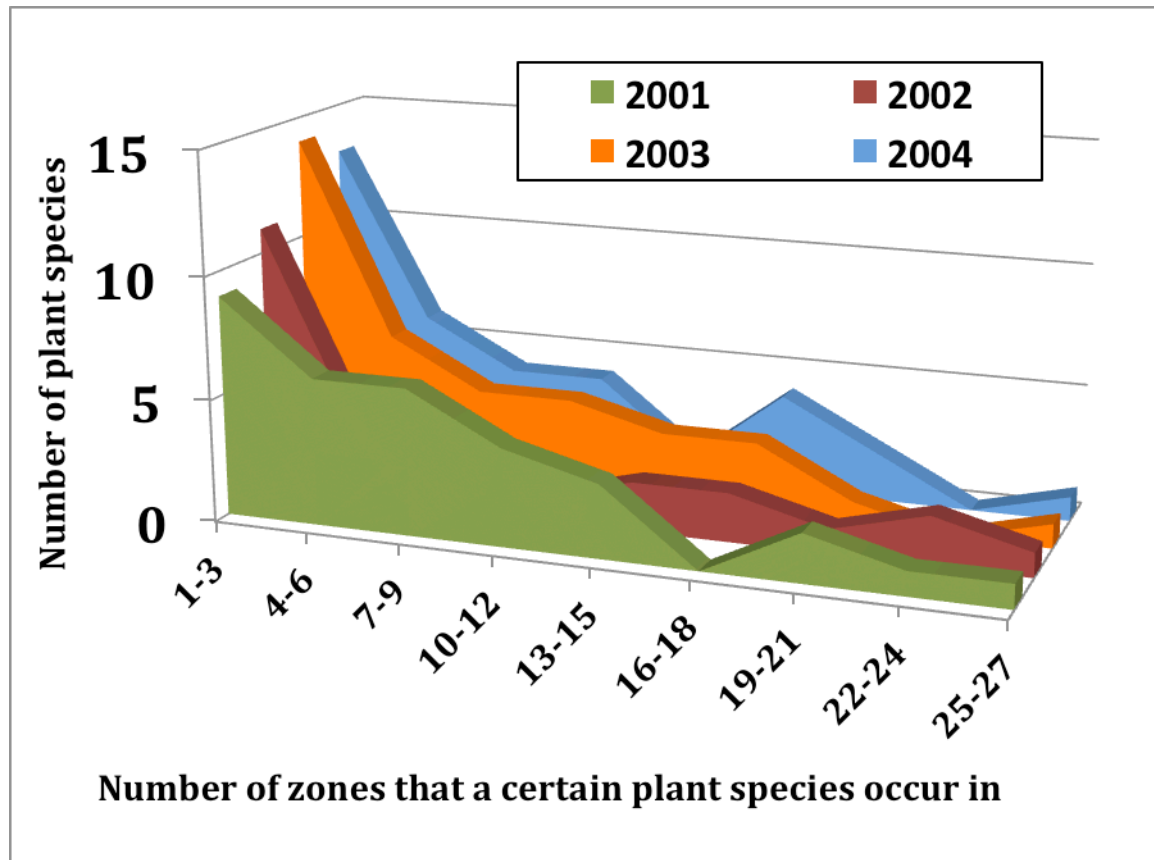
Den vanligaste arten var redan från början havssäv (*Bolboschoenus maritimus*) som fanns i alla zoner, och dominerade i 80% av dem (K10-K11). Kaveldun (*Typha latifolia*) och vecketåg (*Juncus effusus*) var relativt vanliga, den första med tendens att öka, den senare att minska (K12 – K15).

Tabell 5. Bedömning av utvecklingen av växtsamhällena i Skälby Dämme 2001-2004. För kriterierna K1 – K9 är värderingen "önskvärt" (att öka) baserad på följande generella avsikter och förutsättningar ("orsak"): 1) att gynna och utveckla biologisk mångfald (Bio+ i K1 – K6); 2) att vass är mer motståndskraftig mot nedbrytning än andra örter, därmed lägre denitrifikation (Nedbrytn– i K7 – K8); 3) att gynna och utveckla undervattensvegetation, eftersom sådan gynnar denitrifikation (Denitri+ i K9). Kriterierna K2 och K5, de enda parametrarna som kunde signifikantestast, visade ingen signifikant förändring över tid (Envägs ANOVA). I nedre delen av tabellen visas förekomst och dominans av även andra vanliga graminider, men har inte värderats som beskrivits ovan ("önskvärt/orsak"). Dessa graminider är havssäv (*Bolboschoenus maritimus*), kaveldun (*Typha latifolia*) och vecketåg (*Juncus effusus*).

Kriterium	2001	2002	2003	2004	"Önskvärt?"	Orsak
K1 Antal arter i hela dammsystemet	32	27	36	35	Ja	Bio+
K2 Antal arter / zon (genomsnitt)	11.8	9.4	11.8	11.1	Ja	Bio+
K3 Kvot C2/C1	0.37	0.35	0.33	0.32	Ja	Bio+
K4 Antal zoner med gles vegetation / luckor	13	4	3	2	Ja	Bio+
K5 Zonbredd (genomsnitt)	4.0	4.7	4.5	4.5	Ja	Bio+?
K6 Andel arter graminider av alla arter (%)	28	26	31	32	Nej	Bio+?
K7 Antal zoner med bladvass (<i>P. australis</i>)	15	19	17	17	Nej	Nedbrytn–
K8 Antal zoner dominerade av bladvass	1	1	3	4	Nej	Nedbrytn–
K9 Antal zoner med undervattensväxter	16	6	9	3	Nej	Denitri+

K10 Antal zoner med havssäv	25	26	25	27	–	–
K11 Antal zoner dominerade av havssäv	22	23	23	22	–	–
K12 Antal zoner med kaveldun	8	13	12	13	–	–
K13 Antal zoner dominerade av kaveldun	1	1	1	1	–	–
K14 Antal zoner med vecketåg	21	23	19	19	–	–
K15 Antal zoner dominerade av vecketåg	4	3	1	1	–	–

Ett annat sätt är att grafiskt visa hur många arter som finns i hur många zoner (Fig. 16). Man ser där att antalet arter som finns i många zoner efterhand sjunker, och det blir fler arter som bara finns i ett lågt antal zoner. Flera arter blev alltså allt mer sällsynta, samtidigt som några blev alltmer vanliga, dvs dominerande, och de ”mellanvanliga” blev allt färre, dvs växtsamhällets biodiversitet minskade.



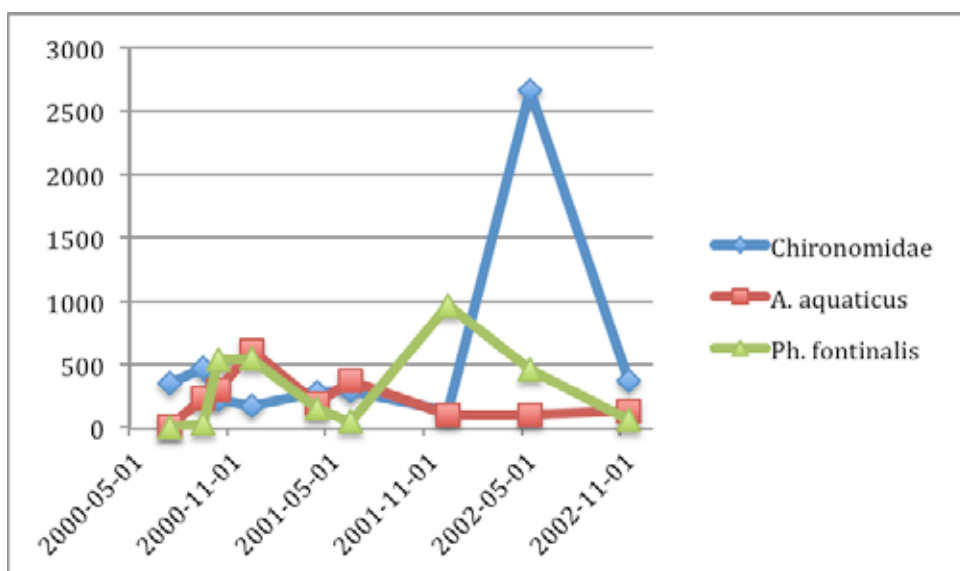
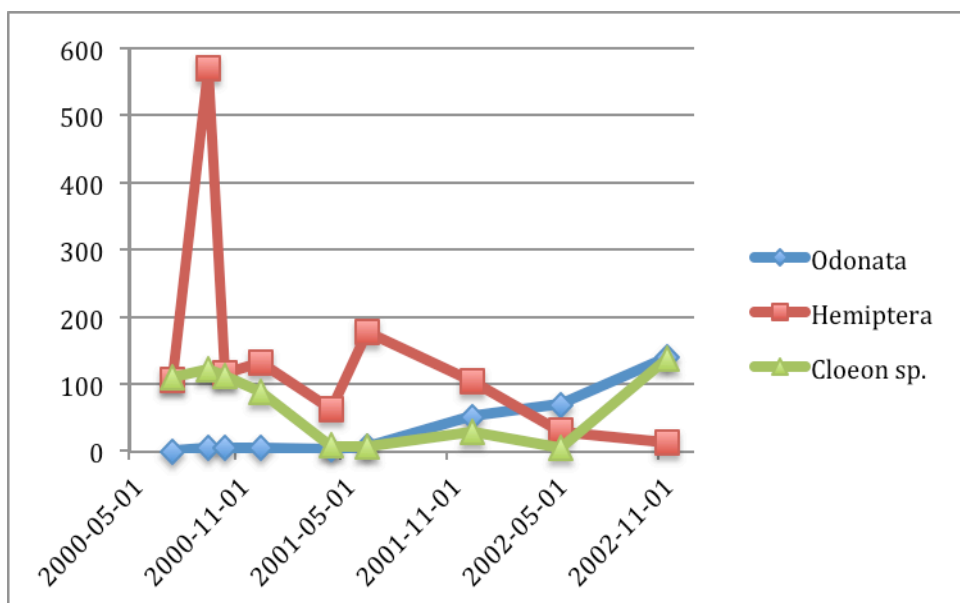
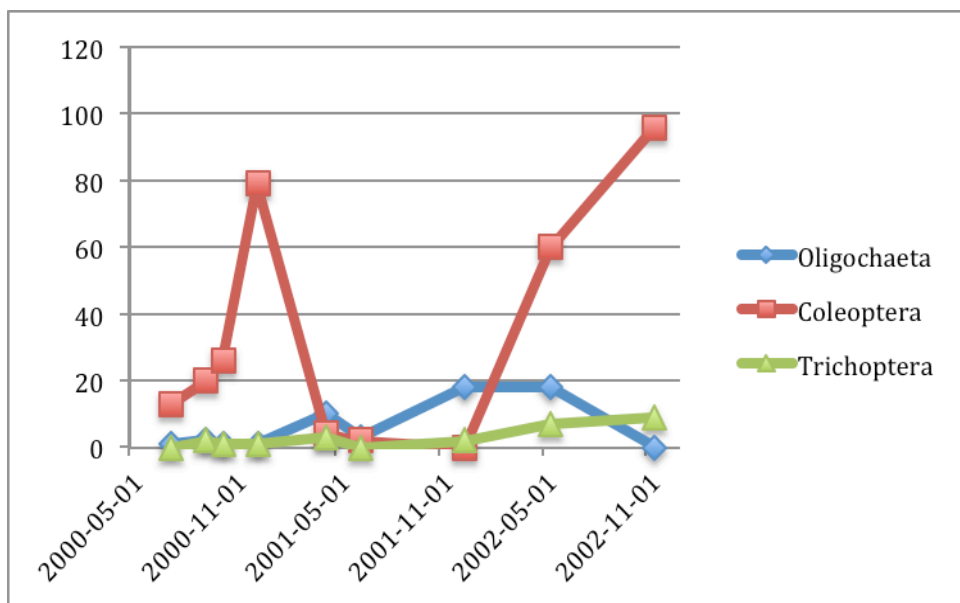
Figur 16. Antal växtarter som förekommer i hur många vegetationszoner in Skälby Dämme 2001 – 2004. Figuren från Herrmann (2012).

Växtarter som ökade till fler zoner var älgört (*Filipendula ulmaria*), strandlysing (videört) (*Lysimachia vulgaris*), kärresilja (*Peucedanum palustris*), besksöta (*Solanum dulcamara*), spikblad (*Hydrocotyle vulgaris*) och vattenmynta (*Mentha aquatica*) (Bilaga 1). Minskning kunde ses av brunskära (*Bidens tripartita*), svalting (*Alisma plantago-aquatica*), kärddunört (*Epilobium palustre*), vattenmåra (*Galium palustre*), revsmörblomma (*Ranunculus repens*) and mannagräs (*Glyceria fluitans*) (Bilaga 1).

3.5. Bottenfauna (evertebrater)

Alla arter/grupper från alla nio provtagningstillfällena 2000 – 2002 redovisas i Bilaga 2, där också deras förekomst graderats grovt i tre nivåer; enstaka, medelvanlig eller talrik, varvid viss hänsyn togs till hur pass vanlig respektive art/grupp brukar vara i denna typ av miljöer. Under de första månaderna koloniserades Skälby Dämme av ca 50 arter/högre taxa av evertebrater.

De mest framträdande grupperna under denna fas var skalbaggar (huvudsakligen olika arter av dykare), skinnbaggar (huvudsakligen olika arter av buksimmare) och fjädermygglarver (Fig. 17). Även dagsländan *Cloeon dipterum* var rätt typisk de första månaderna, om än i betydligt lägre antal än de andra tre (Fig. 17).



Figur 17. Abundans (antal) av arter/grupper av bottenfauna (evertebrater) under åren 2000 – 2002 i Skälby Dämme. All värden är genomsnitt av max fyra prover (för detaljer, se metoddelen), vanligen med CV värden på 50-120 %. Notera att abundansskalorna är olika i de tre figurerna. Figuren från Herrmann (2012).

Oligochaeta = vattendaggmaskar Coleoptera = skalbaggar Trichoptera = Nattsländor
 Odonata = trollsländor (inkl flick-) Hemiptera = skinnbaggar Cloeon sp. = en dagslända
 Chironomidae = fjädermyggor A. aquaticus = en gråsugga Ph. fontinalis = en snäcka

Ungefär ett halvår efter att vattnet fyllt ut de grävda dammarna, hade även gråsuggan *Asellus aquaticus* och snäckan *Physa fontinalis* ökat tydligt i antal, vilka dock senare uppvisade stor variation i antal, liksom även *Cloeon dipterum* (Fig. 17).

Två och ett halvt års studier, även om med avtagande provtagningsfrekvens, antyder att artantalet minskat, mest beroende på att många skalbaggar försvann, även om de kvarvarande arterna ökade i individantal (Bilaga 2).

Sett över hela den studerade perioden förblev nattsländelarver, trollsländelarver och vattendaggmaskar i låga art- och individantal, utom flicksländelarven (undergrupp av trollsländor) *Ischnura elegans*, som ökade tydligt under 2002.

Representanter av planktonmygglarv och hoppkräftor samt små- och storspigg förekom tillfälligtvis i måttliga antal, men inkluderades inte i redovisningen, pga inte bottenlevande.

4. DISKUSSION

I denna rapport hålls diskussionen relativt kortfattad, då trots dess sena produktionsår (2011, rev. 2013) ändå bara speglar läget under de första åren av Skälby Dämmes existens, dvs ca 2000 – 2004, lite beroende på parameter (se kap. 2). Däremot, hösten 2012 föreligger ett komplett uppföljningsår september 2011 – augusti 2012; kemi, växter, bottenfauna och lite fiske. I den rapport som därefter skrivs kommer en mer djuplodande analys av förändringarna över dessa cirka tio år att kunna göras, kopplandes till relevanta vetenskapliga publikationer. Det gäller i synnerhet de biologiska studierna, här kommenteras ganska kortfattat.

Ett antal övergripande och konkluderande kommentarer på de viktigaste resultaten inom denna studie presenteras för tydlighetens skull i sammanfattningen, alltså i början av rapporten.

4.1. Vattenkemi

Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) bör alltså för det dagvatten som tillförs Skälby Dämme kvävehalterna vid de flesta tillfällena betraktas som mycket höga (ett fåtal bara ”höga”) och fosforhalterna som extremt höga (ett fåtal bara ”mycket höga”).

Belastningen, alltså ”mängd ämne” per tid, på Skälby Dämmes vatten av kväve och fosfor är väsentligt lägre än våtmarker/dammar (avrinning från jordbruksmarker) studerade i södra Sverige (Arheimer och Wittgren 2002, Tonderski m fl 2005). Trots detta är den erhållna absoluta reduktionen per ha damm-yta, dvs årsgenomsnittet, ungefär hälften av vad som beräknades i de nämnda dammarna. Detta uttrycker förvisso en någorlunda god effektivitet, troligen tack vare en förhållandevis lång uppehållstid, men kan också vara en funktion av högt näringsupptag för produktion av expanderande biomassa i början av våtmarkens existens, liksom att ackumulation av suspenderade partiklar då är hög. Denna i varje fall partiella förklaring styrks av att reduktion av fosfor ökar svagt, och TSS minskar något, över de studerade åren 2002-2004, medan kvävereduktion snarast ökade påtagligt under denna period.

Skälby Dämmes årliga procentuella reduktion av kväve och fosfor var likväl jämförelsevis hög, i genomsnitt över (nästan) tre år 40 % för totalkväve respektive 36 % för totalfosfor, alltså jämfört med de svenska studierna nämnda ovan. Hvitved-Jacobsen m fl (1994) studerade dagvatten från vägar och fann en hög fosforreduktion (60-70%) vara möjlig. De fann att 60-80 % av fosfor i vägdagvatten är bundet till suspenderat material. Vi känner inte denna andel för vattnet till Skälby Dämme, men de betydligt lägre TSS-värdena antyder ju mindre möjligheter till så hög fosforreduktion i Skälby Dämme.

Fraktionerna av kväve, dvs nitrat och ammonium, visar samma starka uppåtgående trend som totalkvävet, och detta oavsett om betraktat i absolut eller procentuell förändring. För fosfor är det lite mer oklart, fraktionen fosfat ökar relativt tydligt, medan totalfosfor ökar som absolutmängd, men visar en procentuell minskning, dock bara två år för fraktionerna.

De av Skälby Dämme presterade reduktionseffekterna är relativt höga jämfört med beräkningar på förväntade utfall enligt modeller presenterade av Weisner och Thiere (2010), baserade på ett stort antal våtmarker av olika slag.

Reduktionen av kväve verkar alltså öka 2002 – 2004, medan fosfor verkar lite mer oklart. Alltså bekräftas Hypotes 1 men inte Hypotes 2, ingen av tendenserna kan dock testas statistiskt. Orsakerna torde vara en på bottnen ökande kolkälla (växtbiomassa tillförs som TSS; gynnar kvävereduktion) respektive minskande biomassaproduktion gm fotosyntes (missgynnar ffa fosforreduktion), se nedan.

Uppdelningen i månadsvis absolut reduktion, alltså flödesvägd, visar stor variation, vilket är naturligt pga slumpens roll när endast ett vattenprov får representera en hel månad. Ett ganska vanligt sätt är att låta koncentrations-differenser [In – Ut] vara en approximation för reduktion, man använder alltså mätvärdena av näringshalter vid ”månadens enda tidpunkt”

men beaktar inte det över tid kraftigt varierande vattenflödet mellan månader. Dessa två sätt att spegla månadsvariationerna presenterades i Fig. 14-15. Man finner då att variationen är något måttligare för absolut-kurvan, det analys sättet är ändå att föredra. Det finns en klar tendens att reduktion, mätt som procent, undervärderas vid höga vattenflöden, och detta är mest tydligt för fosfor. Orsaken är sannolikt utspädning, men den verkliga, dvs absoluta reduktionen blir ändå rätt god då, pga av de ökade mängderna av näringsämnen.

En sådan %-reduktions-utvärdering av dessa data från Skälby Dämme gjordes av Selander (2008), men några värden saknades/uteslöts eller hade placerats lite fel, vilket dock föga påverkar resultatet, och konklusionen att absolut-reduktion torde vara bättre, dvs vattenföringsmätning behövs. Selander (2008) presenterar medelvärden för serierna av procentuell reduktion, alltså baserat på koncentrations-skillnader In-Ut, av respektive näringsämnen, dels för varje år, dels för hela perioden. Dessa är i flertalet fall någorlunda nära de procentsiffror som i föreliggande rapport, men är baserade på absolut reduktion, men i andra fall starkt avvikande från vad som presenteras i denna rapport. Man kan se att variationen är mycket större för Selanders värden, alltså sannolikt mer osäkra, och i vissa fall bygger de på alltför få värden. Troligen ger detta även en överskattning av reduktionsbilden.

Den ”reduktion” av TSS, som uppmätta differenser mellan In och Ut speglar, är relativt god under vissa delar av perioden, med en tendens att sjunka när stora vattenflöden passerar, totalt med ett spann på 5–80 %. Hvitved-Jacobsen m fl (1994) fann 80-90 % möjlig i ett liknande system. Det syns ingen klar koppling mellan TSS-koncentrationer i sig och vattenflödet.

En god TSS-reduktion är värdefull på flera sätt; det ger en minskad belastning av organiskt material på recipienten, i detta fall främst Skälbyviken. I Skälby Dämme ”infångad” TSS kan binda fosfor och metaller, och materialet kan fungera som viktig kolkälla vid denitrifikationsbakteriernas kvävereduktion av främst nitrat, det blir kvävgas till luften.

Sammantaget synes Skälby Dämmes näringsreducerande effekt under dessa första år ha varit relativt god, även om den i absoluta tal minskade belastningen på Skälbyviken inte är så stor.

Det kan också påpekas att det för samtliga kväve- och fosfor-parametrar kunde påvisas en starkt signifikant trend (parvis t-test) att Ut-koncentrationer nästan alltid var lägre än In-koncentrationer (se 3.2.1).

De få värden som togs av pH visar, som väntat, att någon försurning inte alls föreligger, inte heller motsatsen.

Det är generellt låga halter metaller i vattnet (enl Naturvårdsverket 1999); de flesta uppmätta koncentrationerna låg t.o.m. under respektive metalls detektionsgräns. Engelska studier av dagvatten-dammar visar 2–10 ggr högre metallhalter i vattnet (Scholes m fl 1998). De lägre halterna i Skälby Dämme kan bero på att metaller, särskilt bly, inaktiveras av den ökande förekomsten av organiskt material på botten (Hvitved-Jacobsen m fl 1994, Wymazal 2003).

Inga egentliga jämförelser av metallkoncentrationer mellan in- och utgående vatten eller beräkningarna av avskiljning har gjorts, främst pga att värdena oftast ligger under respektive detektionsgränser. De få värden som eventuellt skulle kunna användas pekar möjligen på reduktion med några tiotal procent. MEN osäkerheten ÄR alltså stor, och de flesta halt-uppgifter kan inte alls användas i detta syfte. Vid en liknande studie av dagvattenbehandling i Danmark fann Hvitved-Jacobsen (1994) 40–90 % avskiljning av tungmetaller, man menade att 30-80% av metallerna kommer med TSS. Wymazal (2003) fann mycket god reduktion (oftast 80-100%) av bly, nickel och kadmium, sämre för järn, och menar att såväl sediment som växterna bidrar. I och med att suspenderat material reduceras i dämnet, finns det alltså en möjlighet att en avskiljning av metaller faktiskt sker, men oklart hur stor.

Eftersom de tre fraktionerna av kolväten/olja analyserades vid endast tre tillfällen och halterna låg nästan alltid under respektive detektionsgränser, kan inget sägas om reduktion. Dock verkar alltså halterna ligga under de tillgängliga riktvärden.

4.2. Sedimentkemi

De mycket låga till måttligt höga metallkoncentrationerna (enl Naturvårdsverket 1999) var låga i jämförelse med två nykonstruerade dagvattendammar i England som behandlar dagvatten (Scholes m fl 1998). Därmed finns anledning att tro att de låga metallhalterna i sedimentet beror både på måttlig belastning och systemets ringa ålder vid provtagningen, bara drygt ett halvår. Vid pH mellan 7,5 och 8,5 binds metaller hårt till sedimentet (Yousef m fl 1990). Detta borde alltså gälla även för Skälby Dämme där pH i vattnet låg mellan 7,3 och 8,2, men i varje fall på sikt borde halterna öka.

Halterna av metaller i sediment i dämnet visar för koppar, bly och zink en tendens till mönster av sjunkande halter från första (inloppet) till sista provtagningspunkten, men mer oklart för kadmium och krom. Enligt Wymazal (2003) sedimenterar de partikulära metallerna snart efter inloppet i dammar som tar emot dagvatten och ger således högst metallhalter i sedimentet närmast inloppet, men även växternas roll poängteras.

Efterhand kommer sannolikt metallhalterna i Skälby Dämmes bottensediment att öka och bli mätbara med större säkerhet. Pga denna ansamling i bottnen kommer frågan att efterhand aktualiseras hur detta miljöfarliga avfall bör betraktas och hanteras.

4.3. Växter

Makrofyter, alltså ”större växter”, inte planktoniska alger, men både de som finns bara nere i vattnet och de som huvudsakligen växer upp över vattenytan, är de viktigaste biologiska komponenterna i grunda vattenecosystem, då de gynnar en högre diversitet (mångfald) av alla organismer, alltså både växter och djur (t ex Pieczynska 1995). Den viktigaste enskilda icke-biologiska faktorn torde vara vattenstånds-fluktuationer (Greenway m fl 2007), andra faktorer som föreslagits är fysisk komplexitet, våtmarkens yta men även variationen i tillrinningsområdet, men kanske i mindre grad vattnets kemi, se översikt i Herrmann (2012).

Även om Skälby Dämme i likhet med de flesta anlagda våtmarker/dammar tillskapats för reduktion av näring eller vattenflöde, betonas ofta även deras potential och värde för den lokala biologiska mångfalden. Detta kan vara en konflikt eftersom man ofta vill eller nödgas ha ganska konstant vattennivå. I Skälby Dämme finns en liten, men troligen alltför liten, vattenståndsvariation. Likaledes är sluttningsvinkeln på stränderna i Skälby Dämme; visserligen något varierande, men generellt alltför brant.

Likväl koloniserades damm-systemet som helhet under de första åren av ca 45 olika arter av (mer eller mindre typiskt) vattenlevande vattenväxter. Det fanns en svag trend av ökande (totalt) artantal, om än med en viss nedgång andra året, dock bekräftades försiktigtvis Hypotes 3 vad gäller växter. Antalet arter är något fler än vad som noterades i Kalmar Dämme (Herrmann & Thorén 2003), och motsvarar ungefär det genomsnitt som rapporterats för en grupp konstruerade våtmarker i Skåne (Ekologgruppen 2010).

Just i de skånska våtmarkerna hittades ett antal sällsynta växtarter, speciellt under de första åren. Detta är ju naturligt, när fria ytor tillåter kolonisation av pionjärarter, vilka oftast efterhand blir bortkonkurrerade av mer dominanta arter. Ett exempel på detta i Skälby Dämme är brunskära, en ettårig växt, som ofta är ganska vanlig 2-3 år, men sedan försvinner (så även observerat i Kalmar Dämme). De som i Skälby Dämme generellt tog över mer och mer under de studerade åren 2001-2004 var gräs och halvgräs, på övriga örter bekostnad. Det verkar som att de ”mellanvanliga” arterna blev färre av, några få ovanliga (i få zoner) finns kvar, men arter som finns i nästan alla zoner blir fler, vilket innebär ett slags ”trivialisering” (Tonderski m fl 2003).

Den dominerande arten från början är havssäv, högst troligt pga att den fanns i området redan innan våtmarken etablerades, detta alltså trots att det inte varit en havsvik på åtskilliga decennier. Att gräs och halvgräs ökar är kanske negativt inte bara ur något slags naturvårdsperspektiv” (anses nog av många som mindre intressanta/spektakulära/önskade), utan torde även missgynna denitrifikation (kvävereduktion), pga dessa växters måttliga

ytförstoring, Till detta kan även läggas att gräs och halvgräs är mer svårnedbrytbara, och är mindre populära som föda för bottenlevande djur och bakterier. Enligt Karin Tonderski (muntl. komm.) är dock emergenta växters undervattendelar väl så bra för de denitrifierande bakterierna, dock kan ju emergenta växter inte finnas på de dominerande djupare delarna.

Strändernas växtbård med en bredd mellan en knapp meter dryga tiotalet förtätades och breddades generellt över de fyra åren, huvudsakligen pga ökningen av gräs och halvgräs. Hypotes 4 bekräftades.

För maximal denitrifikation är det bra med ordentliga bestånd av undervattensväxter, som ger ökad bladyta tillgängliga för bakterierna (Thorén 2007). I Skälby Dämme minskade sådana växter över dessa fyra år, alltså tvärsen mot Hypotes 5. Orsaken är troligen den grumlighet som snart började märkas, kanske ett resultat av ökad mängd botten-bökande fiskar, t ex sågs senare en stor karp.

Trots ökad grumlighet torde denitrifikationen ha gynnats pga ökad mängd växter, möjligen på bekostnad av genomströmningen och/eller ”aktiv vattenvolym” i just detta syfte, vilket troligen speciellt gäller den grunda vegetationsytan/kanalen, del 2 kallad i föreliggande rapport. Tillväxten av växtbiomassa gynnade initialt upptag av såväl kväve som fosfor genom inkorporering (fotosyntes), men efterhand minskar troligen denna faktors nettoeffekt, eftersom ingen skörd sker, varefter fosforreduktion till allra största delen beror av sedimentation, se referenser i Herrmann (2012).

4.4. Bottenfauna (evertebrater)

För framgångsrik kolonisation av bentiska evertebrater (=bottenlevande smådjur) behövs primärt god spridningsförmåga, som kan vara aktiv, främst flygförmåga, eller passiv, som med vind eller med fåglar eller fisk, ofta med någon form av torkresistent livsstadium (Bilton m fl 2001). Bestående etablering gynnas av t ex naturliga vattenståndsfluktuationer, ökande ålder på våtmarken, komplexitet i tid och rum av vegetation och vattenutbredning, måttliga avstånd från ”rekryteringsvatten”, se utförligare i Herrmann (2012). Det verkar däremot mindre viktigt med våtmarkens yta.

På några månader fanns ca 50 arter av evertebrater i Skälby Dämme, vilket är högre än motsvarande siffra för Kalmar Dämme (Herrmann m fl 2000) och ett antal skånska våtmarker (Ekologgruppen 2010).

Artrikedomen sjönk något under andra året, mest pga att skalbaggar, speciellt dykare, var talrika första året, men minskade sedan relativt tydligt, således kunde inte Hypotes 3 bekräftas för evertebrater. Samma mönster, med skalbaggar, observerades i Kalmar Dämme (Herrmann m fl 2000, Ruhi m fl 2012) och i flera andra studier, se Herrmann (2012). Skalbaggars nedgång har ibland kopplats till ökad förekomst av filamentösa grönalger (Vought m fl 1999), men det verkar inte ha varit fallet i Skälby Dämme, då dessa alger var talrika enbart första året, men observerades sedan inte.

Buksimmare (Corixidae) och fjädermygglarver ökade mycket snabbt (några få månader), vilket även andra observerat, se Herrmann (2012), men sedan snabbt ner i antal, bortsett från en oförklarlig topp av fjädermygglarver i maj 2002. Nästan lika snabbt ökande, men med längre bestående var dagsländan *Cloeon dipterum*, enligt välkänt manér för just näringsrika små vattensystem. Denna art är ofta helt dominerande bland sländor, troligen gynnad av att den tål syrgasproblem rätt bra, och att dess föda, mikroalger, blommar upp snabbt. Efter ett halvår kom gråsuggor och snäckor mer på allvar, vilket förefaller tämligen snabbt, se Herrmann (2012), medan vattendaggmaskar och larver av nattsländor och trollsländor förblir relativt fåtaliga. Hypotes 6 bekräftades i huvudsak.

En utförligare diskussion om specifika kolonisationsmönster kommer alltså i Herrmann (2012), och i den kommande rapporten om uppföljningsåret av Skälby Dämme 2011-2012.

4.5. Våtmarker för både rening av vattnet och biologisk mångfald?

En ständig fråga är huruvida man i en våtmark, t ex för dagvatten, kan kombinera ambitionen ”rening” (reduktion av näringsämnen och metaller m.m.) i det vatten som passerar våtmarken, med ambitionen att gynna biologisk mångfald. Publicerade artiklar verkar spegla relativt olika åsikter. Sannolikt måste viss skörd av vegetationen ske, men med förstånd, annars minskar kanske möjligheterna till god kvävereduktion. Fosforreduktion kan kräva djupare vatten, vilket kanske strider mot önskemål för god kväverening och biologisk mångfald. Skälby Dämme verkar ge relativt goda effekter av både minskad näringsbelastning och biologisk mångfald, men mer kunskaper krävs. Mer forskning behövs, och ett intressant bidrag till ökad förståelse finns vid utvärdering av studierna av Skälby Dämme 2011-2012. Denna problematik avses få en mer omfattande genomgång i slutrapporten om Skälby Dämme, efter studierna under 2011-2012.

REFERENSER

- Alm H, Banach A, Larm T (2010). *Förekomst och rening av prioriterade ämnen, tungmetaller samt vissa övriga ämnen i dagvatten*. Sweco rapport 2010-06.
- Arheimer B och Wittgren H B (2002). Modelling nitrogen retention in potential wetlands at the catchment scale. – *Ecol. Eng.* 19, 63-80.
- Boström A och Thorén A-K (2000). *Uppföljning av dammar för dagvattenbehandling vid Kraftslösaviken*. – Rapport från Högskolan i Kalmar, Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, 10 s.
- Ekologgruppen (2010). *Kävlingeåprojektet 1995-2009*. – Ekologgruppen i Landskrona AB, 52 s.
- Endreny T A (2004). *Storm Water Management for Society and Nature Via Service Learning*. – *Ecological Engineering and Ecohydrology*. *Water Resources Development* 20: 445-462.
- Greenway M, Jenkins G och Polson C (2007). Macrophyte zonation in storm water wetlands: getting it right! A case study from subtropical Australia. *Water Science & Technology* 56, 223–231.
- Herrmann J (1999). Freshwater biodiversity and ecosystem functions; the ideas and the case River Emån. – In: Friberg N & Carl JD (eds). *Biodiversity in Benthic Ecology*. Proc. Nordic Benthological Society Meeting, Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. NERI Tech. Report No. 266, s. 77-82.
- Herrmann J (2012). Chemical and biological benefits in a stormwater wetland in Kalmar, SE Sweden. *Limnologica* 42: 299-309.
- Herrmann J, Bohman I och Boström A (2000). Invertebrate colonisation into the man-made Kalmar Dämme wetland dam system. – *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1653-1656.
- Herrmann J och Thorén A-K (2003). *Biologisk mångfald i Kalmar Dämme 1997-98 - kolonisation av växter, bottenfauna, fiskar och fåglar*. – Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, Högskolan i Kalmar, Rapport 2003:11, 51 s.
- Hjortenkrans D (2001). *Den växtinkorporerade kopparns öde vid nedbrytning av vattenpest (Elodea canadensis)*. – Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, Högskolan i Kalmar, Examensarbete 2001:Bi2, 15 s.
- Hoffmann M, Johnsson H, Gustafson A och Grimvall A (1999). *Stor kväveutlakning i 1800-talets jordbruk*. – FAKTA jordbruk. Nr 20/1999. SLU, Uppsala.
- Hvitved-Jacobsen T, Johansen N B och Yousef Y A (1994). Treatment systems for urban and highway run-off in Denmark. – *The Science of the Total Environment* 146/147: 499-506.
- Larm T (2000). Stormwater quantity and quality in a multiple pond-wetland system: Flemmingsbergsviken case study. – *Ecological Engineering* 15: 57-75.
- Naturvårdsverket (1996). *Bottenfauna i sjöars litoral och i vattendrag – tidsserier*. – Handbok för miljöövervakning, sötvatten. Naturvårdsverket, arbetsmaterial, 8 s.
- Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. – Naturvårdsverket Rapport 4913, 101 s.

- Paulsson S (2003). *Uppföljning av dammar för dagvattenbehandling vid Krafslösaviken år 2000-2003*. – Rapport från Högskolan i Kalmar, Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, 7 s.
- Pieczynska E (1995). Habitat heterogeneity and biodiversity in the shore zone of water bodies. – *Acta Hydrobiol.* 37, 29-35.
- Ruhí A, Herrmann J, Gascón S, Sala J, Geijer J och Boix D (2012). Change in biological traits and community structure of macroinvertebrates through primary succession in a man-made Swedish wetland. – *Freshwater Science* 31: 22-37.
- Scholes L, Shutes R B E, Revitt D M, Forshaw M och Purchase D (1998). The treatment of metals in urban runoff by constructed wetlands. – *The Science of the Total Environment* 214: 211-219.
- Selander L (2008). *Utvärdering av våtmarksdammar vid Krafslösa och Skälby*. – Sammanställning av analyser från 2000-2004. Rapport, Kalmar Vatten AB, 26 s.
- Thiere G (2009). *Biodiversity and ecosystem functioning in created agricultural wetlands*. Doctoral thesis, Lund University, 142 s.
- Thiere G, Milenkovski S, Lindgren PE, Sahlen G, Berglund O och Weisner SEB (2009). Wetland creation in agricultural landscapes: Biodiversity benefits on local and regional scales. *Biol. Conserv.* 142, 964-973.
- Thorén A-K (2003). *Ureaomvandling och dess betydelse för kvävereduktion i en våtmark: fallet Kalmar Dämme. Slutrapport juni 2003*. – Institutionen för Biologi och Miljövetenskap, Högskolan i Kalmar, Rapport 2003:10, 23 s.
- Thorén A-K (2005). *Urea transformation and nitrogen retention in wetlands*. Doktorsavhandling, Högskolan i Kalmar, 40s. + 5 uppsatser.
- Thorén A-K (2007). Urea transformation of wetland microbial communities. – *Microbial Ecology* 53: 221-232.
- Tonderski K, Arheimer B och Pers C B (2005). Modelling the Impact of Potential Wetlands on phosphorous Retention in a Swedish Catchment. – *Ambio* 34: 544-551.
- Tonderski K, Svensson J, Ekstam B, Eriksson P, Fleischer S, Herrmann J, Sahlén G och Weisner SEB (2003). Våtmarker - närsaltsfällor och/eller myllrande mångfald? – *VATTEN* 59: 259-270.
- Tonderski K, Weisner S, Landin J och Oscarsson H (2002). *Våtmarksboken*. – Västra rapport 3.
- Vought L, Lacoursière J, Hjorth P och Niemczynowicz J (1999). *Biologisk mångfald i vågdammar*. – Lunds universitet, rapport till Vägverket.
- Weisner S och Thiere G (2010). *Mindre fosfor och kväve från jordbrukslandskapet*. Report 2010:21 from the Swedish Board of Agriculture.
- Wymazal J (2003). Distribution of iron, cadmium, nickel and lead in a constructed wetland receiving municipal sewage. – In: Wymazal J (Ed.). *Wetlands – nutrients metals and mass cycling*. Backhuys Publ, Leiden, s. 341-363.
- Yousef Y A, Hvitved-Jacobsen T, Harper H H och Lin L Y (1990). Heavy metal accumulation and transport through detention ponds receiving highway runoff. – *The Science of the Total Environment*, 93: 433-440.

Växter i Skälby Dämme 2001 – 2004, antalet zoner som respektive art hittades i, och totalt antal arter för respektive år. uv = undervattensart

Bilaga 1

Svenskt namn	Latinskt namn	2001	2002	2003	2004
Åkerfräken	<i>Equisetum arvense</i>	–	–	4	6
Al	<i>Alnus glutinosa</i>	–	–	3	6
Krusskräppa	<i>Rumex crispus</i>	14	21	13	15
Revmörblomma	<i>Ranunculus repens</i>	–	–	19	1
Ältranunkel	uv <i>Ranunculus flammula</i>	4	2	4	1
Möja	uv <i>Ranunculus aquatilis-gruppen</i>	9	–	–	–
Älggräs	<i>Filipendula ulmaria</i>	8	10	15	17
Gåsört	<i>Potentilla anserina</i>	–	–	16	17
Rosendunört	<i>Epilobium hirsutum</i>	–	–	1	1
Kärrdunört	<i>Epilobium palustre</i>	13	18	10	9
Axslinga	uv <i>Myriophyllum spicatum</i>	–	–	2	–
Spikblad	<i>Hydrocotyle vulgaris</i>	5	2	3	5
Kärrsilja	<i>Peucedanum palustre</i>	6	6	11	10
Strandlysing	<i>Lysimachia vulgaris</i>	12	7	18	16
Kustarun	<i>Centaurium littorale</i>	1	1	–	–
Sumpmåra	<i>Galium uliginosum</i>	1	–	–	–
Stormåra	<i>Galium album</i>	–	–	–	1
Vattenmåra	<i>Galium palustre</i>	4	4	9	2
Frossört	<i>Scutellaria galericulata</i>	1	1	12	4
Strandklo	<i>Lycopus europaeus</i>	19	24	25	20
Vattenmynta	<i>Mentha aquatica</i>	–	2	7	5
Besksöta	<i>Solanum dulcamara</i>	7	7	11	11
Hampflockel	<i>Eupatorium cannabinum</i>	1	1	1	1
Brunskära	<i>Bidens tripartita</i>	7	3	3	–
Kärrtistel	<i>Cirsium palustre</i>	11	17	8	12
Åkermolke	<i>Sonchus arvensis</i>	5	8	11	9
Svalting	<i>Alisma plantago-aquatica</i>	20	14	12	7
Gäddnate	uv <i>Potamogeton natans</i>	3	4	3	2
Veketåg	<i>Juncus effusus</i>	21	23	19	19
Ryltåg	<i>Juncus articulatus</i>	7	1	3	1
Mannagräs	<i>Glyceria fluitans</i>	11	9	1	–
Tuvtåtel	<i>Dechampsia cespitosa</i>	5	3	5	2
Luddtåtel	<i>Holcus lanatus</i>	–	–	–	8
Bergrör	<i>Calamagrostis epigeios</i>	–	–	1	1
Obest rör	<i>Calamagrostis sp.</i>	2	2	1	3
Timotej	<i>Phleum pratense</i>	–	–	–	4
Bladvass	<i>Phragmites australis</i>	15	19	17	17
Andmat ssp.	<i>Lemnaceae spp.</i>	25	–	6	1
Bredkaveldun	<i>Typha latifolia</i>	8	13	12	12
Havssäv	<i>Bolboschoenus maritimus</i>	25	26	25	28
Säv / Blåsäv	<i>Schoenoplectus lacustris/tabernaem.</i>	2	–	2	3
Knappsäv	<i>Eleocharis palustris</i>	–	–	1	–
Skärmstarr	<i>Carex remota</i>	1	–	–	–
Trådalger	uv <i>Cladophora sp.</i>	14	–	–	–
Summa arter		32	27	36	35

Bottenfauna (evertebrater) i Skälby dämme 2000–2002. I = vuxen (imago), L = larv. **Bilaga 2**
Talrikhet, utifrån antal individ alt. i antal prover; X = enstaka, XX = medelvanlig, XXX = talrik.

	2000	2001	2002
Daggmaskar (Oligochaeta)			
<i>Eiseniella tetraedra</i>	X	XX	?
Micro-Oligochatae indet	X	XX	XXX
Snäckor (Gastropoda)			
<i>Galba truncatula</i>	X		
<i>Stagnicola palustris</i>		X	
<i>Physa fontinalis</i>	XXX	XXX	XXX
Kräftdjur (Crustacea)			
<i>Asellus aquaticus</i>	XXX	XXX	XX
Spindeldjur (Arachnida)			
Hydracarina indet.	XX	X	
Flicksländor (Zygoptera)			
<i>Ischnura elegans</i>	X	XX	XX
<i>Coenagrion</i> sp.	X	X	
<i>Lestes</i> sp.		X	
Zygoptera indet.	X	X	
Trollsländor (Anisoptera)			
<i>Libellula depressa</i>	X	X	
Libellulidae indet.		X	X
<i>Aeshna grandis</i>			X
Dagsländor (Ephemeroptera)			
<i>Cloeon</i> sp.	XXX	XX	XX
Nattsländor (Trichoptera)			
<i>Agrypnia obsoleta/varia</i>		X	X
Phryganeidae indet.	X		
<i>Limnephilus binotatus</i>			X
<i>Limnephilus affinis</i>		X	
<i>Limnephilus flavicornis</i>			X
<i>Limnephilus rhombicus</i>	X		
<i>Limnephilus vittatus</i>		X	
<i>Nemotaulius punctatolin-tus</i>		X	
Limnephilidae indet.	X		
<i>Trianodes bicolor</i>			X
<i>Oecetis</i> sp.			X
Skinnbaggar (Heteroptera)			
<i>Nepa cinerea</i>			X
<i>Limnopus rufoscutellatus</i>	X		
<i>Gerris lacustris</i>	X		
<i>Gerris odontogaster</i>	X		
Gerridae indet.	X		X
<i>Notonecta glauca</i>	XX	XX	X
Notonectidae indet.	XX	XX	X
<i>Callicorixa preusta</i>	XX		
<i>Corixa punctata</i>	X	X	

	2000	2001	2002
Skinnbaggar forts.			
<i>Sigara lateralis</i>	XX		
<i>Sigara</i> sp.	XX	XX	
Corixidae indet.	XXX	XXX	XX
Skalbaggar (Coleoptera)			
<i>Haliphus immaculatus</i> I	X		
<i>Haliphus ruficollis/heydeni</i> L			XX
<i>Hydroglyphus pusillus</i> I	X		
<i>Hygrotus inaequalis</i> I	X		
<i>Hygrotus confluens</i> I	X		
<i>Hygrotus impressopun-s</i> I	X		
<i>Hydroporus planus</i> I	X		
<i>Hydroporus erythro-s</i> I	X		
<i>Hydroporus incognitus</i> I	X		
Hydroporinae sp. L	X		
<i>Agabus bipustulatus</i> I		X	X
<i>Agabus sturmii</i> I			X
<i>Agabus/Ilybius</i> sp. L	XX	X	XX
<i>Rhantus suturalis</i> I	X		
<i>Rhantus frontalis</i> I	X		
<i>Rhantus</i> sp. L	X		
<i>Colymbetes striatus</i> I	X		
Colymbetinae indet. L	XX		
<i>Laccophilus minutus</i> I	X		
<i>Acilius canaliculatus</i> I	X	X	
<i>Dytiscus</i> sp. L			X
Dytiscidae indet. L		X	
<i>Gyrinus</i> sp. L	X	X	
<i>Helophorus flavipes</i> I	X		
<i>Helophorus granularis</i> I	X		
<i>Hydrobius fuscipes</i> I			X
Hydrophilidae indet. L	X		X
<i>Aphodius</i> sp. I	X		
Fjärilar (Lepidoptera)			
Lepidoptera indet. L	X	X	X
Myggor, flugor m.fl. (Diptera)			
<i>Bezzia</i> sp. L	X		XX
Chironomidae indet.	XXX	XXX	XXX
Culicidae indet.	X	X	X
Dixidae indet.	X		X
Dolichopodidae indet.	X		X
Empididae indet	X		X
Ephydridae indet.	X		XX
Tipulidae indet.			X
Sciomyzidae indet.			X
Fiskar (Pisces)			
Storspigg (<i>Gasterosteus aculeatus</i>)		XX	X
Småspigg (<i>Punitius pungituis</i>)		XXX	XX
Stor/småspigg	X	XX	XXX

Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999)

Totalkvävehalt i sjöar (mg/l)

Klass	Benämning	Halt maj – oktober
1	Låga halter	≤ 0.300
2	Måttligt höga halter	0.300 – 0.625
3	Höga halter	0.625 – 1,250
4	Mycket höga halter	1.250 – 5.000
5	Extremt höga halter	> 5.000

Totalfosforhalt i sjöar (mg/l)

Klass	Benämning	Halt maj – oktober
1	Låga halter	≤ 0.0125
2	Måttligt höga halter	0.0125 – 0.025
3	Höga halter	0.025 – 0.050
4	Mycket höga halter	0.050 – 0.100
5	Extremt höga halter	> 0.100

Metaller i vatten (µg/l)

Klass	Benämning	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
1	Mycket låga halter	≤ 0.01	≤ 0.3	≤ 0.5	≤ 0.2	≤ 5
2	Låga halter	0.01-0.1	0.3-5	0.5-3	0.2-1	5-20
3	Måttligt höga halter	0.1-0.3	5-15	3-9	1-3	20-60
4	Höga halter	0.3-1.5	15-75	9-45	3-15	60-300
5	Mycket höga halter	> 1.5	> 75	> 45	> 15	> 300

Metaller i sediment (mg/kg TS)

Klass	Benämning	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn
1	Mycket låga halter	≤ 0.8	≤ 10	≤ 15	≤ 50	≤ 150
2	Låga halter	0.8-2	10-20	15-25	50-150	150-300
3	Måttligt höga halter	2-7	20-100	25-100	150-400	300-1000
4	Höga halter	7-35	100-500	100-500	400-2000	1000-5000
5	Mycket höga halter	> 35	> 500	> 500	> 2000	> 5000

Riktvärden för dagvattenutsläpp, föreslagna i Stockholms län, i kap 3 kallade "Sth-riktvärden". Årsmedelhalter, kategori "1M" = direktutsläpp till mindre vatten (Alm m fl 2010).

Totalkväve (tot-N)	2	mg/l
Totalfosfor (tot-P)	0.16	mg/l
Kadmium (Cd)	0.4	µg/l
Krom (Cr)	10	µg/l
Koppar (Cu)	18	µg/l
Bly (Pb)	8	µg/l
Zink (Zn)	75	µg/l

Kemiska analysmetoder

Vatten

pH	SS 028122-2
Total-fosfor	SS EN 1189-2
Fosfat-fosfor	SS EN 1189-1
Total-kväve	Tec. ASN 110-03/92
Ammonium-kväve	SIS 028134-1
Nitrat- och nitritkväve	Tec. ASN 110-01/92
Kjeldahl-kväve	Utförd av Södra Cell, Mönsterås Bruk
Suspenderade ämnen	SS 028112-3
Totalt extraherbara alifatiska ämnen	SS 028145-4
Olja (opolära alifatiska kolväten)	SS 028145-4
Totalt extraherbara aromatiska ämnen	SS 028145-4
Zink	ICP-AES
Bly	ICP-AES
Koppar	ICP-AES
Krom	ICP-AES
Kadmium	ICP-AES

Sediment

Torrsubstans	SS-ISO 11465
Zink	ICP-AES
Bly	ICP-AES
Koppar	ICP-AES
Krom	ICP-AES
Kadmium	AAS (grafitugn)

391 82 Kalmar
Tel 0480 – 44 73 24
jan.herrmann@lnu.se
Lnu.se



Linnéuniversitetet
Kalmar Växjö