

Hur påverkas vattenkvaliteten av dämnda våtmarker?



2009-02-25
på uppdrag av
Kävlingeå-projektet
Segeå-projektet



Hur påverkas vattenkvaliteten av dämnda våtmarker?

Rapporten är upprättad av: Torbjörn Davidsson
Granskning: Johan Krook

Uppdragsgivare: Kävlingeå-projektet, Segeå-projektet med finansiellt bidrag av Region Skåne

Omslagsbild: Hjularödsvätmarken juni 2007 – Foto: Johan Krook

Landskrona 2009-02-24
EKOLOGGRUPPEN

Totalt antal sidor i huvuddokument (inkl omslag): 28
Utskriftsversion: 09-02-26

Innehållsförteckning

	sidan
Sammanfattning	3
Inledning	4
Lokalbeskrivning	4
Börtingevåtmarken.....	4
Hjularödsvåtmarken	5
Näsbyholmssjön	6
Vattenmätningar	7
Provtagningsprogram	7
Börtingevåtmarken.....	7
Hjularödsvåtmarken	8
Näsbyholmssjön	8
Provtagningsmetodik.....	9
Analyser	9
Resultat	11
Börtingevåtmarken.....	11
Hjularödsvåtmarken	12
Näsbyholmssjön	18
Sammanfattande diskussion	22
Våtmarkernas kväverening.....	22
Våtmarkernas fosforrening.....	22
Våtmarkers fosforrening – svenska och internationella erfarenheter	23
Referenser	24

Bilagor

1. Vattenkemidata från undersökningar i Börtingevåtmarken
2. Vattenkemidata från undersökningar i Hjularödsvåtmarken

Sammanfattning

I denna rapport sammanfattas vattenkemimätningar i tre anlagda våtmarker i Skåne – Börringevåtmarken (11 hektar), Hjularödsvåtmarken (11 hektar) och den återskapade delen av Näsbyholmssjön – Svenstorpssviken (45 hektar). Våtmarkerna skiljer sig i ett par avseenden från den gängse typ som anlagts i jordbrukslandskapet i sydvästra Skåne under senare tid – de är större än normalfallet och de har anlagts genom någon form av dämning. Dämning har förordats som en billig anläggningsteknik och som också möjliggör anläggandet av stora våtmarker med en liten entreprenadinsats. Det har dock höjts varnande fingrar för att uppdämning av vatten över tidigare jordbruksmark kan medföra utläckage av ansamlad näring.

För att belysa närsaltdynamiken i dämnda våtmarker har Segeå-projektet, Kävlingeå-projektet och Skurups Kommun, med medfinansiering av Region Skånes miljövårdsfond, undersökt de tre våtmarkerna. Börringevåtmarken har undersökts i 2 mätpunkter, upp- och nedströms våtmarken, mellan december 2007 och december 2008. Hjularödsvåtmarken har undersökts i 4 mätpunkter, en uppströms och tre nedströms våtmarken, mellan juni 2007 och december 2008. Näsbyholmssjön har undersökts i två punkter, upp- och nedströms sjön, mellan 2005 och 2008.

Reningsresultatet i de tre våtmarkerna visade på både olikheter och likheter i närsaltdynamik. Börringevåtmarken fungerar utmärkt för rening av nitratkväve, totalkväve och fosfatfosfor. Reningen av totalfosfor varierar, men mättillfällena med fastläggning är fler än tillfällena med frisläppande. Lergrumling av vattnet förekommer i både in- och utlopp och påverkar fosfordynamiken. Tillrinningsområdets ringa storlek i förhållande till våtmarken gör att vattenföringen i in- och utlopp upphör under sommaren.

Hjularödsvåtmarken släpper ut fosfatfosfor under sommarmånaderna dvs halterna är högre i utloppet än i inloppet. Även andra fraktioner av fosfor ökar i våtmarken och det spekuleras i om de blottade torvytorna kan ge utlakning av humus, vilket innehåller organiskt fosfor. Höga färgtal överensstämmer med höga fosforhalter vilket visar att humus kan vara en bidragande orsak till ökningen i totalfosforhalter. I stort uppvisade Hjularödsvåtmarken ett positivt kvävereningsresultat främst beroende på minskning av nitrat. Urspolning av humus påverkar även kvävebudgeten negativt.

I Näsbyholmssjön var kvävebalansen positiv för hela mätperioden, främst beroende på en minskning av nitratkväve. Under de tre mätåren beräknas Näsbyholmssjön ha renat i genomsnitt ca 100 kg N/ha år. Fosfor läckte däremot ut ur sjön sommartid, vilket främst berodde på en ökning av fosforhalten. Fosforhalterna i utloppet har under de tre mätåren uppvisat en minskande trend. Under höst/vinter/vår skedde omväxlande fastläggning och frisläppande av fosfor. Under de tre mätåren beräknas Näsbyholmssjön ha släppt ut i genomsnitt ca 20 kg P/ha år.

Genomgång av svensk och internationell litteratur visar att förhållandena i dessa tre våtmarker inte är unika. Medan kvävereningseffekten är relativt förutsägbar främst genom att denitrifikationsprocessen tar bort nitrat från vattnet, är fosfordynamiken mer komplicerad. Fosforns förmåga att binda till partiklar, och bindningens beroende av mark- och vattenkemi gör att processerna varierar kraftigt och tillfällena med fastläggning kan snabbt övergå i frisläppande. Mättekniskt kan det vara svårt att registrera tillfällena med höga transporter och det finns även svårigheter i att uppskatta fosforfraktionernas tillgänglighet. Man tycks dock i litteraturen vara eniga om att på lång sikt fungerar våtmarker bra för fosforrening, främst genom sedimentationsprocessen och ansamling av organiskt material i våtmarken. Det påpekas dock att den förändring som uppdämning av tidigare åkermark innebär kan ge initiala effekter där näring läcker ut från jorden till vattnet. Detta stämmer väl med observationer i Näsbyholmssjön och i Hjularödsvåtmarken där fosforhalterna i utloppet minskat med tiden.

Inledning

Våtmarker anläggs idag i jordbrukslandskapet med syftet att bli rena vatten från åkermark på kväve och fosfor. Under 20 års tid har mätningar av våtmarkers reningsförmåga genomförts i södra Sverige, bland annat i de sydvästsåska vattendragens avrinningsområden. Mätningarna visar att schaktade våtmarker där näringsrikt vatten från jordbruksdräneringar, diken och vattendrag leds in, har en stor förmåga att rena kväve och fosfor i löst och partikelbunden form.

På senare tid har man från samhällets sida efterfrågat större våtmarker och våtmarker som anläggs genom dämning. Dämningens fördel jämfört med schaktning är att schaktvolymen minskas och att anläggningskostnaderna kan hållas nere. Stora, grunda betade våtmarker har blivit eftersträvat för att gynna våtmarksfåglar. Dämning kan med fördel utföras där våtmarker har legat i historisk tid, och åtgärden kan därvid liknas vid en restaurering av en försvunnen biotop. En nackdel är att om höjdförhållandena är dåliga kan vattenståndshöjningen ge en stor påverkan på uppströms liggande mark, och sträcka sig mycket långt. Detta har inneburit att det varit svårt att hitta lämpliga lägen för stora dämningprojekt. I realiteten anläggs de flesta våtmarker genom en kombination av dämning och schaktning. Detta gäller även för Skånes största våtmarksrestaurering – återskapandet av en vik av Näsbyholmssjön.

En fråga som väckts under den senaste tiden är huruvida dämnda (eller delvis dämnda) återskapade våtmarker fungerar lika bra som närsaltfällor som de schaktade. Anledningen till osäkerheten är bland annat observationer om höga näringsförhållanden nedströms Näsbyholmssjön i Skurups kommun och Hjularödsvåtmarken i Hörby kommun. Oron för utläckage har även en grund i att de historiska våtmarkerna under en lång tid efter de dikats ut kan ha använts som gödslad åker, vall eller betesmark, och därmed kan ha upplagrad näring. Detta gäller inte bara dämning över äldre våtmarker, utan även då man dämmer åker- och betesmarker. Risken förstärks av den kemiska mekanism som gör att fosfor kan läcka ut från sediment och jord vid låga syrgasförhållanden.

I denna rapport redovisas mätningar av kväve- och fosforförhållanden upp- och nedströms två anlagda våtmarker i Sydvästskåne: Börringevåtmarken i Svedala kommun och Hjularödsvåtmarken i Hörby kommun och. Dessutom görs jämförelser med mätningar genomförda i Näsbyholmssjön i Skurups kommun. Mätningarna har finansierats av Skurups kommun, Segeå-projektet, Kävlingeå-projektet och till stor del av Region Skånes miljövårdsfond.

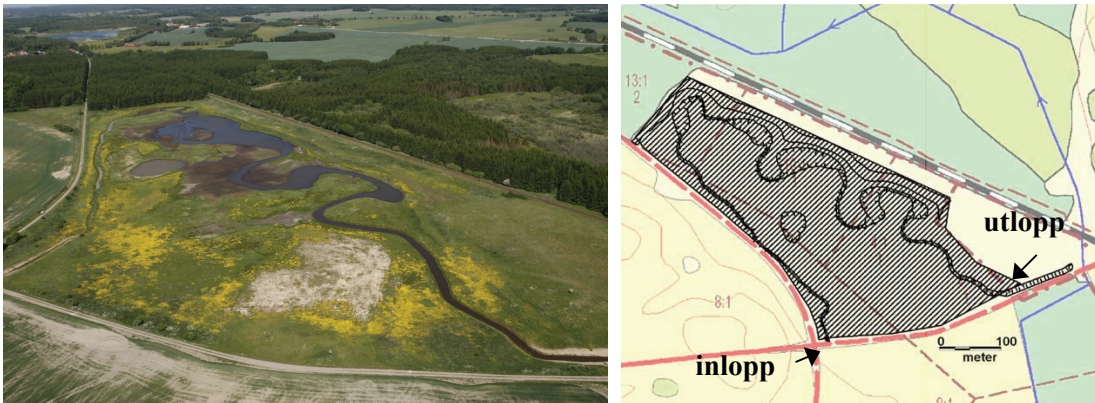
Lokalbeskrivning

Börringevåtmarken

Våtmarken anlades 2006 i ett område som i historisk tid varit ett stort våtmarksområde. I närheten ligger den idag försvunna Myresjön, vilken dikats ut genom ett invallningsföretag. Området hålls avvattat genom en pump som lyfter vattnet i det avvattande diket ca 1 m. Järnväg och odlingsintresse gör att ett storskaligt återskapande av de forna våtmarksområdena inte kan genomföras. Våtmarken som är ca 11 hektar stor har skapats genom omledning av vatten från ett kulvertsystem som avvattar ca 40 hektar åkermark. Vattnet fördelas över våtmarksytan genom ett urgrävt slingrande dike, vilket utvidgas i ett antal större partier (se figur 1). Vattennivån hålls nära markytan och regleras av en munkbrunn. De centrala delarna av våtmarken har ett mer än 1 m tjockt torvlager men även sand- och lermorän förekommer under matjordslagret. Marken var vid anläggandet bevuxen med gräs. Uppehållstiden i våtmarken är starkt variabel och beroende av inflöde och dämningnivå. Med 1 dm vattendjup i våtmarken är den teoretiska uppehållstiden i våtmarken ca 40 dygn.

Våtmarken har en dänningsnivå där vattnet över stora delar av ytan ligger i marknivå. Ett ca 1 hektar slingrande dike med utvidgningar har schaktats ut för att fördela vattnet och skapa permanenta vattenspeglar. På den övriga ytan har matjord med växtlighet lämnats orörd. Schaktmassor har placerats i området men ovan högvattenlinjen.

Området anges på Skånska rekognoseringskartan (1812-1820) som våtmark helt i närheten av den dåtida Myresjön. Vattenståndet i området har sannolikt sänkts i flera omgångar. Vid tidpunkten för Börringe invallning 1930 installerades en pumpstation för ytterligare sänkning. Aktuellt område på ca 15 hektar systemdikades 1965. Sedan 1930 har marknivån i området sjunkit med ca 1 meter, vilket är vanligt på utdikad och uppodlad torvmark. Området har en historia som åker och energiskogsodling, men har under flera år innan våtmarksanläggandet legat i träda.



Figur 1. Börringevåtmarken i Svedala kommun.

Hjularödsvåtmarken

Våtmarken började anläggas sommaren 2006 och var färdigställd i januari 2007 då vattnet släpptes på över det nya dämnet till den nya slingrande fåran nedströms. På 1800-talet var här ett stort sammanhängande våtmarksområde på över 100 ha. Marken dikades senare ut och odlades upp. Genom Hjularöds dikningsföretag av år 1943 grävdes en bred och djup kanal genom den fd våtmarken och längre nedströms sprängdes en markerad tröskel bort och botten på diket sänktes med mer än en meter, vilket möjliggjorde en ordentlig torrläggning av området. Marken där våtmarken ligger i dag har varit uppodlad fram till 1980-talet då den överfördes till träda.

Den anlagda våtmarken omfattar totalt ett ca 20 ha stort område vid högvatten och utgörs av tre delar. Den första delen ligger uppströms den väg som korsar våtmarken och har skapats genom en utgrävning av en mindre yta och genom en fördämning intill vägen. Den utgrävda delen omfattar ca ett ha och den totala ytan som är dämnd vid högvatten uppgår till ca 11 ha. Den teoretiska uppehållstiden i våtmarken vid medelvattenföring är ca 3 dygn.

Strax uppströms fördämningen vid vägen finns ett vattenintag via rör till den bevattningsdamm som grävts ut i södra delen av området. Påfyllningen av bevattningsdammen, som sker från den dämnda vattenvolymen uppströms dämnet, kan endast ske vid högre vattenstånd i våtmarken.

För att minska effekten av vattenavdunstning från våtmarken har ett avtappningsrör installerats genom dämnet på en nivå som ligger ca 25 cm under den lägsta krönkanten på dämnet. Röret

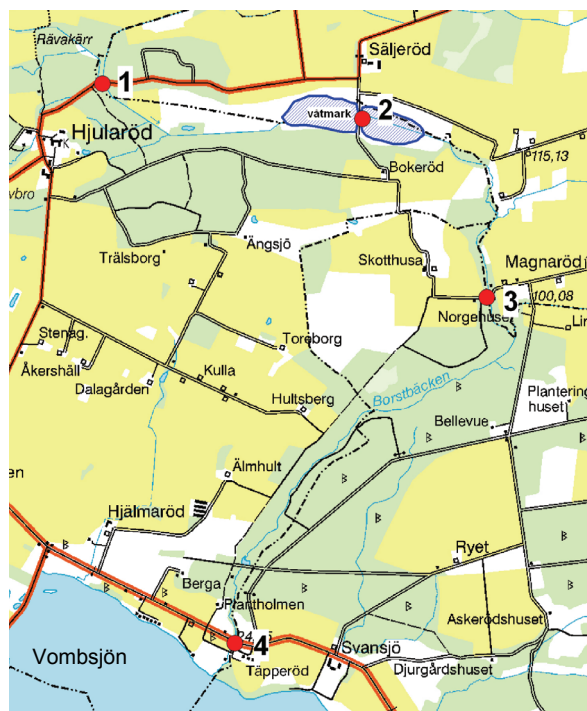
har dimensionerats för att kunna kompensera för den avdunstning som sker i våtmarken genom att släppa förbi motsvarande flöde.

Nedströms dämnet har ett slingrande vattendrag återskapats som i de övre delarna svämmar över vid högre flöden. Norr om det slingrande vattendraget ansluter tre diken som skurits av genom tvärdiken, vilka åstadkommer en översilning av marken inom ett relativt stort område.

Schaktmassorna till den djuphåla som grävts ur uppströms vägen och fördämningen har lagts upp som en dammvall utmed vägen. Massorna från utgrävningen av bevattningsdammen har utnyttjats till att höja marken runt dammen och resterande massor (merparten) har lagts upp på högre belägen mark söder om dammen.

Jordarterna i området uppströms fördämningen utgörs överst av svart torv i en mäktighet på drygt 1 m (ned till 2 m på något ställe) som följs av ett mäktigt lager med gytta.

Den provtagning som utförts omedelbart nedströms våtmarken i utloppet har skett där vattnet rinner över fördämningens krönkant (provpunkt 2). Vid låga flöden, när inget vatten rinner över krönkanten, och hela flödet rinner i avtappningsröret har provtagningen skett i utloppet från detta rör som mynnar 30 m nedströms dämnet.



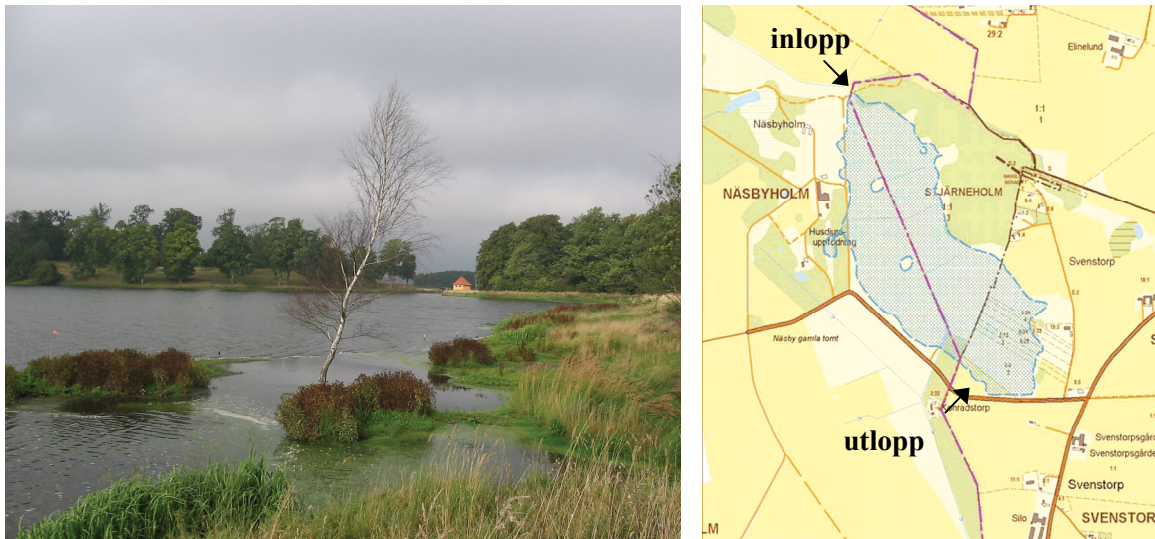
Figur 2. Hjulärösvåtmarken i Hörby kommun.

Näsbyholmssjön

Den ursprungliga sjön, som var sydvästra Skånes näst största insjö, torrlades på 1860-talet. Området har sedan 50-talet hållits torrt med hjälp av en pumpstation. Området har sedan sänkningens använts fr a som slätter- och betesmark, men även för spannmålsodling, vilket förekom fram till 1985, då marken lades i träda

En vik av sjön har 2003 återskapats genom att man byggt en ny pumpstation uppströms sjön. Dess uppgift är att lyfta upp vattnet i den återskapade sjön och hålla åkermark uppströms sjön avvattnade. Dagens Näsbyholmssjö har en yta av ca 45 ha. Sjöns tillrinningsområde är 3100 hektar och utgörs till ca 60 % av åkermark. Den teoretiska uppehållstiden i våtmarken vid medelvattenföring är 18 dygn.

Sjön har i huvudsak tillskapats genom dämning av vattenståndet över gräsbevuxen mark. Uppschaktning av öar har skett på ett par platser. Här har torvjord blottats i djupare vattenområden.



Figur 3. Näsbyholmssjön i Skurups kommun.

Vattenmätningar

Provtagningsprogram

Börningevåtmarken

Våtmarken stod färdig under hösten 2006, och vattnet släpptes omedelbart på. Det konstaterades att vattnet ofta var grumligt både i in- och utlopp. Det bedömdes att våtmarken var ett lämpligt jämförelseobjekt med Hjularödsvåtmarken och ansökan om medel för uppföljning från Region Skåne beviljades med Segeå-projektet som medfinansier. Undersökningarna startade i december 2007 och pågick under hela 2008 med mätningar i in- och utlopp. Under några torra sommar-månader (juni-september) var såväl in- som utlopp torra. Ingen flödesmätning har genomförts. De parametrar som analyserades var temperatur, syrgas, grumlighet, konduktivitet, färgtal, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve samt ammoniumkväve.

Hjularödsvåtmarken

Försommaren 2007, några månader efter vatten släppts på i den nya våtmarken, noterades mycket starkt färgat vatten i utloppet. Med anledning av detta påbörjades mätningar av vattenkvaliteten uppströms och nedströms våtmarken sommaren 2007. Provtagning utfördes vid fem tillfällen under sommaren 2007; den 15 juni, 28 juni, 6 juli, 10 juli och 16 augusti. Provtagningen drogs igång snabbt och därför testades olika parametrar vid olika tillfällen, för att få fram de lämpligaste parametrarna. Följande parametrar analyserades: temperatur (ej 15/6), syrgashalt (ej 15/6), grumlighet, konduktivitet, färgtal, totalfosfor, fosfat-fosfor, totalkväve, nitratkväve och ammonium-kväve (ej 6/7). Vid två tillfällen (6 och 10 juli) analyserades även pH och biologisk syreförbrukning (BOD₇). Vid två tillfällen (28 juni och 16 augusti) analyserades halten suspenderade ämnen och vid ett tillfälle (6 juli) analyserades halten TOC. Vid provtagningen den 6 juli gjordes även parallella mätningar på filtrerade prover.

Vid det första tillfället den 15 juni togs endast prov upp- och nedströms våtmarken (avstånd mellan dem ca 2 km). Nedströmsprovet (provpunkt 2) togs i våtmarkens utlopp strax nedströms grusvägen (se figur 2). Vid nästa provtagning den 28 juni tillkom en lokal ca 1 km nedströms dammen (provpunkt 2a) och en lokal ca 2 km nedströms dammen, vid Norgehuset (provpunkt 3). Vid provtagningarna i juli och augusti togs även prov nedströms skogsravinen, vid landsvägen ca 6 km nedströms dammen (provpunkt 4). Syftet med den utökade provtagningen längre nedströms (punkt 3 och 4) va att undersöka våtmarkens eventuella påverkan på Borstbäcken inom natura 2000-området. Provpunkternas lägen framgår av kartan i figur 2.

Under perioden september 2007 till december 2008 har prov tagits vid fyra lokaler (1, 2, 3 och 4), och följande parametrar har analyserats: temperatur, syrgas, grumlighet, konduktivitet, färg, totalfosfor, fosfatfosfor, totalkväve, nitrat+nitritkväve samt ammoniumkväve. Någon flödesmätning har inte gjorts, förutom att noteringar av vattenståndet gjort vid dammens utlopp i samband med provtagningstillfällena.

Analyserna fram till och med november 2007 bekostades av Kävlingeå-projektet. Därefter har projektet delfinansierats från Region Skåne med 50 %, medan Kävlingeå-projektet stått för resterande 50 %.

Näsbyholmssjön

Provtagningsprogrammet är utförligt beskrivet i slutrapporten för uppföljning av miljöeffekter i Näsbyholmssjön (Skivarp- och Dybäckåns vattendragsförbund 2008). Vattenprovtagning har skett en gång i månaden. I utloppet startade mätningarna i januari 2005, och vid inloppet i maj 2005. I denna rapport redovisas värden t o m augusti 2008. Mätningarna har fortsatt åtminstone till december 2008 i kommunens regi. De första mätningarna (januari-april 2005) omfattade temperatur, pH, konduktivitet, syrgashalt, alkalinitet, TOC, totalfosfor, totalkväve och ammoniumkväve. Från och med maj månad 2005 reviderades provtagningsprogrammet och analys av fosfatfosfor, nitratkväve, grumlighet och suspenderat material tillkom, medan alkalinitet och konduktivitet togs bort.

Sedan augusti månad 2005 har gångtiden för de två pumparna registrerats vid vattenprovtagningarna. Med kännedom om pumparnas kapacitet har tiden översatts till en mängd vatten som pumpats in i sjön mellan två provtagningar. Koncentrationer och vattenföringsuppgifter har på så sätt räknats om till månatliga transporter in i och ut ur Näsbyholmssjön. Näringsbudgeterna för sjön bygger på ett antagande om att lika mycket vatten lämnar sjön via utloppet som pumpas in i sjön, vilket är en förenkling, då t ex små tillflöden från sjöns närområde och avdunstningen inte räknats in. Skillnaden mellan in- och uttransporterad mängd för varje månad har summerats till årlig retention eller frisläppande. Detta har uttryckts som mängd av ett ämne per hektar sjöyta och år. Åren har brutits så att resultat för tre hela år kan presenteras.



Figur 4. Näsbyholmssjön – inloppet vid pumpstationen..

Provtagningsmetodik

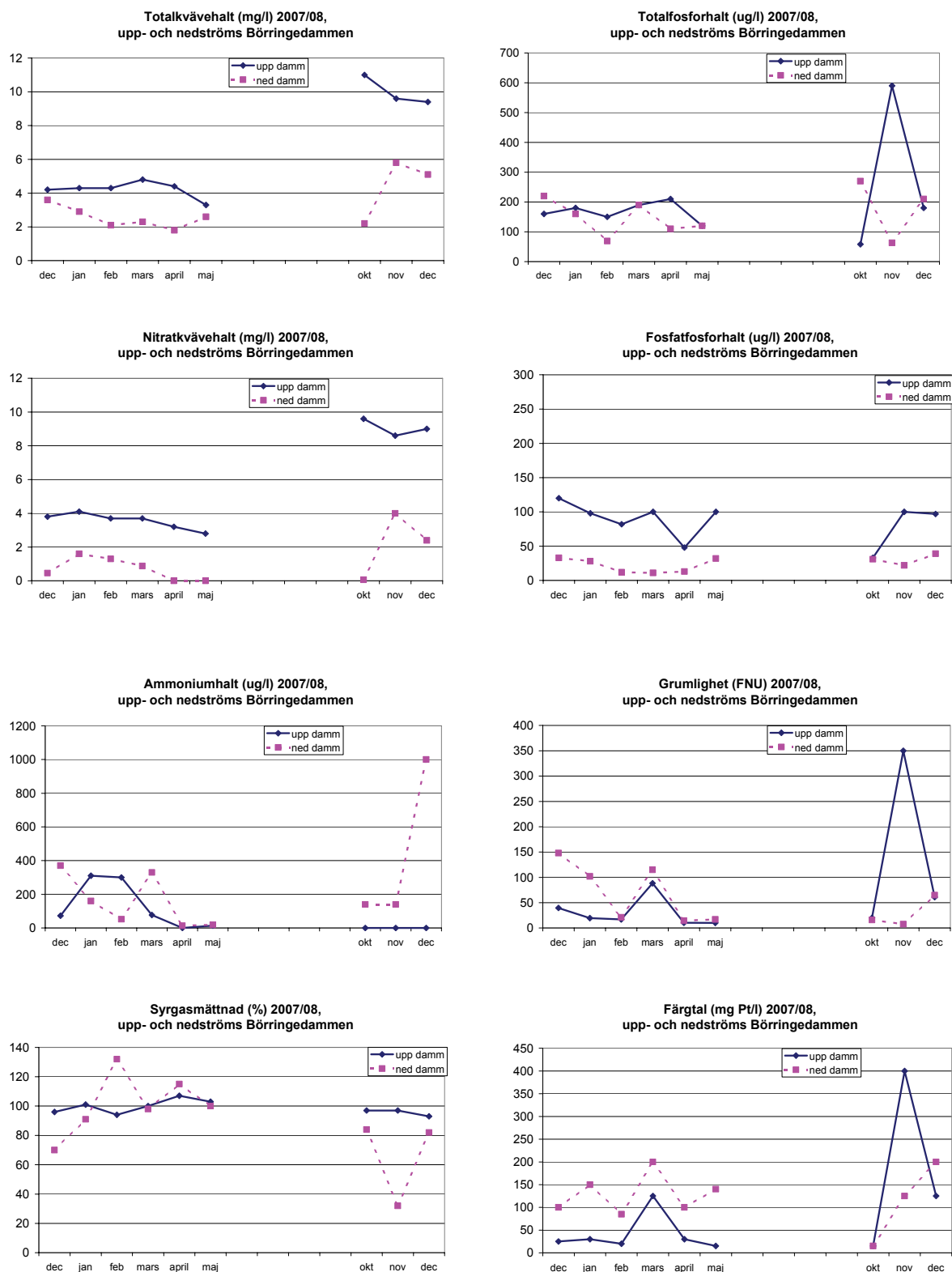
I Hjularöds- och Börringevåtmarken har provtagningen utförts av Ekologgruppen (ackred. nr 1279) och följt Svensk Standard SS028185. Proverna förvarades mörkt och svalt under transporten till laboratoriet. Analys av temperatur, syrgas, konduktivitet och grumlighet har utförts av Ekologgruppen (ackred. nr 1279). Mätning av syrgas och temperatur gjordes i fält. Analyser av kväve- och fosforfraktioner har utförts av ALcontrol Laboratories AB i Malmö (ackred. nr 1006).

I Näsbyholmssjön har all vattenprovtagning utförts av miljökontoret, Skurups kommun och följt Svensk standard SS028185. Vid inloppet har provet tagits med hjälp av vadarstövlar och käpphämtare, ca 5 meter ut i sjön. Vid utloppet har provet tagits med hjälp av käpphämtare från gångbron. Proverna förvarades mörkt och svalt under transporten till laboratoriet. Under januari/mars 2005 har AnalyCen Nordic AB i Lidköping utfört analyserna. Från och med april 2005 har ALcontrol Laboratories AB utfört analyserna. Båda laboratorierna är ackrediterade för de analyser som de utfört.

Analys

Hänvisningar nedan görs till analysmetod enligt Svensk Standard utgiven av Standardiseringskommissionen i Sverige, KRUT-kod enligt naturvårdsverkets kodlistor och laboratorium (EG = Ekologgruppen, Landskrona, ackred. nr. 1279 och ALcontrol AB i Malmö, ackred. nr. 1006). När det gäller mätosäkerheter för analyserna kan uppgifter erhållas från respektive laboratorium.

Parameter	Metod	KRUT-kod	Laboratorium
Temperatur		FM TEMP	Ekologgruppen
Konduktivitet	SS-EN 27888, mod	FM KOND-25	Ekologgruppen
Grumlighet	SS-EN 27027,3	FM TURBFNU	Ekologgruppen
Syrgas	SS-EN 25814	IM O2-FÄLT	Ekologgruppen
Totalfosfor	ISO 15681/SS028127mod	IM PTOT-NA	ALcontrol AB
Nitrit+nitratkväve	SSEN ISO 13395 mod	IM NO23-DA	ALcontrol AB
Ammoniumkväve	SSEN ISO 11732mod	IM NH4-DS	ALcontrol AB
Totalkväve	SS13395mod/SS028131mod	IM NTOT-DA	ALcontrol AB



Figur 5. Analysdata från åtta parametrar uppströms och nedströms Börningevåtmarken vid 9 mättilfällen under 2007/2008. Inget vatten rann i in- och utlopp mellan juni och september. Värderna under detektionsgränser har satts till 0.

Resultat

Börningevåtmarken

Kväve

Både nitrat- och totalkväve-halterna var lägre i utloppsvattnet än i inloppsvattnet (figur 5). Vid samtliga mättillfällen under perioden december 2007 till december 2008 minskade kväve-halterna betydligt mellan in- och utlopp, totalkväve-halterna med i genomsnitt ca 50 % och nitratkvävehalterna med ca 80 %. Totalkväveminskningen utgjordes huvudsakligen av en minskning av nitrat. Detta visar att denitrifikationen, där nitrat övergår till kvävgas, pågick under alla årstider. Intressant var att det skedde en fördubbling av nitrathalterna i inloppet under oktober-december 2008, jämfört med halterna vintern/våren före. Troligen har det att göra med den långa torrperioden sommarhalvåret 2008 som varade till slutet av september. Därefter regnade det kraftigt vilket gav ett mycket högt nitratkväveläckage.

Ammoniumhalterna utgjorde en mindre del i kvävebudgeten, men halterna i utloppet översteg oftast de i inloppet (figur 5). Detta kan ha att göra med processer i det mera stillastående vattnet i våtmarken. Vid syrgasbrist kan ammoniumkväve frisläppas från sedimenten. En annan faktor är sjöfågel som genom sin avföring kan tillföra ammonium till vattnet. Inloppet hade högre ammoniumhalter än utloppet i januari och februari, vilket är svårt att förklara. Restfraktionen av kväve (totalkväve minus nitrat och ammonium) ökade vid passagen genom dammen. Denna har inte undersökts närmare, men kan vara löst organiskt kväve eller partikulärt bundet kväve.

Fosfor

När det gäller fosfatfosforfraktionen var halterna lägre i utloppet vid samtliga tillfällen (figur 5), och i medeltal minskade halten med 70 %. Däremot uppvisade totalfosforhalterna i in- och utlopp ett oregelbundet mönster, med tillfällen av såväl fastläggning som frisläppande av fosfor. Vid fyra mättillfällen av nio var totalfosforhalterna lägre och i tre fall högre i utloppet, och vid två tillfällen uppmättes identiska halter i in- och utlopp. I medeltal hade vattnet ca 20 % lägre halter av totalfosfor i utloppet. Detta idikerar att det är restfraktionen (och sannolikt den partikulärt bundna fosfor) som varierar mest, och att våtmarken tycks fastlägga en stor andel av det lösta fosfatet i inflödande vatten. Eftersom uppehållstiden i våtmarken är stor finns en stor risk att man får ett stort fel när man mäter samtidigt i in- och utlopp. Särskilt gäller detta en dynamisk mätparameter som totalfosfor där in- och uttransport av partiklar styrs av tillfälliga regn och kanske även vågor i våtmarken som rör upp bottensediment och eroderar på stränderna. Detta illustreras tydligt av att det högst uppmätta frisläppandet av fosfor i oktober 2008 följdes av den största fastläggningen månaden efter. Det är fullt möjligt att det vattenpaket med relativt låg fosforhalt som rann in i våtmarken vid provtagning i oktober 2008, rann ut ur våtmarken i november då ett annat "fosforrikare" vattenpaket rann in. Försvårande för totalfosforutvärderingen är också den nygrävda utloppskanalen, där vegetationen inte slutit sig, vilket givit en kraftig erosion med starkt lergrumligt vatten vid regn. Totalfosforhalterna i utloppet följer grumligheten väl, utom i oktober, då grumligheten var relativt låg. Troligen beror den höga totalfosforhalten i utloppet i oktober på ett utflöde av löst organiskt bundet fosfor.

Grumlighet

Att totalfosforkoncentrationerna kan hänga ihop med transporten av partiklar illustreras av grumlighetsmätningarna (turbiditet) där mönstren stämmer väl överens med totalfosfor under vintermånaderna (figur 5). Under december 2007 och januari 2008 var grumligheten större i utloppet, medan det omvända gällde i november 2008. Även här innebär episoder med erosion och höga vattentransporter samt våtmarkens långa uppehållstid svårigheter att tolka resultatet.

Temperatur, syrgas, konduktivitet och färgtal

Börringevåtmarken har en temperatursänkande effekt på vintern och en temperaturhöjande på sommaren, vilket är normalt för ett vattenmagasin.

Konduktiviteten var lägre i utloppet vid alla tillfällen utom i oktober och november 2008, då våtmarken vattenfylldes efter en lång period då den varit uttorkad.

Färgtalet var oftast lågt i inloppet och en tydlig förhöjning märktes i utloppet (figur 5). Undantaget var i november, då färgtalet var mycket högt i inloppet, troligen beroende på att grundvattennivån stigit och den första markursköljningen efter lågvattenperioden skedde.

Syrgashalt och syrgasmättnad var stabilt höga i inloppet (figur 5). Syrgasövermättnad rådde nedströms våtmarken i februari och april, troligen på grund av planktonblomning. I november var syrgasmättnaden låg nedströms våtmarken, vilket kan bero på hög nedbrytningsaktivitet i sedimentet.

Slutsatser för Börringevåtmarken

Haltvariationer i in- och utlopp innebär som tidigare nämnts ett metodikproblem. Ett annat är att man inte känner vattenföringen vid mättillfällena (och tiden däremellan). För hela mätperiodens reningsresultat spelar det naturligtvis en stor roll hur mycket vatten som rinner in och ut vid fastläggning respektive frisläppande av näringsämnen. För totalfosfor kan ett frisläppande vid lågvattenföring väl kompenseras av fastläggning vid högflöde, men eftersom inga mätningar gjorts och halterna varierar månad för månad går det ej att spekulera närmare om huruvida näringsbudgeten för hela mätperioden är positiv eller negativ. Man kan konstatera att oavsett hur man behandlar vattenflödet blir reningsresultatet beträffande nitrat, totalkväve och fosfatfosfor positivt sett över hela mätperioden.

- Våtmarken fungerar utmärkt för rening av nitratkväve, totalkväve och fosfatfosfor
- Reningen av totalfosfor varierar, men mättillfällena som visar på fastläggning dominerar
- Lergrumling av vattnet förekommer i både in- och utlopp
- Litet tillrinningsområde (ca 40 ha) gör att vattenföringen i in- och utlopp upphör under sommaren

Hjularödsvåtmarken

Kväve

Totalkvävehalterna var generellt något lägre i utloppet än i inloppet (figur 6). Undantaget var en mätperiod under sommaren 2008 då en tydlig förhöjning av totalkvävehalterna registrerades, vilket sannolikt orsakades av höga halter organiskt kväve. Mönstret var liknande för nitratkvävehalterna, vars halter utgjorde merparten av totalkvävehalten under höst/vinter/vår. Det kan påpekas att totalkväve- och nitratkvävehalterna i inloppet var ovanligt låga sommaren 2008. En märklig detalj är att nitratkvävehalterna hade en liten topp nedströms dammen både i juli 2007 och juli 2008. Båda provtagningarna föregicks av kraftigt regn, vilket kan medföra att jämförelser av uppströms- och nedströmspunkten försvåras.

Ammonium uppvisade höga halter nedströms våtmarken under sommarmånaderna juni/juli, vilket troligen hör ihop med låga flöden och syrgasbrist i sedimenten (figur 6).

Fosfor

Ingen reduktion av totalfosfor kunde uppmätas nedströms Hjularödsvåtmarken (figur 6). Mätningarna visade att våtmarken under lågvattenperioder tillförde totalfosfor till bäcken nedströms. Endast vid 1 tillfälle av 19 under mätperioden var halterna lägre i utloppsvattnet än i

inloppsvattnet. Fosfatfosfor-fraktionen uppvisade liknande mönster, men var lägre i utloppet vid 4 tillfällena av 19. Denna parameter uppvisade en kraftig haltökning under de två sommarperioderna, vilken även slog igenom i en haltökning i totalfosfor dessa månader. Under perioder med syrebrist i sedimenten, t ex vid stillastående vatten under låga flöden sommartid, kan en frisläppning av fosfatfosfor, och även ammoniumkväve, ske från sedimenten. Detta skedde under sommaren 2008, då flödena var ovanligt låga. Eftersom denna haltökning inträffade under en lågflödesperiod, blir tillskottet räknat som mängder till bäcken och nedströms liggande vattenmiljöer begränsat.

Det är uppenbarligen inte en enda mekanism som har påverkat utsläppet av fosfor från Hjularödsvåtmarken. Det lilla tillskottet under höst-vinter-vår beror sannolikt inte på fosfatfrisläppande utan på en ökning av fosfor bundet till partiklar eller lösta fosforfraktioner som inte är fosfat.

Grumlighet

Grumlighetsmätningarna visar att våtmarken tillför grumlighet till bäcken nedströms våtmarken (figur 6). Grumligheten varierar men de högsta värdena uppmättes under junimånadernas lågflödesperioder och sammanfaller väl med höga halter av totalkväve, totalfosfor och ammonium. Det är oklart vad grumligheten består av men det tycks som om den innehåller organiskt material. Vid provtagningen i juni 2007 analyserades även halten suspenderade ämnen samt glödningsrest av suspenderade ämnen. Halten suspenderade ämnen följde grumlighetsvärdena väl. Det visade sig att ca 2/3 av de suspenderade ämnena utgjordes av organiska partiklar. Man kan emellertid konstatera att grumligheten var låg jämfört med den som uppmättes i Börtingevåtmarken (se ovan), och att lergrumling av vattnet inte är ett stort problem i Hjularödsvåtmarken.

Temperatur, syrgas, konduktivitet och färgtal

Hjularödsvåtmarken har oftast temperatursänkande effekt på vintern och en temperaturhöjande på sommaren, och skillnaden blir mindre under högvatten.

Syrgasmättnaden var generellt sett högre nedströms våtmarken (figur 6). Syrgasvärdena var tidvis låga uppströms våtmarken, särskilt under lågflödesperioder.

Ingen större skillnad uppmättes i konduktiviteten upp- och nedströms våtmarken. Oftast var värdet något lägre nedströms våtmarken.

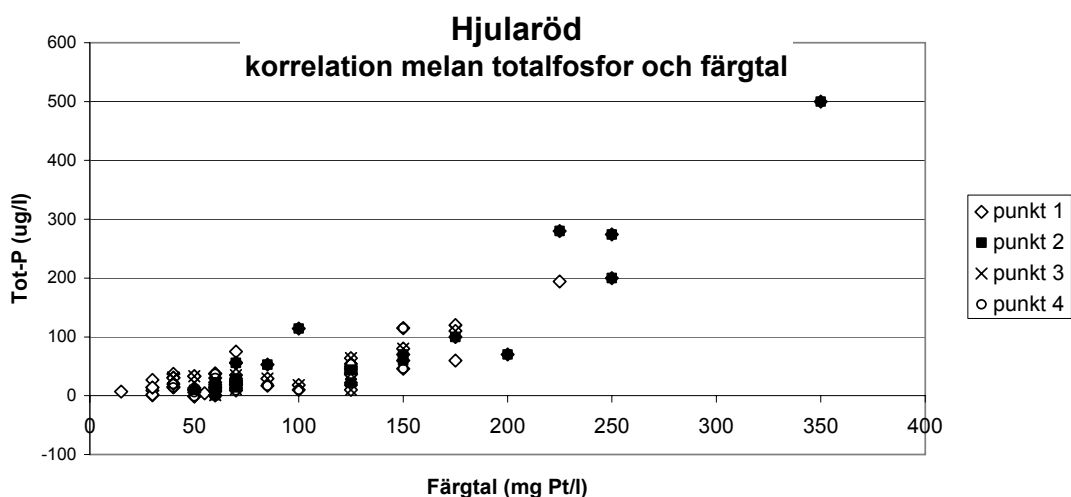
Vattnet nedströms Hjularödssdammen uppvisade höga färgtal (figur 6), speciellt under sommarmånadernas lågflöden (starkt färgat vatten enligt Naturvårdsverket 1999). Urlakning av humusämnen från den torvriska botten kan vara en förklaring till de höga färgtalen, och den minskade utspädningen under lågvatten gör att färgtalen blir som högst under dessa perioder.

Vilka fosforfraktioner – frisläppningsmekanismer?

Perioder med frisläppande av fosfatfosfor sammanfaller med höga mätvärden för totalfosfor, totalkväve, ammoniumkväve, grumlighet, färgtal, temperatur, låga halter av syrgas och låga flöden (figur 6). Frisläppande av fosfatfosfor under låga syrgasförhållanden är ett känt fenomen i akvatiska miljöer, t ex från eutrofa sjöar (interngödning). Fosfatfrisläppande sker framför allt under sommarmånader med hög temperatur och hög biologisk aktivitet, vilket leder till en hög syrekonsumention vid sedimentytan. Låga syrgashalter leder till att fosfat bundet till jord/sedimentpartiklar frisläpps till vattenmassan. Eftersom provtagning sker på dagen kan halterna vara ännu lägre på natten då ingen fotosyntes sker. Även ammoniumhalten kan påverkas av låga syrgashalter då nitrifikationen upphör.

Skillnaden mellan totalfosfor och fosfatfosfor utgörs av löst organiskt fosfor samt fosfor bundet till partiklar, vilka kan vara mineralpartiklar eller levande och dött organiskt material. Årstidsmönstret för restfraktionen av fosfor överensstämmer även den med de beskrivna mätparametrarna ovan, med högre halter under sommaren och med en tydlig förhöjning mellan in- och utlopp. Även restfraktionen av kväve ökar i våtmarken under sommaren. Man kan anta att restfraktionen innehåller en del växtplankton som producerats i våtmarken. Det finns även en möjlighet att den innehåller ämnen från urlakning av torvjordens humus innehåll. För det senare talar den tydliga överensstämmelsen mellan färgtal och fosforhalt (figur 7), vilket gäller såväl totalfosfor (korrelationskoefficient $R=0,87$) och restfraktionen ($R=0,84$). Observera att korrelationen gäller hela datamaterialet dvs inlopp, utlopp och mätningar från lokaler längre nedströms.

Produktion av växtplankton och urlakning av humus i våtmarken ger även en ökning i kvävehalten, och kan vara en del i förklaringen till att totalkvävehalten inte är lägre i utloppet.

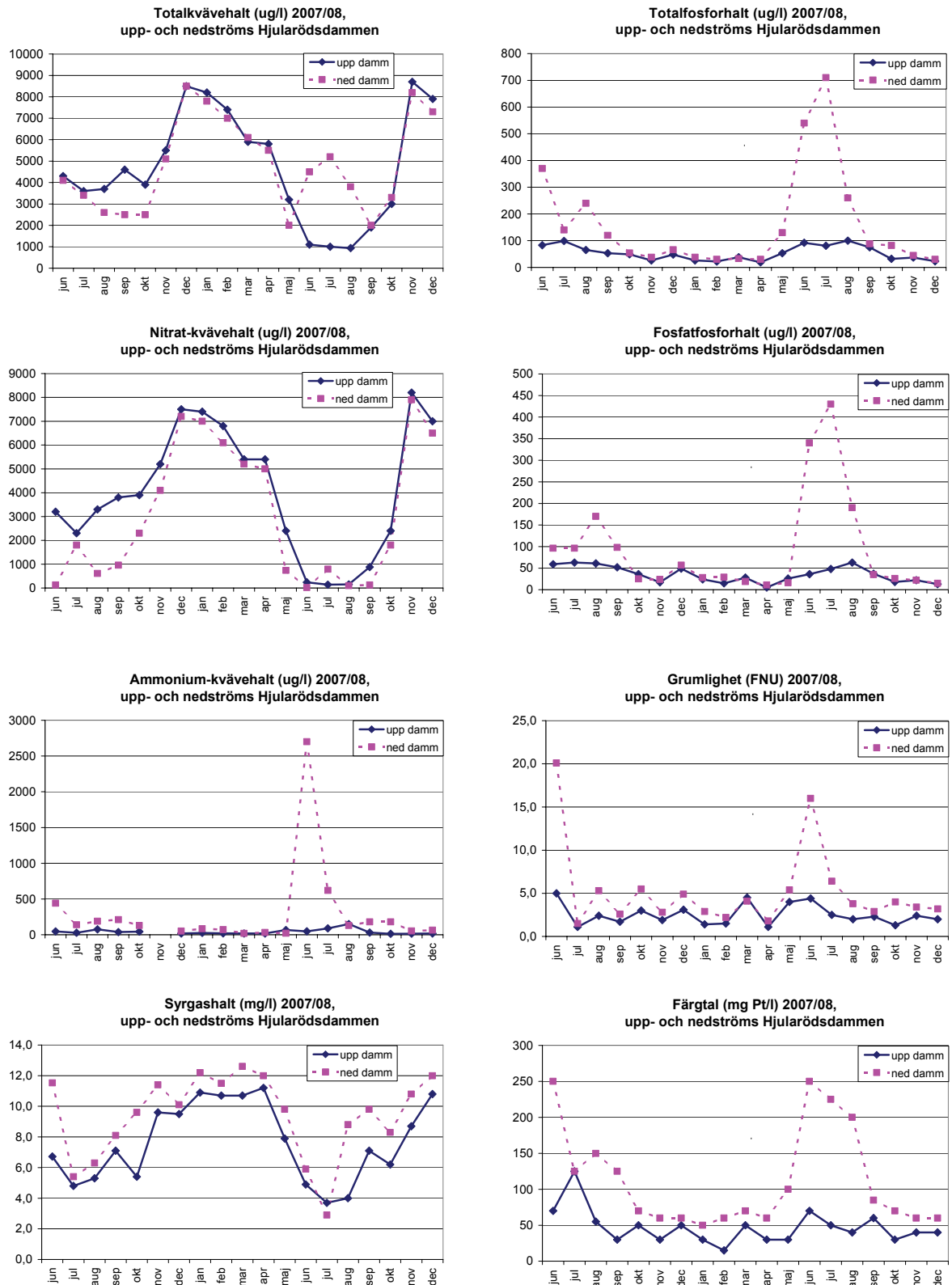


Figur 6. Korrelation mellan totalfosfor och färgtal för hela datamaterialet från samtliga lokaler.

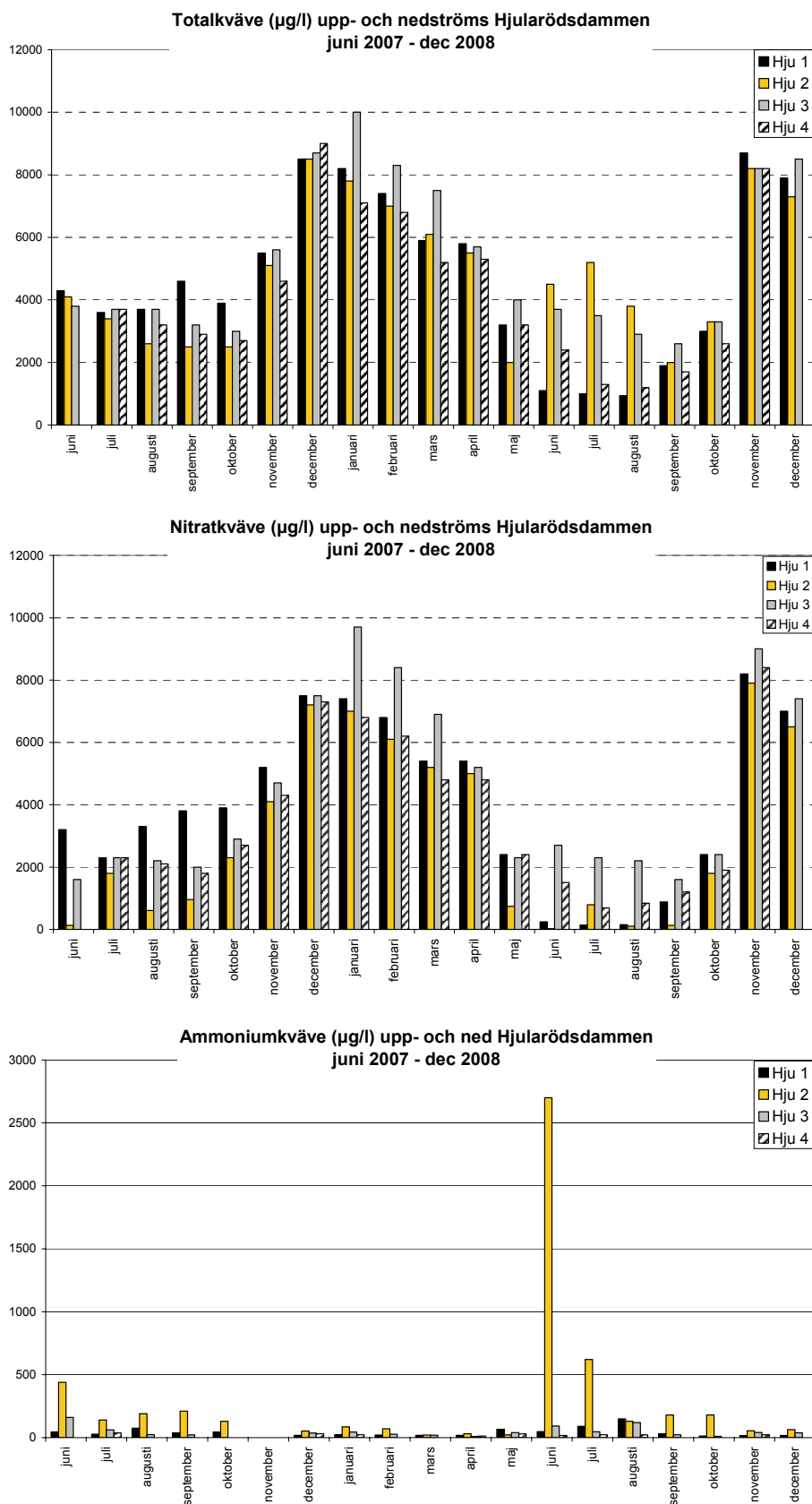
Vad restfraktionen egentligen innehåller kan inte utvärderas ur aktuellt datamaterial. Löst organiskt material utgörs t ex av humussyror vilka innehåller fosfor och kväve. Partiklarna kan vara flockar av humus, torvfragment, tidigare sedimenterat organiskt och oorganiskt material eller växtplankton och delar av större växter. En mätning av glödningsrest på suspenderade ämnen i juni 2007, visade att ca 2/3 av det suspenderade materialet var organiskt.



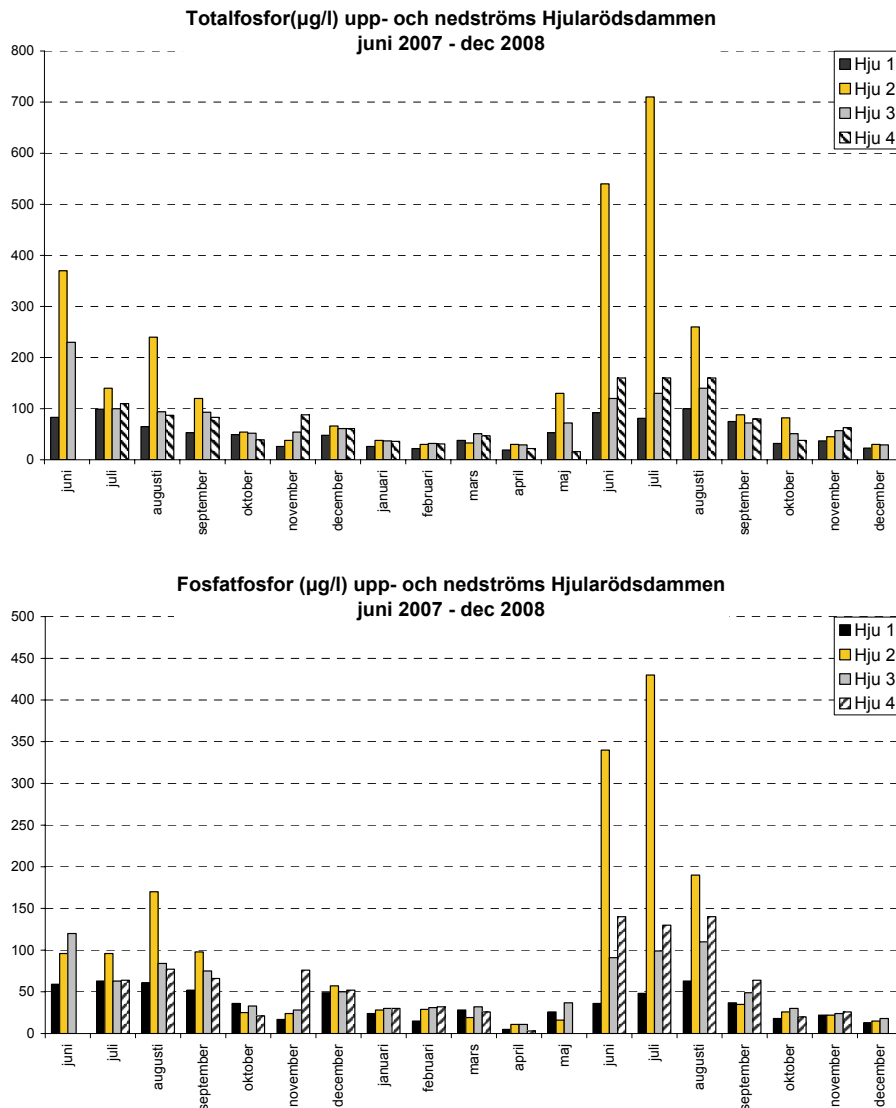
Figur 7. Torvbotten i kanten av Hjularöds våtmarken oktober 2007.



Figur 8. Analysdata från åtta parametrar uppströms och nedströms Hjularödsdammens vid 19 mättillfällen under 2007/2008. Värderna under detektionsgränser har satts till 0.



Figur 9. Totalkväve, nitratkväve och ammoniumkväve uppströms (Hju 1) och nedströms (Hju 2, 3 och 4) Hjarlövsvåtmarken juni 2007 till december 2008.



Figur 10. Totalfosfor och fosfatfosfor uppströms (Hju 1) och nedströms (Hju 2, 3 och 4) Hjularödsvätmarken juni 2007 till december 2008.

Påverkan nedströms

Kväve- och fosforhalter från de fyra provtagna lokalerna redovisas i figur 9 och 10. Totalkvävehalterna skiljer sig vintertid mycket lite mellan de olika lokalerna. Generellt ser man en ökning mellan provpunkt 2 och 3, vilket kan bero på ett jordbrukspåverkat biflöde som tillkommer.

De extremt höga fosforhalterna som uppmätts vid utloppet sommartid avklingar snabbt nedströms vilket kan tyda på sedimentation, upptag eller utspädning. En kraftig sedimentation av organiskt material har iakttagits i diket nedströms våtmarken.

Slutsatser för Hjularödsvätmarken

Vad som sagts ovan om metodikproblem för Börtingevåtmarken gäller även här. Man vet således inte hur de höga halterna som släppts ut ur våtmarken på sommaren i mängd räknat står i proportion till vintertransporterna. Klart är dock att fosforhalterna minskar i diket längre

nedströms våtmarken (provpunkt 3 och 4). I övrigt kan resultaten från Hjularöd summeras i följande:

- Våtmarken släpper ut höga halter av fosfatfosfor under sommarmånaderna
- Våtmarken släpper även ut höga halter av restfraktionen av fosfor under sommarmånaderna
- Höga färgtal överensstämmer med höga fosforhalter vilket indikerar att utläckage av organiska humusämnen kan påverka fosforbudget (och kvävebudget)
- Vid de flesta mätillfällen uppvisade våtmarken ett positivt kväverenningsresultat främst beroende på minskning av nitrat

Näsbyholmssjön

Sjön som kvävefälla

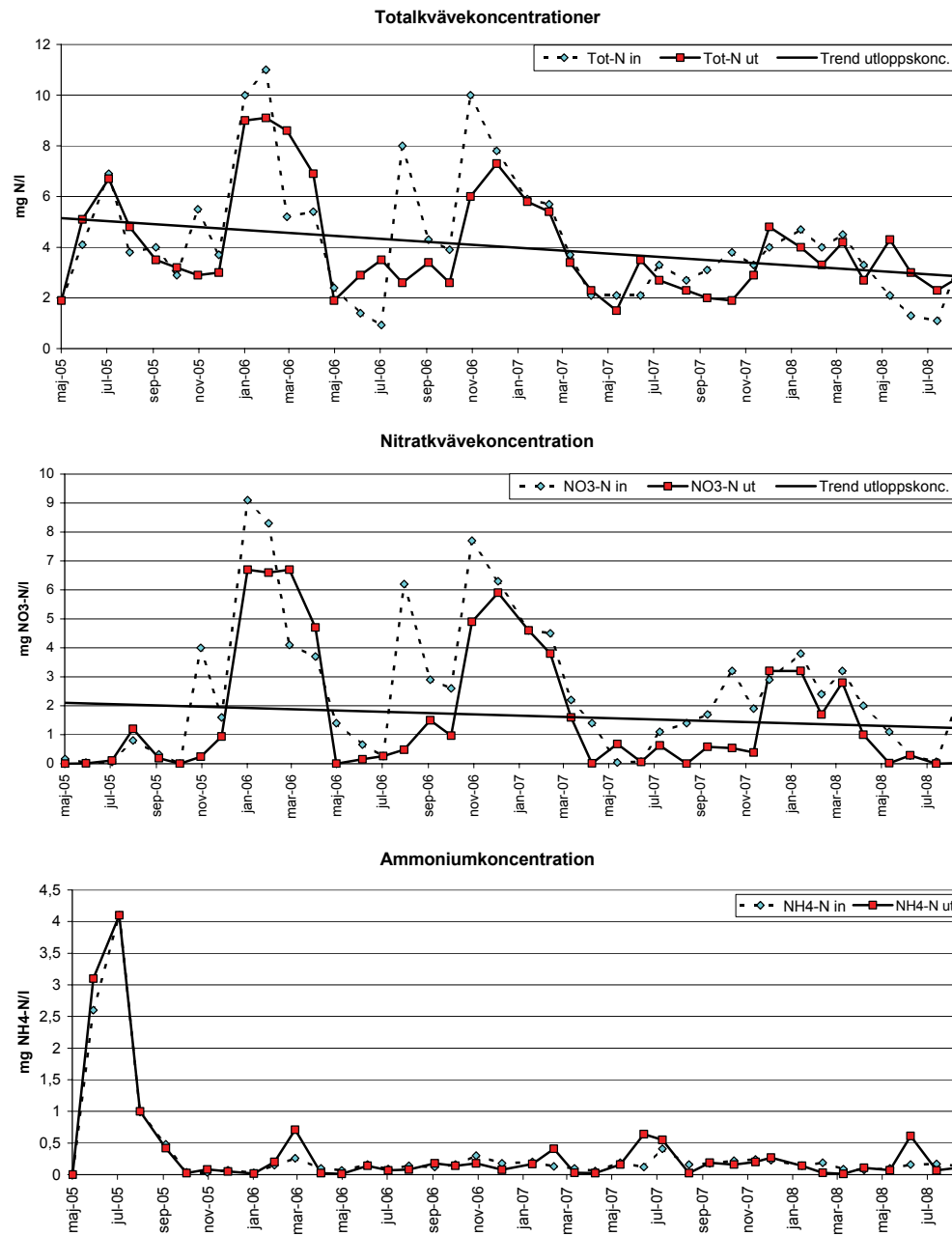
Vattenkemiresultaten är mer utförligt beskrivna i slutrapporten för uppföljning av miljöeffekter i Näsbyholmssjön (Skivarp- och Dybäckåns vattendragsförbund 2008). Totalkvävehalten var vid de flesta mätillfällen lägre i utloppet än i inloppet (figur 11). Högre utloppshalter registrerades vid några tillfällen sommartid. Mönstret var i princip samma för nitratkvävehalterna men med fler tillfällen med lägre halter i utloppet. Förenklade transportberäkningar indikerar att kvävebalansen var negativ det första mätåret, dvs mer kväve släpptes ut ur sjön än vad som tillfördes. Under de följande två åren var balansen positiv och totalt renades 390 respektive 70 kg N/ha år vilket motsvarade 15 % respektive 8 % av det kväve som pumpas in i sjön från diket. Kvävereningen berodde till största del på en minskning av nitratfraktionen vars ämnesbalans var positiv hela mätperioden. Ammoniumfraktionen utgjorde en mindre del i den totala kvävebalansen. Totalt under de tre mätåren beräknas Näsbyholmssjön ha renat 16 ton kväve eller ett genomsnitt på ca 100 kg/ha år – en siffra som förefaller rimlig med aktuell belastning.

Sjön som fosforfälla

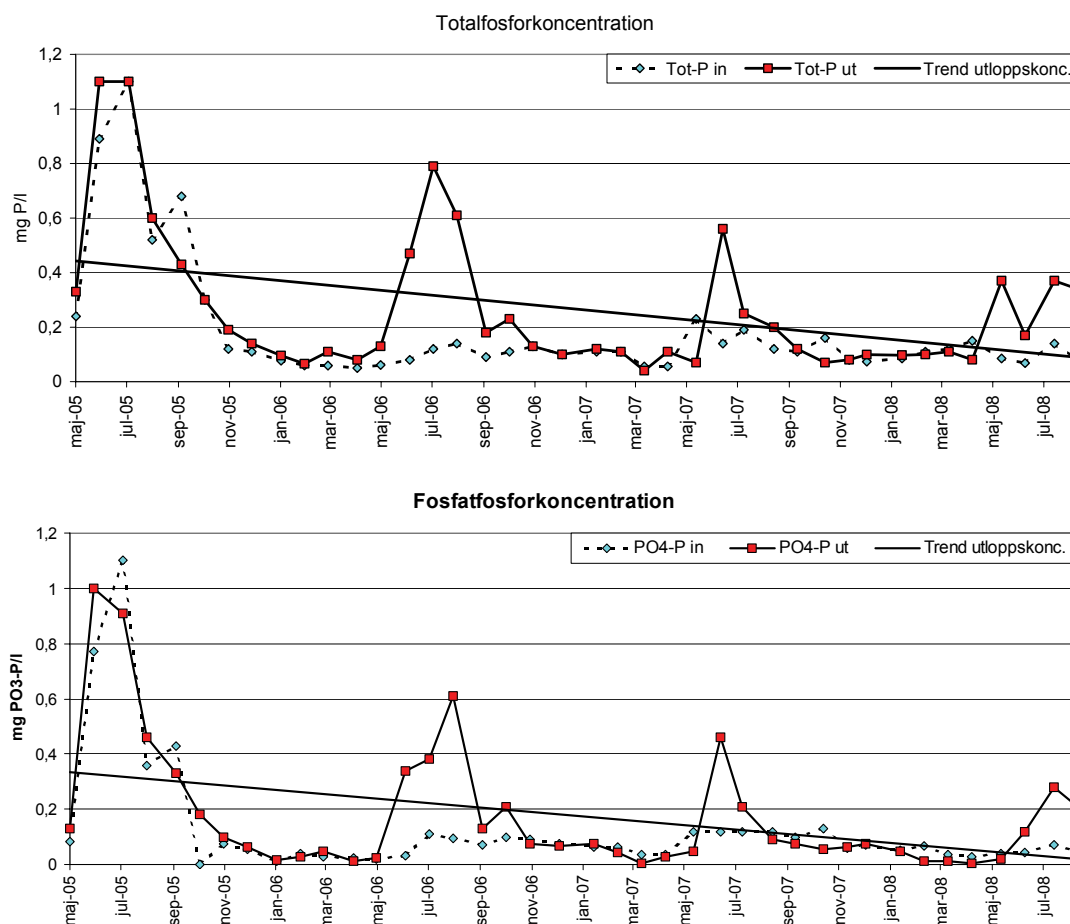
Näsbyholmssjön uppvisade ett stort frisläppande av fosfor under sommarmånaderna 2005 - 2008, då halterna i utloppet var kraftigt förhöjda jämfört med inloppet och jämfört med andra årstider (figur 12). Till stor del beror detta på en ökning av fosfathalten. Sommarhalterna av fosfor i utloppet sjönk successivt under de fyra sommarmånaderna som ingått i studien. Under höst/vinter/vår förekom både högre och lägre halter i utloppet än i inloppet. Eftersom vattenflödena är kända har översiktliga uppskattningar av ämnestransporter gjorts. Under alla tre mätåren (sommar 2005 till sommar 2008) var ämnesbalansen för totalfosfor negativ, det vill säga mer fosfor lämnade sjön än vad som kom in från diket via pumparna. Reningsresultatet för fosfatfosfor var dock positivt för mätår 3 (september 2007 till aug 2008), vilket visar att det inte endast är frisläppt fosfat som står för nettoförlusten av fosfor från sjön. Sommartid tar t ex växtplankton upp en stor mängd av frigjort fosfor som sedan följer med vattnet ut ur sjön. Totalt under de tre mätåren (sommar 2005 till sommar 2008) beräknas Näsbyholmssjön ha släppt ut 3 ton fosfor eller ett genomsnitt på ca 20 kg/ha år.

Sjön som partikelfälla

Mätningarna av suspenderat material (vikten av partiklar i vattnet) visar stora haltfluktuationer särskilt i utloppsvattnet (figur 13). Koncentrationen av partiklar styrs av flera faktorer, t ex planktonväxt, vattenhastighet och vindrörelser, vilket gör att halterna snabbt kan förändras. Detta gör budgetberäkningar relativt osäkra eftersom haltvariationer mellan provtagnings



Figur 11. Uppmätta totalkväve-, nitratkväve- och ammoniumkvävehalter i in- och utlopp från Näsbyholmssjön under 40 mättillfällen mellan maj 2005 och augusti 2008.



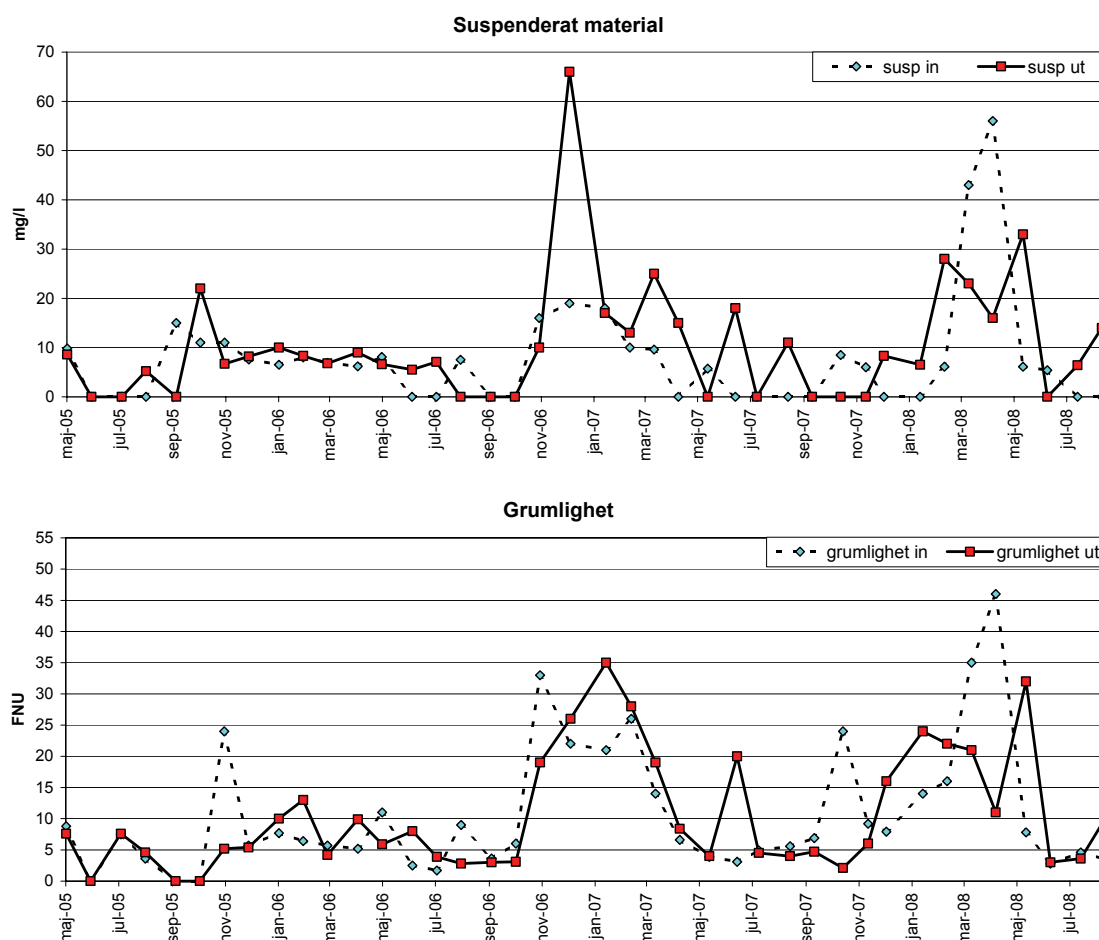
Figur 12. Uppmätta totalfosfor- och fosfatfosforhalter i in- och utlopp från Näsbyholmsjön under 40 mättillfällen mellan maj 2005 och augusti 2008.

omgångarna är okända. Översiktliga beräkningar visar att mer partiklar lämnade Näsbyholmsjön än vad som pumpas in från diket för de första två åren, medan förhållandet för det tredje året var det motsatta. Utflödet av suspenderat material visar i stort samma mönster som fosforfraktionerna och även med grumligheten. Under sommarmånaderna 2006 och 2008 hade utloppsvattnet dessutom högre TOC-halt (löst och partikulärt organiskt material) än inloppsvattnet, vilket tyder på att mycket organiskt material producerats i och släppts ut ur sjön. Sommaren 2007 var TOC-halten hög även i inloppsvattnet.

Temperatur, syrgas och pH

Temperaturen följde årstidsvariationen med varmare vatten i utloppet än inloppet under sommaren och omvänt under vintern.

Syrehalterna varierade mycket under provtagningsperioden. Generellt var halterna högre i utloppet än inloppet, vilket kan förklaras med fotosyntesaktivitet. Eftersom vattenproven insamlas under den ljusa delen av dygnet vet man inget om sjöns syrgasförhållanden under natten. Vid några mättillfällen registrerades låga syrgashalter (< 40 % syrgasmättnad) både i inlopps- och utloppsvatten. Låga halter förklaras av syreförbrukande processer i samband med nedbrytning av organiskt material. De låga syrgashalterna kan ha påverkat frisläppandet av fosfatfosfor.



Figur 13. Uppmätt halt suspenderat material samt grumlighet i in- och utlopp från Näsbyholmssjön under 40 mättillfällen mellan maj 2005 och augusti 2008.

Inloppsvattnets pH-värde låg mellan 7,4 och 8,1 och var generellt högre i utloppet där värden över 8,5 var frekventa. Eftersom vattenproven insamlas dagtid kan primärproduktion (fotosyntes), i kombination med de geologiska förutsättningarna i området förklara de höga värdena.

Slutsatser för Näsbyholmssjön

- Kvävebalansen för hela mätperioden var positiv, främst beroende på en minskning av nitratkväve
- Under de tre mätåren beräknas Näsbyholmssjön ha renat i genomsnitt ca 100 kg N/ha år
- Fosfor läckte ut ur sjön sommartid, främst beroende på en ökning av fosfathalten
- Fosforhalterna i utloppet uppvisade en minskande trend
- Under höst/vinter/vår skedde omväxlande fastläggning och frisläppande av fosfor
- Under de tre mätåren beräknas Näsbyholmssjön ha släppt ut i genomsnitt ca 20 kg P/ha år

Sammanfattande diskussion

Våtmarkernas kväverening

Våtmarkers kväverening förmåga är väldokumenterad och reningsmekanismerna är kända och förutsägbara. Denitrifikation är den viktigaste processen och eftersom huvuddelen av kvävet i åkerlandskapets vattendrag föreligger i nitratkväveform fungerar våtmarker som goda reningsanläggningar. Även sedimentation av partikelbunden kväve bidrar till reningen. Reningsresultatet är beroende av hur mycket och hur kvävehaltigt vatten som rinner in i en våtmark samt storlek, utformning och vegetation i våtmarken.

De tre här beskrivna våtmarkerna uppvisar alla en positiv kvävebalans dvs ett nettoreningsresultat av kväve. Visserligen finns perioder då kväve lämnar våtmarken men över en längre tid överväger retentionen. Denna beror till övervägande del på en minskning i nitratkvävehalten (denitrifikation). De här beskrivna våtmarkerna är jämförelsevis stora och med låg belastning av vatten och näringsämnen jämfört med tidigare undersökta våtmarker. Detta avspeglas även i det absoluta reningsresultatet som är mindre räknat i kg/ha år än för högre belastade våtmarker. Den procentuella reningen är däremot bättre för de lågbelastade våtmarkerna, där Börringevåtmarken uppvisar ett mycket gott procentuellt resultat. I det fallet skall man beakta att våtmarkens yta utgör ca en femtedel av tillrinningsområdet.

Hjularödsvåtmarken uppvisar endast under en sommarperiod någon betydande procentuell rening av totalkväve, medan nitratkväve gör det något oftare. Det finns uppenbarligen frisläppningsmekanismer för andra former av kväve som motverkar nitratreningen och gör totalkvävereningen sämre. En sådan process skulle kunna vara utsläpp av utlakad humus (jfr fosfor nedan). Näsbyholmssjön, där transportberäkningar varit möjliga att göra, visar på ett nettoreningsresultat på 100 kg N/ha vilket utgör ca 4 % av belastningen. Även här motverkas nitratretentionen av ett frisläppande av kväve.

Våtmarkernas fosforrening

I Börringevåtmarken var reningseffekten för fosfatfosfor stor. Totalfosforhalten varierade med omväxlande retention och frisläppande, men den långa uppehållstiden gör att det finns ett stort metodikfel, vilket kan ge stora fel om halterna varierar. Mycket tyder på att en stor del av fosfor är bunden till partiklar och att tillfällena med kraftigt regn under icke växtsäsong kan ge snabba och kraftiga ökning i fosforhalter i både in- och utlopp. I Hjularödsvåtmarken frisläpps både fosfatfosfor och restfraktionen under sommarmånaderna. Restfraktionen (skillnaden mellan totalfosfor och fosfatfosfor) utgörs av partikulärt fosfor, bundet i biomassa eller till partiklar, eller löst organiskt fosfor. Ökningen i restfraktionen kan bero på urlakning av humusämnen, vilket även avspeglas i ökade totalkvävehalter. De höga färgtalen tyder på att löst organiskt fosfor utgör en stor andel i Hjularödsvåtmarken. Resultaten från Näsbyholmssjön liknar de från Hjularöd beträffande ökningen av fosfat i utloppsvattnet. Samma ökning kan ej observeras i restfraktionen och dessutom är färgtalen inte förhöjda, vilket kan bero på att sjöns botten inte består av samma typ av torv eller lika stor andel blottlagd jord.

Fosfor i bottensedimenten från Näsbyholmssjön och Hjularödsvåtmarken kan vara rester från den tid då marken varit torrlagd, gödslats och utsatts för mineralisering. Återskapandet av våtmarkerna har föregåtts av en lång period med mineralisering och upplagring av näringsämnen i jordlagren. I både Näsbyholmssjön och i Hjularödsfallet har fosforhalterna i utloppet minskat med tiden.

Våtmarkers fosforrening – svenska och internationella erfarenheter

Ovan beskrivna undersökningar visar att de tre våtmarkerna har både likheter och olikheter i fosfordynamik. Efter en litteraturgenomgång kan man konstatera att detta inte är unikt.

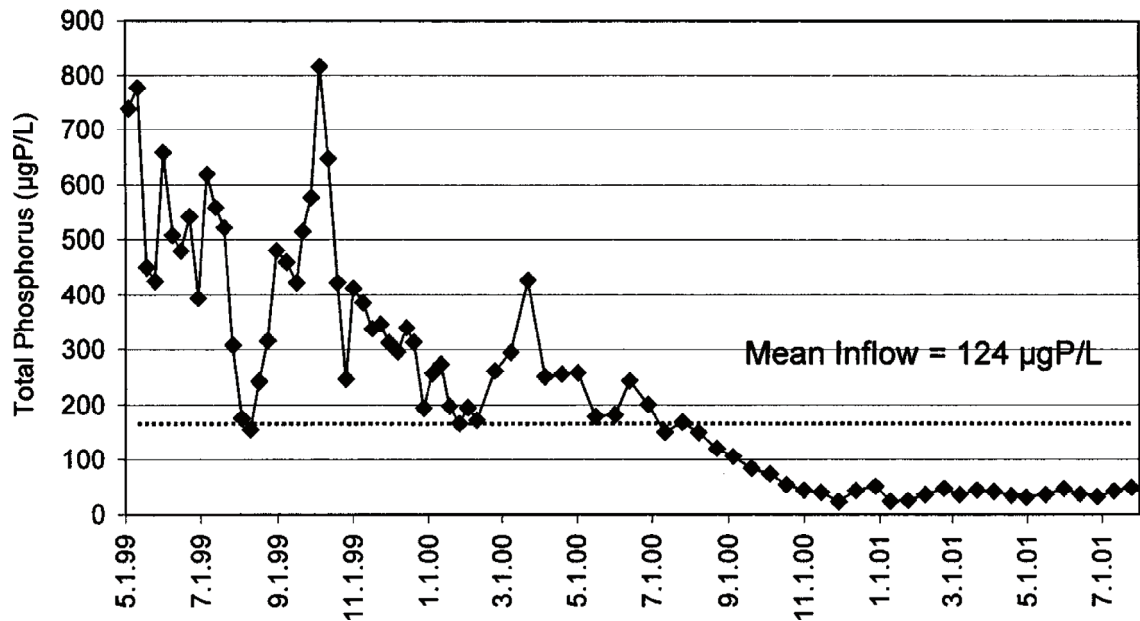
Många rapporter redovisar goda reningsresultat för fosfor i våtmarker. Inom Höjeå- och Kävlingeåprojektet har tre dammar studerats under 10, 6 respektive 4 år år (Ekologgruppen 2004). Dessa dammar har anlagts genom schaktning. Sett över respektive damms hela mätperiod var fosforreningen stor men enstaka perioder med nettoutflöde av fosfor har förekommit. Utflödet har i första hand tolkats som uttransport av tidigare ackumulerat sediment vid högfödesperioder men även fosforutflöde under lågvattenföring har förekommit. Eftersom vattenföringen då är låg har de transporterade mängderna under dessa perioder utgjort en liten del av totaltransporten. Totalfosforfrisläppande har även registrerats vid ett par tillfällen vid den uppdämda Skabersjödammen i Malmö/Svedala kommun (Segeåns Vattendragsförbund 2000). Undersökningar från en våtmark i Uppland visar på fosforfrisläppande på vintern vilket man anser beror på låga syrgashalter under isen (Andersson m fl 2006). Tonderski m fl (2005) har utvärderat ett flertal våtmarker i samband med utveckling av beräkningsmodeller för att uppskatta närsaltreningen. Författarna konstaterar att fosfor är svårt att modellera, men att det generellt sker en fastläggning i våtmarker, men också att fosforutflöde kan öka under sommarmånaderna och att detta sannolikt beror på låga syrgashalter.

Flera internationella studier har uppmärksammat fosfordynamiken i våtmarker. Två review-artiklar visar på att våtmarker av olika typ och ålder beter sig olika vad gäller reningsresultat för olika fosforfraktioner.

Reddy m fl (1999) konstaterar i en reviewartikel att det förekommer litteraturuppgifter om att fosfor läcker ut från våtmarker, men fastslår att det råder inget tvivel om att våtmarker med långvarig våtperiod ger en långvarig retention av fosfor. Om våtmarken däremot omväxlande torkar ut och blötläggs kan sedimenten bli oxiderade och fosfor blir tillgängligt och kan frisläppas. Författarna menar vidare att samma sak kan hända om man restaurerar våtmarker på platser som tidigare vart dränerade. Den tidigare markanvändningen (t ex gödslad åkermark) kan medföra att fosfor läcker ut innan marken anpassats till den nya vattenregimen. Författarna menar vidare att mätningar av fosforfrisläppande även kan bero på metodikproblem, t ex att man ej identifierat alla in- och utlopp, eller att man ej mätt alla fraktioner av fosfor.

Att det tar en tid innan en våtmark anpassas till en ny vattenregim diskuteras av Kadlec (2005). En nygrävd våtmark kan t ex ha en hög kapacitet att adsorbera fosfor pga frilagda bindningsytor till järn och aluminium. Fastlagt fosfor kan dock frisläppas och sedan åter fastna beroende på variationer i våtmarkens vatten- och sedimentkemi. Om däremot jorden redan från början är mättad med fosfor kan denna läcka ut till vattnet. Väl fungerande fosforrening har dokumenterats i data från över 300 våtmarker och författaren fastslår att både övergående och långvarig fosforfastläggning sker och att det kan ta upp till 3 år för reningsprocesserna i en ny våtmark att anpassas till de nya hydrologiska förhållandena. Markförhållanden innan våtmarken anläggs har stor betydelse i sammanhanget. Detta illustreras av mätningar från en anlagd våtmark i Everglades (figur 14).

Kadlec (2005) avslutar med att konstatera att erfarenheter från de tre senaste decennierna visar att våtmarker uppfyller en viktig roll i näringsämnesretention i många olika sammanhang, framförallt för dagvatten och vatten från jordbruksmark.



Figur 14. Totalfosforhalter i vatten från en anlagd våtmark i Everglades, Florida. Området var tidigare jordbruksmark. (Källa: Kadlec 2005)

Referenser

- Andersson, J., Wedding, B. Och Tonderski, K., 2006. Näringsavskiljning i anlagda våtmarker. Region och metodjämförelser. WRS, Uppsala och Ekologgruppen 2006.
- Ekologgruppen, 2004. Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar – Aktuella resultat. nr 3. Höje å Projektet och Kävlingeåprojektet.
- Kadlec, R. H., 2005. Phosphorus removal in emergent free surface wetlands. *Journal of Environmental Science and Health*, 40:1293-1306.
- Naturvårdsverket, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav, rapport 4914. Naturvårdsverket förlag, Stockholm.
- Reddy, K. R., Kadlec, R. H., Flaig, E. And Gale, P. M., 1999. Phosphorous retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews i Environmental Science and Technology*. 29:83-146.
- Segeåns Vattendragsförbund, 2004. Våtmarksprojekt Skabersjödammen. Redogörelse för vattenundersökningarna 1996-1999. Scandiaconsult 2005.
- Skivarp- och Dybäckåns vattendragsförbund, 2008. Uppföljningsprogram för Näsbyholmssjön Vegetation, bottenfauna, fisk och vattenkemi. Slutrapport Ekologgruppen 2008.
- Tonderski, K. S., Arheimer, B och Pers, C. B., 2005, Modeling the impact of constructed wetlands on phosphorus retention in a Swedish catchment. *Ambio* 34:7. 544-551.

Börningevåtmarken 2007-2008 vattenkontroll

Provtagningspunkt	Provtagningstid	Temperatur	Grumlighet	Konduktivitet	Färg	Syrehalt	Syremättad	BOD ₇	PO ₄ -P	Tot-P	NO ₃₊₂ -N	NH ₄ -N	Tot-N
Nr	Läge	°C	FNU	mS/m	mgPt/l	mg/l	%	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Börr1	dammens inlopp	6,8	39,6	55,7	25	11,7	96		120	160	3800	73	4200
Börr2	dammens utlopp	3,6	148	36,4	100	9,3	70		33	220	460	370	3600
Börr1	dammens inlopp	4,8	19,5	58,7	30	12,9	101		98	180	4100	310	4300
Börr2	dammens utlopp	0,8	102	37,8	150	13	91		28	160	1600	160	2900
Börr1	dammens inlopp	4,7	17	60,7	20	12,1	94		82	150	3700	300	4300
Börr2	dammens utlopp	5,4	21	43,2	85	16,7	132		12	69	1300	52	2100
Börr1	dammens inlopp	5,4	88,3	53,6	125	12,6	100		100	190	3700	77	4800
Börr2	dammens utlopp	4,1	115	36,6	200	12,8	98		11	190	880	330	2300
Börr1	dammens inlopp	6,6	10,3	55,3	30	13,1	107		48	210	3200	<10	4400
Börr2	dammens utlopp	10,8	14,4	40,3	100	12,7	115		13	110	<10	14	1800
Börr1	dammens inlopp	11	10	58,6	15	11,3	103		100	120	2800	14	3300
Börr2	dammens utlopp	13,9	17	30,7	140	10,3	100		32	120	<10	19	2600
extraBörr	dammens utlopp		9,6										
Börr1	dammens inlopp												
Börr2	dammens utlopp												
Börr1	dammens inlopp												
Börr2	dammens utlopp												
Börr1	dammens inlopp	11,6	20	58,1	15	10,5	97		33	58	9600	<10	11000
Börr2	dammens utlopp	11,3	16	60,7	15	9,2	84		31	270	65	140	2200
Börr1	dammens inlopp	8,6	350	42,1	400	11,3	97		100	590	8600	<10	9600
Börr2	dammens utlopp	4,2	7,6	53	125	4,2	32		22	63	4000	140	5800
Börr1	dammens inlopp	6	61	42,8	125	11,6	93		97	180	9000	<10	9400
Börr2	dammens utlopp	2,4	65	35,7	200	11,2	82		39	210	2400	1000	5100

Provtagare Jan Pröjts, Ekologgruppen i Landskrona AB

Analys: Ekologgruppen i Landskrona AB; förutom Tot-P, PO₄-P, Tot-N, NH₄-N NO₃+NO₂-N som analyserats av ALcontrol Laboratories AB

Hjularödsvåtmarken 2007-2008 vattenkontroll

Provtagningspunkt	Provtagningsdatum	Tid	Temp °C	pH	Gruml FNU	Gruml FNU	Kond ffiltr mS/m	Kond mS/m	Färg mgPt/mgPt	Färg mgPt/mgPt	Susp. mg/l	Glödn rest mg/l	TOC mg/l	TOC mg/l	Syreh mg/l	Syrem %	BOD ₇ mg/l	PO ₄ -P µg/l	PO ₄ -P µg/l	Tot-P µg/l	Tot-P µg/l	NO ₃ -N µg/l	NO ₃ -N µg/l	NO ₃ -N µg/l	NH ₄ -N µg/l	Tot-N µg/l	Tot-N µg/l	höjd över damme cm						
Hju 1 uppstr damm	2007-06-15				4,4		62,1		70									45		120		560	96	870										
Hju 2 nedstr damm	2007-06-15				15		57,9		350									290		790		<10	150	6400					-5					
Hju 1 uppstr damm	2007-06-28	1400	13,5		5,0		49,0		70		<5	<5			6,7	65		59		83		3200	46	4300										
Hju 2 nedstr damm	2007-06-28	1420	16,1		20,1		46,7		70		34	13			10,5	117		96		370		130	440	4100						9				
Hju 2a 1 km ned damm	2007-06-28	1435	15,2		12,3		50,2		225		15	<5			10,5	105		86		280		550	400	4200										
Hju 3 2 km ned damm	2007-06-28	1505	14,2		11,9		50,6		175		15	8,4			9,6	94		120		230		1600	160	3800										
Hju 4 6 km ned damm	2007-06-28																																	
Hju 1 uppstr damm	2007-07-06	1330	14,7	7,2	7,2		5,2	27,7	125	125		20	21	5,5	54	4,0	110		110	160	150	2200	2200	3600										
Hju 2 nedstr damm	2007-07-06	1350	14,8	7,3	12,7		7,8	28,9	175	150		25	24	6,0	59	4,6	160		150	260	210	2000	2000	4000										
Hju 2a 1 km ned damm	2007-07-06	1400	14,8	7,3	20,1		10,6	30,5	175	175		30	23	7,0	69	4,3	130		120	250	180	2200	2200	4000										
Hju 3 2 km ned damm	2007-07-06	1415	14,5	7,4	14,7		9,4	31,1	150	125		21	21	8,2	81	3,7	110		96	190	160	2700	2600	4400										
Hju 4 6 km ned damm	2007-07-06	1445	14,6	8,1	28,0		13,5	27,9	150	125		330	19	7,7	76	5,3	75		76	190	130	2400	2400	4000										
Hju 1 uppstr damm	2007-07-10	930	15,3	7,4	1,1		35,0		125						4,8	48	1,6	63		99		2300	28	3600										
Hju 2 nedstr damm	2007-07-10	900	15,5	7,4	1,5		32,5		125						5,4	54	2,5	96		140		1800	140	3400										
Hju 2a 1 km ned damm	2007-07-10	910	15,5	7,4	2,8		33,4		125						6,2	62	2,7	83		130		1900	110	3400										
Hju 3 2 km ned damm	2007-07-10	845	14,9	7,6	2,8		34,6		125						8,1	80	2,7	63		100		2300	62	3700										
Hju 4 6 km ned damm	2007-07-10	820	14,7	8,2	5,4		34,3		150						9,8	97	3,8	64		110		2300	37	3700										
Hju 1 uppstr damm	2007-08-16	1115	16,9		2,4		59,2		55		<5,0				5,3	55		61		65		3300	76	3700										
Hju 2 nedstr damm	2007-08-16	1130	19,4		5,3		55,0		150		15				6,3	68		170		240		610	190	2600										
Hju 2a 1 km ned damm	2007-08-16	1145	18,7		2,9		52,9		125						5,8	62		82		100		780	160	2400										
Hju 3 2 km ned damm	2007-08-16	1200	17,9		6,8		55,7		125						8,7	92		84		94		2200	25	3700										
Hju 4 6 km ned damm	2007-08-16	1230	18,7		5,3		56,0		100						9,5	102		77		87		2100	<10	3200										
Hju 1 uppstr damm	2007-09-13	930	12,2		1,7		60,9		30						7,1	66		52		53		3800	37	4600										
Hju 2 nedstr damm	2007-09-13	945	12,4		2,6		55,6		125						8,1	76		98		120		960	210	2500										
Hju 3 2 km ned damm	2007-09-13	1000	12,3		4,6		57,2		100						9,9	93		75		93		2000	21	3200										
Hju 4 6 km ned damm	2007-09-13	1015	12,9		3,0		55,7		85						10,5	100		66		83		1800	<10	2900										
Hju 1 uppstr damm	2007-10-17	1215	11,5		3,0		60,8		50						5,4	50		36		49		3900	44	3900										
Hju 2 nedstr damm	2007-10-17	1245	11,7		5,5		56,3		70						9,6	89		25		54		2300	130	2500										
Hju 3 2 km ned damm	2007-10-17	1300	11,7		3,7		56,7		70						9,4	87		33		52		2900	<10	3000										
Hju 4 6 km ned damm	2007-10-17	1145	11,5		3,8		54,1		70						10,4	96		21		39		2700	<10	2700										
Hju 2 b Sjömessen	2007-10-17	1230	11,9		5,1		51,1		200						7,8	72																		
Hju 1 uppstr damm	2007-11-22	855	5,3		1,9		59,5		30			9,4			9,6	76		17		26		5200	5500											
Hju 2 nedstr damm	2007-11-22	845	3,8		2,8		58,2		60			13			11,4	87		24		38		4100	5100											
Hju 3 2 km ned damm	2007-11-22	830	4,9		5,4		56,3		70			13			11,1	87		28		54		4700	5600											
Hju 4 6 km ned damm	2007-11-22	820	4,7		2,8		56,2		60						12,4	96		76		88		4300	4600											
Hju 1 uppstr damm	2007-12-11	1030	5,5		3,1		44,6		50						9,5	75		49		48		7500	18	8500										
Hju 2 nedstr damm	2007-12-11	1045	4,9		4,9		42,9		60						10,1	79		57		66		7200	52	8500										
Hju 3 2 km ned damm	2007-12-11	1100	5,4		8,2		43,8		70						11,4	90		50		61		7500	36	8700										
Hju 4 6 km ned damm	2007-12-11	1115	5,6		9,0		42,6		70						12,3	98		52		61		7300	31	9000										
Hju 1 uppstr damm	2008-01-16	915	4,0		1		52,5		30						10,9	83		24		26		7400	25	8200										
Hju 2 nedstr damm	2008-01-16	930	3,5		2,9		51,0		50						12,2	92		28		38		7000	85	7800										
Hju 3 2 km ned damm	2008-01-16	945	3,9		4,7		50,3		60						12,2	93		30		37		9700	45	10000										
Hju 4 6 km ned damm	2008-01-16	1000	4,0		4,2		48,5		50						12,8	98		30		36		6800	23	7100										

Nr	Läge	Provningspunkt	Provningsdatum	Tid	Temp °C	pH	Gruml FNU	Gruml FNU	Kond mS/m	Kond filtr mS/mmgP/l	Färg mgP/l	Färg filtr mgP/l	Susp. mg/l	Glödn rest. mg/l	TOC mg/l	TOC filtr mg/l	Syreh Syrem mg/l	BOD ₅ %	PO ₄ -P µg/l	PO ₄ -P filtr µg/l	Tot-P µg/l	Tot-P filtr µg/l	NO ₃ -N µg/l	NO ₃ -N filtr µg/l	NH ₄ -N µg/l	NH ₄ -N filtr µg/l	Tot-N µg/l	Tot-N filtr µg/l	höjd över dämme cm
Hju 1	uppstr damm		2008-02-12	1030	4,5		1,5	52,9	15	15	10,7	83	88	11,5	88	29	30	6100	6100	20	7400	20	7400	71	7000	71	7000	12	
Hju 2	nedstr damm		2008-02-12	1045	4,2		2	51,3	60	60	12,7	97	12,7	97	31	32	8400	8400	28	8300	28	8300	<10	6800	<10	6800			
Hju 3	2 km ned damm		2008-02-12	1100	4,2		4	49,8	60	60	13,4	103	13,4	103	32	31	6200	6200	19	7500	19	7500	<10	5200	<10	5200			
Hju 4	6 km ned damm		2008-02-12	1115	4,1		2,8	48,6	50	50	10,7	84	12,6	99	19	33	5200	5200	20	6100	20	6100	18	5900	18	5900	19		
Hju 1	uppstr damm		2008-03-13	945	5,0		4,5	46,9	70	70	12,4	96	12,4	96	32	51	6800	6800	19	7500	19	7500	<10	5200	<10	5200			
Hju 2	nedstr damm		2008-03-13	1000	5,0		4,1	46,5	70	70	11,2	89	12,0	96	11	30	5000	5000	31	5500	31	5500	18	5800	18	5800	21		
Hju 3	2 km ned damm		2008-04-10	1100	5,9		2,0	44,9	70	70	13,2	106	13,2	106	11	29	5200	5200	10	5700	10	5700	10	5700	10	5700			
Hju 4	6 km ned damm		2008-04-10	1115	5,8		1,8	43,0	70	70	13,7	110	13,7	110	3	22	4800	4800	13	5300	13	5300	66	3200	66	3200	1		
Hju 1	uppstr damm		2008-05-20	845	8,7		4,0	59,1	30	30	7,9	68	7,9	68	26	53	2400	2400	21	2000	21	2000	21	2000	21	2000			
Hju 2	nedstr damm		2008-05-20	900	4,7		5,4	52,8	100	100	10,9	94	10,9	94	37	72	2300	2300	39	4000	39	4000	30	3200	30	3200			
Hju 3	2 km ned damm		2008-05-20	915	8,7		4,8	56,5	70	70	11,5	96	11,5	96	<2	16	2400	2400	48	1100	48	1100	2700	4500	2700	4500	0		
Hju 4	6 km ned damm		2008-06-11	1200	13,3		3,6	55,9	70	70	11,0	105	11,0	105	140	160	1500	1500	17	2400	17	2400	93	3700	93	3700			
Hju 1	uppstr damm		2008-07-09	1020	14,0		2,5	59,2	50	50	4,9	47	4,9	47	36	92	240	240	90	1000	90	1000	620	5200	620	5200	-30		
Hju 2	nedstr damm		2008-07-09	1000	17,5		6,4	60,9	250	250	2,9	30	2,9	30	430	81	140	140	150	940	150	940	130	3800	130	3800	-20		
Hju 3	2 km ned damm		2008-07-09	1145	13,6		4,8	58,4	85	85	9,2	89	9,2	89	91	120	2700	2700	47	3500	47	3500	2300	2900	2300	2900			
Hju 4	6 km ned damm		2008-07-09	1200	14,3		2,4	54,1	60	60	9,0	88	9,0	88	130	160	690	690	23	1300	23	1300	1500	1500	1500	1500			
Hju 1	uppstr damm		2008-08-20	1215	14,4		2,0	64,7	40	40	4,0	39	4,0	39	63	100	150	150	940	150	940	150	940	150	940	150	940		
Hju 2	nedstr damm		2008-08-20	1205	17,3		3,8	57,5	200	200	8,8	92	8,8	92	190	260	98	98	130	3800	130	3800	260	2900	260	2900			
Hju 3	2 km ned damm		2008-08-20	1145	15,6		3,1	58,8	40	40	7,6	74	7,6	74	99	130	2300	2300	47	3500	47	3500	2200	2900	2200	2900			
Hju 4	6 km ned damm		2008-08-20	1130	16,4		0,7	54,7	40	40	9,5	97	9,5	97	140	160	840	840	21	1200	21	1200	840	840	840	840			
Hju 1	uppstr damm		2008-09-17	1250	10,1		2,3	67,7	60	60	7,1	63	7,1	63	37	75	880	880	30	1900	30	1900	880	880	880	880			
Hju 2	nedstr damm		2008-09-17	1240	11,8		2,9	57,1	85	85	9,8	91	9,8	91	35	88	130	130	180	2000	180	2000	130	3800	130	3800	2		
Hju 3	2 km ned damm		2008-09-17	1230	11,1		2,1	58,5	70	70	11,2	102	11,2	102	49	72	1600	1600	23	2600	23	2600	1600	1600	1600	1600			
Hju 4	6 km ned damm		2008-09-17	1220	10,8		2,0	57,6	60	60	11,1	101	11,1	101	64	80	1200	1200	<10	1700	<10	1700	1200	1200	<10	1700			
Hju 1	uppstr damm		2008-10-15	1020	9,9		1,3	62,0	30	30	6,2	55	6,2	55	18	32	2400	2400	13	3000	13	3000	2400	2400	2400	2400			
Hju 2	nedstr damm		2008-10-15	1030	10,4		4,0	58,9	70	70	8,3	74	8,3	74	26	82	1800	1800	54	8200	54	8200	1800	1800	1800	1800			
Hju 3	2 km ned damm		2008-10-15	1045	9,5		1,2	60,6	70	70	9,8	86	9,8	86	30	51	2400	2400	11	3300	11	3300	2400	2400	2400	2400			
Hju 4	6 km ned damm		2008-10-15	1100	9,2		1,7	60,2	70	70	11,0	96	11,0	96	20	38	1900	1900	<10	2600	<10	2600	1900	1900	<10	2600			
Hju 1	uppstr damm		2008-11-20	1010	6,6		2,4	50,7	40	40	8,7	71	8,7	71	22	37	8200	8200	15	8700	15	8700	8200	8200	8200	8200			
Hju 2	nedstr damm		2008-11-20	1005	6,3		3,4	50,6	60	60	10,8	88	10,8	88	22	45	7900	7900	54	8200	54	8200	7900	7900	7900	7900			
Hju 3	2 km ned damm		2008-11-20	1000	6,8		5,3	51,5	50	50	11,1	91	11,1	91	24	57	9000	9000	42	8200	42	8200	9000	9000	9000	9000			
Hju 4	6 km ned damm		2008-11-20	950	7,2		9,1	50,2	60	60	11,8	98	11,8	98	26	63	8400	8400	23	8200	23	8200	8400	8400	8400	8400			
Hju 1	uppstr damm		2008-12-16	940	3,6		2,0	42,2	40	40	10,8	82	10,8	82	13	15	7000	7000	17	7900	17	7900	7000	7000	7000	7000			
Hju 2	nedstr damm		2008-12-16	950	2,9		3,2	41,9	60	60	12,0	89	12,0	89	15	15	6500	6500	64	7300	64	7300	6500	6500	6500	6500			
Hju 2 b	biflöde från Sjömassen		2008-12-16	1000	4,9		2,1	43,0	50	50	11,7	92	11,7	92	41	41	9000	9000	42	8200	42	8200	9000	9000	9000	9000			
Hju 3	2 km ned damm		2008-12-16	1010	3,7		3,3	42,4	60	60	12,7	96	12,7	96	18	19	7400	7400	38	8500	38	8500	7400	7400	7400	7400			

Provtagare Birgitta Bengtsson, Bengt Wedding och Johan Hammar, Ekologgruppen i Landskrona AB
Analyser: Ekologgruppen i Landskrona AB, förutom susp, glödnrest, Tot-P, PO4-P, Tot-N, NH4-N NO3+NO2-N som analyserats av ALcontrol Laboratories AB