



# Segeå-projektet

Uppföljning av 50 dammar

Ekologgruppen  
På uppdrag av  
Segeåns Vattendragsförbund

Oktober 2003  
Reviderad april 2005



# Segeå-projektet

## Uppföljning av 50 dammar

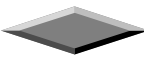
Rapporten är författad av Torbjörn Davidsson, Bengt Wedding och Kalle Holmström.  
Uppdragsgivare: Segeåns Vattendragsförbund

Omslagsbild: Våtmark vid Torreberga Ängar i Staffanstorps kommun, april 2003, Foto:  
Torbjörn Davidsson, Ekologgruppen.

1:a upplaga oktober 2003  
Reviderad upplaga april 2005

Landskrona i april 2005  
EKOLOGGRUPPEN

---



---

Ekologgruppen i Landskrona AB  
Konsult inom natur- och miljövård

ADRESS: Järnvägsgatan 19 b  
261 32 Landskrona  
TELEFON: 0418-767 50

E-POST: [mailbox@ekologgruppen.com](mailto:mailbox@ekologgruppen.com)  
HEMSIDA: [www.ekologgruppen.com](http://www.ekologgruppen.com)  
TELEFAX: 0418-103 10

# Innehållsförteckning

	sidan
<b>Segeå-projektet - Uppföljning av 50 dammar .....</b>	<b>1</b>
<b>Sammanfattning .....</b>	<b>1</b>
<b>Inledning .....</b>	<b>3</b>
Allmänt.....	3
<b>Metoder .....</b>	<b>5</b>
Urvalskriterier .....	5
Ålder.....	5
Vegetation .....	5
Hydraulisk effektivitet.....	5
Vattenförsörjning .....	6
Belastning, yta, uppehållstid och volym .....	6
Tidpunkt/flödessituation.....	6
Funktion .....	7
Mätparametrar .....	7
Retentionsbegreppet.....	8
Bortsorterade dammar .....	8
Statistisk analys.....	9
<b>Resultat och diskussion.....</b>	<b>9</b>
Funktion .....	9
Sidodammarnas effektivitet.....	10
Halterna i vattendragen .....	10
Dammarnas effekt på syrgas .....	10
Dammarnas effekt på temperatur .....	12
Dammarnas effekt på grumlighet.....	13
Dammarnas effekt på vattenkemi.....	13
Provtagningsmetodikens begränsningar.....	31
<b>Erkännande .....</b>	<b>32</b>
Finansiering.....	32
Dataägare.....	32
<b>Referenser .....</b>	<b>33</b>

## Bilagor

1. Data om ingående dammar
2. Rådata från undersökningen
3. Dammarnas läge i landskapet
4. Karta beskrivande koncentrationer i inloppsvatten
5. Tabeller över temperaturförhållanden
6. Tabeller över grumlighet
7. Syrgas och temperaturförhållanden
8. Kväve och fosforfraktioner
9. Vattenvegetation i dammarna
10. Kommentarer till revision 2005

# Segeå-projektet - Uppföljning av 50 dammar

## Sammanfattning

Inom Segeå-projektet har ett undersökningsprogram omfattande 50 dammar genomförts. Provtagning har skett vid fyra tillfällen under 2002-2003. Totalt omfattar undersökningen ca 200 mättillfällen. Syftet med uppföljningsstudien har varit att undersöka närsaltretentionen i ett stort antal dammar i Sydvästskåne under olika årstider. Avsikten är att undersökningen skall komplettera de mätningar som gjorts i andra å-projekt där man satsat på många mätningar i enstaka dammar, och ge svar på frågan om retentionsuppskattningarna från dessa dammar är relevanta för å-projektens dammar i allmänhet. Undersökningen belyser ett antal frågor rörande kväve- och fosforretention, och vilka faktorer som kan påverka dessa. Vidare förväntas undersökningen belysa hur dammar påverkar vattnets temperatur, syrgashalt och grumlighet, och om dammarnas funktion förändras efter några års drift.

Dammar har valts ut så att de representerar olika ålder, utformning, yta, volym, vegetation, hydrologisk belastning och närsaltbelastning. Vidare uppfyller de kriterier om mätbarhet med väl definierat in- och utlopp, och är någorlunda åtkomliga från allmänna vägar. Undersökningen genomfördes under juni, oktober och december 2002 samt mars 2003. Tidpunkterna valdes då årstidstypiska temperatur- och flödesförhållanden rådde, och då flödena var relativt stabila. Vid varje provtagning togs vattenprover i dammarnas in- och utlopp och vattenflödet uppskattades. Vattnet analyserades med avseende på temperatur, syrgasinnehåll, grumlighet, samt kväve- och fosforfraktioner. Belastning och retention beräknades utifrån vattenflöde, koncentrationer av näringsämnen samt dammarnas areal och volymsförhållanden.

Metodikens fördelar och felkällor diskuteras ingående i rapporten. Fördelarna med att undersöka många dammar är att datamaterialet blir stort, och att dammar med olika egenskaper kan jämföras med varandra. Felkällorna kan dock vara stora i flödesuppskattningar och i det faktum att man mäter in- och utflödesvatten samtidigt, oavsett vattnets uppehållstid i dammen. Risken är stor att enskilda dammar tillmäts retentionsvärden som ej motsvarar verkligheten. Man bör därför ej titta på resultaten från enskilda dammar. Istället bör man fokusera på att utläsa generella mönster i hela datamaterialet.

Både ökning och minskningar av kväve- och fosforkoncentrationer uppmättes mellan in- och utlopp. Retention, dvs minskning av kväve- och fosforhalter, dominerade och registrerades vid 63 % av mättillfällena för kväve och för 53 % av mättillfällena för fosfor. I medeltal för samtliga årstider skedde en retention, dvs retentionsvärdet var större än noll för både kväve och fosfor. Med antaganden om att respektive mättillfälle representerade en årstid kan den årliga medelretentionen uppskattas. För kväve uppskattades den absoluta medelretentionen till 10 mg kväve per kvadratmeter och timme, vilket motsvarar **ca 900 kg kväve per hektar och år**. För fosfor var motsvarande siffror 0,4 mg fosfor per kvadratmeter och timme, vilket motsvarar **ca 35 kg fosfor per hektar och år**. I medeltal för alla dammar och provtagningstillfällen var inflödet 0,55 g kväve (=N) per sekund och damm, medan utflödet var 0,50 g kväve per sekund och damm, dvs en procentuell kväveretention på **ca 10 %**. Motsvarande siffror för fosfor var vid inflödet 5,6 mg fosfor per sekund och damm medan det flödade ut 5,1 mg fosfor per sekund och damm, och en procentuell fosforretention på **ca 9 %**. Dessa värden ligger i nivå med de

retentionsuppskattningar man gjort i intensivmättdammar och som generellt används i diskussioner och planering av de västskånska å-projekten.

Belastning, mätt som mängd tillfört näringsämne per dammyta, uppvisar ett positivt samband med reningsresultatet mätt som yteffektiv absolut retention. Vid 4 mättillfällen av 4 fanns ett statistiskt signifikant samband mellan kvävebelastning och absolut kväveretention. Vid 3 mättillfällen av 4 fanns ett statistiskt signifikant samband mellan fosforbelastning och absolut fosforretention. Innebörden av detta är att ju mer kväve eller fosfor som rinner in i en damm med specifik yta ju mer renas (absolut mängd). Det kan även betyda att en mindre damm med samma mängd tillrinnande näringsämnen som en stor damm, har en högre yteffektiv absolut retention, men samtidigt en lägre retention mätt som total mängd.

Den procentuella retentionens beroende av någon styrparameter var mindre tydlig. Ett positivt beroende mellan uppehållstid och procentuell kväveretention kunde skönjas, men sambandet var bara statistiskt signifikant i oktober. Vid två tillfällen för kväve och ett tillfälle för fosfor påverkade inloppskoncentrationen den procentuella retentionen positivt.

Retention, mätt som koncentrationsförändring, uppvisade ett positivt samband med inloppskoncentration för både kväve och fosfor. Sambandet var statistiskt signifikant för 3 provtagningstillfällen av 4 för kväve och 4 tillfällen av 4 för fosfor. Detta betyder, enkelt uttryckt, att ju mer näringsämnen som finns i vattnet desto större blir minskningen.

Ovanstående visar att högbelastade dammar är mest kostnadseffektiva om syftet är att reducera kväve och fosfor, och att man bör anlägga våtmarker där vattenflöden och koncentrationer av näringsämnen är höga. På en given plats bör dock dammen göras så stor som möjligt som kan motiveras utifrån tekniska och ekonomiska förutsättningar.

Vattenvegetationens riklighet hänger samman med dammens ålder, och resultaten indikerar att vegetationen inverkar positivt på näringsämnesretentionen, men endast för absolut fosforretention i oktober kunde sambanden vederläggas statistiskt. Dammarnas hydrauliska effektivitet är generellt god, vilket gör att sambandet mellan hydraulisk effektivitet och retention är svår att mäta. De tre dammar som bedömts ha "mindre god hydraulisk effektivitet" uppvisar en något sämre reningseffekt vad gäller kväve och fosfor, men materialet är så litet att detta ej kan visas statistiskt. Slutsatsen av ovanstående är att varken vegetationen i, eller utformningen av de undersökta dammarna har någon dramatisk effekt på närsaltretentionen. Dock kan man tänka sig fall (som ej ingått i studien) med t ex extremt dålig hydraulisk effektivitet eller med optimal vegetationssammansättning där en effekt på närsaltretention kan vara avsevärd.

I föreliggande studie har 4 dammar ingått där intensivmätningar pågått under flera år. För dessa dammar har årsuppskattningar för kväve- och fosforretention gjorts, vilka sedan har jämförts med uppskattningar från motsvarande intensivmätningar. Resultaten visar på en ibland förvånansvärd god, och ibland en mycket dålig överensstämmelse. Slutsatsen av den jämförelsen är, föga förvånande, att fyra provtagningar i en enskild damm på ett år inte är tillräckligt för att med någorlunda säkerhet uppskatta den årliga kväveretentionen i dammen.

Temperaturförändring mellan in- och utlopp berodde på årstid, tillflödestyp och hydrologisk belastning. Vid varmt väder verkade dammar temperaturhöjande på vattnet och i kallt väder gällde det omvända. Särskilt tydligt var detta för vatten som tillfördes dammar från kulvertsystem, som normalt har en temperatur som sommartid är lägre men vintertid högre jämfört öppna diken. I dammar med hög genomströmning påverkas vattentemperaturen i mindre omfattning.

Syrgasdynamiken i dammarna varierade mellan årstiderna. I juni registrerades både ökning och minskning av syrehalterna. I mars skedde en generell ökning av syrgashalterna. Syrgasnivåerna

i utflödande vatten från dammarna i denna undersökning kunde endast vid ett av de ca 200 mätillfällena kategoriseras som "svagt syretillstånd" och vid 10 tillfällena till "måttligt syretillstånd". Övermättnad i syrgashalt registrerades ofta, såväl i inlopp som i utlopp.

Det fanns inget samband mellan grumlighet i inflödande vatten och vattenflöde. Generellt var grumligheten högre i utflödande än inflödande vatten, något som var särskilt tydligt i nygrävda och yngre dammar. Såväl planktonproduktion som uppgrumling av bottenmaterial kan vara orsaken till grumlighetsökningen.

Dammarnas funktion var i de flesta fall god. De fall med nedsatt funktion som registrerades var brädsättar och dämmen som vid några tillfällen läckte och gav låga vattennivåer, fr a sommartid. Sidodammarnas vattenintag varierade stort mellan dammar och flödessituationer. Skötsel och tillsyn krävs i många dammar för god funktion.

## Inledning

### Allmänt

Segeå-projektet är ett samarbetsprojekt mellan Burlöv, Lund, Malmö, Staffanstorp, Svedala, Trelleborg och Vellinge kommuner. Samarbetet vilar på ett samarbetsavtal mellan kommunerna. Projektet skall främst arbeta med konkreta åtgärder för att förbättra vattenkvalitén i vattendrag och sjöar, och för att öka den biologiska mångfalden och den allemansrättsliga arealen inom avrinningsområdet. Åtgärdsarbetet inriktas på att anlägga dammar och våtmarker på platser där de kan göra stor miljönytta. Under etappen har åtgärdernas miljönytta avseende reningseffekt undersökts i föreliggande provtagningsprogram omfattande 50 dammar i Sydvästskåne.

Dammars och våtmarkers effektivitet att rena vatten från närsalter har undersökts i en stor mängd studier i Sverige och internationellt (Tonderski m fl 2002). För att kunna uppskatta reningsresultatet sett över en längre tid och med en godtagbar precision krävs intensiva mätningar med hög upplösning i tid. I Kävlingeå- och Höjeå-projektet pågår intensivstudier av kväve- och fosforretention i tre mätdammar med automatisk och kontinuerlig provtagning, och med en analysfrekvens på ca två per vecka. Genom långvariga provtagningsserier och frekventa mätningar anses felkällorna bli marginella.

I flera studier väcks frågor om vilka parametrar som styr reningsresultatet, och i förlängningen, om man kan designa optimalt utformade dammar. Faktorer som anses påverka reningsresultatet är vegetation, ålder, hydraulisk effektivitet, hydrologisk belastning, närsaltbelastning, koncentration, årstid, temperatur etc. För att kunna analysera sådana samband krävs ett större underlag med resultat från flera dammar som skiljer sig i fråga om dessa styrparametrar. Med begränsade resurser måste man ta ställning till om man skall satsa på att undersöka ett fåtal dammar med stor precision, eller många dammar med låg precision. I Kävlingeå- och Höjeå-projektet har man valt det förra alternativet. I Segeå-projektet har man i denna studie valt det senare, dvs att satsa på att samla in ett stort underlagsmaterial från ett stort antal dammar - 50 st. Motiveringen är att det idag finns ett stort kunskapsunderlag som bygger på intensiv-mätningar och att ytterligare en sådan studie tillför begränsad information. Enligt vår kännedom har någon studie där så många som 50 dammar ingår, aldrig tidigare genomförts. Programmet inkluderar 4 provtagningsstillfällen spridda över ett år. Naturligtvis kan inte all variation under året täckas in med denna metodik. För att ställa provtagningsstillfällena och analysresultat i relation till årstidsvariationen har de tre intensiv-mätdammarna i Kävlingeå- och Höjeå-projektet (Råbytorp - Hö7, Genarp - Hö38 och Slogstorp - Kä129), samt även Lomma Dammar (Hö31) som provtas varannan månad, Ormastorp (Rå4) som provtas inom Helsingborgs LIP-program, och Kvärlöv

(Sa1, Sa2), som provtas inom Landskronas LIP-program ingått i studien. Risken med provtagningsmetodikerna är uppenbar, då felkällorna kan vara stora, t ex snabba förändringar i vattenflöde och koncentrationer. Detta kan t ex innebära att det vid mättillfället rinner in vatten med en lägre koncentration än det vatten som för tillfället rinner genom utloppet hade då det rann in i dammen. För att minska risken för denna typ av metodfel har provtagningsstillfällena valts att representera perioder med relativt stabilt flöde. För att kunna utvärdera detta har mättillfällena jämförts med den uppmätta vattenföringen i en av intensivdammarna.

Provtagningsprogrammets upplägg har även motiverats med att man får fram övrig information om dammar och vattenkvalitet i jordbrukslandskapet. Studien förväntas således ge en bild av variationer i tid och rum i koncentrationer av närsalter i mindre vattendrag och kulvertar i jordbrukslandskapet i Sydvästskåne. Mindre vattendrag ingår normalt inte i recipientkontrollprogrammen. Vanligen lokaliseras dammar i "å-projekten" till områden där andelen jordbruksmark i tillrinningsområdet är hög och där närsaltkoncentrationerna förväntas vara höga. Några mätningar av halter görs dock ej, och föreliggande studie kan ligga till grund för en diskussion om huruvida mätningar borde göras.

I diskussionen om dammars miljöpåverkan förs ibland fram argument om att temperatur och syrgashalter förändras i dammen och påverkar nedströms liggande rinnandevattenbiotoper. Även om detta sker vid enstaka episoder/tillfällen och knappast kan fångas upp i föreliggande provtagningsprogram kan resultaten ge en fingervisning om dammarnas generella påverkan på temperatur och syrgashalter.

Dammar förväntas rena vatten från mindre partiklar som transporteras med vattnet. Detta kan vanligtvis observeras som en minskning i grumlighet mellan in- och utlopp. Erosion på slänter, uppgrumling av sediment, och produktion av alger i dammen kan å andra sidan ge en ökning av grumlighet. Mätning av grumligheten kan belysa den komplexa dynamiken och eventuellt ge svar på om t ex vegetationen spelar någon roll för resultatet.

För de flesta dammar i de sydvästskånska "å-projekten" ligger ansvaret för skötsel och underhåll hos enskilda markägare, och förutsatt att inget inträffar som föranleder dem att kontakta projektör eller kommun, finns ingen uppföljning av dammarnas funktion. Det är framförallt in- och utlopp som är känsliga för störningar som igenväxning och läckage. Sidodammarnas inlopps konstruktion är särskilt känslig då en balans skall råda mellan hur stor andel av flödet som leds in i dammen och hur stor del som leds förbi. Anteckningar om dammarnas funktion har gjorts i denna studie.

## Frågeställningar

Hur stor är reningseffektiviteten generellt i anlagda dammar?

Vilken betydelse har olika styrparametrar - koncentration, näringsbelastning, uppehållstid, vegetation, form etc för näringsretentionen?

Hur är vattenkvaliteten i små vattendrag och kulvertar med avseende på närsalter och hur varierar den över året?

Vilken effekt har dammar på temperatur, syre och grumlighet?

Hur fungerar dammarna hydrologiskt efter några års drift?

Hur varierar sidodammarnas funktion och effektivitet under året?

# Metoder

## Urvalskriterier

Dammarna i denna undersökning ligger alla i västra och södra Skåne och har valts ut att representera en spridning inom ett antal variabler. De intressanta variablerna är ålder, förekomst av vegetation, hydraulisk effektivitet, hydraulisk belastning, näringsbelastning, yta, uppehållstid och tillflödestyp. De ingående variablerna, och hur dammarna kategoriserats, presenteras nedan och i bilaga 1. Det som begränsat urvalet är också dammarnas mätbarhet och nåbarhet. I begreppet mätbarhet ingår att dammarna skall ha ett inlopp och ett utlopp där vattenprov kan tas, samt ett ställe (in- eller utlopp) där flödesbestämning kan göras. Inga extra tillflöden eller in/utflöden av grundvatten får ske. Dammarna skall kunna nås på rimlig tid från bilväg.

Samtliga dammar med deras kategoriseringar är listade i bilaga 1, och en karta över provtagningsdammarnas lägen är presenterad i bilaga 3. För enskilda dammbeskrivningar hänvisas till projektkataloger för Höjeå- Segeå- och Kävlingeå-projekten, samt för Saxå- och Råådammar till projektkbeskrivningar från Landskrona, Eslövs och Helsingborgs kommuner. Resultat av florainventeringar och bedömning av vattenvegetation presenteras i bilaga 9.

## Ålder

Dammarnas ålder har beräknats som ett medelvärde av tiden från dammen slutbesiktats till de fyra provtagningsstillfällena. För äldre dammar spelar den relativa skillnaden i ålder mellan provtagningsstillfället i juni 2002 och det i mars 2003 ingen roll. För nya dammar varierar dock åldern relativt sett avsevärt mellan första och sista provtagningen.

## Vegetation

Vegetationen har undersökts vid olika inventeringstillfällen (bilaga 9). Vattenvegetation, dvs vegetation som kommer i kontakt med vattenmassan, har bedömts i en tregradig skala, "sparsam", "medelriklig" och "riklig". Den viktigaste vegetationstyp som har kontaktyta mot vattenmassan, och som anses påverka reningseffektiviteten i dammar, är undervattensväxter, och det är i första hand dess utbredning i dammen som har haft betydelse för klassningen. Även övervattensväxter som växer ute i vattenmassan (vass, kavedun etc), har getts stor betydelse, medan flytbladsväxter och strandkantsvegetation har fått mindre betydelse i klassningen.

## Hydraulisk effektivitet

Dammens form anses ha betydelse för hur väl inflödande vatten fördelas i vattenvolymen. En avlång, smal damm har god hydraulisk effektivitet medan en rund har sämre. Placering av in- och utlopp spelar också roll, liksom förekomst av öar, uddar och andra strukturer. En damm har subjektivt bedömts som "god", "medelgod" och "mindre god" genom studier av ritningar. Normalt projekteras dammarna så att inflödande vatten blandas i hela vattenvolmen. Endast tre av dammarna har bedömts ha mindre god hydraulisk effektivitet. Man kan rent teoretiskt tänka sig utformningar som är sämre än kategorin "mindre god", men några sådana dammar har inte ingått i studien och förekommer ej inom de skånska å-projekten.



## Vattenförsörjning

För temperatur, syrgashalt och spridning av organismer spelar typen av tillflöde en stor roll. Vattenförsörjning till dammarna har delats in i tre kategorier, "kulvert", "dike" och "huvudfåra" samt kategorin "sidodamm" om dammen tar ett delflöde av huvudflödet. "Kulvert" innebär att tillflödande vatten kommer från ett flöde som är kulverterat i dammområdet och området närmast uppströms. Distinktionen mellan dike och huvudfåra har satts till ett tillrinningsområde på 1000 ha.

## Belastning, yta, uppehållstid och volym

Dammarna har valts ut för att representera olika storlekar på dammyta och tillrinningsområde. Parametrarna i ovanstående rubrik är sammanlänkade med varandra och beskrivs av kontinuerliga mätvariabler. Med belastning menas normalt hur mycket av ett ämne som tillförs en ytenhet av dammen på en viss tid. Belastningen uttrycks oftast i en vikt per yta och tid och innefattar koncentration av ett ämne, vattenflöde och dammyta. Upphållstiden är endast en funktion av vattenflöde och dammvolum. Eftersom många dammar har ungefär samma djup är uppehållstiden en spegelbild av den hydrologiska belastningen. Vid beräkning av uppehållstid har det antagits att hela vattenvolymen i dammen omsätts likartat.

## Tidpunkt/flödessituation

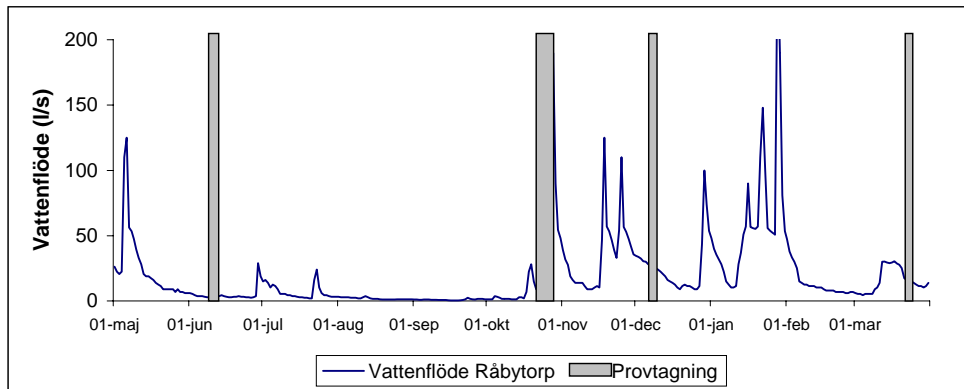
Intentionen har varit att under fyra provtagningsomgångar täcka in olika årstidstypiska flödes-situationer. Ett stabilt flöde och stabil koncentration skall råda under provtagningstillfället (se kapitlet "provtagningsmetodikens begränsningar"). Strävan har även varit att flödet skall ha varit relativt stabilt under tiden före provtagningen. Temperatur och flödessituation före provtagningstillfällena har jämförts med förhållanden vid Råbytorpsdammen (Hö7) i Lunds kommun samt dygnsmedeltemperatur i Lund (figur 1 och 2).

Sommarprovtagningen skedde 10:e till 12:e juni 2002. Intentionen var att ta proverna under en period med varmt väder och relativt lågt flöde. Provtagningsomgången föregicks av en period med stabilt väder med liten nederbörd och temperaturer mellan 15 och 20 °C.

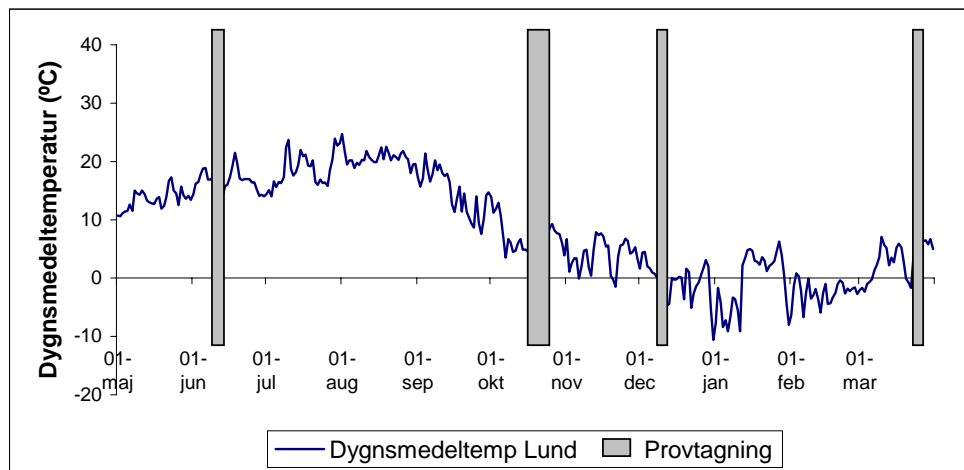
Höstprovtagningen genomfördes 21:e till 29:e oktober: Höstprovtagningen var tänkt att representera en period med lite högre flöden och lägre temperaturer. Det var viktigt att inga extrema toppar i nederbörd föregick provtagningen. Pga den utdragna varma och regnfattiga sommaren 2002 fick provtagningsomgången skjutas till oktober. Vid den tidpunkten hade basflödet i vattendragen börjat öka och lufttemperaturen övergått från sommartemperaturer till att ligga mellan 5 och 10 °C. Olyckligtvis genomfördes provtagningen i nio av dammarna dagen efter den stora flödestoppen i oktober, vilket kan ha ökat risken för felaktiga retentionssiffror.

Vinterprovtagningen skedde mellan 9:e och 11:e december: Vintern 2002/2003 var ovanligt kall. Intentionen var att provtagningen skulle representera låg temperatur och höga flöden, dock utan extrema toppar. Provtagningen genomfördes i december med lufttemperaturer runt 0 °C. Tillfället valdes efter ett antal regnvädersdagar veckorna före.

Vårprovtagningen genomfördes 24:e till 26:e mars 2003. Tiden valdes för att representera en period då flöden ökar efter snösmältning och islossning. Figur 1 och 2 visar att dygnsmedeltemperaturen under en tid före provtagningstillfället överstigit 0 °C och att flödet efter en period av lågvattenföring åter ökat.



**Figur 1.** Provtagningsstillfällena i relation till vattenföring registrerad vid intensivmät-dammen vid Råbytorp, Lunds kommun.



**Figur 2.** Dygsmedeltemperatur för Lund (SMHI), och tidpunkt för provtagningsomgångarna.

## Funktion

Vid fältbesöken har anteckningar förts om avvikande funktion vad gäller hydraulik, inlopps- och utloppsfunktion samt eventuella läckage.

## Mätparametrar

### Vattenföring

Vattenföringen har uppskattats i fält vid varje provtagning. Uppskattningen har gjorts i inlopp och/eller utlopp med den metod som ansetts lämpligast i respektive fall. Vid överfall över ett dämme har beräkningarna oftast gjorts utifrån formler beskrivande förhållandet mellan flöde, tryckhöjd och tröskelbredd. I kanaler och rör har vattenföringen mätts med uppskattad tvärsnittsarea och vattenhastighet. I vissa fall har flödet mätts med hink eller mindre kärl.

## Vattenprovtagning

Vattenprover har tagits vid in- och utlopp med käpphämtare, alternativt direkt i provtagningsflaskan. Vattenproven har förvarats kallt under provtagningsdagen och natten och analyserats/konserverats nästa dag.

## Temperatur och syrgas

Syrgashalt och temperatur har mätts i fält med en syrgasmätare med inbyggd temperaturmätning.

## Grumlighet

Grumlighet har mätts på laboratorium med grumlighetsmätare.

## Vattenkemi - kväve och fosfor

Samtliga prov har analyserats på Tekniska förvaltningens VA-lab i Lund. Proverna har undersökts med avseende på halterna av ammoniumkväve ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ), nitratkväve ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ), totalkväve (Tot-N), fosfatfosfor ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ), totalfosfor (Tot-P) samt totalfosfor på filtrerat prov (Tot-P filt).

Ammoniumkväve har analyserats med ampullmetod (Dr. Lange, Lasa, LCK 304). Nitratkväve har analyserats enligt SS-028133-2. Analysen inkluderar även nitrit. Fosfatfosfor har analyserats enligt SS-028126-2. Analyserna av Tot-N, Tot-P och Tot-P filt har utförts i enlighet med svensk standard (SS-028131-2; Tot-N enligt metod anpassad för körning på autoanalyser, SS-028127-2; Tot-P och Tot-P filt). Laboratoriet är ackrediterat för samtliga analyser.

Mätosäkerheten för de olika parametrarna är ofta större än vad skillnaden mellan halterna in och ut är. För att minimera effekten av det tillfälliga mätfelet har därför in- och utprover alltid analyserats i följd vid samma tillfälle.

## Retentionsbegreppet

Retention är besläktat med engelskans retain som betyder hålla kvar. Dammarnas förmåga att "hålla kvar" näringsämnen beror på ett antal processer som samverkar för att fastlägga eller omvandla näringsämnena i dammen. Dessa processer är upptag i växtlighet och sedimentation, samt för kväve också denitrifikation (mikrobiell omvandling av nitrat till kvävgas). Retentionen innehåller därför både ett definitivt borttagande av näring och ett temporärt då ju en del av det som tagits upp kan återgå till vattnet som partiklar eller i löst form. Retentionen brukar anges som absolut (yteffektiv), och anges normalt i kg/ha år. Den inbegriper alltså den mängd ämne som renas per tid och per dammyta. Retentionen kan också uttryckas procentuellt, dvs hur stor andel av det inflödande näringsämnet som hålls kvar. Retentionen kan också uttryckas som en koncentrationsförändring mellan in och utlopp, dvs i mg kväve eller fosfor per liter. Vilket sätt som är att föredra varierar från fall till fall. Om man vill skydda en recipient från höga halter genom att anlägga en damm är något av de två senare uttrycken praktiskt. Om man skall anlägga ett antal hektar våtmark i ett givet avrinningsområde för att hindra näringsämnena att läcka ut i havet, är den absoluta retentionen mer ändamålsenlig.

## Bortsorterade dammar

Under första och andra provtagningsomgången visade det sig att 5 dammar inte uppfyllde de uppställda kriterierna om mätbarhet. Dessa dammar utgick därför ur provtagningsprogrammet och ersattes av nyanlagda dammar i Segeå-projektet. I de fall erhållna mätvärden tett sig orimliga eller oväntade har dessa uteslutits endast om det utifrån fältanteckningar eller tydliga

incidenter finns anledning till det. I ett fall (Se0 i juni) var uppehållstiden orimligt lång pga att dammluckorna i inloppskonstruktionen var stängda och endast lite vatten sipprade in mellan springorna. I ett annat fall (Hö61 juni) visade mätningar av ammonium och nitrat att något utsläpp skett i kulvertsystemet. I övrigt har alla erhållna värden använts med motiveringen att felmätningar som överskattar retention kompenseras av felmätningar som underskattar retentionen.

## Statistisk analys

Styrvariablernas effekt på retentionen har analyserats med multipel regression som även inkluderat effekten av två kategorivariabler, vilka har kodats som dummyvariabler. Analyserade mätvariabler är kväve och fosforbelastning (N-bel, P-bel), inloppskoncentration av kväve respektive fosfor (Konc) samt uppehållstid (Uppeh). Analyserade kategorivariabler är vegetation (Vegetation, tre klasser) och hydraulisk effektivitet (Hydreff, 2 klasser). Retentionen är mätt som absolut yteffektiv fosfor- och kväveretention, procentuell retention samt koncentrationsförändring (se kapitel "retentionsbegreppet" för förklaring). Analysen talar om vilka parametrar som med statistisk signifikans (>95 % säkerhet) påverkar retentionen. Förklaringsgraden anger hur mycket av variationen i retention som kan förklaras av respektive parameter.

## Resultat och diskussion

Samtliga analysvärden finns redovisade i bilaga 2.

## Funktion

Generellt var dammarnas hydrologiska funktion god. Under lågvattenperioden i juni låg vattennivån i många fall under avsedd nivå (tabell 1). I flera fall kunde detta hänföras till läckage mellan brädsättar i nivåregleringsanordningar eller vid fasta dämmen. Om läckaget är litet har det endast betydelse för funktionen vid lågflödesperioder, och är av mindre betydelse vid höga flöden då läckaget blir marginellt i förhållande till inflödet. Dammens vattenstånd kan då ändå hållas på avsedd nivå. Under sommarmånaderna kan dock detta fel medföra lägre vattenstånd vilket kan påverka dammens utseende och biologi. Två av provtagningsdammarna har fått utgå från programmet pga läckageproblem. Det är viktigt att läckage vid brunnar, rör och dämmen åtgärdas då det finns risk för att problemen förvärras med t ex ökad erosion. I undantagsfall kan läckaget upphöra av sig själv då springor, sprickor och glipor i betong, mark och mellan brädor sätts igen med jordmaterial eller växtrester.

**Tabell 1.** Tillfällena med registrerad dålig hydrologisk funktion.

Problem	Damm/tillfälle	Orsak
Låg vattennivå	Hö61 juni, okt, dec, mars	Läckage mellan brädsättar i brunn
Låg vattennivå	Hö63 juni (utgått)	Läckage mellan brädsättar i brunn
Låg vattennivå	Kä106 juni	Läckage mellan brädsättar i brunn
Låg vattennivå	Kä140 juni	Läckage vid fast dämme
Låg vattennivå	Kä147 juni	Läckage vid fast dämme
Låg vattennivå	Sa2 juni	Läckage till dräneringsledning
Låg vattennivå	Rå2 okt (utgått)	Läckage till dräneringsledning
Låg vattennivå	Kä3A okt	Bevattningsuttag (bevattningsdamm)
Inget/mycket lågt tillflöde	Rå2 juni	Låg vattenföring
Inget/mycket lågt tillflöde	Se0 juni (utgått)	Dammluckor ej öppna
Inget/mycket lågt tillflöde	Hö14 okt, dec	Galler vid inlopp igensatt
Läckage som ej påverkar vattennivå	Kä147	Läckage vid fast dämme
Läckage som ej påverkar vattennivå	Hö21	Läckage vid fast dämme
Läckage som ej påverkar vattennivå	Kä51b	Läckage vid fast dämme
Läckage som ej påverkar vattennivå	Hö47	Läckage vid brädsättar i brunn
Läckage som ej påverkar vattennivå	Hö14	Läckage vid utloppsrör

## Sidodammarnas effektivitet

Dammar som anlagts vid sidan om huvudfåran tar endast in ett delflöde av denna. Utflödet leds sedan tillbaka till vattendraget. Fördelarna med en sidodamm/våtmark är att påverkan på den befintliga rinnandevattenbiotopen blir begränsad. Konstruktionen kan dock medföra att inget vatten leds in i dammen vid situationer med låga flöden. Detta minskar näringsbelastningen på dammen/våtmarken och därmed minskar också dess effektivitet som närsaltfälla. Man söker med hjälp av rördimensionering, trösklar, fördämningar etc uppnå en god balans mellan hur mycket som skall rinna förbi, och hur mycket som skall rinna in i dammen vid olika flödes-situationer. För att styra vattenflödena kan man använda smärre stenfördämningar, plank-dämmen eller mer sofistikerade lösningar som dammluckor etc. Funktionen är dock känslig för störningar, t ex att grenar eller annan växtlighet sätter igen inloppet, eller genom att stenar som skall styra in vatten i inloppet kommer ur position. I föreliggande undersökning har 17 sidodammar ingått. Vid fyra tillfällen (tre olika dammar) var funktionen hos sidodammarna sådan att inget vatten leddes in i dammarna. För 14 av sidodammarna redovisas hur stor andel av totalflödena som letts in (tabell 2).

**Tabell 2.** Vattenflöde genom sidodammar, samt andel av hela vattendragets flöde som leds in i dammarna. Resultat redovisas endast för de dammar och de tillfällen där en relativt god uppskattning varit möjlig (14 av 17 sidodammar). \* Nedsatt funktion pga läckage. \*\* Dammen ej grävd.

Damm	Juni		Oktober		December		Mars	
	Inflöde (l/s)	Andel av totalflöde (%)	Inflöde (l/s)	Andel av totalflöde (%)	Inflöde (l/s)	Andel av totalflöde (%)	Inflöde (l/s)	Andel av totalflöde (%)
Ve1	15	90	75	30	35	30	50	40
Rå1	0,25	5	20	30	20	20	12	20
Se0	0,1	ej uppskattad	7	50	28	15	30	30
Hö62	60	95	50	30	32	50	40	50
Kä131	6	>95	50	ej uppskattad	90	ej uppskattad	5	ej uppskattad
Kä27	3	10	15	5	0,5	<1	4	5
Kä140a	0	*	70	2	55	2	15	1,5
Kä140b	0	*	70	2	55	2	15	1,5
Kä147	1	<1	90	3	115	4	85	8
Kä51B	10	30	70	30	60	60	40	70
Kä51C	10	30	10	50	0	inget flöde	2	4
Kä167	0,3	ej uppskattad	20	ej uppskattad	30	50	30	50
Se21	**	**	85	ej uppskattad	50	75	25	ej uppskattad
Kä106	2	50	11	30	4	30	10	50

## Halterna i vattendragen

Halterna av kväve och fosforfraktioner i landskapet, dvs i dammarnas inflöden, redovisas i bilaga 4 och 8. Generellt var halterna i samma storleksordning i oktober, december och mars. Juniprovtagningen uppvisade lägre nitrat- och totalkvävekoncentrationer, högre ammoniumkoncentrationer och högre fosforkoncentrationer. Vad gäller total/nitratkväve är det ett väl dokumenterat faktum att halterna generellt är lägre under vegetationsperioden och vid låga vattenflöden. Den högre fosforhalten kan framförallt tillmätas ett högre innehåll av fosfat (bilaga 8).

## Dammarnas effekt på syrgas

Statistik över de olika provtagningsomgångarnas syrgashalter redovisas i bilaga 7. Störst skillnad mellan in- och utgående syrgashalter i de enskilda dammarna erhöles vid juniprovtagningen, men eftersom detta tog sig uttryck i både ökning och minskningar i vattnets syrgashalter mellan in- och utlopp, var skillnaden mellan medelvärdena inte så stora. Ökning i



syrgashalt beror på primärproduktion i dammen medan minskning indikerar att nedbrytningen i dammen överskrider denna i storlek. Pga de låga flödena under sommaren blir förändringen mer påtaglig. Låga syrgashalter påverkar livet i vattenmiljön negativt. Naturvårdsverkets gräns mellan "syrerikt tillstånd" och "måttligt syretillstånd" går vid 7 mg/l, och mellan "måttligt syretillstånd" och "svagt syretillstånd" vid 5 mg/l (Naturvårdsverket 1999). Syrgasnivåerna i utflödande vatten från dammarna i denna undersökning kunde vid ett av de ca 200 mättillfällena kategoriseras som "svagt syretillstånd" och vid 10 tillfällena som "måttligt syretillstånd". Av dessa 11 tillfällen inträffade 10 vid juniprovtagningen och en vid oktoberprovtagningen. Vid två av de 11 tillfällena var syrgashalten i inflödande vatten lägre än i utflödande. Det skall dock understrykas att dygnsvariationen i syrgashalt kan vara avsevärd och att den mest kritiska tidpunkten är på natten, då ju primärproduktionen upphör. Mättillfället i juni representerade heller inte den mest kritiska perioden under sommaren 2002. Text dokumenterades under sensommaren syrgasbrist i utloppsvatten från intensivmättdammen Kä129, som ingår i denna studie (Ekologgruppen 2003).

De största minskningarna i syrehalt mellan in- och utlopp var märkligt nog spridda över alla provtagningstillfällen (tabell 3). Det var oftast fråga om en sänkning från tydlig övermättnad till undermättnad. De största ökningarna i syrehalter skedde samtliga under antingen juniprovtagningen eller marsprovtagningen (tabell 4). I samtliga dessa fall var vattnet i utflödande vatten övermättat på syre. Marsprovtagningen visade generellt på en tydlig syrgasproduktion i dammarna (bilaga 7). Troligen var det fråga om en tidig planktonblomning.

**Tabell 3.** De 15 största minskningarna i syre för alla dammar/provtagningstillfällen

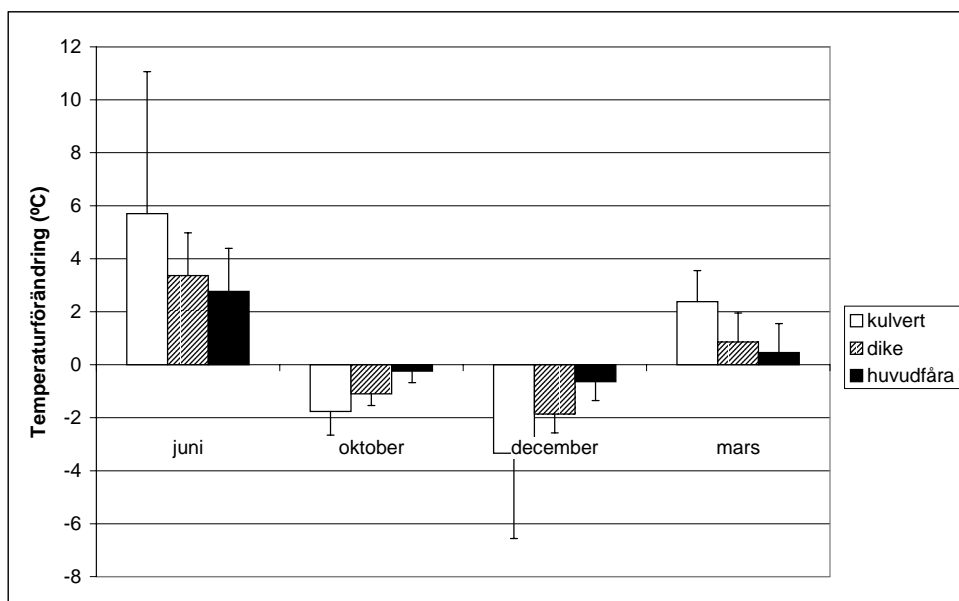
Damm	Datum	Syremättnad (%)		Syre (mg/l)	
		Inflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde
Rå4	2002-10-21	99	74	12	9,4
Sa2	2002-10-21	108	83	13,1	10,6
Hö31	2002-06-11	146	67	14,5	6,2
Hö29	2002-12-10	84	54	11,3	7,4
Hö19	2002-06-11	93	71	9,1	6,6
Hö19	2003-03-26	135	111	15,9	13,8
Kä18	2002-10-29	91	67	10,6	7,7
Hö14	2002-10-27	97	62	11,7	7,7
Hö47	2002-06-10	163	69	13,9	6,4
Hö12	2003-03-26	132	105	17,4	14
Kä106	2002-06-11	98	76	9,9	7,2
Kä9A	2002-06-11	137	124	13,6	11,2
Kä27	2002-06-12	125	87	12,9	8,1
Kä51A	2002-06-12	91	64	9,1	6,4
Se3	2002-12-09	92	71	13,4	9,2

Tabell 4. De 15 största ökningarna i syrehalter för alla dammar/provtagningstillfällena.

Damm	Datum	Syremättnad (%)		Syre (mg/l)	
		Inflöde	Utflöde	Inflöde	Utflöde
Sa1	2003-03-24	99	153	13,1	19,3
Sa2	2003-03-24	153	232	19,3	28,6
Hö29	2002-06-11	55	127	5,4	12
Kä139	2003-03-26	98	146	11,8	17,1
Hö14	2003-03-25	108	154	13,9	19,2
Hö62	2003-03-25	95	148	11,8	18,2
Hö57	2003-03-26	85	200	11	24,8
Hö12	2002-06-10	108	195	10	17,5
Kä3A	2003-03-26	118	179	14,2	21,2
Kä129	2002-06-11	84	145	8,5	13,4
Kä9A	2002-10-29	86	125	9,9	14,9
Kä27	2003-03-26	107	174	13,9	22
Kä91	2002-06-12	101	176	10,4	16,2
Kä91	2003-03-26	96	182	13	22,8
Kä51C	2003-03-26	102	150	12,7	18,1

## Dammarnas effekt på temperatur

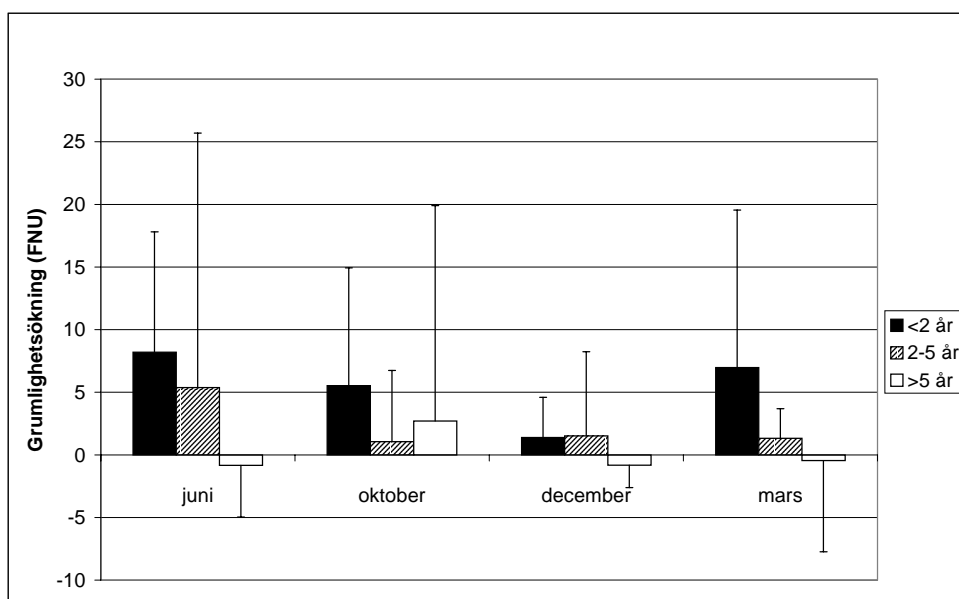
Under juniprovtagningen uppvisade så gott som samtliga dammar en högre temperatur i utloppsvattnet jämfört med inloppsvattnet (figur 3, bilaga 5). Särskilt tydligt var detta för dammar som försörjdes med vatten från kulvertar. Förklaringen till detta är att kulvertvattnet vid sommarprovtagningen generellt var kallare än vatten från diken och huvudfåror. Även under marsprovtagningen registrerades en generell höjning av temperaturen mellan in- och utlopp. Under vinterprovtagningen gällde det omvända, dvs att vatten från kulvertar hade högre temperaturer än vatten från diken och huvudfåror. Generellt hade dammarna i december och oktober en avkylande effekt på vattnet. I dammar med hög genomströmning (kort uppehållstid) påverkades vattentemperaturen i mindre omfattning.



Figur 3. Medelvärde (staplar) och standardavvikelse (vertikala linjer) för temperaturförändring mellan in- och utlopp i dammar med olika tillloppstyp. Positiva staplar anger temperaturökning mellan in- och utlopp. Antal kulvert: n=6-9, dike: n=20-22, huvudfåra: n=12-15.

## Dammarnas effekt på grumlighet

Grumligheten är ett mått på förekomsten av partiklar i vattnet. Värdet beror på mängden partiklar och deras storlek. Partiklarna kan vara suspenderat minerogent material, plankton etc. Hög grumlighet kan förväntas där vattnet är rörligt och där det förekommer blottad mineraljord innehållande lerpartiklar. Hög grumlighet kan även förväntas i stilla näringsrikt varmt vatten där plankton trivs och tillväxer. Dammarna kan därför inverka både höjande och sänkande på grumlighet, och eftersom man inte vet vad grumligheten orsakas av är det svårt att generalisera. Det fanns inget samband mellan grumlighet i inflödande vatten och vattenflöde. Generellt var grumligheten högre i utflödande än inflödande vatten, något som var särskilt tydligt i nygrävda dammar (figur 4, bilaga 6). I dammar äldre än 5 år var grumligheten i medeltal i stort sett oförändrad i utloppet. I dammar yngre än 2 år produceras grumlighet oavsett årstid.



**Figur 4.** Medelvärde (staplar) och standardavvikelse (vertikala linjer) för grumlighetsökning i dammar av olika ålder. Negativa staplar anger en minskad grumlighet mellan in- och utlopp. Antal >5år: n=17-18, 2-5år: n=16-18, <2år: n=7-13.

## Dammarnas effekt på vattenkemi

### Kväve

#### Halter och fraktioner

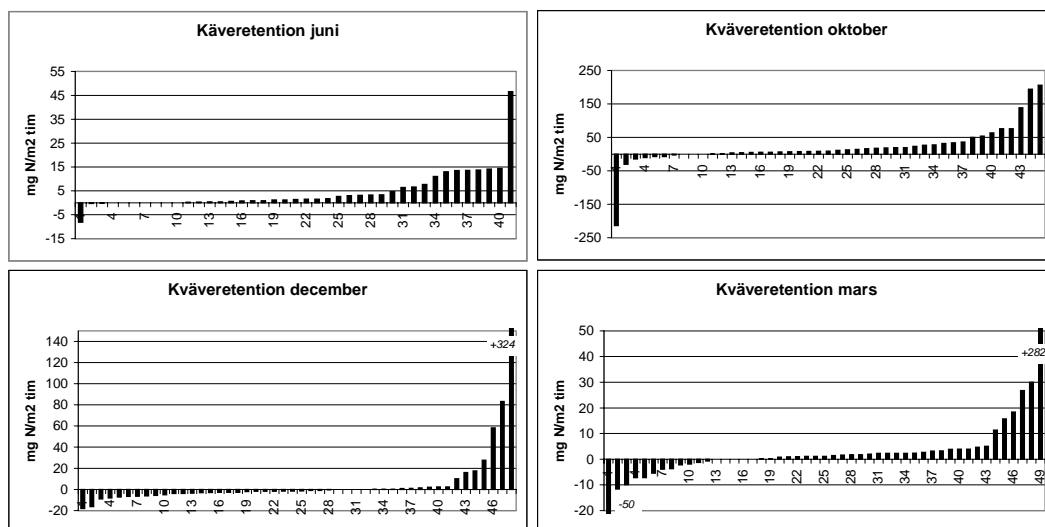
Nitrat utgjorde under samtliga månader den dominerande kvävefraktionen medan ammonium, med något undantag, spelade en mycket liten roll för totalkväveretentionen. Sett till alla mätningar bestod totalkväve i inloppet till 85 % av nitrat, medan utloppsvattnet hade en nitratandel på 69 %. Detta kan förklaras med att denitrifikationens andel i retentionen är större än andra processer. Denitrifikation innebär att nitrat bakteriellt omvandlas till kvävgas. Nitratandelen var högst i december (93 %) och då skedde ingen minskning i andelen i utloppsvattnet, vilket tyder på att denitrifikationen var låg. Detta är logiskt eftersom denitrifikationen är temperaturberoende. Resten av kvävediskussionen i denna rapport ägnas åt totalkväve, vilket förutom nitrat och ammonium, även består av partikulärt och löst organiskt kväve.

## Retention

Både ökningarna och minskningarna i vattnets totalkvävekoncentrationer mellan in- och utlopp registrerades under provtagningarna. I december uppvisade drygt hälften av dammarna högre halter av kväve i utloppet (negativ retention), medan retention av totalkväve övervägde övriga årstider (tabell 5, figur 5). Samtliga mätvärden, från mest negativa till mest positiva, redovisas i figur 5. De negativa retentionsvärdena kan ha flera orsaker. Upplagrad näring i dammsedimenten kan sköljas ut. Detta är ett välkänt fenomen som observerats under begränsade perioder i intensivmättdammar. Vanligtvis uppvägs dessa perioder av längre perioder med nettoackumulation, och undersökta dammar uppvisar en god rening över en längre tid. En annan orsak är att den använda metodiken med mätning samtidigt i in och utloppet kan ge negativa retentionsvärden om koncentrationerna i inflödesvattnet sjunkit under den tid som utloppsvattnet uppehållit sig i dammen. På motsvarande sätt kan man få för höga uppskattningar av retentionen om koncentrationerna i inflödesvattnet stiger under den tid vattnet uppehåller sig i dammen. En tredje orsak kan vara att dammen tillförs näring från någon annan källa än inloppet (ytavrinning, okända kulvertrör, påverkan från betesdjur, vilt, fågel etc). Många av de redovisade retentionsvärdena är sannolikt behäftade med större och mindre fel som beror på någon av dessa orsaker. Med använd metodik är risken således stor att enskilda dammar tillmäts retentionsvärden som ej motsvarar verkligheten. Därför bör det höjas ett varningens finger för att i datamaterialet titta på resultatet från enstaka dammar och istället betrakta generella mönster i hela datamaterialet (se vidare kapitel provtagningsmetodikens begränsningar).

**Tabell 5.** Antal dammar med negativ (<0) och olika stor positiv totalkväveretention registrerad under olika provtagningstillfällen.

Kväveretention	juni	oktober	december	mars
<0 mg N/m <sup>2</sup> tim	5	7	28	12
0 mg N/m <sup>2</sup> tim	3	3	4	5
0,01-10 mg N/m <sup>2</sup> tim	25	13	9	26
10,01-30 mg N/m <sup>2</sup> tim	7	11	4	5
>30 mg N/m <sup>2</sup> tim	1	11	3	1
Antal provtagna dammar	41	45	48	49



**Figur 5.** Alla undersökta dammars totalkväveretention registrerade under olika provtagningstillfällen rankade från lägsta till högsta.

Generellt fanns under alla årstider ett statistiskt samband mellan hur mycket kväve som transporterades in per dammyta och tid (belastning) och den mängd som renades per dammyta och tid (absolut ytrelaterad retention) (figur 6, tabell 6). Sambandet var positivt, dvs högre belastning gav högre retention, men olika tydligt under olika årstider. Under december- och mars-provtagningen förklarade kvävebelastningen 52 respektive 62 % av variationen i absolut retention (multipel regression). Under juni var förklaringsgraden lägre (13 %), medan oktoberprovtagningen inte uppvisade något statistiskt samband mellan kvävebelastning och absolut kväveretention, mycket beroende på en mätpunkt med starkt negativt retentionsvärde (Hö29). Om detta värde utesluts blir förklaringsgraden för oktober 41 %. Ingen av övriga förklaringsparametrar (uppehållstid, inflödeskvävekoncentration, vegetation eller hydraulisk effektivitet) uppvisade något statistiskt signifikant samband med den absoluta kväveretentionen.

Den procentuella retentionen (hur mycket kvävekoncentrationen minskar i förhållande till inflödeskoncentrationen) tenderar att minska med högre belastning (figur 7), vilket kan tolkas som att en mindre andel av kvävet hinner renas vid passagen genom dammen. Belastningen innefattar ju såväl dammyta, vattenflöden som kvävekoncentration, medan uppehållstid är en funktion av vattenflöde och dammens volym. Den procentuella retentionen uppvisar ett positivt samband med uppehållstiden (figur 8, tabell 6), dvs en större andel av inflödande kväve hinner renas i dammen. För juniprovtagningen förklarades variationen i procentuell kväveretention till 39 % av en kombination av variablerna belastning (negativt) och inflödets kvävekoncentration (positivt). Uppehållstiden förklarar 15 % av variationen i procentuell kväveretentionen i oktober (positivt samband). Inflödets kvävekoncentration förklarar 8 % av variationen i procentuell kväveretentionen i december, medan inga förklaringsvariabler påverkade i mars.

**Tabell 6.** Multipel regression av ett antal styrvariablers effekt på kväveretention mätt på tre olika sätt. Analyserade kategorivariabler är vegetation och hydraulisk effektivitet. Analyserade mätvariabler är kvävebelastning (N-bel), inloppskoncentration av kväve (Konc) samt uppehållstid (Uppeh). Retentionen är mätt som absolut yteffektiv kväveretention, procentuell retention och koncentrationsförändring. Se kapitel "retentionsbegreppet" för förklaring. Tecken inom parentes anger om sambandet är negativt eller positivt.

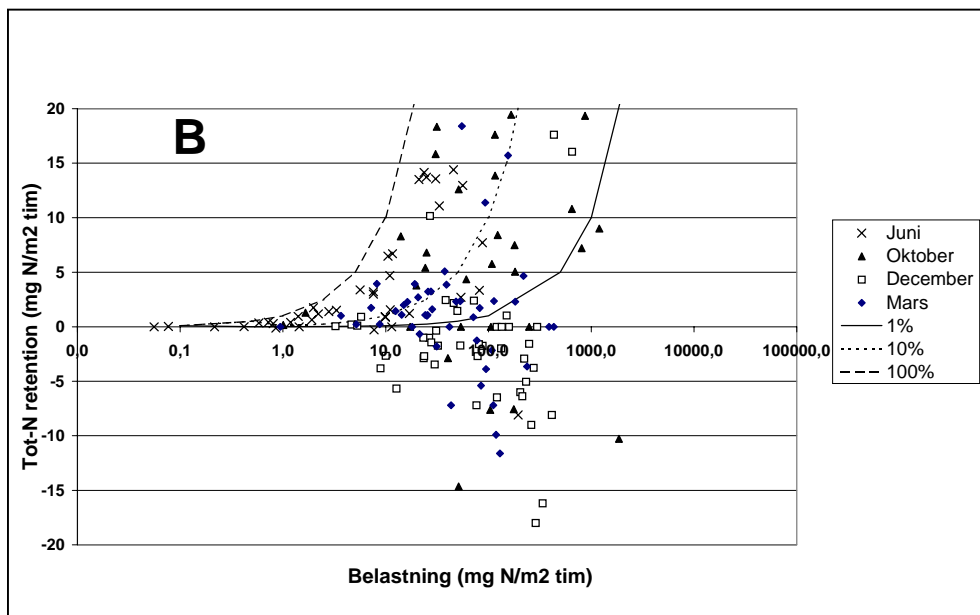
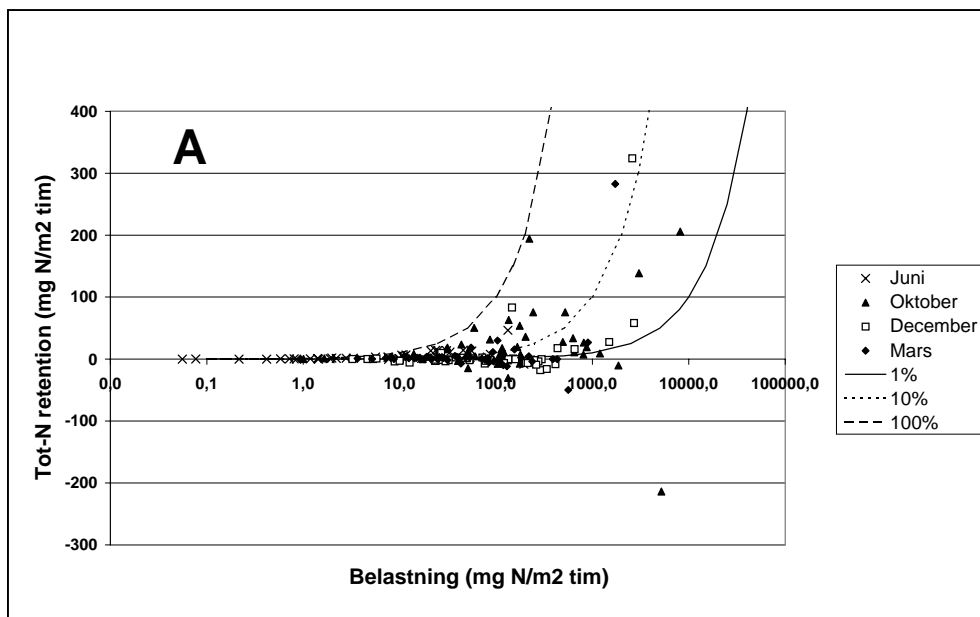
Kväve	Absolut ytrelaterad retention	
	Förklaringsgrad (%)	Styrparameter
juni	13	N-bel (+)
oktober	41	N-bel (+) (ett uteslutet värde)
december	53	N-bel (+)
mars	62	N-bel (+)
	Procentuell retention	
	Förklaringsgrad (%)	Styrparameter
juni	39	N-bel (-), Konc (+)
oktober	15	Uppeh.(+)
december	8	Konc. (+)
mars	-	
	Koncentrationsförändring	
	Förklaringsgrad (%)	Styrparameter
juni	83	N-bel (-), Konc (+)
oktober	47	N-bel (-), Konc (+), Uppeh. (+)
december	-	
mars	25	Konc. (+)

Retentionen kan även mätas som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp, dvs ej relaterat till yta eller flöde eller procentuellt som ovan. Generellt verkar en hög inloppskoncentration av kväve ge en större minskning i koncentrationen medan en högre belastning ibland ger en lägre minskning (figur 9, tabell 6). Under juni kunde 83 % av variationen förklaras

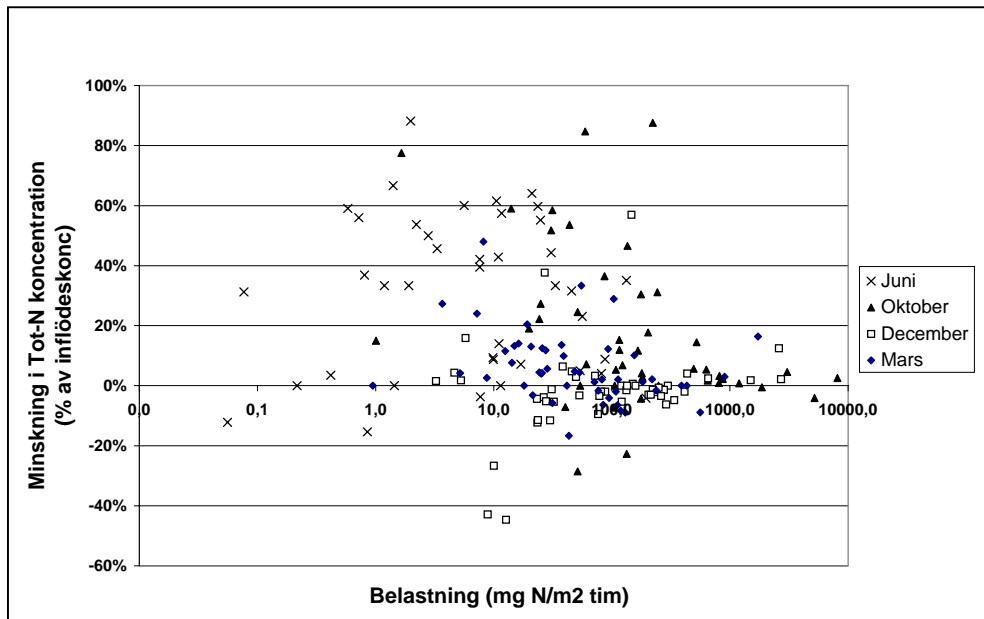


av en kombination av variablerna belastning (negativ) och inflödets kvävekonzentration (positiv). För oktoberprovtagningen var motsvarande siffra 47 %, och där inverkade förutom belastning och inflödets kvävekonzentration även uppehållstid (positiv). Under decemberprovtagningen fanns inga samband och under marsprovtagningen kunde inflödets kvävekonzentration förklara 25 % av variationen i koncentrationsförändring.

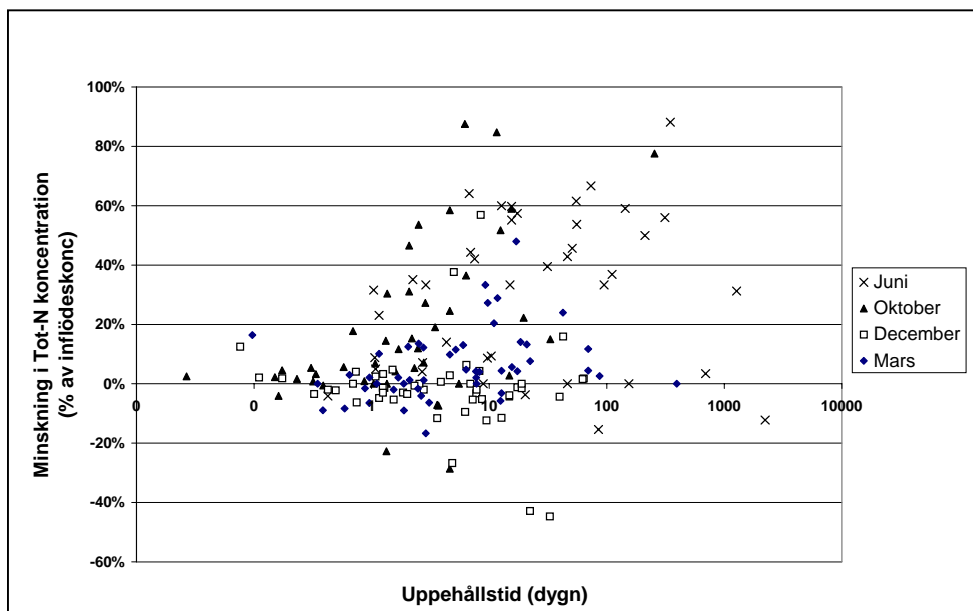
De högsta absoluta retentionerna erhöles för oktober, december och mars månad, vilket sannolikt hänger samman med den högre belastningen vid dessa tillfällen (figur 6). Såväl flöden (bilaga 2) som halter (bilaga 8) var lägre under juni.



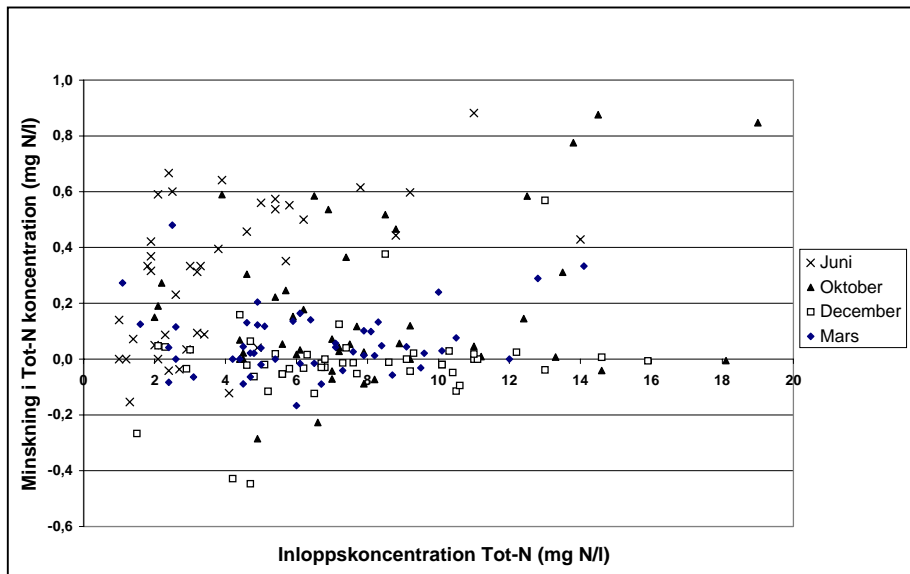
**Figur 6.** Förhållande mellan kvävebelastning och yteffektiv absolut kväveretention. Olika symboler representerar olika provtagningstillfällen. Linjerna representerar 1 %, 10 % och 100 % reningseffekt. Notera att skalan för belastning är logaritmisk. Figur A och B skiljer sig endast i retentionsaxelns skala.



**Figur 7.** Förhållande mellan kvävebelastning och procentuell kväveretention. Olika symboler representerar olika provtagningstillfällen. Notera att skalan för belastning är logaritmisk.



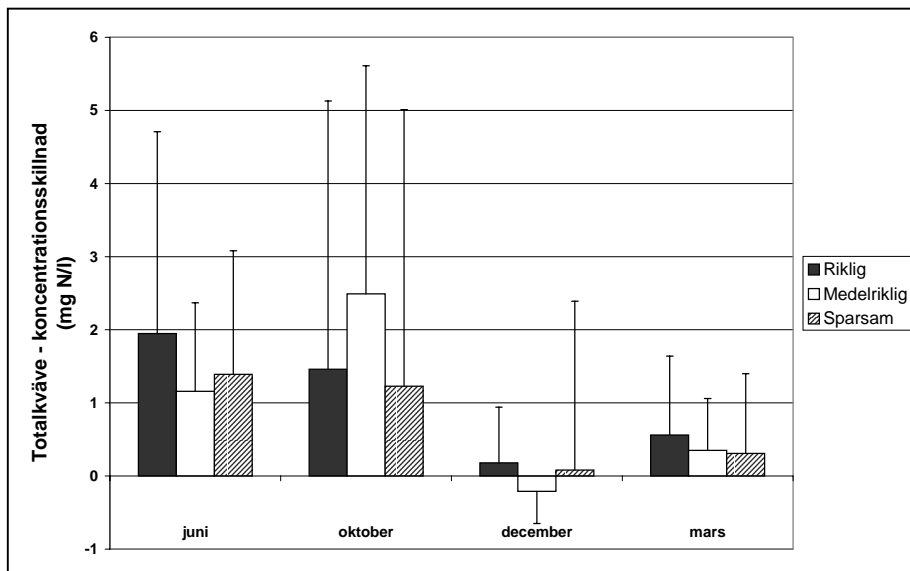
**Figur 8.** Förhållande mellan vattnets momentana uppehållstid i dammen och procentuell kväveretention. Olika symboler representerar olika provtagningstillfällen. Notera att skalan för uppehållstid är logaritmisk.



**Figur 9.** Förhållande mellan vattnets totalkvävekoncentrationen i inloppet och absolut minskning i totalkvävekoncentration. Olika symboler representerar olika provtagningsstillfällen.

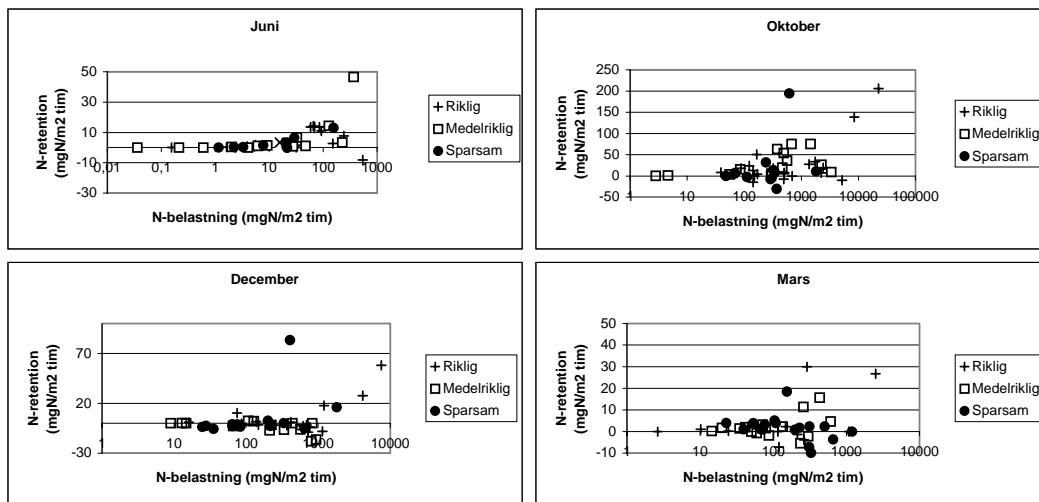
### Betydelsen av vegetation

Vattenvegetationens effekt på kväveretention är svårtolkad, oavsett om retentionen mäts som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp (figur 10) eller absolut kväveretention (figur 11). Spridningen i resultatet överskrider skillnaderna mellan medelvärden för de olika kategorierna.



**Figur 10.** Medelvärden (staplar) och standardavvikelse (vertikala linjer) för totalkväveretention mätt som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp för dammar med olika vegetation. Antal med "riklig vegetation": n=18-21, "medelriklig vegetation": n=14-15, "sparsam vegetation": n=8-14.

Kväveretentionen uppvisar inget statistiskt samband med vegetationens riklighet även om man kompenserar för effekterna av belastning, uppehållstid eller inflödeskoncentration. Sett i förhållande till belastning finns en tendens att dammar med sparsam vegetation har sämre absolut kväveretention än de med riklig och medelriklig (figur 11), men det fanns vid alla tillfällen enstaka dammar med sparsam vegetation som uppvisade hög retention. I undersökningen finns ingen damm där vegetationen aktivt planterats eller skötts för att ge maximal kväveretention. Även om dammarna i kategorin "riklig vegetation" hyser mycket växtlighet, finns troligen en mer optimal sammansättning av vegetation som kan inverka positivt på kväveretentionen.

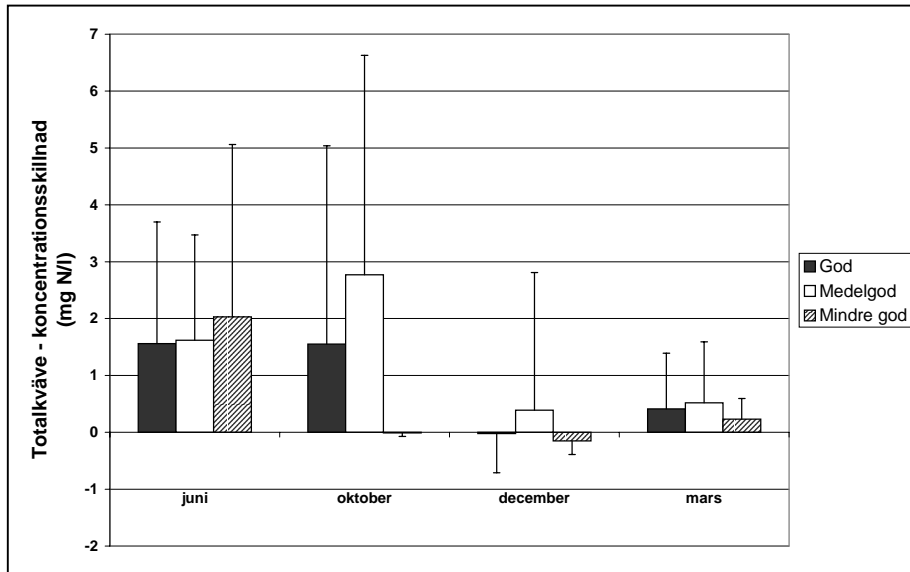


**Figur 11.** Den absoluta totalkväveretentionens beroende av kvävebelastningen under de olika provtagningstillfällena för dammar med olika vegetation. För att få en åskådlig skala har en starkt negativ punkt (oktober) och två starkt positiva punkter (december och mars) uteslutits.

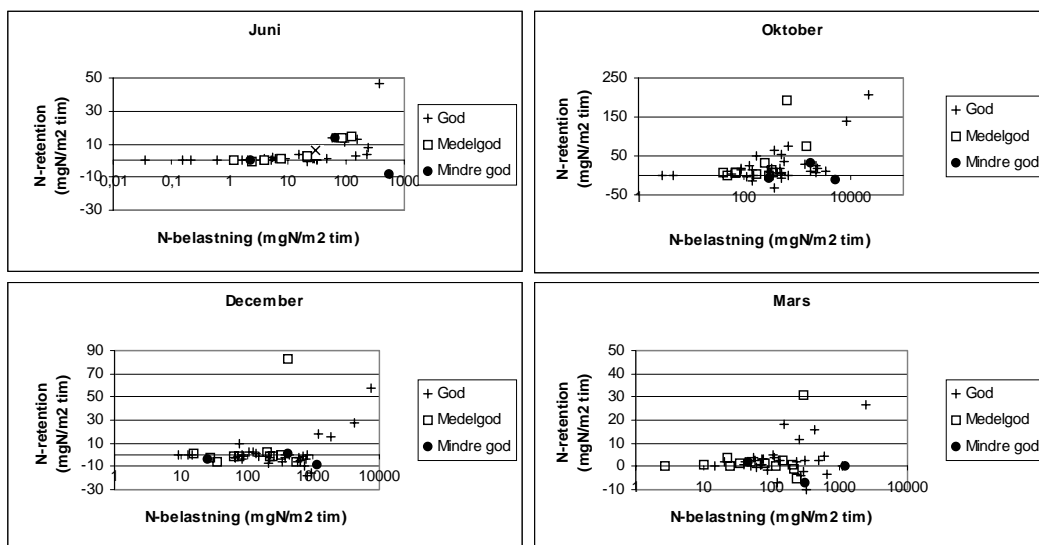
### Betydelsen av hydraulisk effektivitet

Generellt är dammarna lika vad gäller utformning och har ett gott vattenutbyte. Detta är något som alltid eftersträvas vid projekteringen av dammar men vid enstaka tillfällen kan de praktiska förutsättningarna medföra att utformningen blir mindre bra. Endast tre dammar har tillmätts kategorin mindre god hydraulisk effektivitet. I den statistiska analysen har därför medelgod och mindre god hydraulisk effektivitet slagits ihop till en klass.

Sett både till koncentrationsförändring mellan in- och utlopp (figur 12) och till förhållandet mellan belastning och absolut kväveretention (figur 13), uppvisar de tre dammarna med mindre god hydraulisk effektivitet sämre kväverening än genomsnittet, bortsett från damm Hö19 i juni. Det förefaller sannolikt att effekten av hydraulisk effektivitet blir viktigare vid högre vattenflöden. Kväveretentionen uppvisar inget statistiskt samband med hydraulisk effektivitet även om man kompenserar för effekterna av belastning, uppehållstid eller inflödeskoncentration.



**Figur 12.** Medelvärden (staplar) och standardavvikelse (vertikala linjer) för totalkväveretention mätt som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp för dammar med olika hydraulisk effektivitet. Antal med "god hydraulisk effektivitet": n=29-34, "medelgod hydraulisk effektivitet": n=9-12, "mindre god hydraulisk effektivitet": n=3.



**Figur 13.** Den absoluta totalkväveretentionens beroende av kvävebelastningen under de olika provtagningstillfällena för dammar med olika hydraulisk effektivitet. För att få en åskådlig skala har en starkt negativ punkt (oktober) och två starkt positiva punkter (december och mars) utslutits.



## Fosfor

### Halter och fraktioner

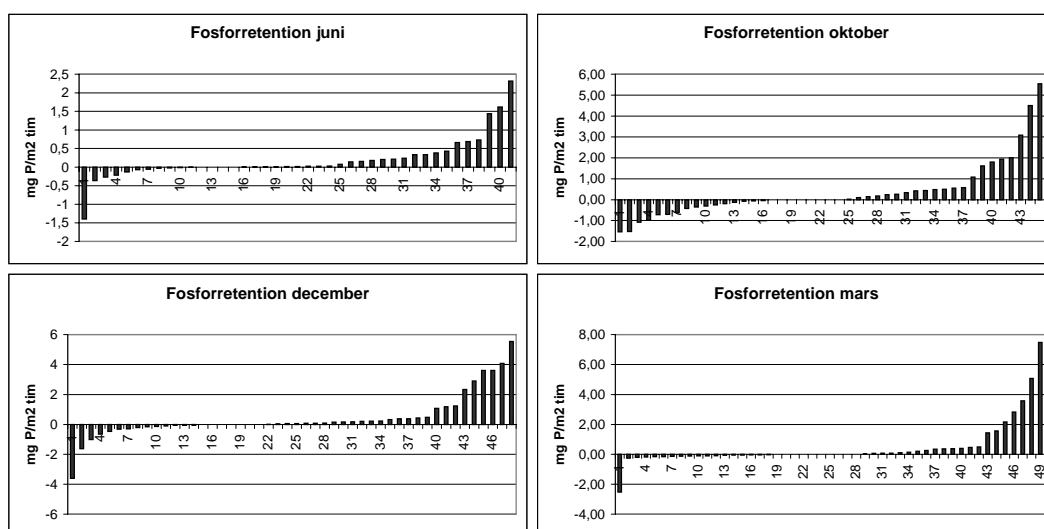
Till skillnad från kväve var haltskillnaderna i inloppsvatten för fosfor mellan de olika provtagningsomgångarna små. Högst koncentrationer erhöles för juni månad (bilaga 8). Fosfat utgjorde under samtliga månader den dominerande fosforfraktionen, och stod generellt för den stora andelen av totalfosforretentionen. I medeltal uppgick fosfatets andel av totalfosfor i in- och utloppsvatten till 69 % respektive 60 %. Fosfatets andel i medeltal över året har liten variation, och är, som för kväve, högst i december, då andelen ökar mellan in- och utlopp från 77 % till 78 %. Under övriga mät månader minskar andelen. I fortsättningen behandlas endast totalfosfor.

### Retention

Både ökning och minskningar i vattnets totalfosforkoncentrationer mellan in- och utlopp registrerades under provtagningarna (tabell 7 figur 14). Mätvärden från mest negativa till mest positiva redovisas i figur 14.

**Tabell 7.** Antal dammar med negativ (<0) och olika stor positiv totalfosforretention registrerad under olika provtagningstillfällen.

Fosforretention	juni	oktober	december	mars
<0 mg P/m <sup>2</sup> tim	12	17	14	18
0 mg P/m <sup>2</sup> tim	2	7	7	9
0,001-1 mg P/m <sup>2</sup> tim	24	13	18	15
1,001-2 mg P/m <sup>2</sup> tim	2	4	3	2
>2 mg P/m <sup>2</sup> tim	1	4	6	5
Antal provtagna dammar	41	45	48	49



**Figur 14.** Alla undersökta dammars totalfosforretention registrerade under olika provtagningstillfällen rankade från lägsta till högsta.

För alla provtagningsomgångar utom den i oktober förelåg ett positivt samband mellan hur mycket fosfor som transporterades in per dammyta och tid (belastning), och den mängd som

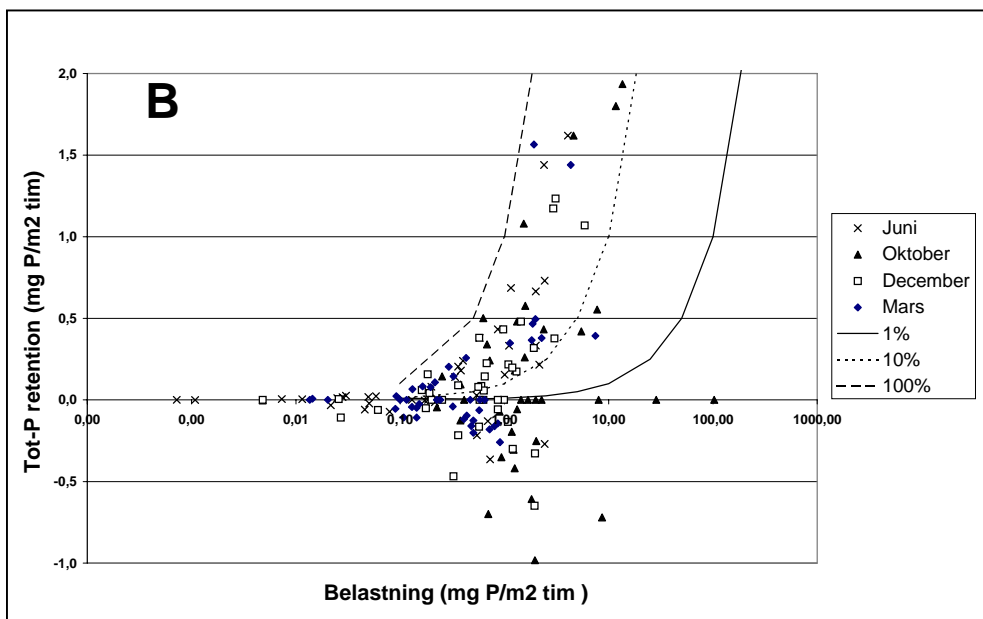
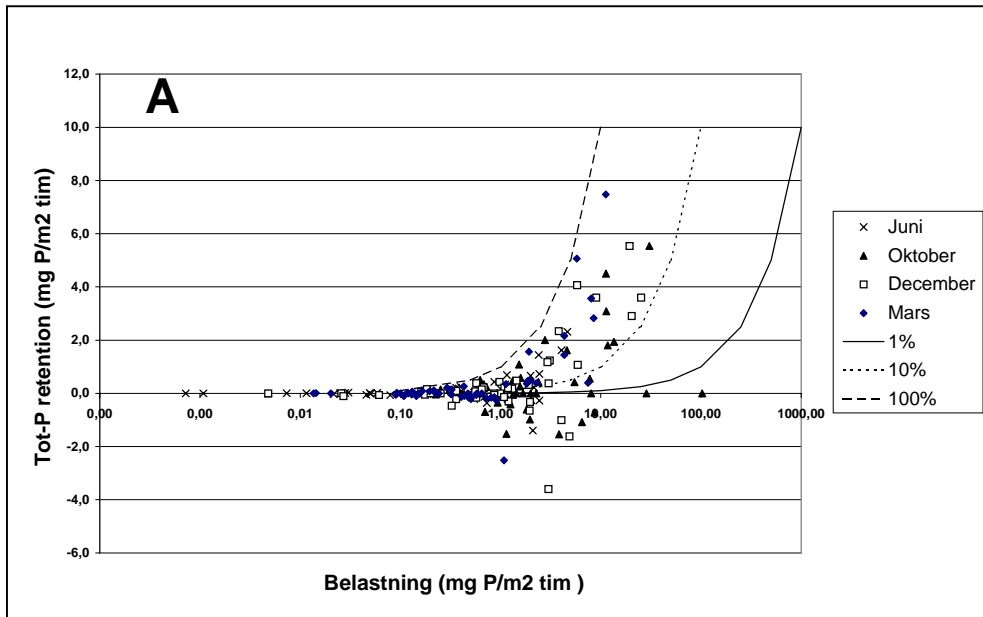
renades per dammyta och tid (absolut yteffektiv retention) (figur 15, tabell 8). Även om fastläggning av fosfor dominerade, fanns många dammar som uppvisade ett högre fosforinnehåll i utflödande vatten. De höga retentionssiffrorna var spridda över samtliga provtagningstillfällen. Fosforbelastningen ensam förklarade för juniprovtagningen 31 % av variationen i absolut yteffektiv fosforretention. Inget samband mellan belastning och absolut retention förelåg i oktober. I december förklarade belastning och inloppets fosforkoncentrationer 50 % av variationen i fosforretention och i mars förklarade belastningen 24 %.

Det negativa samband som kunde skönjas mellan belastning och procentuell retention för kväve, var ej tydligt för fosfor (figur 16, tabell 8). Möjligtvis var den procentuella retentionens samband med uppehållstiden något tydligare (figur 17). Förklaringsgraderna är låga för dessa samband. För december förklarar fosforkoncentrationen i inloppet 14 % av variationen i procentuell fosforretention. För mars förklarar fosforbelastning (positivt) 23 % av variationen i procentuell fosforretention.

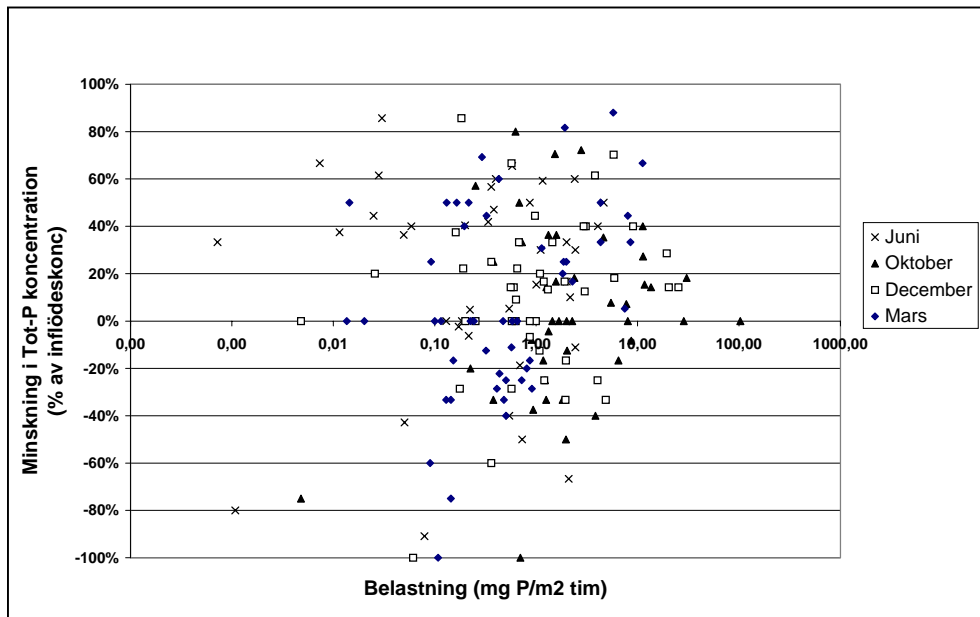
Det finns ett tydligt samband mellan inflödeskoncentrationen av fosfor och minskningen i koncentration mellan inlopp och utlopp (figur 18, tabell 8). För samtliga omgångar var effekten signifikant och förklarade mellan 16 och 60 % av variationen i koncentrationsförändring (tabell 8).

**Tabell 8.** Multipel regression av ett antal styrvariablers effekt på fosforretention mätt på tre olika sätt. Analyserade kategorivariabler är vegetation och hydraulisk effektivitet. Analyserade mätvariabler är fosforbelastning (P-bel), inloppskoncentration av fosfor (Konc) samt uppehållstid (Uppeh). Retentionen är mätt som absolut yteffektiv fosforretention, procentuell retention och koncentrationsförändring. Se kapitel "retentionsbegreppet" för förklaring. Tecken inom parentes anger om sambandet är negativt eller positivt.

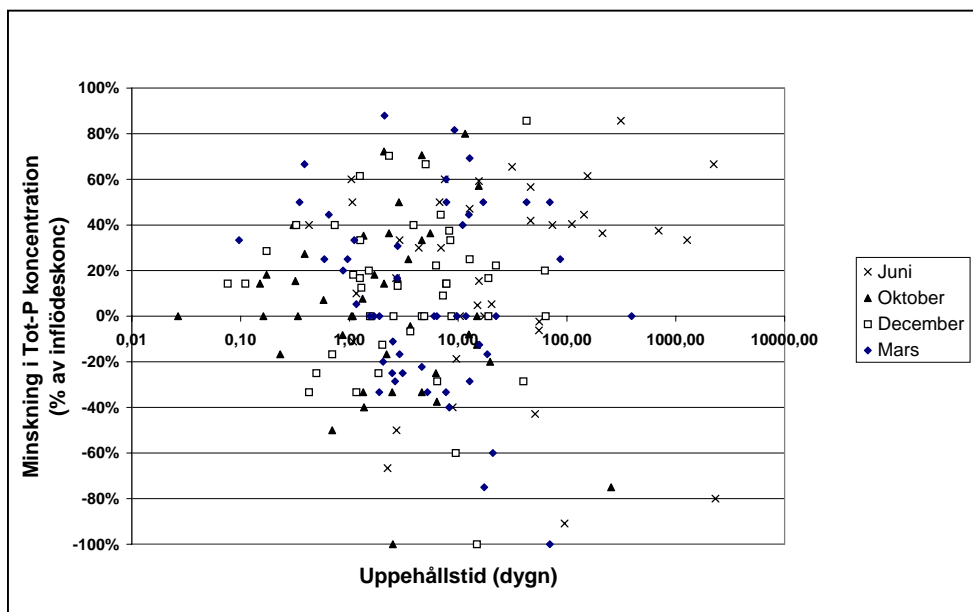
<b>Fosfor</b>	<b>Absolut ytrelaterad retention</b>	
	<i>Förklaringsgrad (%)</i>	<i>Styrparameter</i>
juni	31	P-bel (+)
oktober	20	Vegetation (+)
december	50	P-bel (+), Konc (+)
mars	24	P-bel (+)
	<b>Procentuell retention</b>	
	<i>Förklaringsgrad (%)</i>	<i>Styrparameter</i>
juni	-	
oktober	-	
december	14	Konc. (+)
mars	23	P-bel (+)
	<b>Koncentrationsförändring</b>	
	<i>Förklaringsgrad (%)</i>	<i>Styrparameter</i>
juni	41	Konc. (+)
oktober	16	Konc. (+)
december	58	Konc. (+)
mars	60	Konc. (+)



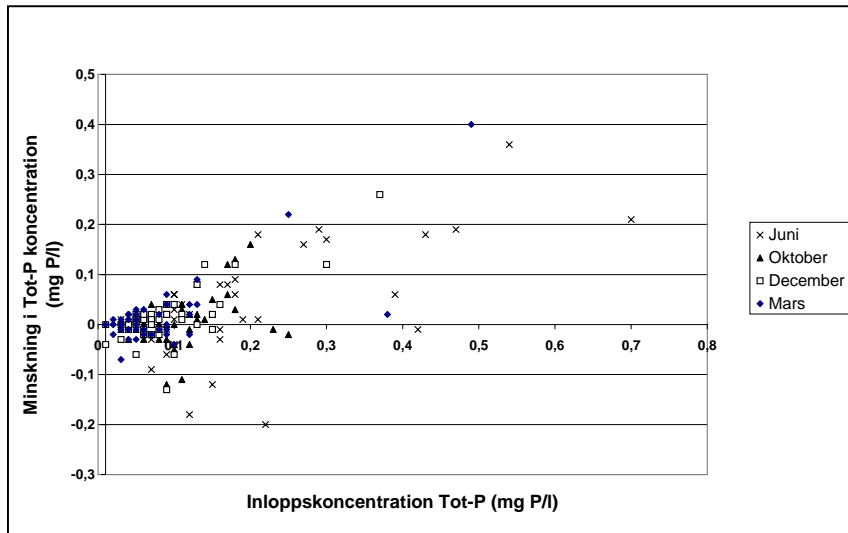
**Figur 15.** Förhållande mellan fosforbelastning och yteffektiv absolut fosforretention. Olika symboler representerar olika provtagningstillfällen. Linjerna representerar 1 %, 10 % och 100 % reningseffektivitet. Notera att skalan för belastning är logaritmisk. Figur A och B skiljer sig endast i reaktionsaxelns skala.



**Figur 16.** Förhållande mellan fosforbelastning och procentuell fosforretention. Olika symboler representerar olika provtagningsstillfällen. Notera att skalan för belastning är logaritmisk.



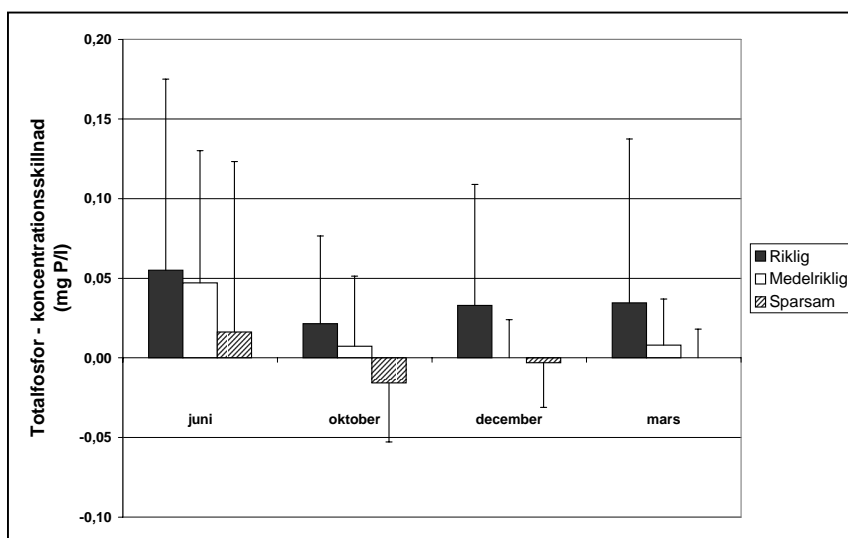
**Figur 17.** Förhållande mellan vattnets momentana uppehållstid i dammen och procentuell fosforretention. Olika symboler representerar olika provtagningsstillfällen. Notera att skalan för uppehållstid är logaritmisk.



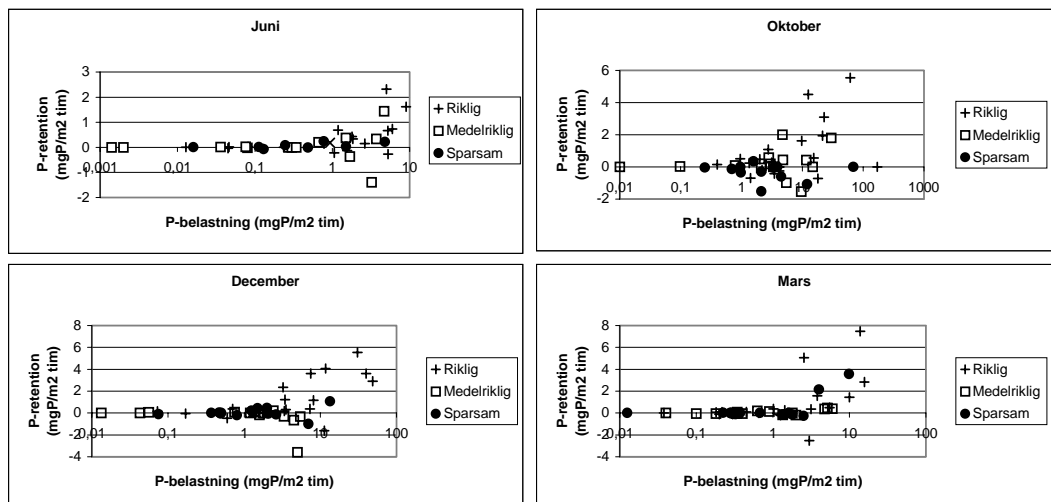
**Figur 18.** Förhållande mellan vattnets inloppskoncentration av fosfor och absolut minskning i totalfosforkoncentration. Olika symboler representerar olika provtagningstillfällen.

### Betydelsen av vegetation

Vattenvegetationens effekt på fosforretention är något tydligare än den är på kväveretention. Detta framgår då retentionen mäts som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp (figur 19) och som förhållandet mellan belastning och absolut kväveretention (figur 20). Spridningen i resultatet överskrider dock skillnaderna mellan medelvärden för de olika kategorierna. Sett i förhållande till belastning finns en tendens att dammar med sparsam vegetation har sämre absolut fosforretention än de med riklig och medelriklig. För fosfor finns även ett statistiskt signifikant samband i oktober där dammar med riklig vegetation inverkar positivt på absolut fosforretention (tabell 8). Detta beror främst på tre höga retentionsvärden för dammar med riklig vegetation. Vid mätningar i december och mars hade flera dammar med riklig vegetation en hög retention jämfört med övriga. Liksom för kväve gäller för fosfor att en optimerad, eventuellt planterad, och skött sammansättning av vegetation troligen kan förbättra fosforretention.



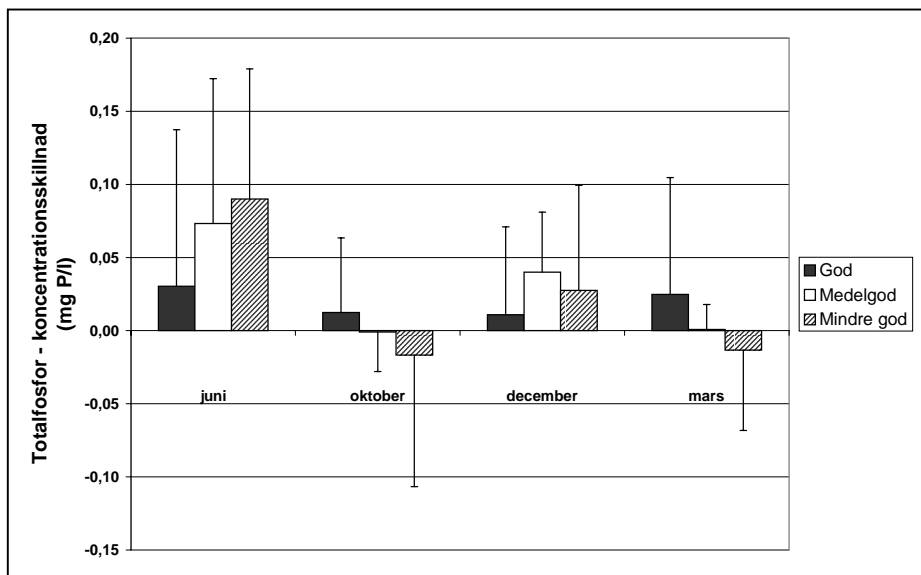
**Figur 19.** Medelvärden (staplar) och standardavvikelse (vertikala linjer) för totalfosforretention mätt som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp för dammar med olika vegetation. Antal med "riklig vegetation":  $n=18-21$ , "medelriklig vegetation":  $n=14-15$ , "sparsam vegetation":  $n=8-14$ .



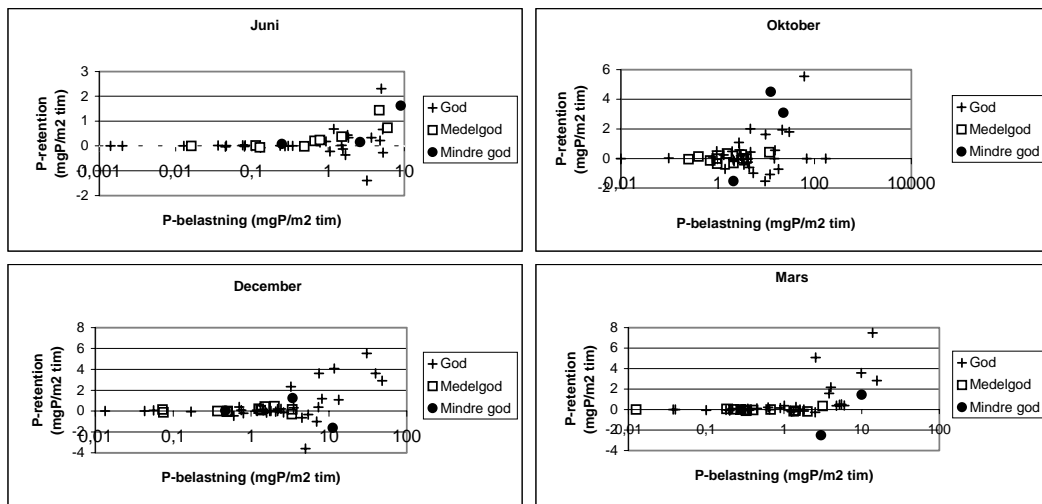
**Figur 20.** Den absoluta totalfosforretentionens beroende av fosforbelastningen under de olika provtagningstillfällena för dammar med olika vegetation.

### Betydelsen av hydraulisk effektivitet

Det går inte att utläsa något samband mellan den hydrauliska effektiviteten och fosforretentionen (figur 21, 22). Eftersom underlaget i klass "mindre god" endast är tre dammar har i den statistiska analysen medelgod och mindre god hydraulisk effektivitet slagits ihop till en klass. Fosforretentionen uppvisar inget statistiskt samband med hydraulisk effektivitet även om man kompenserar för effekterna av belastning, uppehållstid och inflödeskoncentration.



**Figur 21.** Medelvärden (staplar) och standardavvikelse (vertikala linjer) för totalfosforretention mätt som koncentrationsförändring mellan in- och utlopp för dammar med olika hydraulisk effektivitet. Antal med "god hydraulisk effektivitet": n=29-34, "medelgod hydraulisk effektivitet": n=9-12, "mindre god hydraulisk effektivitet": n=3.



**Figur 22.** Den absoluta totalfosforretentionens beroende av fosforbelastningen under de olika provtagningstillfällena för dammar med olika hydraulisk effektivitet.

## Slutsats av betydelsen av belastning, koncentration, uppehållstid

I diskussionen om vad som påverkar dammars effektivitet som närsaltfällor förekommer flera begrepp som kan försvåra en rättvis jämförelse mellan olika dammar (Tonderski m fl 2002, Ekologgruppen 2003). Som viktiga styrparametrar brukar anges närsaltbelastning, närsaltkoncentration och uppehållstid. Retentionen brukar anges antingen som absolut (yffektiv) retention, vilken normalt anges i kg/ha år, eller som procentuell retention, dvs hur storandel av inflödande näringsämne som renas. Retention kan även uttryckas som en koncentrationsskillnad mellan in- och utlopp exempelvis i mg näringsämne/liter.

Närsaltbelastningen styrs av vattenflödet, närsaltkoncentrationen och dammens yta. Tidigare har visats att ju högre belastningen är, desto högre blir den absoluta närsaltretentionen (Tonderski m fl 2002, Ekologgruppen 2003). Den procentuella retentionen däremot, har ofta visats sjunka med ökande belastning.

En hög närsaltkoncentration förväntas ge höga absoluta retentionssiffror eftersom den är en av komponenterna som påverkar belastning. Sambandet mellan hög närsaltkoncentration och koncentrationsförändring är ju uppenbart - ju högre koncentration desto mer kan koncentrationen minska.

Vattnets uppehållstid i dammen innefattar inget mått på närsaltinnehåll, men däremot vattenföring och dammvoly. En lång uppehållstid medför, förutsatt att vattnet innehåller näringsämnena, att reningsprocesserna får tid att verka på dessa. Därför kan man förvänta sig en hög procentuell retention men, om koncentrationerna är måttliga, en låg absolut retention.

Denna undersökning visar positiva samband mellan belastning och absolut retention vid 4 tillfällena av 4 för kväve, och vid 3 tillfällena av 4 för fosfor (tabell 6, 8). Kvävebelastningen påverkar den procentuella retentionen negativt vid ett tillfälle, och koncentrationsförändringen negativt vid två tillfällena. I övrigt är koncentrationsförändringen, föga överraskande, beroende av inloppskoncentrationen. Så är fallet vid 3 tillfällena av 4 för kväve, och vid 4 tillfällena av 4 för fosfor (tabell 6, 8). Vid oktobermätningen fanns för kväve ett positivt samband mellan uppehållstid och procentuell kväveretention och mellan uppehållstid och koncentrationsförändring. Samtliga dessa samband var förväntade enligt resonemanget ovan. Förklaringsgraden för variationen i den procentuella retentionen var dock generell låg, och det förväntade sambandet

med uppehållstid uteblev, utom vid ett tillfälle för kväve. Här finns dock en inbyggd felkälla, då en lång uppehållstid medför en risk att man vid en momentanmätning vid in- och utlopp uppmäter en felaktig retention (se nedan). Vid ett tillfälle fanns ett oväntat samband, då fosforbelastningen inverkade positivt på den procentuella fosforretentionen i mars 2003 med en förklaringsgrad på 23 %.

## Jämförelse med andra provtagningsdammar

Medelvärde för kväveretentionen för samtliga dammar vid samtliga mättillfällen i denna studie var 10 mg N/m<sup>2</sup> tim. Om man antar att varje provtagningsstillfälle motsvarar 3 av årets tolv månader kan alla retentionsmätningar viktas lika, och kväveretentionen kan omräknas till ett årligt areabaserat medelvärde på 900 kg N/ha år. Här har inte tagits hänsyn till olika omständigheter som t ex att flera dammar inte ingick i juni-provtagningen. I medeltal för alla dammar och provtagningsstillfällen var inflödet 0,55 g kväve per sekund och damm, medan det rann ut 0,50 g kväve per sekund och damm, dvs en retention på ca 10 %. För samtliga årstider var medelkväveretentionen positiv. För fosfor var motsvarande medelretention 0,4 mg P/m<sup>2</sup> och tim, vilket motsvarar ca 35 kg P/ha år. I medeltal för alla dammar och provtagningsstillfällen var inflödet 5,6 mg fosfor per sekund och damm, medan det rann ut 5,1 mg fosfor per sekund och damm, dvs en retention på ca 9 %. Även fosforretentionen var i medeltal positiv under alla fyra årstiderna. I "Handlingsprogram för vatten och landskapsvårdande åtgärder i Segeå" (Ekologgruppen 2000) antas att 50 hektar dammyta skall rena 50 - 75 ton kväve och 1 - 1,5 ton fosfor per år, vilket motsvarar 1 - 1,5 ton kväve och 20 - 30 kg fosfor per hektar dammyta och år. De arealsbaserade medelretentionsciffrorna för kväve och fosfor i föreliggande studie visar därmed en god överensstämmelse med dessa, liksom med de årsmedelvärden för kväve- och fosforretention i intensivmättdammar presenterade i figur 23 och 24.

Intensivmättdammarna Hö7, Hö38 och Kä29 ingår i provtagningsprogram för Höje- och Kävlingeå-projekten. Mätningarna baseras på kontinuerlig flödesuppskattning med fast monterade pglar och kontinuerlig provtagning i in- och utlopp med slangpumpar. Vatten samlas in under 3 - 4 dagar varefter det analyseras på kväve- och fosforinnehåll. Metodiken finns utförligare beskriven av Ekologgruppen (2003). För Hö7 och Kä129 finns intensivprovtagningsserier som överlappar föreliggande undersökning i tid. Mätningarna i Hö38 upphörde vid årsskiftet -02/-03, och således saknas jämförelsedata från 2003. I skrivande stund finns även årsuppskattningar baserade på veckomätningar för dammen Rå4 mellan 1998 och 2003. Metodiken är beskriven av Persson (2002).

För en jämförelse mellan ovan nämnda studier görs följande indelning med antaganden och generaliseringar.

A Denna undersökning: varje mättillfälle representerar en årstid och det momentana värdet multipliceras upp till tre månader. De fyra tremånadersuppskattningarna adderas till ett årligt retentionsvärde.

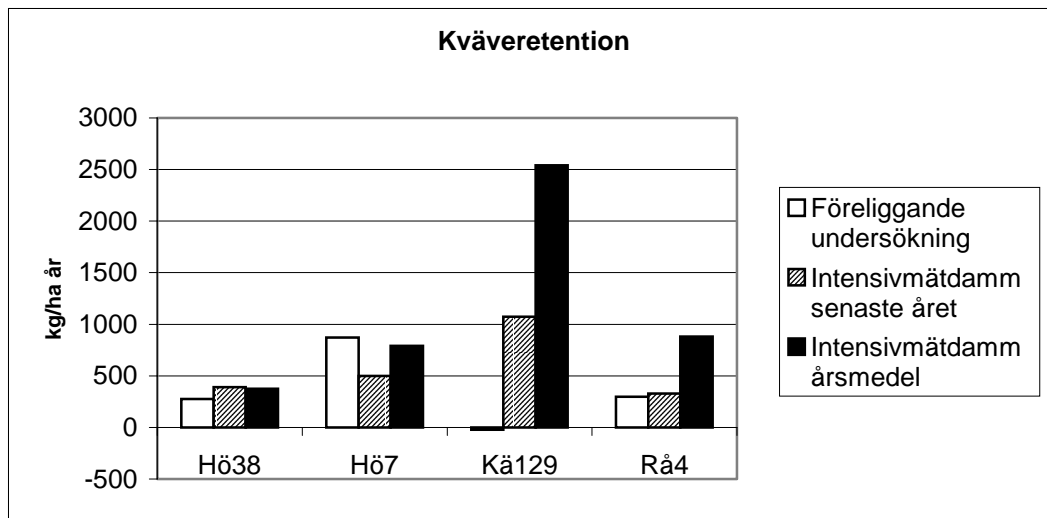
B. Senaste årets mätningar i intensivdammarna: För H7 och Kä129 överlappar mätningarna denna undersökning, dvs från maj 2002 till april 2003. För Rå4 och Hö38 finns ej motsvarande mätningar och jämförelsen görs med årsvärdet för 2002 (jan - dec)

C. Årsmedelvärdet för de fyra intensivprovtagna dammarna: Mätningarna har pågått för H7 mellan 1993 och 2002, för Kä129 mellan 1997 och 2002, Hö38 mellan 1998 och 2002 och för Rå4 mellan 1998 och 2002, med oförändrad metodik.

Resultatet presenteras i figur 23 och 24. För kväveretentionen stämmer resultaten för tre av dammarna anmärkningsvärt väl överens. För den fjärde dammen (Kä129) är dock skillnaden avsevärd. En förklaring (dock inte hela) kan vara att den dammen rensades två månader innan marsprovtagningen. Marsprovtagningens negativa värde drar ner den årliga uppskattningen. För fosfor är skillnaderna större. För damm Hö38 är uppskattningen från denna undersökning ca hälften av det senaste årets uppskattning. För två av tre dammar är den ca 3 ggr lägre än senaste



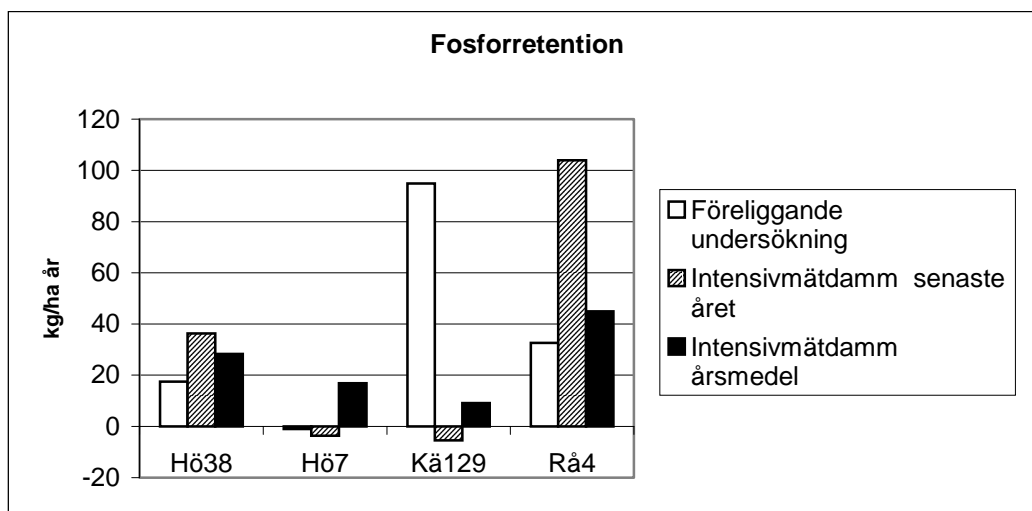
årets uppskattning, och för den sista visar den ett positivt resultat jämfört med intensivstudiens negativa.



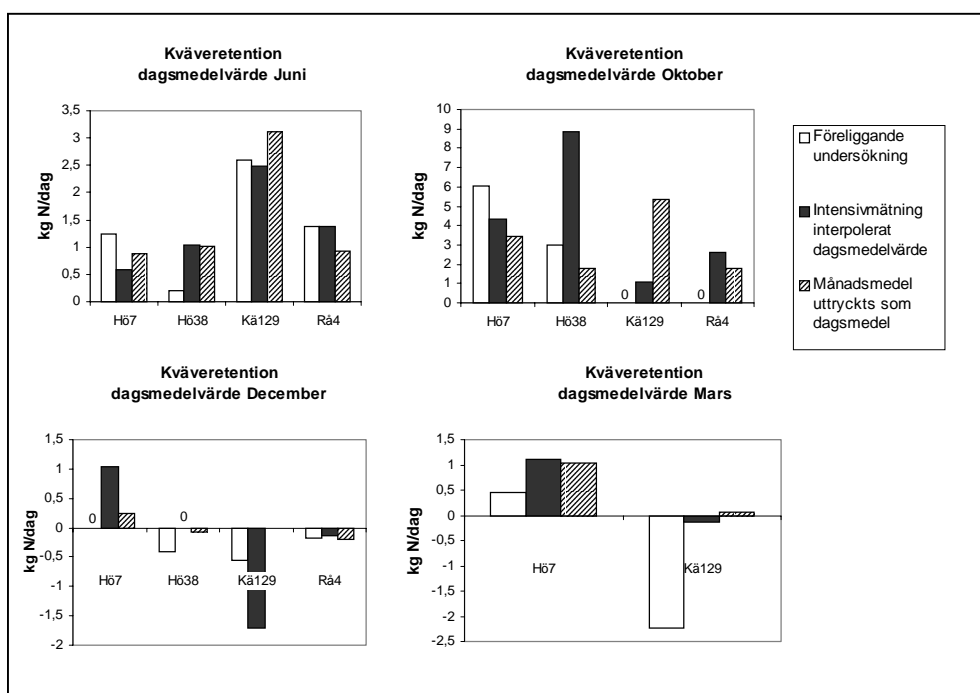
**Figur 23.** Jämförelser av uppskattad årlig kväveretention för fyra av de mätdammar som ingår i undersökningsmaterialet. Vita staplar: Denna studie - Baserad på fyra mätningar vid olika årstider. Streckade staplar: intensivmättdamm - senaste årets uppskattning. För Hö7 och Kä129 gäller senaste årsuppskattningen maj 2002 till april 2003. För Hö38 och Rå4 gäller senaste årsuppskattningen januari till december 2002. Svarta staplar: intensivmättdammar medelvärde av årlig retention.

Det kan även vara av intresse att jämföra hur den momentana skattningen av kväve- och fosforretention i denna studie ställer sig i förhållande till motsvarande dygns, vecko- och månadsuppskattningar som gjorts i intensivmättdammarna. För att åskådliggöra detta har aktuella momentanvärden samt dygns-, vecko- (endast Rå4) och månadsvärden uttryckts som dygnsmedelvärden. Jämförelsen presenteras i figur 25 och 26. För mars -2003 finns endast värden för H7 och Kä129. I juni är skattningarna relativt samstämmiga för såväl kväve som fosfor. Övriga månader är överensstämmelsen sämre, vilket troligen beror på att sommarprovtagningen var den mest stabila perioden vad gäller flöde och koncentrationer. Ofta hamnade skattningen i samma storleksordning. För de enstaka provtagningstillfällena finns dock en risk att mätprecisionen medför att in- och utlopps-koncentrationerna får samma värde och retentionen uppskattas till noll. Detta hände i de fyra mätdammarna 4 gånger för kväve och 2 gånger för fosfor.

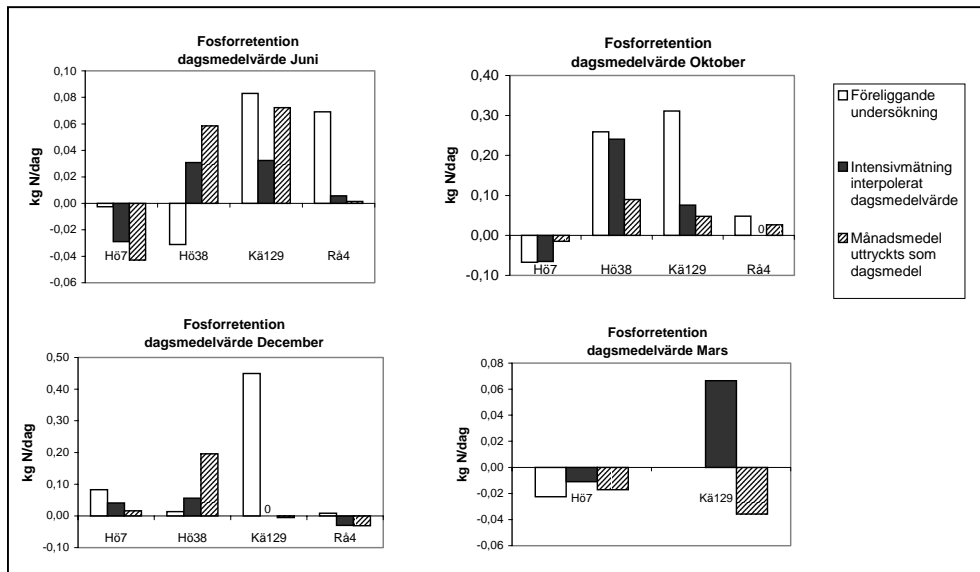
Dammarna Sa1 och Sa2, som ligger i serie, ingick i en intensiv-provtagningsserie mellan 29/10 och 9/12 2002 (Wedding 2003). Kväveretentionen var under denna period i medeltal 0,23 kg N/dag vilket motsvarar 7,0 kg N/mån. Motsvarande siffror för föreliggande studien är 0,39 kg N/dag och 11,7 kg/mån. Fosforretentionen för samma dammar uppgick under denna period till 0,028 kg P/dag vilket översatt till månad blir 0,83 kg P/mån. Motsvarande siffror för föreliggande studien är 0,0086 kg P/dag och 0,25 kg P/mån.



**Figur 24.** Jämförelser av uppskattad årlig fosforretention för fyra av de mättdammar som ingår i undersökningsmaterialet. Vita staplar: Denna studie - Baserad på fyra mätningar vid olika årstider. Streckade staplar: intensivmättdammar - senaste årets uppskattning. För Hö7 och Kä129 gäller senaste årsuppskattningen maj 2002 till april 2003. För Hö38 och Rå4 gäller senaste årsuppskattningen januari till december 2002. Svarta staplar: intensivmättdammar medelvärde av årlig retention.



**Figur 25.** Säsongsvisa jämförelser av uppskattat dygnsvärde av kväveretention för fyra av de mättdammar som ingår i undersökningsmaterialet. Vita staplar: Denna studie - Baserad på erhållet momentanvärde. Svarta staplar: Intensivmättdammar - Interpolerat dygnsvärde för Hö7, Hö38, Kä129 och veckovärde uttryckt som dygnsvärde för Rå4. Streckade staplar: Intensivmättdammar - Månadsvärde uttryckt som dygnsmedelvärde. För mars 2003 finns endast resultat från två dammar. Observera att värdena ej uttryckts per dammyta.



**Figur 26.** Säsongsvisa jämförelser av uppskattat dygnsvärde av fosforretention för fyra av de mätdammar som ingår i undersökningsmaterialet. Vita staplar: Denna studie - Baserad på erhållet momentanvärde. Svarta staplar: Intensivmättdammar - Interpolerat dygnsvärde för H67, H638, Kä129 och veckovärde uttryckt som dygnsvärde för Rå4. Streckade staplar: Intensivmättdammar - Månadsvärde uttryckt som dygnsmedelvärde. För mars 2003 finns endast resultat från två dammar. Observera att värdena ej uttryckts per dammyta.

Den 8 hektar stora dammen i Lomma, H631, har mellan 1996 och 2002 provtagits i in- och utlopp varannan månad. Ekologgruppen (2003) redovisar en årlig uppskattning som baseras på årsmedelflöden. Medelretentionen uppskattas till 935 kg kväve/ha år och 15 kg fosfor/ha år. Motsvarande siffror för föreliggande undersökning är 6670 kg kväve/ha år och -1,40 kg fosfor/ha år.

Ovanstående jämförelser visar på en ibland förvånansvärd god, och ibland en mycket dålig överensstämmelse mellan de olika mätningarna. Slutsatsen av denna jämförelse är, föga förvånande, att fyra provtagningar på ett år ej kan användas för att uppskatta den årliga kväveretentionen i en damm.

## Provtagningsmetodikens begränsningar

Eftersom provtagning av inlopp och utlopp görs vid samma tillfälle mäter man ej den "sanna" reningen. Stabila flöden och koncentrationer i inflödande vatten under en längre period gör metodiken mer tillförlitlig då man kan anta att ett sk "steady state" råder. En alltför lång uppehållstid gör dock att siffrorna blir mindre tillförlitliga. I många fall var den momentana uppehållstiden mycket hög (se figur 8 och 17). Detta betyder dock inte att vattnet alltid stannar så länge i dammen eftersom flödet ändras med tiden. Sommarprovtagningen gav långa uppehållstider för många dammar (19 st med momentan uppehållstid över en månad, 29 st över en vecka). Förhållandena i flöde och temperatur ansågs dock som relativt stabila perioden närmast före provtagningen, vilket minskar felkällorna (figur 1 och 2). Höstprovtagningen gav 3 dammar med momentan uppehållstid över en månad och 9 st över en vecka. Vinterprovtagningen gav 3 dammar med momentan uppehållstid på över en månad och 19 st över en vecka. Marsprovtagningen gav 5 dammar med momentan uppehållstid på över en månad och 22

st över en vecka. Även om höst-, vinter- och vårförhållanden var stabila, finns det anledning att tolka resultaten där uppehållstiden överstiger en månad med försiktighet.

Höga flöden kan också ge upphov till felkällor. Även med mycket små skillnader i koncentration mellan in- och utlopp (ibland inom metodens mätosäkerhet) kan höga retentionsvärden erhållas pga att man multiplicerar med ett högt flöde. Små koncentrationsfluktuationer i in- och utlopp kan då ge ett stort fel i retentionsresultat. Felet minskas om man analyserar in- och utloppsvatten i samma serie, vilket gjorts i denna undersökning.

De beskrivna felkällorna undviks om mätningar sker över en längre tid, med kontinuerlig registrering av vattenflöde och insamling av provvatten. Så är fallet i de intensivprovtagningssdammar som är beskrivna ovan. Detta är dock en resurskrävande och kostsam metodik vilket gör att endast få dammar kan studeras. Provtagningsmetodik som använts i denna studien möjliggör undersökning av ett stort antal dammar, men risken är stor att enskilda dammar tillmäts retentionsvärden som ej motsvarar verkligheten. Därför bör det höjas ett varningens finger för att i tabellerna titta på resultatet från en enstaka damm. Istället bör man fokusera på att utläsa generella mönster i hela datamaterialet. Tydligt blir detta om man jämför de i denna studie uträknade årliga retentionerna av kväve och framför allt fosfor i mätdammarna i Höje- och Kävlingeåprojekten med motsvarande medelvärden från intensivmätningarna (figur 23 till 26).

## Erkännande

Fältarbetet i denna studie har genomförts av Birgitta Bengtsson, Torbjörn Davidsson och Bengt Wedding, Ekologgruppen, Landskrona.

Närsaltanalyserna har utförts av personal vid Tekniska förvaltningens VA-lab i Källby Reningsverk i Lund. Grumlighetsanalyserna har gjorts av Karin Magnusson, Ekologgruppen, Landskrona.

Per-Erik Isberg vid Statistiska institutionen vid Lunds Universitet har gjort den statistiska utvärderingen av omgivningsfaktorernas påverkan på retentionen.

Per Persson och Linda Axelsson vid miljökontoret i Helsingborg har bistått med mätdata från Ormastorps våtmark, samt bidragit med uppgifter om lämpliga provtagningsobjekt inom Rååns och Vegeåns avrinningsområden.

Emelie Björling har bidragit med material från Saxåns avrinningsområde.

## Finansiering

Undersökningen ingår i Segeå-projektets uppföljningsprogram och har finansierats av Segeå-projektet. En delfinansiering har även skett med medel från Region Skånes Miljövårdsfond.

## Dataägare

Segeå-projektet ser positivt på samarbete med andra organisationer som är intresserade av dammar och våtmarkers påverkan på vattenkvalitet, och tillhandahåller kostnadsfritt alla data. Detta sker under förutsättning att alla publikationer där data använts tydligt källhänvisar till Segeå-projektet.

## Referenser

Ekologgruppen. 2000. Handlingsprogram för vatten och landskapsvårdande åtgärder i Segeå.

Ekologgruppen. 2003. Dammar som reningsverk. Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993-2002. Höje å projektet och Kävlingså-projektet.

Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och Vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverkets Förlag, Stockholm.

Persson, P. 2000. Närsaltreduktion i nyanlagda våtmarker inom ramen för lokalt investeringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i samhället 1998-2000, Miljökontoret, Helsingborg.

Wedding B. 2003. Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar – Mätningar i Saxåns avrinningsområde. Landskrona kommun.

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J. och Oscarsson, H. 2002. Våtmarksboken - Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. Vastra rapport 3.

Damm	Åsystem	Prov	Typ	Tillopp	Tillrinning	Yta	Volym	Hdr effekt	Vattenvegetation	Ålder	Färdigställd
Råbytorp	Höje	Hö7	Normal	Dike	380	8000	14300	Medelgod	Sparsam	10,0	1992
Råbydiket Lilla Bjällerup	Höje	Hö12	Normal	Huvudfåra	3040	6500	5000	God	Riklig	9,4	1993
Dalby, Mårtenssons	Höje	Hö14	Normal	Dike	600	17000	6500	God	Riklig	9,2	1993
Storegård Fjelle	Höje	Hö15	Normal	Dike	280	2600	3000	God	Riklig	9,2	1993
Hyllinge Björnstorp	Höje	Hö17	Normal	Huvudfåra	1030	4000	3300	Mindre god	Riklig	9,1	1993
Borgeby	Höje	Hö19	Normal	Huvudfåra	1080	7000	6700	Mindre god	Riklig	8,8	1994
Sjöstorp	Höje	Hö21	Normal	Dike	80	2500	2200	God	Medelriklig	8,6	1994
Fjelle, Flädie	Höje	Hö29	Normal	Huvudfåra	1500	10100	14000	God	Sparsam	6,7	1996
Lomma Dammar	Höje	Hö31	Normal	Dike	600	80000	183000	Medelgod	Sparsam	7,0	1995
Genarp	Höje	Hö38	Normal	Dike	300	10000	10000	God	Riklig	5,8	1997
St Råby	Höje	Hö47	Normal	kulvert	190	15000	11000	God	Medelriklig	3,1	1999
Arendala	Höje	Hö57	Normal	Kulvert	80	4600	4000	God	Riklig	1,2	2001
Dalby 62:24	Höje	Hö61	Normal	Dike	90	5300	3850	God	Riklig	0,9	2001
Dalby dagvattendamm	Höje	Hö62	Sidodamm	Dike		15000	18800	God	Medelriklig	1,0	2001
Kristinetorp	Kävlinge	Kä3A	Bevattningsdamm	Dike	400	50000	120000	Medelgod	Sparsam	5,5	1997
Böstofta	Kävlinge	Kä9A	Sidodamm	Huvudfåra		9000	13500	Medelgod	Medelriklig	6,0	1996
Ellinge	Kävlinge	Kä18	Sidodamm	Huvudfåra		10000	15000	God	Riklig	6,0	1996
Boaröd	Kävlinge	Kä27	Sidodamm	Dike		3500	2700	God	Medelriklig	4,6	1998
Vallarum	Kävlinge	Kä51A	Normal	Dike	640	4000	2800	God	Riklig	3,2	1999
Vallarum	Kävlinge	Kä51B	Sidodamm	Damm		9000	6500	Medelgod	Sparsam	2,0	2000
Vallarum	Kävlinge	Kä51C	Sidodamm	Damm		1500	900	Medelgod	Medelriklig	2,0	2000
Skatteberga	Kävlinge	Kä86	Sidodamm	Huvudfåra		38000	30000	God	Medelriklig	0,4	2002
S Åsum	Kävlinge	Kä91	Normal	Kulvert	120	5000	5400	God	Medelriklig	3,0	1999
Rolsberga	Kävlinge	Kä98	Normal	Dike	200	9200	9500	God	Riklig	4,9	1998
Snogarp	Kävlinge	Kä103	Normal	Dike	560	6000	8000	Medelgod	Medelriklig	5,1	1997
Knutstorp	Kävlinge	Kä106	Bevattningsdamm	Dike	140	11000	14700	Medelgod	Riklig	3,9	1999
Slogstorp	Kävlinge	Kä129	Normal	Dike	880	8000	7000	God	Riklig	5,1	1997
Jordboen	Kävlinge	Kä131	Sidodamm	Dike		10000	9000	God	Medelriklig	3,3	1999
Kävlinge golf	Kävlinge	Kä139	Normal	Kulvert	400	8000	5500	God	Medelriklig	4,5	1998
Grimstofta	Kävlinge	Kä140a	Sidodamm	Huvudfåra		10000	90000	God	Riklig	3,4	1999
Grimstofta	Kävlinge	Kä140b	Sidodamm	Huvudfåra		10000	90000	God	Riklig	3,4	1999
Grimstofta	Kävlinge	Kä147	Sidodamm	Huvudfåra		13000	12400	God	Riklig	3,3	1999
Vollsjö gård	Kävlinge	Kä157	Normal	Huvudfåra	9750	7000	4600	God	Riklig	3,2	1999
Omsed	Kävlinge	Kä167	Sidodamm	Dike		5000	4000	God	Medelriklig	3,6	1999
N Vallåkra 8:1	Råån	Rå1	Sidodamm	Dike		2200	1200	God	Riklig	1,1	2001
Sireköpinge 16:1	Råån	Rå3	Normal	Huvudfåra	1500	8600	10000	God	Riklig	6,1	1996
Ormastorp 6:2 S	Råån	Rå4	Normal	Kulvert	239	4200	6700	God	Riklig	9,4	1993
Kvärlöv 17:1 - 1	Saxån	Sa1	Normal	Kulvert	150	2070	1200	Medelgod	Riklig	0,6	2002
Kvärlöv 17:1 - 2	Saxån	Sa2	Normal	Damm	155	3730	2000	God	Medelriklig	0,6	2002
Torupsvåtmarken	Sege	Se0	Sidodamm	Huvudfåra		50000	20000	God	Medelriklig	7,4	1995
L Svedala	Sege	Se1	Normal	Dike	200	8000	5200	God	Sparsam	0,2	2002
Törringe	Sege	Se12A	Normal	Kulvert	400	12000	9000	Medelgod	Sparsam	0,2	2002
Hyltarp	Sege	Se13C	Normal	Kulvert	65	4000	8500	Medelgod	Sparsam	0,5	2002
Stridsmölla	Sege	Se21	Sidodamm	Huvudfåra		27000	21000	Medelgod	Sparsam	0,5	2002
Bjärshög	Sege	Se3	Normal	Kulvert	100	5000	2500	God	Sparsam	0,5	2002
Lydestad 18:4	Vegeån	Ve1	Sidodamm	Dike		2500	1500	God	Sparsam	1,1	2001
Skoggömmargården 3:7	Vegeån	Ve2	Normal	Huvudfåra	1736	5400	5800	God	Medelriklig	2,4	2000
Kattarp 1:41	Vegeån	Ve3	Normal	Dike	55	5000	4100	God	Sparsam	2,4	2000
Hjortshög 1:19	Vegeån	Ve4	Normal	Dike	204	8500	9600	Mindre god	Sparsam	3,8	1999

Damn	Asystem	Provp	Datum	Syremättnad (%)		Syre (mg/l)		Temp (°C)		Vattenföring (l/s)		Gruml (FNU)		NH4N (mg/l)		NO3-N (mg/l)		Tot-N (mg/l)		Tot-P (mg/l)		Tot-P filt (mg/l)	
				In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut
Råbytorp	Höje	H67	2002-06-10	92	107	8,6	9,2	18,6	23,1	3	8,5	13	0,04	0,03	5,3	1,6	7,8	3	0,16	0,17	0,13	0,08	
Råbytorp	Höje	H67	2002-10-24	91	107	10,7	12,9	8,3	7,3	26	3,6	6,8	0,02	0,02	7,1	3,8	7,4	4,7	0,08	0,11	0,03	0,03	
Råbytorp	Höje	H67	2002-12-10	98	96	13,1	13,6	3,3	1	24	1,7	1,1	0,04	0,06	11,1	11,1	11,1	11,1	0,09	0,05	0,05	0,05	
Råbytorp	Höje	H67	2003-03-26	104	151	14,1	18,6	2,8	6,4	13	3,1	5,8	0,03	0,03	8,3	7,7	9,1	8,7	0,07	0,09	0,02	0,01	
Råbydicket Lilla Bjällerup	Höje	H612	2002-06-10	108	195	10	17,5	19	20,7	20	4,1	7,5	0,07	0,09	2,6	1,5	3	2	0,18	0,12	0,17	0,11	
Råbydicket Lilla Bjällerup	Höje	H612	2002-10-24	102	102	11,9	11,9	8,4	8,3	100	12	8,2	0,03	0,02	8,4	7,9	8,9	8,4	0,14	0,13	0,1	0,09	
Råbydicket Lilla Bjällerup	Höje	H612	2002-12-09	100	100	13,3	13,4	3,5	3,3	525	3,6	2,7	0,03	0,03	9,1	9,1	9,3	9,1	0,07	0,06	0,06	0,06	
Råbydicket Lilla Bjällerup	Höje	H612	2003-03-26	132	105	17,4	14	3,7	3,3	66	2,6	1,9	0,02	0,02	6,2	6,4	6,5	6,6	0,05	0,04	0,01	0,02	
Dalby, Mårtenssons	Höje	H614	2002-06-10	85	106	7,9	9,7	18,9	19,8	5	19	8,8	0,09	0,09	0,94	0,1	1,8	1,2	0,21	0,2	0,08	0,11	
Dalby, Mårtenssons	Höje	H614	2002-10-27	97	62	11,7	7,7	7,3	6,3	30	16	7,8	0,07	0,78	6,4	0,76	6,9	3,2	0,11	0,22	0,08	0,06	
Dalby, Mårtenssons	Höje	H614	2002-12-09	100	92	14,2	13,4	1,2	0,2	15	6,7	7,2	0,08	1,6	8,5	3,1	8,5	5,3	0,18	0,06	0,08	0,04	
Dalby, Mårtenssons	Höje	H614	2003-03-25	108	154	13,9	19,2	4,8	5,9	30	8,2	6,9	0,03	0,05	5,6	3,8	5,9	5,1	0,09	0,1	0,02	0,02	
Storegård Fjelle	Höje	H615	2002-06-11	85	96	8,5	9,3	15,2	17	8	11	5,1	0,04	0,04	0,54	0,27	1	0,86	0,1	0,07	0,06	0,05	
Storegård Fjelle	Höje	H615	2002-10-29	84	88	9,8	10,4	8,5	8,1	200	3,3	3,1	0,02	0,02	9,1	9,2	11	10,5	0,11	0,09	0,08	0,08	
Storegård Fjelle	Höje	H615	2002-12-10	67	64	9,3	8,9	1,9	1,8	200	5,5	1,1	0,03	0,04	5,4	5,3	5,4	5,3	0,07	0,05	0,04	0,04	
Storegård Fjelle	Höje	H615	2003-03-26	100	117	12,7	14,9	5,3	5,2	90	3	3,2	0,07	0,03	3,8	4,3	4,5	4,9	0,09	0,03	0,04	0,03	
Hyllinge Björnstorps	Höje	H617	2002-06-11	90	85	9,9	8,7	11,1	14,3	90	5,8	3	0,04	0,02	2,2	2	2,4	2,5	0,05	0,03	0,04	0,03	
Hyllinge Björnstorps	Höje	H617	2002-10-27	82	79	9,3	8,9	9,7	9,7	125	13	5,3	0,06	0,03	5,1	4,7	5,6	5,3	0,1	0,06	0,04	0,02	
Hyllinge Björnstorps	Höje	H617	2002-12-09	95	94	12,2	12,2	4,9	4,5	90	1,5	3,6	0,08	0,09	5,1	5,1	5,1	5,2	0,06	0,08	0,05	0,05	
Hyllinge Björnstorps	Höje	H617	2003-03-24	93	108	11,8	13,1	5,2	6,9	40	2	0,88	0,04	0,26	3,1	3,1	3,1	3,3	0,03	0,1	0,03	0,09	
Borgeby	Höje	H619	2002-06-11	93	71	9,1	6,6	16,3	19,2	5	4,6	2,4	0,65	0,27	6,8	2,5	9,2	3,7	0,39	0,33	0,37	0,3	
Borgeby	Höje	H619	2002-10-29	95	92	10,8	10,5	9,6	9,2	200	11	1,3	0,12	0,05	17,2	17,7	18,1	18,2	0,11	0,08	0,08	0,08	
Borgeby	Höje	H619	2002-12-10	94	85	12,4	11,4	3,9	3,2	20	5,8	0,8	0,08	0,05	14,6	14,5	14,6	14,5	0,3	0,18	0,12	0,13	
Borgeby	Höje	H619	2003-03-26	135	111	15,9	13,8	8,2	6,1	70	1,6	3,1	0,03	0,04	10,3	10,5	12	12	0,12	0,08	0,1	0,08	
Sjöstorp	Höje	H621	2002-06-10	83	67	8,3	6,6	15,2	16	0,5	8,5	4	0,03	0,1	4,4	1,8	4,6	2,5	0,07	0,1	0,04	0,04	
Sjöstorp	Höje	H621	2002-10-24	91	85	10,7	10,2	8,4	7,5	15	21	11	0,02	0,04	7,3	6,6	7,7	6,8	0,11	0,09	0,08	0,06	
Sjöstorp	Höje	H621	2002-12-09	106	94	13,8	12,5	4,3	3,5	10	1	1	0,01	0,03	10,8	10,8	11	11	0,04	0,04	0,03	0,04	
Sjöstorp	Höje	H621	2003-03-26	96	102	12,3	12,9	4,8	5,4	4	2,1	2,7	0,02	0,03	8	7,6	8,4	8	0,02	0,02	0,02	0,02	
Fjelle, Flädie	Höje	H629	2002-06-11	55	127	5,4	12	16,5	17,9	8	3,1	4	0,15	0,03	1,6	1,2	2,7	2,8	0,19	0,18	0,19	0,06	
Fjelle, Flädie	Höje	H629	2002-10-29	85	85	9,9	9,9	8,4	8,4	1000	3,2	2,6	0,03	0,03	14	14,5	14,6	15,2	0,08	0,08	0,07	0,07	
Fjelle, Flädie	Höje	H629	2002-12-10	84	54	11,3	7,4	2,9	2,6	150	1,3	1,1	0,05	0,06	12,2	11,9	12,2	11,9	0,11	0,09	0,09	0,08	
Fjelle, Flädie	Höje	H629	2003-03-26	98	111	11,3	12,9	9,1	8,5	250	5,7	1,8	0,08	0,05	9,5	9,3	10,1	9,8	0,09	0,05	0,04	0,04	
Lomma Dammar	Höje	H631	2002-06-11	146	67	14,5	6,2	15,5	19,1	10	9	5,3	0,02	0,12	5,3	1,9	6,2	3,1	0,11	0,07	0,09	0,05	
Lomma Dammar	Höje	H631	2002-10-29	99	94	11,3	11,2	9,3	7,8	340	6	6,3	0,09	0,03	14	0,04	14,5	1,8	0,08	0,1	0,05	0,03	
Lomma Dammar	Höje	H631	2002-12-10	67	64	8,9	9,1	3,4	1,2	250	1,5	1,4	0,06	0,07	13	5,6	13	5,6	0,06	0,04	0,04	0,03	
Lomma Dammar	Höje	H631	2003-03-26	115	130	13,3	15,2	8,9	8,4	180	2,2	2,3	0,06	0,03	12,5	8,5	12,8	9,1	0,03	0,03	0,03	0,01	
Genarp	Höje	H638	2002-06-11	69	56	7,2	5,2	13,5	19	12	11	7,4	0,03	0,31	1,2	0,17	2,3	2,1	0,16	0,19	0,13	0,11	
Genarp	Höje	H638	2002-10-27	69	84	7,8	9,8	9,7	8,4	25	16	3,4	0,06	0,01	5	3,5	5,7	4,3	0,17	0,05	0,11	0,03	
Genarp	Höje	H638	2002-12-09	91	95	11,8	13,7	4,2	0,5	16	4	4,2	0,06	0,01	5,3	5,4	5,6	5,9	0,11	0,1	0,09	0,09	
Genarp	Höje	H638	2003-03-24	97	142	12,1	16,7	6	8,2	14	2,5	1,2	0,05	0,03	4,8	4,2	5	4,8	0,1	0,14	0,09	0,03	
St Råby	Höje	H647	2002-06-10	163	69	13,9	6,4	23,5	19,3	0,1	3,7	2	0,06	0,08	2,4	1,3	3,2	2,2	0,03	0,02	0,03	0,03	
St Råby	Höje	H647	2002-10-24	99	91	11,3	11	9,4	7	0,5	2	16	0,01	0,18	13,4	1,9	13,8	3,1	0,04	0,07	0,03	0,04	
St Råby	Höje	H647	2002-12-10	102	102	12,6	14,9	6,2	0,1	2	0,3	2,2	0,03	0,01	10,9	10,7	11	10,8	0,01	0,01	0,01	0,01	
St Råby	Höje	H647	2003-03-26	98	129	13	15,6	3,5	7	3	3,4	1,8	0,15	0,03	9,8	7,4	10	7,6	0,02	0,01	0,02	0,01	
Arendala	Höje	H657	2002-06-10	73	147	8,2	13	10,2	21,4	1	5,2	4,3	0,02	0,18	12	7,8	14	8	0,43	0,25	0,36	0,24	
Arendala	Höje	H657	2002-10-24	92	114	10,4	13,9	9,7	6,9	4	6,4	1,2	0,03	0,02	18,5	2,4	19	2,9	0,2	0,04	0,11	0,03	
Arendala	Höje	H657	2002-12-09	92	99	11,1	14,2	7,1	0,6	20	6,5	0,85	0,02	0,01	15,8	15,9	15,9	16	0,37	0,11	0,27	0,11	
Arendala	Höje	H657	2003-03-26	85	200	11	24,8	4,3	6,1	5	5,6	7,3	0,1	0,04	13,2	7,9	14,1	9,4	0,49	0,09	0,35	0,02	
Dalby 62:24	Höje	H661	2002-06-10	57	109	5,4	10,2	18,3	18,7	0,02	21	17	2,9	0,04	0,1	3,5	4,1	4,6	0,54	0,18	0,34	0,07	
Dalby 62:24	Höje	H661																					
Dalby 62:24	Höje	H661	2002-12-09	93	98	12	14,2	4,5	0,2	3	0,48	5,2	0,01	0,03	13	13,3	13	13,5	0,03	0,06	0,03	0,03	
Dalby 62:24	Höje	H661	2003-03-26	134	150	18	18,3	3,1	6,8	2	0,65	5,6	0,02	0,03	10,6	9,4	10,5	9,7	0,01	0,01	0,01	0,01	
Dalby dagvattendamm	Höje	H662	2002-06-10	95	102	9,2	9,4	16,8	19,4	97	2,1	2,4	0,11	0,06	5,3	2,8	5,7	3,7	0,09	0,15	0,05	0,04	
Dalby dagvattendamm	Höje	H662	2002-10-27	92	92	10,5	11	9,5	7,4	160	4,8	15	0,02	0,09	4,4	2,5	4,6	3,2	0,1	0,14	0,09	0,12	
Dalby dagvattendamm	Höje	H662	2002-12-09	99	99	12,5	13,9	5,4	1,4	34	1	5,6	0,02	0,06	4,5	4	4,7	4,4	0,07	0,09	0,07	0,07	
Dalby dagvattendamm	Höje	H662	2003-03-25	95	148	11,8	18,2	6,1	6,3	79	6,8	18	0,46	0,05	3,9	3,2	4,9	4,3	0,12	0,1	0,09	0,03	
Kristinetorp	Kävlinge	Kå3A	2002-06-11	137	149	12,8	13,8	18,5	19,2	2	4,2	6,8	0,02	0,02	2,1	2	2,9	2,8	0,08	0,05	0,04	0,03	
Kristinetorp	Kävlinge	Kå3A	2002-10-23	101		11,6		9		30	2,8		0,06		7,5		8		0,19		0,16		
Kristinetorp	Kävlinge	Kå3A	2002-12-10	91	97	11,7	14,1	4,7	0,2	35	0,69	0,87	0,15	0,14	8,8	9,2	9,2	9,6	0,07	0,09	0,07	0,07	
Kristinetorp	Kävlinge	Kå3A	2003-03-26	118	179	14,2	21,2	7,4	7,8	16	1,5	11	0,07	0,06	7,5	6,8	7,6	7,4	0,08	0,06	0,07	0,03	
Böstofta	Kävlinge	Kå9A	2002-06-11	137	124	13,																	

Dammslag	Asystem	Prov	Datum	Syremättnad (%)		Syre (mg/l)		Temp (°C)		Vattenföring (l/s)		Gruml (FNU)		NH4N (mg/l)		NO3-N (mg/l)		Tot-N (mg/l)		Tot-P (mg/l)		Tot-P filt (mg/l)	
				In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut
Ellinge	Kävlinge	Kä18	2002-12-10	100	92	14,1	13,2	1,4	0,7	10	3,5	2	0,07	0,14	8,4	8,6	8,6	8,7	0,09	0,22	0,06	0,06	
Ellinge	Kävlinge	Kä18	2003-03-26	110	124	13,7	15	6	7,2	10	2,5	4,6	0,03	0,03	6,5	6,1	7,1	6,8	0,04	0,07	0,02	0,03	
Boaröd	Kävlinge	Kä27	2002-06-12	125	87	12,9	8,1	13,7	18,6	3	3,3	2,9	0,15	0,15	2,4	2,4	3,2	2,9	0,06	0,06	0,04	0,04	
Boaröd	Kävlinge	Kä27	2002-10-23	87	95	10	11,8	8,9	6,1	15	17	3	0,08	0,08	8,1	4	8,8	4,7	0,18	0,05	0,11	0,03	
Boaröd	Kävlinge	Kä27	2002-12-11	94	100	12,7	14,5	3	0,5	0,5	2,4	2,3	0,1	0,05	6,2	6	6,3	6,2	0,05	0,04	0,03	0,03	
Boaröd	Kävlinge	Kä27	2003-03-26	107	174	13,9	22	4,4	5,4	4	1,3	1,1	0,08	0,03	3,8	4	4,4	4,4	0,04	0,04	0,02	0,03	
Vallarum	Kävlinge	Kä51A	2002-06-12	91	64	9,1	6,4	15,5	15,3	30	2,5	3,3	0,06	0,17	1,5	1,1	2	1,9	0,09	0,1	0,07	0,07	
Vallarum	Kävlinge	Kä51A	2002-10-23	74	79	8,7	9,3	8,2	8,3	215	1,7	1,2	0,06	0,04	3,5	3,2	4,5	4,4	0,07	0,06	0,04	0,05	
Vallarum	Kävlinge	Kä51A	2002-12-11	89	83	12,5	11,8	1,3	0,9	100	4	2,6	0,04	0,05	2,5	2,6	2,9	3	0,1	0,06	0,03	0,03	
Vallarum	Kävlinge	Kä51A	2003-03-26	106	99	13,1	12,9	6,2	4,2	55	3,2	2	0,09	0,07	1,9	1,8	2,4	2,6	0,04	0,03	0,04	0,03	
Vallarum	Kävlinge	Kä51B	2002-06-12	64	95	6,4	8,8	15,3	19,3	10	3,3	2	0,17	0,09	1,1	0,29	1,9	1,1	0,1	0,04	0,07	0,03	
Vallarum	Kävlinge	Kä51B	2002-10-23	79	97	9,3	11,5	8,3	7,7	70	1,2	1	0,04	0,04	3,2	3,3	4,4	4,1	0,06	0,06	0,05	0,04	
Vallarum	Kävlinge	Kä51B	2002-12-11	83	95	11,8	13,5	0,9	1	60	2,6	1,3	0,05	0,04	2,6	2,6	3	2,9	0,06	0,04	0,03	0,03	
Vallarum	Kävlinge	Kä51B	2003-03-26	99	102	12,9	12,7	4,2	5,8	40	2	1,7	0,07	0,06	1,8	1,9	2,6	2,6	0,03	0,04	0,03	0,03	
Vallarum	Kävlinge	Kä51C	2002-06-12	64	120	6,4	11	15,3	19,7	10	3,3	1,4	0,17	0,02	1,1	0,72	1,9	1,3	0,1	0,04	0,07	0,06	
Vallarum	Kävlinge	Kä51C	2002-10-23	79	94	9,3	11,5	8,3	6,8	10	1,2	1,3	0,04	0,04	3,2	3,4	4,4	4,4	0,06	0,06	0,05	0,05	
Vallarum	Kävlinge	Kä51C	2002-12-11																				
Vallarum	Kävlinge	Kä51C	2003-03-26	102	150	12,7	18,1	5,8	7,1	2	1,7	3	0,07	0,02	1,8	1,6	2,6	2,3	0,03	0,04	0,03	0,03	
Skatteberga	Kävlinge	Kä86	2002-06-11	67	87	6,5	8,1	16,8	18,7	128	2,6	14	0,07	0,06	0,88	0,37	1,4	1,3	0,06	0,09	0,05	0,04	
Skatteberga	Kävlinge	Kä86	2002-10-24	65	83	7,9	10,2	7,1	6,5	100	1,2	2,4	0,02	0,03	1,3	1,1	2,1	1,7	0,04	0,03	0,03	0,03	
Skatteberga	Kävlinge	Kä86	2002-12-10	73	92	10	13,3	2,4	0,3	230	3,2	3,4	0,1	0,1	1,5	1,6	2,1	2	0,05	0,04	0,04	0,04	
Skatteberga	Kävlinge	Kä86	2003-03-26	96	102	11,2	11,8	8,3	8,8	170	5,6	6,3	0,07	0,07	1,1	1	1,6	1,4	0,05	0,06	0,03	0,04	
S Asum	Kävlinge	Kä91	2002-06-12	101	176	10,4	16,2	13,7	19,4	0,2	4,2	2,4	0,05	0,03	4,9	1,6	5	2,2	0,21	0,03	0,19	0,03	
S Asum	Kävlinge	Kä91	2002-10-23	95	100	10,9	12,4	9,1	6,1	5	5,8	11	0,07	0,15	7,5	1,3	8,5	4,1	0,25	0,27	0,21	0,08	
S Asum	Kävlinge	Kä91	2002-12-11	99	92	12,8	12,6	4,5	2,3	10	1,3	1,2	0,05	0,05	10,3	11,6	10,6	11,6	0,09	0,07	0,07	0,06	
S Asum	Kävlinge	Kä91	2003-03-26	96	182	13	22,8	2,9	5,6	5	2,4	12	0,17	0,08	8,2	8,1	8,7	9,2	0,09	0,05	0,09	0,02	
Rolsberga	Kävlinge	Kä98	2002-06-11	94	143	8,9	12,6	18,1	21,8	1,5	4,5	2,8	0,05	0,02	1,6	0,1	2,4	0,8	0,1	0,06	0,05	0,04	
Rolsberga	Kävlinge	Kä98	2002-10-29	101	94	11,9	11,3	8,2	7,1	50	2,1	2	0,03	0,06	4,1	3,6	5,9	5	0,06	0,07	0,04	0,06	
Rolsberga	Kävlinge	Kä98	2002-12-10	96	101	13,6	14,8	1,2	0,1	150	2	0,91	0,03	0,01	7,2	7	7,4	7,1	0,05	0,03	0,05	0,03	
Rolsberga	Kävlinge	Kä98	2003-03-26	111	131	14,1	16,5	5	5,5	10	2,5	2,1	0,02	0,04	4,6	3,5	4,9	3,9	0,05	0,03	0,02	0,02	
Snogarp	Kävlinge	Kä103	2002-06-12	36	70	3,7	6,5	13,7	19,2	2	5,3	4,1	0,12	0,05	0,12	0,1	1,2	1,2	0,3	0,13	0,2	0,06	
Snogarp	Kävlinge	Kä103	2002-10-23	55	57	6,4	6,9	8,6	7,3	70	15	11	0,02	0,02	10,9	9,6	12,4	10,6	0,13	0,12	0,1	0,09	
Snogarp	Kävlinge	Kä103	2002-12-11	66	65	9,1	9,1	1,9	1,7	50	1,4	1,1	0,11	0,1	6,2	6,3	6,8	7	0,04	0,05	0,04	0,04	
Snogarp	Kävlinge	Kä103	2003-03-26	73	90	9,8	11,7	2,9	4,3	30	2,2	2,8	0,1	0,09	3,7	3,8	4,7	5	0,04	0,05	0,04	0,03	
Knutstorp	Kävlinge	Kä106	2002-06-11	98	76	9,9	7,2	14,7	17,7	2	4	2,4	0,01	0,36	0,75	0,21	1,3	1,5	0,07	0,16	0,07	0,12	
Knutstorp	Kävlinge	Kä106	2002-12-11	94	104	11,5	12,7	6,8	6,5	11	4,4	1,7	0,02	0,01	3	0,91	3,9	1,6	0,07	0,03	0,04	0,02	
Knutstorp	Kävlinge	Kä106	2002-12-10	99	98	14,1	14,2	1	0,3	4	5,4	0,92	0,04	0,13	4,4	3,7	4,4	3,7	0,14	0,02	0,02	0,01	
Knutstorp	Kävlinge	Kä106	2003-03-26	104	126	12,6	15,2	7	7	10	1,5	1,6	0,16	0,03	2,3	1,1	2,5	1,3	0,04	0,02	0,02	0,01	
Slogstorp	Kävlinge	Kä129	2002-06-11	84	145	8,5	13,4	14,6	19,3	12	4,9	2,8	0,1	0,05	3,2	0,47	3,9	1,4	0,16	0,08	0,12	0,05	
Slogstorp	Kävlinge	Kä129	2002-10-23	92	77	10,7	9	8,7	8,6	60	2,1	1	0,24	0,12	8,3	8,3	9,2	9,2	0,17	0,11	0,13	0,08	
Slogstorp	Kävlinge	Kä129	2002-12-10	97	90	13	12,3	3	2,3	65	1,7	1,3	0,04	0,05	7,5	7,6	7,6	7,7	0,13	0,05	0,04	0,05	
Slogstorp	Kävlinge	Kä129	2003-03-26	101	110	12,6	13,8	5,7	5,7	43	1,7	1,1	0,05	0,06	6	6,4	6,7	7,3	0,03	0,03	0,03	0,03	
Jordboen	Kävlinge	Kä131	2002-06-11	127	140	12,8	12,5	15	20,9	6	1,5	2,6	0,03	0,05	4,6	0,46	5,4	2,3	0,06	0,06	0,05	0,04	
Jordboen	Kävlinge	Kä131	2002-10-29	91	90	10,5	10,9	8,9	7,2	50	2,7	4,7	0,05	0,01	13	8,8	13,5	9,3	0,07	0,06	0,06	0,02	
Jordboen	Kävlinge	Kä131	2002-12-10	96	95	12,7	13,5	3,8	0,9	90	1,8	1,3	0,02	0,03	10,3	10,9	10,4	10,9	0,06	0,08	0,05	0,04	
Jordboen	Kävlinge	Kä131	2003-03-26	102	118	13,9	15	2,6	5,2	5	2,3	6,7	0,02	0,04	7,3	6,4	8,3	7,2	0,05	0,08	0,02	0,03	
Kävlinge golf	Kävlinge	Kä139	2002-06-11	92	136	9,6	12,5	13,5	19,5	5	1,5	2,3	0,15	0,02	1,7	0,1	2,5	1	0,17	0,09	0,15	0,04	
Kävlinge golf	Kävlinge	Kä139	2002-10-29	94	99	10,7	11,7	9,6	8	200	1,5	5,4	0,03	0,01	12,7	12,4	13,3	13,2	0,13	0,11	0,12	0,08	
Kävlinge golf	Kävlinge	Kä139	2002-12-10	99	99	12,9	14,3	4,2	0,5	5	0,92	0,85	0,15	0,06	10,2	11,6	10,5	11,7	0,16	0,12	0,12	0,1	
Kävlinge golf	Kävlinge	Kä139	2003-03-26	98	146	11,8	17,1	7,2	8,2	5	1,3	3,3	0,14	0,02	9,4	9,4	9,5	9,8	0,13	0,04	0,1	0,02	
Grimstofta	Kävlinge	Kä140a																					
Grimstofta	Kävlinge	Kä140a	2002-10-23	95	91	11,5	11	7	7,1	70	4,3	3,2	0,01	0,02	6,3	6,2	7,2	7	0,08	0,09	0,06	0,06	
Grimstofta	Kävlinge	Kä140a	2002-12-11	96	95	13,8	13,5	0,6	0,9	55	2,2	1,5	0,03	0,03	6,5	6,6	6,7	6,8	0,06	0,05	0,04	0,04	
Grimstofta	Kävlinge	Kä140a	2003-03-26	86	109	11,2	13,7	4,2	5,6	15	2	3,4	0,02	0,04	4,4	4	5,1	4,5	0,02	0,04	0,02	0,03	
Grimstofta	Kävlinge	Kä140b																					
Grimstofta	Kävlinge	Kä140b	2002-10-23	91	99	11	12	7,1	7	70	3,2	1,7	0,02	0,02	6,2	6,4	7	7,3	0,09	0,09	0,06	0,06	
Grimstofta	Kävlinge	Kä140b	2002-12-11	95	95	13,5	13,5	0,9	1,2	55	1,5	1,5	0,03	0,02	6,6	6,7	6,8	6,8	0,05	0,05	0,04	0,04	
Grimstofta	Kävlinge	Kä140b	2003-03-26	109	146	13,7	17,8	5,6	6,7	15	3,4	2	0,04	0,03	4	3,8	4,5	4,3	0,04	0,02	0,03	0,02	
Grimstofta	Kävlinge	Kä147	2002-06-12	72	91	7,3	8,4	14,4	19,5	1	4,6	1,3	0,14	0,08	1,5	0,1	2,1	0,86	0,09	0,05	0,06	0,04	
Grimstofta	Kävlinge	Kä147	2002-10-23	96	95	11,6	11,6	7	6,7	90	4,5	2,5	0,01	0,03	6,3	6,2	7,2	6,9	0,08	0,08	0,06	0,06	
Grimstofta	Kävlinge	Kä147	2002-12-11	99	95	14,2	13,8	0,7	0,2	115	2,8	1,4	0,03	0,03	6,5	6,7	6,7	6,9	0,06	0,05	0,04	0,04	
Grimstofta	Kävlinge	Kä147	2003-03-26	104	104	13,5	13,3	4,2															



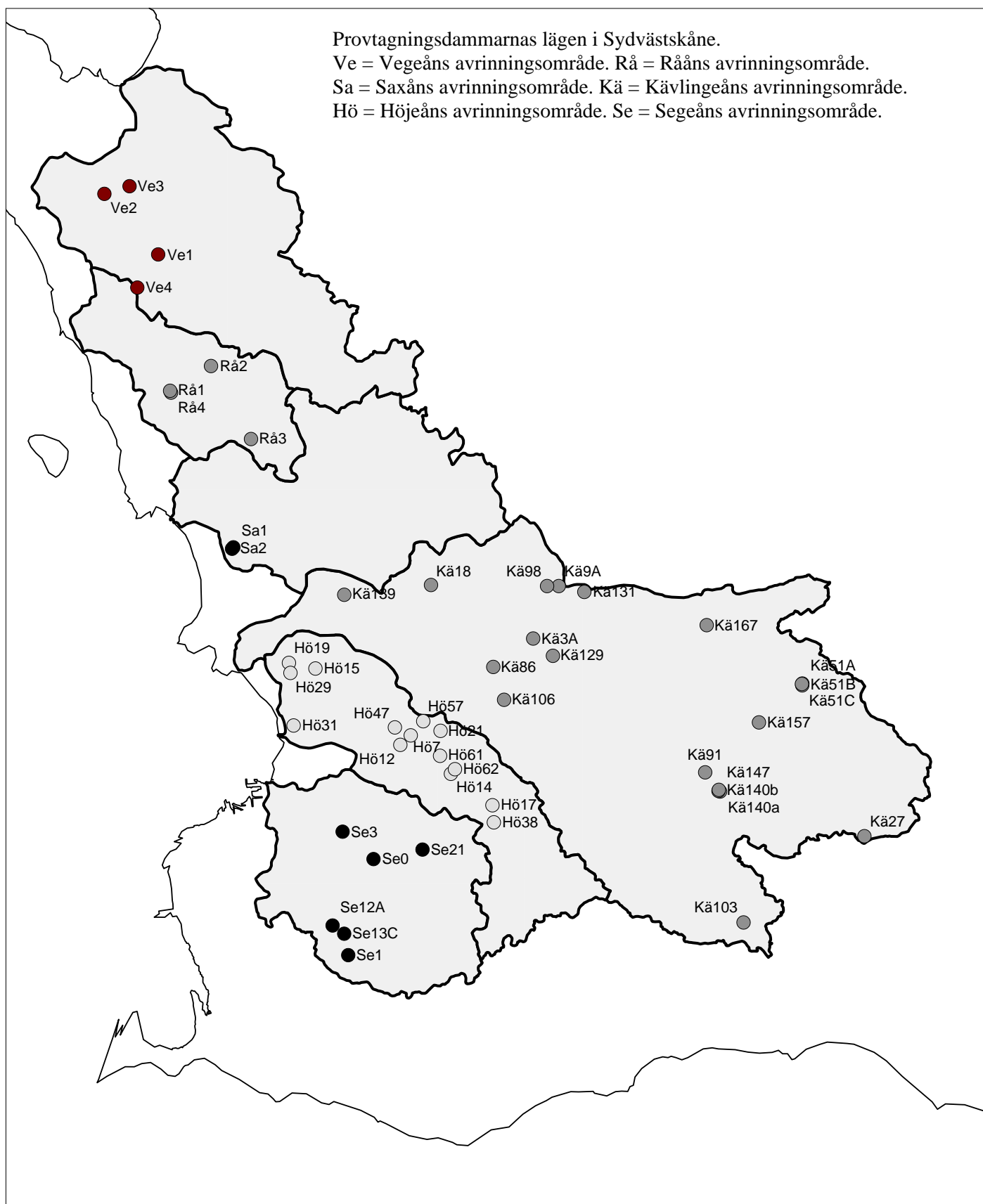
Damn	Asystem	Provp	Datum	Syremättnad (%)		Syre (mg/l)		Temp (°C)		Vattenföring (l/s)		Gruml (FNU)		NH4N (mg/l)		NO3-N (mg/l)		Tot-N (mg/l)		Tot-P (mg/l)		Tot-P filt (mg/l)	
				In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut	In	Ut
Omsed	Kävlinge	Ka167	2002-06-12	81	69	8,5	6,7	13,3	16,4		0,3	2,8	1,8	0,08	0,11	0,1	0,1	1	1	0,13	0,05	0,06	0,04
Omsed	Kävlinge	Ka167	2002-10-23	89	108	10,5	13,1	7,9	6,9		20	0,5	0,7	0,02	0,05	7	6,5	7,5	7,1	0,11	0,07	0,07	0,06
Omsed	Kävlinge	Ka167	2002-12-11	93	96	13,3	13,8	0,8	0,8		30	0,45	0,35	0,02	0,03	5,6	5,7	5,6	5,9	0,04	0,04	0,03	0,02
Omsed	Kävlinge	Ka167	2003-03-26	104	110	12,9	13,4	5,9	6,7		30	0,5	1,6	0,03	0,04	4,5	4,7	5	5,1	0,03	0,03	0,03	0,03
N Vallåkra 8:1	Råån	Ra1	2002-06-10	140	181	13,9	16	15,5	21,5		0,25	1,3	1,7	0,03	0,04	5,2	0,1	5,4	2,5	0,42	0,43	0,24	0,07
N Vallåkra 8:1	Råån	Ra1	2002-10-21	95	89	11,5	11,1	7,2	5,7		20	0,9	1,4	0,01	0,02	6	4,8	6,2	5,1	0,06	0,09	0,06	0,06
N Vallåkra 8:1	Råån	Ra1	2002-12-09	100	89	12,8	12,3	4,7	2,2		20	0,75	0,96	0,24	0,27	8,8	8,8	9,1	9,1	0,06	0,07	0,06	0,07
N Vallåkra 8:1	Råån	Ra1	2003-03-24	114	133	14,7	17,2	4,6	4,6		12	0,44	0,44	0,39	0,11	6,5	6,4	7,9	7,1	0,38	0,36	0,11	0,05
Sireköpinge 16:1	Råån	Ra3	2002-06-10	164	154	15,7	13,9	17,5	20,5		13	1,6	5,9	0,04	0,08	1,7	0,81	2,1	2,1	0,1	0,14	0,07	0,04
Sireköpinge 16:1	Råån	Ra3	2002-10-21	83	78	10,7	10,1	4,7	4,4		25	2,4	5,2	0,06	0,11	4,5	5,8	4,9	6,3	0,12	0,16	0,12	0,15
Sireköpinge 16:1	Råån	Ra3	2002-12-09	93	88	12,4	12,2	3,4	1,8		90	1,5	1,3	0,02	0,05	7,1	7,2	7,3	7,4	0,08	0,07	0,07	0,07
Sireköpinge 16:1	Råån	Ra3	2003-03-24	125	129	16,5	16,9	3,7	3,9		55	2,3	2	0,08	0,07	7,7	7,6	7,9	7,8	0,25	0,03	0,04	0,03
Ormastorp 6:2 S	Råån	Ra4	2002-06-10	116	125	12,2	11,6	1,3	18,9		5	2,5	2,2	0,03	0,15	4,9	1,6	5,8	2,6	0,27	0,11	0,1	0,04
Ormastorp 6:2 S	Råån	Ra4	2002-10-21	99	74	12	9,4	7,1	5,1		14	1,5	1,6	0,04	0,04	4	4,1	4,5	4,5	0,11	0,07	0,06	0,07
Ormastorp 6:2 S	Råån	Ra4	2002-12-09	99	83	13,1	11,5	3,8	2		10	1	0,85	0,06	0,05	6	6	6,2	6,4	0,07	0,06	0,05	0,06
Ormastorp 6:2 S	Råån	Ra4	2002-03-24	96	103	12,9	13,6	3,1	3,7		10	28	2,2	0,12	0,08	9,2	9	9,6	9,4	0,05	0,02	0,06	0,03
Kvärlöv 17:1 - 1	Saxån	Sa1	2002-06-10	134	173	14,3	15,2	12,2	21,8		2	1,7	1,4	0,02	0,09	7,7	3	8,8	4,9	0,7	0,49	0,62	0,2
Kvärlöv 17:1 - 1	Saxån	Sa1	2002-10-21	94	108	10,9	13,1	8,7	7,1		5	3,2	1,5	0,02	0,02	6,9	6,3	7	6,5	0,18	0,15	0,13	0,1
Kvärlöv 17:1 - 1	Saxån	Sa1	2002-12-09	104	100	13	13,6	5,8	2,5		5	0,42	0,54	0,01	0,01	9,9	10	10,1	10,3	0,15	0,13	0,14	0,13
Kvärlöv 17:1 - 1	Saxån	Sa1	2003-03-24	99	153	13,1	19,3	3,7	5,5		5	1	2,2	0,04	0,03	8,1	7,9	8,2	8,1	0,13	0,09	0,13	0,09
Kvärlöv 17:1 - 2	Saxån	Sa2	2002-06-10	173		15,2		21,8			14		0,09			3		4,9		0,49		0,2	
Kvärlöv 17:1 - 2	Saxån	Sa2	2002-10-21	108	83	13,1	10,6	7,1	4,8		5	1,5	7	0,02	0,02	6,3	2,2	6,5	2,7	0,15	0,1	0,1	0,08
Kvärlöv 17:1 - 2	Saxån	Sa2	2002-12-09	100	103	13,6	14,9	2,5	0,3		5	0,54	1	0,01	0,02	10	9,9	10,3	10	0,13	0,13	0,13	0,12
Kvärlöv 17:1 - 2	Saxån	Sa2	2003-03-24	153	232	19,3	28,6	5,5	6,3		5	2,2	12	0,03	0,03	7,9	6,2	8,1	7,3	0,09	0,11	0,09	0,02
Torupsvätmarken	Sege	Se0	2002-06-10	54	37	4,9	3,4	19,7	19,2		0,1	5,7	12	0,06	0,06	0,1	0,1	1,8	2,5	0,15	0,27	0,07	0,06
Torupsvätmarken	Sege	Se0	2002-10-27	62	85	7,4	10,3	7,4	6,8		7	4,4	3,9	0,08	0,12	0,71	0,05	2	1,7	0,1	0,06	0,07	0,03
Torupsvätmarken	Sege	Se0	2002-12-09	92	92	13,3	13,4	0,5	0,1		28	7,1	3,4	0,16	0,17	0,3	0,76	2,3	2,2	0,08	0,05	0,01	0,02
Torupsvätmarken	Sege	Se0	2003-03-24	90	97	11	11,4	6,8	8,2		30	10	6	0,65	0,5	0,34	0,3	2,4	2,3	0,06	0,08	0,03	0,02
L Svedala	Sege	Se1																					
L Svedala	Sege	Se1	2002-10-27	68	85	7,8	10	9,1	8,3		45	6,6	24	0,05	0,05	6,3	7,7	6,6	8,1	0,09	0,12	0,08	0,08
L Svedala	Sege	Se1	2002-12-09	57	77	7,8	10,8	2,4	1,3		30	4,4	5,2	0,07	0,07	5	5,1	5,8	6	0,08	0,09	0,07	0,07
L Svedala	Sege	Se1	2003-03-24	106	140	13,3	16,8	5,6	7,3		10	3,3	5	0,02	0,03	3,1	2,9	4,6	4	0,05	0,05	0,03	0,03
Törringe	Sege	Se12A																					
Törringe	Sege	Se12A	2002-10-27	87	98	9,9	11,4	9,5	8,8		42	1,3	6,2	0,02	0,02	8,7	8	9,2	8,1	0,03	0,04	0,02	0,02
Törringe	Sege	Se12A	2002-12-09	93	96	11,6	13,4	6	1,8		12	1,1	1,2	0,06	0,06	7,3	7,6	7,7	8,1	0,07	0,07	0,05	0,07
Törringe	Sege	Se12A	2003-03-24	90	134	11,6	15,9	4,4	7,9		42	1,5	6	0,06	0,02	5,9	5,8	6,1	6,2	0,04	0,05	0,04	0,02
Hyllarp	Sege	Se13C																					
Hyllarp	Sege	Se13C	2002-10-27		63		7,4	8,7	8,4		5	8,5	13	0,03	0,03	5,3	3,7	5,4	4,2	0,05	0,06	0,02	0,03
Hyllarp	Sege	Se13C	2002-12-09	80	94	9,9	13,8	6,2	0		3	0,85	7,6	0,02	0,07	4,5	6,2	4,7	6,8	0,01	0,05	0,01	0,03
Hyllarp	Sege	Se13C	2003-03-24	88	117	11,8	14,1	3,1	7,1		0,25	0,77	14	0,04	0,05	3,9	2,9	4,2	4,2	0,09	0,09	0,02	0,02
Stridsmölla	Sege	Se21																					
Stridsmölla	Sege	Se21	2002-10-27	62	88	7,5	10,6	7,2	7,1		85	2,9	2,3	0,04	0,04	1,4	0,55	2,2	1,6	0,06	0,03	0,05	0,03
Stridsmölla	Sege	Se21	2002-12-09	78	92	10,8	13,5	2	0,1		50	2,1	2,3	0,06	0,09	0,9	1,1	1,5	1,9	0,03	0,03	0,02	0,02
Stridsmölla	Sege	Se21	2003-03-24	89	124	11,3	15,1	5,2	6,7		25	4,7	3,1	0,07	0,02	0,94	0,64	1,1	0,8	0,03	0,03	0,03	0,02
Bjärshög	Sege	Se3																					
Bjärshög	Sege	Se3	2002-10-27	64	88	7,4	10,6	8,8	7,4		8	3,3	32	0,05	0,12	5,5	6,1	7	7,5	0,23	0,24	0,21	0,17
Bjärshög	Sege	Se3	2002-12-09	92	71	13,4	9,2	0,3	4,2		8	2,4	7,5	0,23	0,21	4	5	5,2	5,8	0,15	0,16	0,13	0,14
Bjärshög	Sege	Se3	2003-03-24	78	108	10	12,9	4,9	7,4		10	3,5	49	0,07	0,21	5	5,3	6	7	0,12	0,14	0,09	0,05
Lydestad 18:4	Vegeån	Ve1	2002-06-10	130	172	12,9	16,4	15,8	17,5		15	2,2	3,2	0,06	0,03	2	1,4	2,6	2	0,1	0,09	0,08	0,04
Lydestad 18:4	Vegeån	Ve1	2002-10-21	96	92	11,9	11,5	5,9	5,6		75	1,7	2,6	0,1	0,1	5,3	5,5	6	5,9	0,06	0,07	0,04	0,04
Lydestad 18:4	Vegeån	Ve1	2002-12-09	74	69	10,2	9,6	2,2	1,7		35	2,7	3,1	0,01	0,01	4,4	4,2	4,6	4,7	0,08	0,1	0,05	0,07
Lydestad 18:4	Vegeån	Ve1	2003-03-24	113	110	15	14,4	3,6	4,1		50	4,2	2,1	0,03	0,04	5	5	5,4	5,4	0,06	0,03	0,02	0,02
Skoggömmargården 3:7	Vegeån	Ve2	2002-06-10	127	119	13,2	11,5	13,5	16,8		25	4,5	6,6	0,21	0,14	4,3	3,9	4,9	4,7	0,12	0,1	0,08	0,05
Skoggömmargården 3:7	Vegeån	Ve2	2002-10-21	102	94	12,7	11,8	5,9	5,6		200	3,5	13	0,12	0,13	5,2	5,3	6,1	5,9	0,06	0,06	0,04	0,04
Skoggömmargården 3:7	Vegeån	Ve2	2002-12-09	99	92	13,5	12,8	2,5	1,8		90	2,7	12	0,33	0,38	4,5	4,4	4,8	5,1	0,05	0,11	0,03	0,04
Skoggömmargården 3:7	Vegeån	Ve2	2003-03-24	103	94	14,3	12,9	1,9	2,1		70	2	2,7	0,16	0,16	4	4	4,7	4,6	0,04	0,03	0,04	0,02
Kattarp 1:41	Vegeån	Ve3	2002-06-10	136	182	14,1	15,7	13,6	22,9		0,5	4,3	84	0,24	0,26	2,6	0,1	3,3	2,2	0,22	0,42	0,13	0,12
Kattarp 1:41	Vegeån	Ve3	2002-10-21	76	81	8,9	10,3	8,2	5			3,3	3	0,11	0,06	7,2	7,9	7,9	8,6	0,12	0,1	0,09	0,09
Kattarp 1:41	Vegeån	Ve3	2002-12-09	80	76	10,2	10,7	5	1,4		5	2,7	28	0,14	0,33	5,7	6,4	6,5	7,3	0,1	0,16	0,08	0,06
Kattarp 1:41	Vegeån	Ve3	2003-03-24	88	97	12	13,1	2,7	2,9		18	2,3	7,2	0,14	0,13	6,7	6,9	7,3	7,6	0,07	0,09	0,07	0,06
Hjortshög 1:19	Vegeån	Ve4	2002-06-10	94	126	8,5	11	20,2	22,3		1	4,7	2,1	0,59	0,07	0,1	0,1	1,9	1,2				

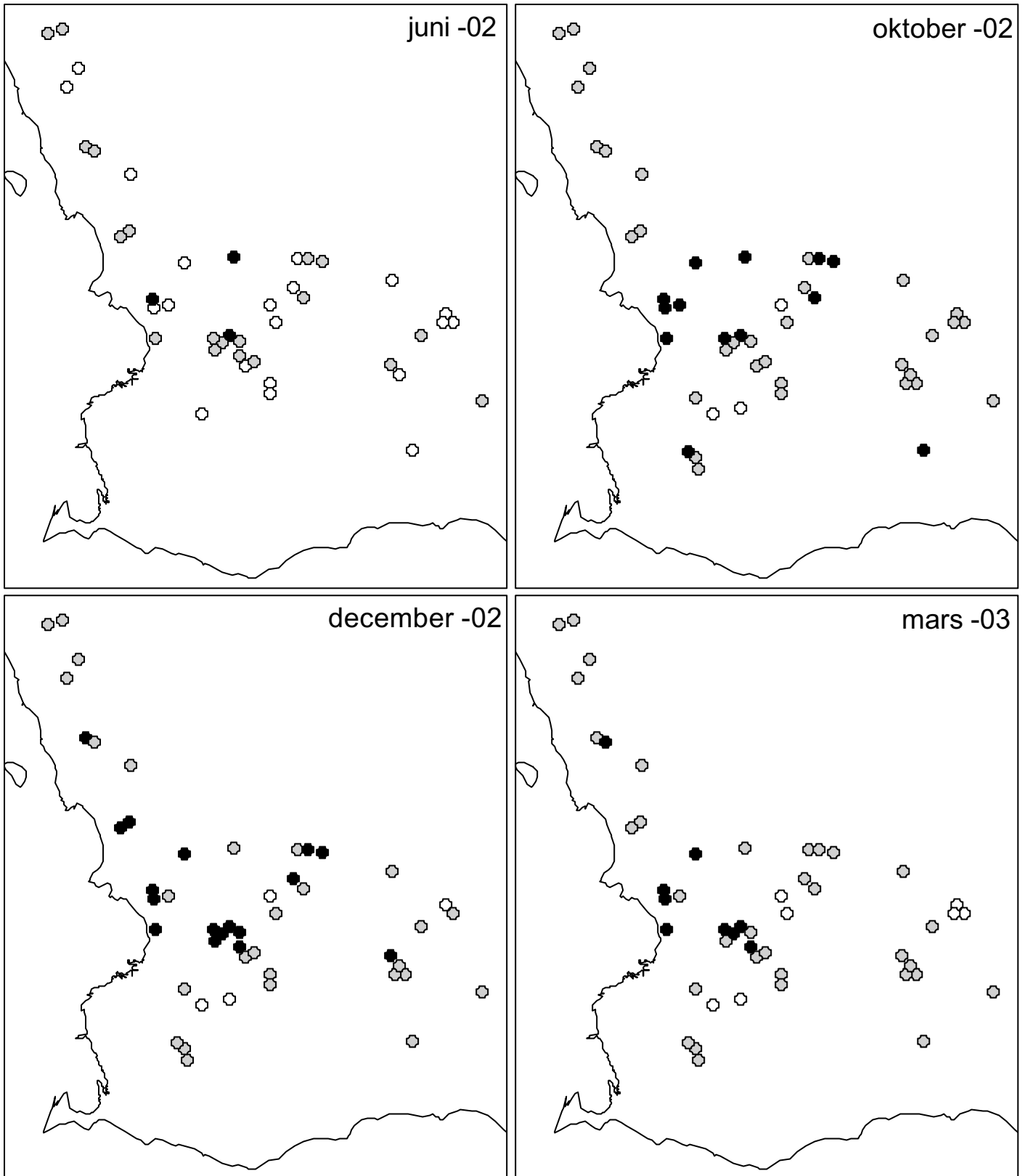
## Provtagningsdammarnas lägen i Sydvästskåne.

Ve = Vegeåns avrinningsområde. Rå = Råås avrinningsområde.

Sa = Saxåns avrinningsområde. Kä = Kävlingeåns avrinningsområde.

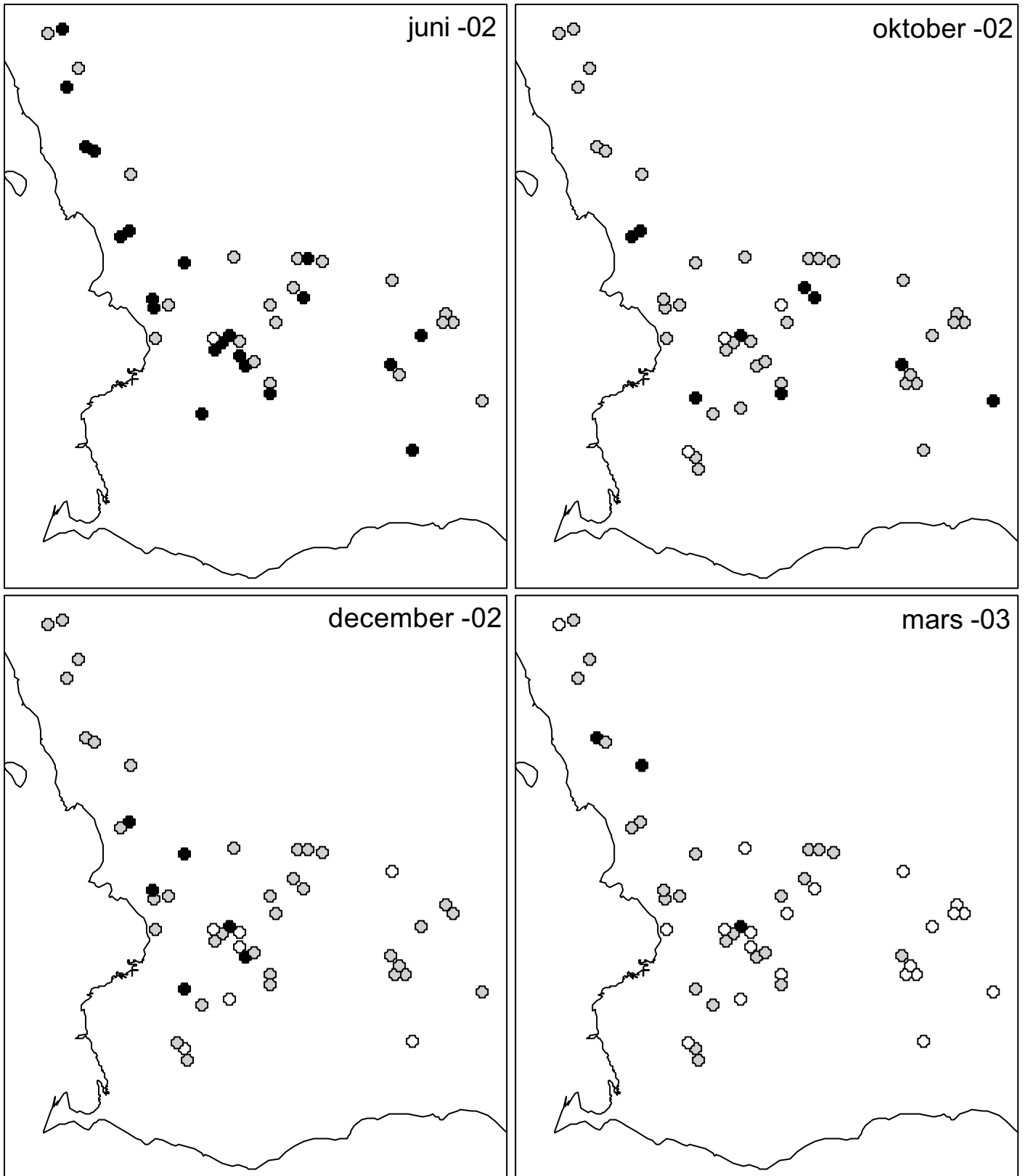
Hö = Höjeåns avrinningsområde. Se = Segeåns avrinningsområde.





Koncentration av totalkväve (mg/l)

- < 3
- ◐ 3 - 9
- $\geq 9$



Koncentration av totalfosfor (mg/l)

- < 0.05
- ◐ 0.05 - 0.150
- >= 0.150

Statistik över temperatur i in- och utflödande vatten för dammar med olika tillflödestyper vid olika provtagningstillfällen. Medelvärden, antal prov, max- och minvärden samt standardavvikelse

juni kulvert	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	14,35	20,05	5,70
n	6	6	6
Max	23,5	21,8	11,2
Min	10,2	18,9	-4,2
Stdev	4,66	1,22	5,36

juni dike	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	15,91	19,27	3,36
n	21	21	21
Max	20,2	23,1	9,3
Min	13,3	15,3	-0,2
Stdev	2,07	2,21	2,37

juni huvudfåra	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	15,90	18,67	2,77
n	12	12	12
Max	19,7	20,7	5,1
Min	11,1	14,3	-0,5
Stdev	2,34	1,91	1,62

oktober kulvert	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	8,96	7,20	-1,76
n	9	9	9
Max	9,7	8,8	-0,3
Min	7,1	5,1	-3
Stdev	0,80	1,14	0,90

oktober dike	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	8,21	7,06	-1,11
n	21	20	20
Max	9,7	8,6	0,1
Min	5,8	5	-3,2
Stdev	1,07	1,05	0,88

oktober huvudfåra	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	7,67	7,43	-0,24
n	15	15	15
Max	9,7	9,7	0,6
Min	4,7	4,4	-1,4
Stdev	1,34	1,41	0,44

december kulvert	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	4,90	1,56	-3,34
n	9	9	9
Max	7,1	4,2	3,9
Min	0,3	0	-6,5
Stdev	2,04	1,38	3,22

december dike	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	2,97	1,10	-1,86
n	22	22	22
Max	5,4	3,5	0
Min	0,8	0,1	-4,5
Stdev	1,45	0,86	1,47

december huvudfåra	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	2,17	1,53	-0,64
n	15	15	15
Max	4,9	4,5	0,3
Min	0,5	0,1	-2,1
Stdev	1,34	1,34	0,71

mars kulvert	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	4,12	6,50	2,38
n	9	9	9
Max	7,2	8,2	4
Min	2,9	3,7	0,6
Stdev	1,34	1,42	1,17

mars dike	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	4,94	5,80	0,86
n	22	22	22
Max	8,9	8,4	3,7
Min	2,6	2,9	-2
Stdev	1,69	1,44	1,31

mars huvudfåra	Temperatur		Temperaturskillnad
	Inflöde	Utflöde	Ut-In
medel	5,45	5,91	0,46
n	15	15	15
Max	9,1	8,8	1,7
Min	1,9	2,1	-2,1
Stdev	1,97	1,95	1,09

Statistik över grumlighet i in- och utflödande vatten för dammar av olika ålder vid olika provtagningsstillfällen. Medelvärden, antal prov, max- och minvärden samt standardavvikelse

juni < 2 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	6,26	13,36	8,20
n	8	7	7
Max (FNU)	21	24	21,9
Min (FNU)	1,3	3,2	-4
Stdev	7,28	7,37	9,61

oktober < 2 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	3,53	9,05	5,53
n	12	12	12
Max (FNU)	8,5	32	28,7
Min (FNU)	0,9	1,2	-5,2
Stdev	2,51	10,10	9,40

december < 2 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	2,03	3,42	1,39
n	13	13	13
Max (FNU)	6,5	7,6	6,75
Min (FNU)	0,42	0,54	-5,65
Stdev	1,82	2,55	3,20

mars < 2 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	3,10	10,08	6,98
n	13	13	13
Max (FNU)	6,8	49	45,5
Min (FNU)	0,44	0,44	-2,1
Stdev	2,17	12,74	12,56

juni 2-5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	3,46	8,83	5,38
n	16	16	16
Max (FNU)	4,7	84	79,7
Min (FNU)	1,5	1,3	-3,3
Stdev	1,05	20,60	20,32

oktober 2-5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	3,44	4,51	1,06
n	18	18	18
Max (FNU)	17	16	14
Min (FNU)	0,5	0,7	-14
Stdev	3,67	4,42	5,69

december 2-5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	2,23	3,74	1,52
n	17	17	17
Max (FNU)	5,4	28	25,3
Min (FNU)	0,3	0,35	-4,48
Stdev	1,32	6,78	6,72

mars 2-5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	2,07	3,39	1,32
n	18	18	18
Max (FNU)	3,4	12	9,6
Min (FNU)	0,5	1,1	-1,8
Stdev	0,81	2,75	2,83

juni >5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	6,32	5,49	-0,83
n	18	18	18
Max (FNU)	19	13	6,3
Min (FNU)	1,2	1,4	-10,2
Stdev	4,32	3,27	4,13

oktober >5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	8,00	11,01	2,71
n	18	17	17
Max (FNU)	21	78	62
Min (FNU)	1,5	1	-12,6
Stdev	6,11	18,53	17,19

december >5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	2,81	2,00	-0,81
n	18	18	18
Max (FNU)	7,1	7,2	2,1
Min (FNU)	0,69	0,8	-5
Stdev	2,14	1,67	1,80

december >5 år	Grumlighet inflöde	Grumlighet utflöde	Grumlighets- ökning
medel (FNU)	4,68	4,23	-0,45
n	18	18	18
Max (FNU)	28	12	9,5
Min (FNU)	1,5	0,88	-25,8
Stdev	6,27	3,20	7,28

Statistik över syrgasmättnad, syrgashalter och temperatur i in- och utflöde vid olika provtagningstillfällen. Medelvärden, antal prov, max- och minvärden samt standardavvikelse.

<b>juni</b>	Syremättnad inflöde (%)	Syremättnad utflöde (%)	Syrehalt inflöde (mg/l)	Syrehalt utflöde (mg/l)	Temperatur inflöde (°C)	Temperatur utflöde (°C)
medel	101	113	9,9	10,4	15,8	19,2
n	42	41	42	41	42	41
Max	173	195	15,7	17,5	23,5	23,1
Min	36	37	3,7	3,4	10,2	14,3
Stdev	33	40	3,1	3,5	2,7	2,0

<b>oktober</b>	Syremättnad inflöde (%)	Syremättnad utflöde (%)	Syrehalt inflöde (mg/l)	Syrehalt utflöde (mg/l)	Temperatur inflöde (°C)	Temperatur utflöde (°C)
medel	87	89	10,3	10,8	8,2	7,2
n	47	47	47	47	48	47
Max	108	125	13,1	14,9	9,7	9,7
Min	55	57	6,4	6,9	4,7	4,4
Stdev	13	14	1,5	1,7	1,2	1,2

<b>december</b>	Syremättnad inflöde (%)	Syremättnad utflöde (%)	Syrehalt inflöde (mg/l)	Syrehalt utflöde (mg/l)	Temperatur inflöde (°C)	Temperatur utflöde (°C)
medel	91	90	12,2	12,7	3,0	1,3
n	48	48	48	48	48	48
Max	106	103	14,2	14,9	7,1	4,5
Min	57	54	7,8	7,4	0,3	0
Stdev	12	11	1,7	1,8	1,8	1,1

<b>mars</b>	Syremättnad inflöde (%)	Syremättnad utflöde (%)	Syrehalt inflöde (mg/l)	Syrehalt utflöde (mg/l)	Temperatur inflöde (°C)	Temperatur utflöde (°C)
medel	104	129	13,3	16,0	5,0	6,0
n	49	49	49	49	49	49
Max	153	232	19,3	28,6	9,1	8,8
Min	73	90	9,8	11,4	1,9	2,1
Stdev	16	29	2,0	3,6	1,7	1,6

Statistik över fosfor- och kvävefraktioner i inflödande vatten vid olika provtagningstillfällen. Medelvärden, antal prov, max- och minvärden samt standardavvikelse.

juni	ToT-N mg N/l	NO3-N mg N/l	NH4-N mg N/l	Tot-P mg P/l	Tot-P filt mg P/l	PO3-P mg P/l
medel	3,95	2,98	0,17	0,19	0,13	0,14
n	42	42	42	42	42	42
Max	14	12	2,9	0,7	0,62	0,66
Min	1	0,1	0,01	0,03	0,03	0,01
Stdev	2,81	2,62	0,45	0,15	0,12	0,13

oktober	ToT-N mg N/l	NO3-N mg N/l	NH4-N mg N/l	Tot-P mg P/l	Tot-P filt mg P/l	PO3-P mg P/l
medel	8,06	7,32	0,05	0,11	0,08	0,08
n	48	48	48	48	48	48
Max	19	18,5	0,24	0,25	0,21	0,21
Min	2	0,71	0,01	0,03	0,02	0,02
Stdev	3,86	3,89	0,04	0,05	0,04	0,05

december	ToT-N mg N/l	NO3-N mg N/l	NH4-N mg N/l	Tot-P mg P/l	Tot-P filt mg P/l	PO3-P mg P/l
medel	7,58	7,29	0,07	0,09	0,06	0,07
n	48	48	48	48	48	48
Max	15,9	15,8	0,33	0,37	0,27	0,31
Min	1,5	0,3	0,01	0,01	0,01	0,01
Stdev	3,32	3,50	0,07	0,06	0,04	0,05

mars	ToT-N mg N/l	NO3-N mg N/l	NH4-N mg N/l	Tot-P mg P/l	Tot-P filt mg P/l	PO3-P mg P/l
medel	6,39	5,81	0,09	0,08	0,05	0,05
n	49	49	49	49	49	49
Max	14,1	13,2	0,65	0,49	0,35	0,47
Min	1,1	0,34	0,02	0,01	0,01	0,01
Stdev	2,91	2,96	0,12	0,09	0,05	0,07



## Vattenvegetation från tidigare dokumentation

### Höje Å

#### Data från:

Ekologgruppen 2001, Biologisk mångfald i dammar - Vegetation - Undersökning av 28 nyanlagda dammar hösten 2000. Höje å projektet & Kävlingeå-projektet

#### Hö7

Råbytorp, damm som anlagts genom uppbyggnad och vidgning av ett tidigare kulverterat dike, 10 år gammal. Uppströms dammen är diket öppet. Utlopp sker via brunn och kulvert vidare till Råbydiket. I dammen finns två djuphålur och ett grundparti med en ö. Vid höga flöden blir vattnet ibland mycket grumligt. I dammen pågår mätningar av näringsämnesreduktionen sedan sommaren 1993.

#### Vegetationens utseende 2000

Gäddnate var nästan heltäckande i östra delen av dammen och totalt täckte denna art över 50 % av dammytan. Undervattensvegetation, inklusive grönalger, saknades däremot helt. Runt större delen av strandbrynet avlöste bestånd av olika vassbildare varandra. Under 2002 har gäddnaten minskat kraftigt. Vattenvegetationen bedöms som sparsam.

#### Hö14

Dalby, damm i två sektioner. Inloppet sker via rör, från en övre gren av Dalbydiket, till en fördamm. Från denna leds vattnet via tre parallella överfall till den stora dammsektionen som rymmer ett djupare och ett grundare parti. Dammen är 9 år gammal.

#### Vegetationens utseende 2000

På grundområdet i huvuddammens västra del, fanns några stora bestånd av vattenpilört, men för övrigt var dammytan öppen. Hornsärv förekom mycket rikligt och täckte en stor del av dammbotten. Axslinga och tarmtång var också vanliga i delar av dammen. Drygt halva strandlinjen i stora dammen var täckt av jättegröe. Övriga ytor hade en lågvuxen strandvegetation, där den omgivande grässvålen gick ända fram till dammkanten. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

#### Hö19

Borgeby, damm anlagd i ett område med flack topografi, genom utvidgning av ett av Önerupsbäckens övre tillflöden. Dammen är 9 år gammal.

#### Vegetationens utseende 2000

Vegetationen var synnerligen riklig i och runt dammen. Hela vattenytan var täckt av en tjock matta av kupandmat. Under denna fyllde vattenpest och en smalbladig nateart (trol. gropnate) till stor del ut vattenmassan. Även tarmtång och trådformiga grönalger var vanliga. Runt nästan hela dammen fanns ett tätt bälte av vass. Fläckvis fanns även bestånd av andra högvuxna arter, såsom bredkaveldun, jättegröe och storigelknopp. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

#### Hö21

Sjöstorp, 9 år gammal damm anlagd genom vidgning och dämning av en mindre bäck i en ravin. Den kraftigt stigande terrängen gör att dammen ligger relativt djupt och har långa slänter.

#### Vegetationens utseende 2000

Ute i dammen var gäddnate mycket vanlig och arten täckte totalt ca 80 % av dammytan. Närmast kanterna täcktes ytan istället av andmat samt, vid in- och utloppet, av stora flytmattor av jättegröe. Undervattensvegetationen var måttligt riklig och bestod främst av vårtsärv och trådformiga grönalger. Här och var växte ruggar av bredkaveldun och en storvuxen starr (trol. brunstarr) och längs kanterna. Vattenvegetationen bedöms som medelriklig.

## Hö38

Genarp, damm intill Höje å, anlagd i två sektioner, förbundna via ett rör. Genom en omläggning leds hela Ellebäck in i dammen för att sedan bräddas ut i Höje å. I dammen pågår mätningar av näringsämnesreduktionen sedan juli 1998. Dammen är 6 år gammal.

Vegetationens utseende 2000

I den större (norra) dammsektionen var vattenytan till ca 40 % täckt av flytande sjök av trådformiga grönalger. Några bestånd av gäddnate fanns också. Undervattensvegetationen var mycket ymnig och artrik. Allra vanligast var en smalbladig nateart (trol. gropnate) samt axslinga, hornsärv och trådformiga grönalger vilka tillsammans fyllde ut stora delar dammen. I strandzonen var vegetationen begränsad till en smal, bård av blandade arter. Fläckvis fanns även mindre ruggar av sjöfråken, säv, knappsäv och bredkaveldun i vattenbrynet. I den mindre (södra) dammsektionen var undervattensvegetationen något mindre riklig och dominerades av den smalbladiga natearten. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

## Kävlingeån

**Data från:**

Ekologgruppen 2001, Biologisk mångfald i dammar - Vegetation - Undersökning av 28 nyanlagda dammar hösten 2000. Höje å projektet & Kävlingeå-projektet

## Kä3A

Kristinetorp, 6 år gammal bevattningsdamm i svacka, skapad genom utgrävning och invallning, samt dämning i en mindre bäck. Vid högflöden fylls dammen med vatten som magasineras till bevattningssäsongen. Vid lägsta lågvatten blir dammen endast ca 1 dm djup på en yta av 2,6 ha. Vegetationens utseende 2000

Vattenytan var öppen (ingen flytbladsvegetation) och undervattensvegetationen föreföll mycket sparsamt utvecklad med undantag för SV-delen där ett bestånd av axslinga förekom. Dock var vegetationens utbredning i dammens centrala delar oklar. Strandzonen dominerades runt hela dammen av ett tätt, 1 – 6 m brett bälte av rörflen, med glest insprängd rosendunört. I vattenbrynet fanns enstaka exemplar av bl a strandklo, mynta och bäckveronika och ovanför rörflen en zon med vallväxter. Vattenvegetationen bedöms som sparsam.

## Kä 18

Ellinge, 6 år gammal sidodamm vid Bråån som mottar ett delflöde av åns vatten via en 140 m lång ledning. Vattnet förs tillbaka till Bråån via en brunn med planksättar.

Vegetationens utseende 2000

Flytbladsvegetation saknades förutom en del andmat. Vattenmassan var däremot till stora delar fylld av vattenpest. Runt nästan hela dammen fanns en bred, tät, ca fem m hög bård av al. Utanför alarna (mot dammen till) fanns fläckvis bestånd av högvuxna vassbildare. Vanligast av dessa var bredkaveldun som i nordost täckte merparten av strandzonen. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

## Kä 27

Boaröd, liten sidodamm vid Tranåsbäcken, 5 år gammal. In- och utlopp sker via rör.

Vegetationens utseende 2000

Flytbladsvegetation saknades förutom enstaka plantor av gäddnate och en del andmat. Ute i dammen fanns stora mängder tråd- och nätformiga grönalger. Även undervattensformer av en möja förekom. Strandzonen var ännu mestadels gles och lågvuxen, men mindre ruggar av rörflen, bredkaveldun och skogssäv förekom. Vattenvegetationen bedöms som medelriklig.

## Kä 98

Rolsberga, damm anlagd genom utvidgning av befintligt dike, 5 år gammal. Öppet utlopp via en trappa med tre dämmen på olika höjd, för att möjliggöra för vandrande fisk att passera dammen.

## Vegetationens utseende 2000

Vattenytan var öppen. Undervattensvegetationen var däremot mycket riklig och botten var till stora delar täckt av gropnate och grönalger. Även kransalger förekom i mindre mängder. Längs södra och nordvästra stranden fanns en jämn, ca 1 m hög, bård av bl a vecketåg, ryltåg, rörflen, skogssäv och mannagräs. På sydsidan fanns fläckvis även bestånd av små alplantor. NO-stranden hade en glesare, mer lågvuxen vegetation. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

## Kä 106

Knutstorp, 4 år gammal bevattningsdamm som mottar vatten från ett öppet dike via rör. Även utloppet (till Vällsbäcken) är rörlagt. Området runt dammen betas utan avgränsning mot vattnet.

## Vegetationens utseende 2000

Ytan var öppen, medan en heltäckande matta av kransalger föreföll täcka hela botten. Dock var vegetationsutbredningen i dammens centrala delar något oklar. Även gropnate var riklig och trådformiga grönalger förekom i liten mängd. Runt hela strandkanten fanns en smal, homogen, och till följd av betet lågvuxen bård av mannagräs. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

## Kä 129

Slogstorp, gammal igenvuxen kvarndamm som återskapats. Dammen är 5 år gammal. Delar av strandzonen har periodvis betats av får. Tillflödet utgörs av en mindre öppen bäck, där allt vatten går in i dammen. I dammen pågår mätningar av näringsämnesreduktionen sedan oktober 1997.

## Vegetationens utseende 2000

Vattenytan var öppen fränsett en del andmat i kanterna och några mindre bestånd av vattenpilört. Botten var till ca 70 % täckt av vattenpest, som dock inte fyllde ut någon stor del av vattenmassan. Grönalger förekom endast i mycket liten mängd. Stränderna var till största delen täckta av olika högvuxna vassbildare, varav storigelknopp var den vanligaste. I zonen ovanför dessa var vecketåg mycket vanlig. Dammen rensades innan sista provtagningsomgången i mars. Vattenvegetationen bedöms som riklig vid de tre första provtagningsstillfällena och som sparsam i mars 2003.

## Kä 131

Jordboen, sidodamm intill en mindre bäck, 3 år gammal. In- och utlopp sker via rör. Området runt dammen betas utan avgränsning mot vattnet.

## Vegetationens utseende 2000

Vattenytan var öppen och undervattensvegetationen dominerades av gropnate, som förekom i stora sjok längs stranden och fläckvis över hela dammytan. Även trådformiga grönalger var vanliga. Strandzonen var lågvuxen och rejält upptrampad runt hela dammen, till följd av betet. Vattenvegetationen bedöms som medelriklig.

## Kä 139

St Harrie, damm på golfbana som anslutits till befintligt system av dammar och en bäck. Dammen är 5 år gammal. Allt inkommande vatten till området (dränering från åkermark) leds genom den nya dammen och vidare, via ett stensatt betongdämme, till det äldre systemet.

## Vegetationens utseende 2000

Vattenytan var öppen med undantag för en del andmat och några bestånd av vattenpilört. Trådformiga grönalger var relativt utbredda. Vattenvegetationen i övrigt föreföll sparsam, men dess utbredning och omfattning var något oklar. Längs dammkanterna i söder och sydost fanns större bestånd av bredkaveldun, jättegröe och rosendunört. I övrigt utgjordes strandzonen av en smal

remsa med blandade arter, ovan vilken golfbanemattan tog vid. Vattenvegetationen bedöms som medelriklig.

Kä 140A

Kä 140B

Grimstofta, två, varandra intilliggande, grunda sidodammar på gammal översilningsmark vid Björkaån. Dammarna är 3 år gamla. Dammarna har olika vattennivåer och förbinds via ett gjutet överfall. Inlopp sker via den gamla kanalen från översilningsepoken. Vid lågvattenperioder tas inget vatten in i dammarna.

Vegetationens utseende 2000

Vattenytan var huvudsakligen öppen medan vattenpest täckte ca 70 % av botten i den övre och 50 % i den nedre dammen. Nät- som trådformiga grönalger fanns också i stora mängder, medan axslinga förekom mer sparsamt. Framför allt i den nedre dammen var även krusalger och krusnate rikliga. Större vassbildare, som kaveldun, säv och igelknopp, förekom i enstaka exemplar. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

#### **Data från:**

Ekologgruppen 2000, Biologisk mångfald i dammar - Vegetation - Undersökning av 26 nyanlagda dammar hösten 1998. Höje å projektet & Kävlingså-projektet

Kä 103

Snogarp, dammen har anlagts som en utvidgning av ett rätat vattendrag, 5 år gammal. Ingen dämning har gjorts och vattennivån i dammen följer därför nivån i vattendraget.

Resultat från vegetationsinventeringen

Vegetationen i denna damm var sparsam och koncentrerad till den kant, som utgör den forna dikeskanten. Ute i vattnet var svalting relativt vanlig och här fanns även plattlånke, trådformiga grönalger och andmat. Strandzonen var till stor del kal även om ryltåg och strandklo var tämligen vanliga. Vattenvegetationen bedöms som medelriklig.

## **Saxån**

#### **Data från:**

Ekologgruppen 2003, Biologisk mångfald i nyanlagda dammar i Landskrona och Eslövs kommuner – Uppföljning och utvärdering. Landskrona & Eslövs kommun.

Sa1, Sa2

Kvärlöv, 2 dammar i serie som försörd av vatten från en kulvert, mindre än ett år gammal. Strandkanten är relativt öppen med enstaka kavelduns- och igelknoppsruggar samt i Sa1 en stor vassrugg. Vattenvegetationen bestående av trådformiga grönalger, tarmtång och andmat bedöms som riklig

## **Vattenvegetation undersökt november 2001**

### **Höje Å**

Hö12 5/11 -02

Lilla Bjällerup, damm i Råbydikets huvudfåra, 9 år gammal. Mycket kaveldun och jättegroe i kanterna. Undervattensvegetationen bedömdes som riklig med förekomst av fr a hornsärv och krusnate, samt mindre förekomst av andmat, flocksvalling och lånke.

Hö15 6/11 –02

Storegård Fjellie. Damm som försörjs med vatten från ett dike, 9 år gammal. Dammen är helt täckt av gäddnate. Vass och annan övervattensvegetation är riklig i strandkanten. I vattenmassan förekommer också trådformig grönalg. Vegetationen bedöms som riklig.

Hö17 5/11 -02

Hyllinge, damm i Björnstorpsdikets huvudfåra, 9 år gammal. Stor igelknopp förekommer rikligt i strankanten. Undervattensvegetationen bedömdes som riklig med förekomst av fr a trådformig grönalg, men även tarmtång, andmat och slinga.

Hö29 6/11 –02

Fjellie, damm i Önnerupsbäckens huvudfåra, 7 år gammal. Vass och vide förekommer runt hela dammen. Undervattensvegetationen är sparsam och består av vattenpest och andmat.

Hö31 6/11 –02

Lomma dammar, äldre lertäkt som tar emot vatten från ett dike. Vegetationen har mer karaktär av sjö än damm. Vass förekommer runt om och på botten finns grovdetritus.

Hö47 10/12 –02

Stora Råby, damm som försörjs med vatten från en kulvert, 3 år gammal. Vegetationen i strandkanten är betad och lågväxt. Vattenvegetationen bedöms som medelriklig och består av gäddnate, krusnate och fr a trådformiga grönager.

Hö57 5/11 -02

Arendala, damm som försörjs av vatten från kulvert, 1 år gammal. Mycket utväxt flytande gräs i kanten och riklig förekomst av trådformig grönalg.

Hö 61 8/11-02

Dalby, damm som försörjs från ett dike, ca 1 år. Sparsam vegetation i strandkanten. Riklig förekomst av trådformig grönalg samt krusnate, kransalg och gropnate i vattenmassan.

Hö62 5/11 -02

Dalby, dagvat'tenmagasin ca 1 år gammal. Kalt i strandkanten med små bestånd av lånke. Vegetationen bedömdes som medelriklig med förekomst av trådformig grönalg, tarmtång och krusnate.

## Kävlingeån

Kä 9A 8/11 –02

Böstofta, sidodamm. Hela dammen omgärdas av övervattensvegetation, främst jättegröe, samt enstaka träd. Undervattensvegetationen består främst av trådformiga grönalger, med enstaka inslag av hornsärv och smalbladig nate. Vegetationens utbredning och mängd bedömdes som medelgod.

Kä 51A 7/11 –02

Vallarum, kvarndamm i huvudfåran. Norra halvan av dammen är helt täckt av stor igelknopp. Södra delen har ett fåtal öppna ytor. Här växer trådformig grönalg, lånke och andmat. Vegetationens utbredning och mängd var riklig.

Kä 51B 7/11 –02

Vallarum, sidodamm. Kortvuxet gräs växer i strandkanten. Endast enstaka sjok av trådformig grönalg förekommer på botten. Vegetationen bedömdes som sparsam.

## Kä 51C 7/11 –02

Vallarum, sidodamm. Kortvuxet gräs växer i strandkanten. Trådformig grönalg och andmat finns i medelriklig mängd i vattenmassan.

## Kä 86 8/11 –02

Skatteberga, sidodamm, mindre än ett år gammal. Sparsam vegetation i strandkanten. I vattnet växer främst trådformiga grönalger och vattenpest. Även möja krusnate och tarmtång förekommer. Förekomsten bedöms som medelriklig.

## Kä 91 7/11 –02

Södra Åsum, damm med kulvertinlopp, ca tre år gammal. Övervattensvegetationen består av några kaveldunruggar. I vattenmassan växer trådformiga grönalger och gropnate. Undervattensvegetationen bedömdes som medelriklig.

## Kä 147 7/11 –02

Grimstofta, sidodamm till Björkaån, ca 3 år gammal. Strandvegetationen är lågväxt pga bete. Undervattensvegetationen bedömdes som riklig med förekomst av främst tråd- och nätformiga grönalger samt vattenpest. Mindre förekommande var andmat, hornsärv och slinga.

## Kä 157 7/11 –02

Kvarndamm vid Vollsjö gård, ca 3 år sedan restaurering. Stora dammen är djup och öppen med rörflen och annan övervattensvegetation i kanterna. Lilla dammen efter bron har ett näckrosbestånd samt lite övervattensvegetation i kanterna. På botten förekommer vattenpest och tarmtång och vegetationen bedöms som riklig.

## Kä 167 7/11 –02

Omsed, sidodamm ca 4 år gammal. Strandvegetationen bestod av enstaka ruggar och gräs som växte ut i strandkanten. Bottenvegetationen var medelriklig och bestod av trådformig grönalg, gropnate och gäddnate.

## Råån

## Rå1 7/11 –02

N Vallåkra, sidodamm, 2 år gammal. Lågvuxen strandzon och medelriklig förekomst av tarmång.

## Rå3 7/11 –02

Sireköpinge, damm i huvudfåra, 7 år gammal. Smal bård av igelknopp och kaveldun runt dammen. Gäddnate täcker ca 20 % av dammytan. Undervattensvegetationen består av hornsärv, trådformig grönalg och lånke. Vattenvegetationen bedöms som riklig.

## Rå4 7/11 –02

Ormastorp, damm som försörjs av vatten från en kulvert, 10 år gammal. Breda täta bälten av jättegröe som växer ut i dammen. Vattenvegetationen bedöms som riklig med förekomst av näckros, gäddnate samt trådformiga grönalger, andmat och vattenpest.

## Segeån

## Se0 5/11 -02

Torup, sidodamm ca 7 år gammal. Undervattensvegetationen är medelriklig och består av smalbladig nate och trådformig grönalg.

## Vegeån

Ve1 7/11 –02

Lydestad, sidodamm, ca 2 år gammal. Lågvuxen strandzon och botten med mkt lövförna. Vegetationen bestod av sparsam förekomst av tarmtång.

Ve2 7/11 –02

Skoggömmargården, damm i huvudfåran, ca 3 år gammal. Kaveldun och stor igelknopp bildar en bård i strandkanten. Gäddnate täcker mellan 10 och 20 % av vattenytan. Undervattensvegetationen består av slinga, krusnate och trådformig grönalg. Vegetationen bedöms som medelriklig.

Ve3 7/11 –02

Kattarp, damm som försörjs med vatten från ett dike, ca 3 år gammal. Kaveldunsruggar i strandkanten. Kal lerbotten med sparsamma ruggar av lånke.

Ve4 7/11 –02

Hjortshög, damm som försörjs av vatten från ett dike, 4 år gammal. Lågvuxen strandzon och sparsam förekomst av vattenvegetation bestående av grönalger och gäddnate.

## Nya dammar i Segeåprojektet

Vegetation har definitionsmässigt bedömts som sparsam

Se1

Lilla Svedala, damm i huvudfåra, < 6 mån.

Se3

Bjärshög, damm som försörjs av vatten från en kulvert, < 6 mån.

Se12A

Törringe, damm som försörjs av vatten från en kulvert, < 6 mån.

Se13C

Hyltarp, damm som försörjs av vatten från en kulvert, < 6 mån.

Se21

Stridsmölla, sidodamm till Klågerupsbäcken, < 6 mån

# Reviderad upplaga 2005

## Kommentarer till revision

I rapporten har sedan den upprättats i oktober 2003 upptäckts fel och oklarheter som har föranlett en omarbetning.

Brottstycken ur rapporten 50 dammar har använts i en debatt där man ifrågasatt dammars miljönytta. Enstaka figurer i kapitlet "Dammarnas effekt på vattenkemi" har tolkats som att hälften av alla dammar släpper ut fosfor och en tredjedel av alla dammar släpper ut kväve. Författarna håller inte med om denna tolkning och anser att delar av resultaten ryckts ur sitt sammanhang. När dessa retentionssiffror tolkas bör man vara medveten om hela metodikproblematiken, vilket i den första upplagan diskuterades i ett avslutande metodikkapitel. I den reviderade rapporten förs denna diskussion även i kapitlet "Dammarnas effekt på vattenkemi" Kapitlet har här förtydligats och utökats med ytterligare texter, tabeller och figurer.

I samband med detta har en genomgång av hela text och siffermaterialet gjorts och nedanstående rättelser genomförts.

## Rättelser

A. Antalet dammar i de olika intervallen i figur 5 (sid 14) och 14 (sid 21) har varit felaktiga. Detta gäller främst figur 14 där dammar med retention nära noll i juni hamnat i fel intervall. Dessutom har i figur 14 dammar med retention över 2 mg P/m<sup>2</sup> tim fallit bort. I figur 5 har tre dammar i klass < 0 fallit bort. Figur 5 och 14 har ersatts av tabeller och nya figurer 5 och 14 har tillkommit för förtydligande.

B. I sammanfattningen (sid 1 ) anges att minskning av kväve och fosforhalter registrerades i 75 % av provtagningstillfällena. Rätt siffra skall vara 57 %. I den reviderade rapporten anges siffran för både kväve och fosfor (sid 1).

C. Den procentuella totalfosforretentionens medelvärde har beräknats till 9 % (sid 1 och 28 i reviderad rapport). Den tidigare angivna siffran (6%) gällde en löst fraktion av totalfosfor och härstammar från mätningar på filtrerat vatten. Denna fosforfraktion som ingår som en del i totalfosfor har ej behandlats i rapporten. Generellt är den partikulärt bundna fosfor mer benägen att kvarhållas i dammen

D. Figur 11, 20 och 22 med figurtexter har omarbetats beträffande skala och punkter som fallit bort. Figur 13 var felaktig (föreställande fosfor istället för kväve) och har bytts ut. Figurerna finns på sidan 19, 20, 26 och 27 i reviderad rapport.

E. Punkter i figurer 6, 7, 15 och 16 har varit förskjutna mot angiven belastningsskala. Detta har rättats till, och medfört att punkterna ligger mer till vänster relativt de fasta procentlinjerna. Figurerna finns på sidan 16, 17, 23 och 24 i reviderad rapport.

Ett antal mindre oklarheter och fel har rättats till.



## Rättelsernas betydelse för rapportens slutsatser

A. Ändringarna har ingen betydelse för rapportens slutsatser förutom att det mynnar ut i siffran angiven i B.

B. Rättelserna har viss betydelse. 57 % av mättillfällena uppvisade minskning av kväve och fosforhalter, vilket är ett sämre resultat än angivna 75 %.

C. Rättelserna har viss betydelse. En totalfosforrening på 9 % är bättre än den angivna på 6 %.

D. Ändringarna har liten betydelse för slutsatserna eftersom slutsatsen är att varken vegetation och hydraulisk effektivitet dramatiskt påverkar närsaltreningen i undersökta dammar.

E. Ändringarna har endast betydelse för respektive figur och ingen betydelse för övriga beräkningar eller rapportens slutsatser.