

Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad

Jonas Svensson

Siegfried Fleischer

Torsten Rosenqvist

Lars Stibe

Joakim Pansar



Rapporten är utgiven av VA-Forsk, Svenskt Vatten, i samarbete med Halmstads kommun och Länsstyrelsen Halland.



VA-Forsk

Rapportens titel:	Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad
Title of the report:	Open stormwater treatment facilities in the City of Halmstad
Rapportens beteckning	
Nr i VA-Forsk-serien:	2002-7
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-64-2
Författare:	Jonas Svensson, Siegfried Fleischer, Torsten Rosenqvist, Högsolan i Halmstad, Lars Stibe, Länsstyrelsen Halland, Joakim Pansar, Högsolan Halmstad
Utgivare:	Svenskt Vatten AB
VA-Forsk projekt nr:	95-122
Projektets namn:	Uppföljning av ekologiska dagvattenanläggningar
Projektets finansiering:	VA-Forsk
Rapporten beställs från:	Svenskt Vattens distribution, Box 262, 591 23 Motala. Finns även att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Rapportens omfattning	
Sidantal:	88
Format:	A4
Upplaga:	1200
Sökord:	Dagvatten, ekologisk dagvattenhantering, våtmarker, dammar, avskiljning, retention, kväve, fosfor, metaller, tungmetaller, vegetation, metan, lustgas, sediment
Keywords:	Stormwater, stormwater treatment facilities, wetland, ponds, retention, nitrogen, phosphorous, metals, heavy metals, vegetation, methane, nitrous oxide, sediment
Sammandrag:	Rapporten sammanställer erfarenheter med ekologisk dagvattenhantering i Halmstad samt uppföljningsinsatser av specifika objekt för bedömning av avskiljningseffektivitet av metaller, näringsämnen och andra vattenkemiska substanser.
Abstract:	The report compiles experiences with open stormwater treatment facilities at the City of Halmstad. In specific wetlands, research efforts are demonstrated that investigate retention effects of metals, nutrients and other substances.
Målgrupper:	Forskare, VA-tekniker, våtmarksbyggare och stadsplanerare i privat, kommunal och statlig verksamhet
Utgivningsår:	2002
Pris 2002:	200 kr, exkl. moms
Omslagsbild:	Sven-Erik Jönsson

Sammanfattning

Den här rapporten beskriver arbetet med ekologisk dagvattenhantering (ED) i Halmstad kommun, med resultat från de undersökningar som gjorts vid Vallåsdammen med tillhörande våtmarker 1 och 2 samt Knebildtorpsbäcken med anlagda skyddsdammar. Med ekologisk dagvattenhantering avses omhändertagande av dagvatten där målet för hanteringen förutom teknisk avledning från byggnader och mark i tätorten även är att minska föroreningsbelastningen från dagvattnet, skapa rikare närmiljöer men även att reducera investerings- och driftkostnader. ED har fått ett stort genomslag i Halmstad tätort och ingår nu som ett naturligt element och gemensam målsättning i stadsbyggnadsplaneringen efter beslut om dess tillämpning av Tekniska nämnden 1990.

I Vallås-systemet (total vattenyta ca 3,6 ha) initierades i slutet på 1990-talet ett stort provtagningsprogram med avsikt att utröna anläggningarnas effekter på metall- och näringsämnesavskiljning från det tillrinnande dagvattnet. Inom programmet utfördes provtagning 1-2 gånger per månad vid Vallåsdammens (VD) avflöde samt vid in- respektive utflöde från Vallås våtmark 1 (V1) och 2 (V2) under perioden oktober 1996 till september 1997. Ackumulering av tungmetaller i Vallåsdammens sediment har beräknats mellan åren 1969 till 1996.

Kapaciteten för reduktion av metaller i Vallåsdammen med tillhörande våtmarker 1 och 2 visade sig vara hög. Avskiljningen av Cd, As, Ni, Cr, Cu, Pb och Zn var mellan 43 % och 86 %. Avskiljning av metaller i V1 och V2, var jämförelsevis lägre jämfört med vad som uppskattats för VD. Spridning av vägsalt tycks medföra viss frisläppning av metaller från sediment. Den årliga avskiljningen av Total-N var 35 kg per ha våtmarksyta i V1 och 226 kg per ha i V2. Detta motsvarar en avskiljning på 2 respektive 15 % för de likstora våtmarkerna (0,9 respektive 1 ha). Den huvudsakliga mängden fosfor (P) som transporteras från V1 till V2 är i partikulär form. I V1 mobiliserades 25 kg Total-P per ha och år medan det i V2 avskiljdes 27 kg. Detta motsvarar en avskiljning på – 46 % respektive 34 %. Den omfattande transporten av Total-P och Partikulär-P från V1 till V2 var mest omfattande under sommarmånaderna och korrelerade med hög nettotransport av suspenderat material från V1. Orsakerna till den omfattande transporten av partikulärt material från V1 till V2 är oklar men potentiella orsaker diskuteras i rapporten. Bortgången av Total-N och Total-P beräknades inte för Vallåsdammen.

Knebildtorpsbäcken är känd som en fin öringlokal och avvattnar huvudsakligen bostads- och industriområden i västra delen av Halmstad. På senare år har emellertid öringbeståndet haft svårt att reproducera sig, troligen pga föroreningsutsläpp från industri och nybebyggelse. Allt dagvatten runt Knebildtorpsbäcken avvattnas numera till buffertdammar innan det når själva huvudfåran. Under åren 1998 – 2002 har öringbeståndet ökat markant i bäcken vilket indikerar att dammarna inverkar positivt på vattenkvaliteten i bäcken.

Öppna dagvattenlösningarna i Halmstad har visats vara mycket billiga lösningar jämfört med traditionell kulvertering av samma vatten.

Höga koncentrationer av löst lustgas förekommer även i dagvatten. Lustgasen kommer emellertid huvudsakligen från tillrinningsområdet och bildningen av lustgas direkt i dagvattendammarna är mycket låg. Vid vissa tillfällen konsumerades till och med lustgas i buffertdammar.

Summary

This report describes the work with open stormwater treatment facilities (ekologisk dagvattenhantering; ED) in the City of Halmstad. The report demonstrates the results from investigations made in the consecutive Vallås pond (VD), Vallås wetlands 1 (V1) and 2 (V2), and the Knebildtorp stream and the Knebildtorp buffer ponds including Three Heart ponds at the city airport. Open stormwater treatment facilities such as constructed wetlands and ponds, are intended to take care of stormwater. The goal is except for technical drain from buildings and constructions, to clean stormwater from diffusive pollutions, create richer environments and reduce costs of investments. ED has to a large extent been applied in the City of Halmstad and is now included as a natural element and a common objective in the city planning since 1990.

In the Vallås stormwater system (a total water area of 3.6 ha) a large sampling program for water quality was initiated during the late 1990s with the aim to investigate the effects of the pond and the wetlands on retention of metals- and nutrients. Sampling was performed 1 – 2 times per month at the VD outflow, at the outflows of V1 and V2 during the period between October 1996 and September 1997. Accumulation of metals in the sediment of VD was estimated from 1969 and 1996.

Retention of Cd, As, Ni, Cr, Cu, Pb and Zn in the Vallås pond and wetlands were in the range between 43 and 86 %. Retention of metals in the wetlands was lower compared to what was estimated in the pond.

The yearly retention of Total-N per ha was 35 kg in V1 and 226 kg in V2. This correspond to a retention of 2 and 15 % for the two wetlands (0.9 and 1.0 ha), respectively. The dominating amount of P transported from V1 to V2 was in particulate form. In V1 25 kg Total-P per ha and year was mobilised, while 27 kg was retained in V2, corresponding to a retention of –46 and 34 %, respectively. The transport of Total-P and Particulate-P from V1 to V2 was considerable during the summer months and correlated to a high net transport of particulate material from V1. The reason to the high transport is unclear but its potential causes are discussed in this report. Retention of Total-N and Total-P was not estimated in VD.

The Knebildtorp stream, earlier known as a fine reproduction area for trout, drains housing and industrial areas in the western part of Halmstad. In recent years the population of trout has suffered from limited reproductive success, most likely due to discharge of diffusive pollution from industries and new residential areas. Today, all the stormwater in the catchment drains to buffer ponds before it reaches the stream. During the years 1998 – 2002 the population of trout has increased considerably indicating that the ponds have contributed to the water quality improvements in the creek.

Open stormwater treatment as applied in the City of Halmstad is a very cost efficient solution compared to the use of traditional culverts for water disposal.

High concentrations of soluble nitrous oxide may occasionally be found in lakes and wetlands. In the Knebildtorp stream nitrous oxide originated from the terrestrial soils in the drainage area and the production of this gas in the stormwater wetlands was low. At certain occasions the nitrous oxide found was even consumed in the bufferponds.

Förord

Denna rapport utgör resultatet av ett FoU-projekt bedrivet i Halmstad 1996-99, med en del kompletterande undersökningar fram till år 2002. Syftet har varit att studera effekterna av olika våtmarker som anlagts i Halmstad sedan början av 1990-talet enligt konceptet för ED-Ekologisk Dagvattenhantering. De studerade objekten har varit Vallåsdammen med tillhörande våtmarker 1 och 2 samt Knebildstorpsbäcken och Tre Hjärtan, dammarna vid Halmstad flygplats.

Arbetet har finansierats av VA-Forsk i samverkan med Länsstyrelsen Halland och Halmstads kommun, VA-verksamheten. FoU-arbetet har utförts av Länsstyrelsen Halland och Våtmarkscentrum, Högskolan i Halmstad.

Projektledare har varit Siegfried Fleischer som genomförde det inledande fältarbetet tillsammans med Joakim Pansar (den sistnämnda numera anställd på Länsstyrelsen i Stockholm). Lars Stibe, Länsstyrelsen Halland, har medverkat vid bearbetning av datamaterialet. För utvärdering och rapportsammanställning har Jonas Svensson vid Våtmarkscentrum på Högskolan i Halmstad varit engagerad i samverkan med Siegfried Fleischer och undertecknad. Från tekniska kontoret i Halmstad har ingenjör Anders Widerström och karttekniker Birgitta Aronsson medverkat. Stefan Weisner på Våtmarkscentrum, Högskolan i Halmstad, har granskat manuskriptet. Jag vill tacka alla medverkande för ett gott och engagerat arbete.

Halmstad 2002.05.25

Torsten Rosenqvist
Teknisk chef och projektansvarig

Innehållsförteckning

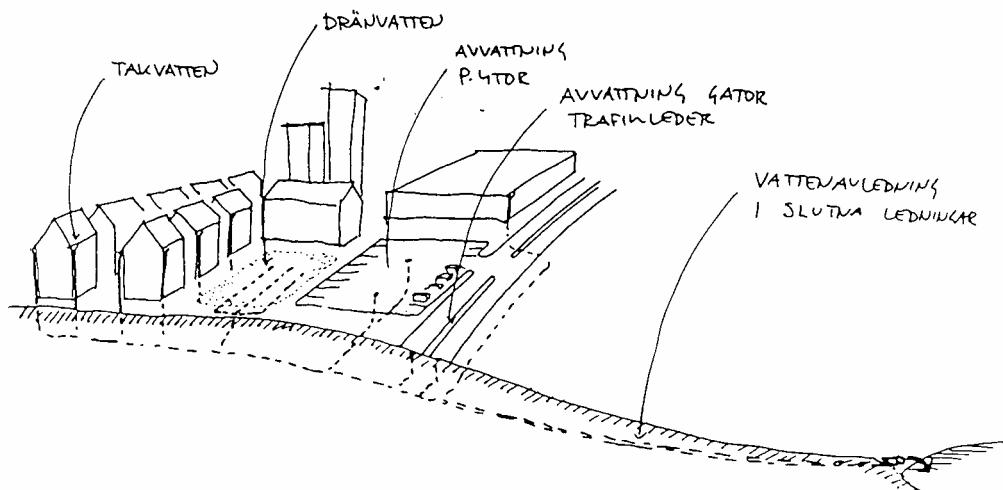
SAMMANFATTNING	III
SUMMARY	IV
FÖRORD	V
INNEHÅLLSFÖRTECKNING	VI
DAGVATTENHANTERING I HALMSTAD	1
<i>Dagvatten</i>	1
<i>Ekologisk dagvattenhantering (ED), koncept och mål</i>	2
<i>Tillämpning av ED i Halmstad</i>	4
<i>Utförda och planerade åtgärder i Halmstad</i>	5
VALLÅSDAMMEN OCH VALLÅS VÅTMARKER	8
<i>Allmän beskrivning och historik</i>	8
<i>Provtagningsprogram</i>	10
<i>Statistik</i>	10
<i>Temperatur och nederbörd i Halmstadregionen under provtagningsperioden</i>	10
<i>Vattenföringen</i>	12
<i>Metangas i Vallås Våtmark 1</i>	13
<i>Årlig variation i vattentemperatur, pH, alkalinitet, konduktivitet och absorptions</i>	14
<i>Månatlig ämnestransport och retention</i>	16
<i>Förekomster av metaller, organiska föroreningar och andra substanser i Vallåsdammens sediment</i>	41
<i>Belastning från fågelexkretion i Vallås Våtmark 1</i>	43
<i>Årlig ämnestransport och retention - utvärdering</i>	45
Kväve	45
Fosfor	46
Metaller	49
<i>Tillståndsbedömning av metallhalter i vatten och ytsediment i Vallåsdammen</i>	50
Vatten	50
Ytsediment	51
KNEBILDSTORPSBÄCKEN OCH TRE HJÄRTAN-DAMMARNAS	53
<i>Allmän beskrivning</i>	53
<i>Provtagning och analyser</i>	55
<i>Vattenkemi i Tre Hjärtan-dammarna</i>	56
<i>Bufferdammarnas betydelse för fiskpopulationerna i Knebildstorpsbäcken</i>	61
REKOMMENDATIONER	64
<i>Mål</i>	64
<i>Läge och placering</i>	64
<i>Dimensionering och vattenströmning</i>	64
<i>Vattendjup/utformning</i>	65
<i>In- och utlopp</i>	65
<i>Strandlinje och släntlutning</i>	66
<i>Öar</i>	66
<i>Vegetation</i>	66
<i>Skötsel</i>	67
<i>Säkerhet och risker</i>	68
<i>Sammanfattning av Tekniska kontorets erfarenheter</i>	68
MONITORING OCH UPPFÖLJNING	69
<i>Provtagning</i>	69
<i>Tillsynsprogram</i>	69
FORSKNINGS- OCH UTVECKLINGSBEHOV	71
<i>Samverkan</i>	71
<i>Mätosäkerhet</i>	71
<i>Effektstudier av metaller och andra föroreningar</i>	72
<i>Öring och våtmarker</i>	72
<i>Mångfunktionella våtmarker</i>	73
PUBLIKATIONER INOM DETTA PROJEKTET	74
REFERENSER	75
BILAGA 1.	78

Ekologisk dagvattenhantering i Halmstad

Dagvattenhantering i Halmstad

Dagvatten

Dagvatten (ytligt avrinnande regnvatten och smältvatten; TNC 65, Ur: VAV, 1983) avser det regnvatten som på hårdgjorda ytor i bebyggelsemiljö förhindras att naturligt infiltreras i mark till grundvatten och vattendrag. Istället för att infiltreras, rinner detta vatten av på ytor, d v s ”i dagen”, och därmed bildas s.k. ”dagvatten”. Detta vatten måste, för att tekniskt säkerställa byggnader, anläggningar, vägnät etc., avledas (Figur 1). I tätorter med stora hårdgjorda ytor är det årligen ansevärda volymer vatten som måste avledas. I Halmstads tätorter, med en medelnederbörd runt 700 mm per år, bildas årligen ca 5-6 miljoner m³ dagvatten vilket kan ställas i relation till dricksvattenproduktionen som uppgår till ca 7,5 miljoner m³ årligen. Stora investeringar krävs i det ledningsnät som avleder dagvattnet eftersom detta måste vara dimensionerat för att momentant kunna hantera mycket stora flöden vid avsmältning, häftiga regn och skyfall.



Figur 1. Avledning av dagvatten enligt skissen ovan motverkar att naturens egna processer renar vattnet (Rosenqvist & Hakeman, 1991).

Det dagvatten som transporteras genom det slutna ledningsnätet kan föra med sig ansevärda föroreningsmängder av olika slag. När nederbörden passerar luftlagren tvättas luftföroreningar ur och likaså förorenas dagvattnet då det sköljer över vägar, parkeringsplatser, industritomter etc. Det dagvatten som orenat når recipienter som sjöar, vattendrag eller hav kan därvidlag innehålla många olika lösta och partikelbundna föroreningsselement såsom tungmetaller, oljerester och växtnäringssämnen, ffa kväve och fosfor. Det kan noteras att dagvatten från villaområden och gator jämfört med vatten från jordbruksmark inom Halmstadsregionen medför ungefär lika mycket kväve i kg per ha och år. Ökad mängd luftföroreningar och ökad tätortsutbyggnad bidrar kontinuerligt till både höjd föroreningsbelastning och en höjd vattentransportsvolym. Fordonstrafiken står för en ansevärd del av emissionen av tungmetaller. Utförliga beskrivningar på dagvattnets föroreningsinnehåll, sammansättning, effekter och ursprung ges av Larm (1994) och Naturvårdsverket (2002).

Ekologisk dagvattenhantering (ED), koncept och mål

I strävan att nå ett bärkraftigt samhälle avseende miljö och utveckling, i enlighet med deklarationen från Rio-konferensen 1992, ingår i allra högsta grad även "ekologisk" planering och hantering av vårt dagvatten. I Sverige har det dominerade begreppet för denna hantering kommit att bli "Ekologisk Dagvattenhantering (ED)". Då dagvattenvolymer ofta är stora, ojämna och föroreningshalterna låga, är det idag inte ekonomiskt rimligt att i stor skala tekniskt rena dagvattnet. Istället måste vidtagna åtgärder baseras på rening och fastläggning av föroreningar genom befintliga naturliga processer i vattendrag och miljöer vilka är mindre känsliga än motsvarande huvudrecipienter som andra vattendrag och havet. Framför allt handlar det om en allmän önskan och mål att minska transporten av partikulära föroreningar, tungmetaller, oljerester samt näringsämnen (särskilt kväve) som i våra kustzoner orsakar eutrofiering och kraftig alg tillväxt med numera välkända negativa konsekvenser som följd. För att ge dessa naturliga processer en rimlig chans att bearbeta föroreningarna är det av vikt att under så naturliga omständigheter som möjligt fördröja vattnets transport från nederbörd till recipient. Med ekologisk dagvattenhantering avses följaktligen det omhändertagande av dagvatten där målet för hanteringen förutom teknisk avledning från byggnader och anläggningar även är att;

- Rena dagvattnet från föroreningar
- Skapa rikare närmiljöer
- Reducera investerings- och driftskostnader

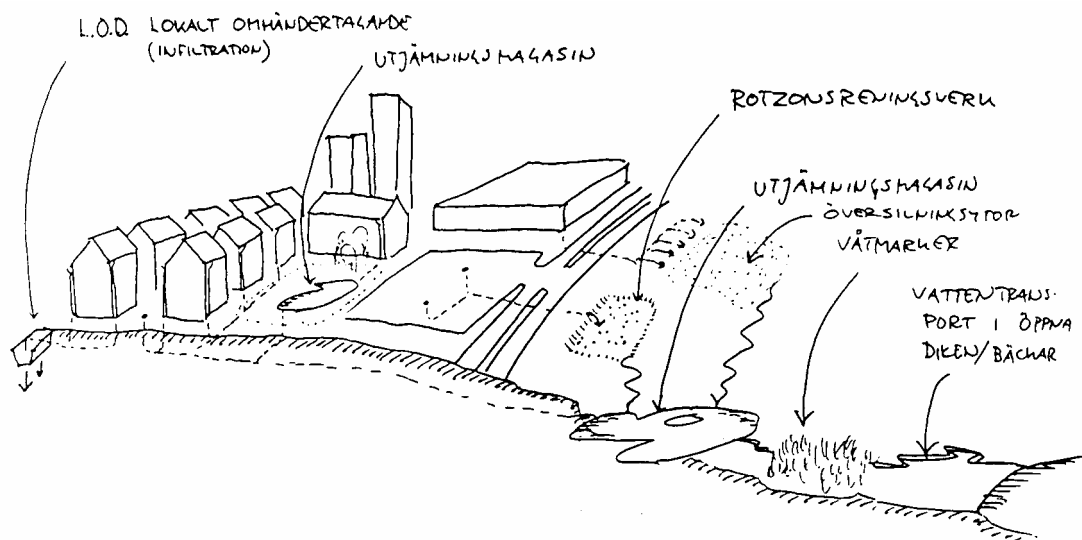
ED utföres praktiskt genom tillskapande av öppna vattenytor, bäckflöden, dammar, våtmarker, översilningsmarker etc. (Figur 2). De processer i vattnets kretslopp man avser att gynna genom att bromsa upp dess transport genom närmiljön är;

- Infiltration och perkolation av vatten i marken
- Fastläggning och nedbrytning av föroreningar i de övre sediment- och marklagren
- Växternas upptag av vatten, växtnäringsämnen och föroreningar
- Naturlig dämpning av flödestoppar vid avledning av vatten i öppna vattendrag
- Avskiljning (retention) av t ex kväve, vid avledning av vatten i öppna vattendrag.

Med ökad uppehållstid för dagvattnet ökar sedimentationen av partikulärt material och hindras från vidare transport nedströms. Toxiska metaller och andra föroreningar adsorberas till partikulärt material kan därför förväntas minska i transport i korrelation till minskad partikeltransport. Sedimenterat organiskt material i våtmarker utgör vidare ett viktigt substrat för bakteriell aktivitet, framför allt den bakteriella omvandlingen av vattenburet och lösligt nitrat till atmosfärisk kvävgas, s.k. denitrifikation. Sediment i våtmarksmiljö är den huvudsakliga miljön för denna process som kräver anoxiska förhållanden och god tillgång på organiskt material. Oftast är denitrifikationen nitratbegränsad i våtmarksmiljö varför hög belastning av nitrat också ger en högre denitrifikationsaktivitet. Våtmarker utgör också en viktig miljö för över- och undervattenväxter som samlar upp kväve och fosfor ur sedimentet och vissa arter tar också upp näring direkt från vattnet. Växterna utgör också en viktig miljö för ammoniumoxiderande bakterier (nitrifierare) som omvandlar ammonium till nitrat vilket sedan kan denitrifieras vid låg syrgaskoncentration. Det är i detta sammanhang också intressant att veta om och hur anlagda våtmarker bidrar till utsläppen av växthusgaser till atmosfären. Vid omsättningsprocesser kan N_2O (lustgas/dikväveoxid) och CH_4 (metan)

eventuellt frigöras i sedimenten. Tidigare har det kunnat visats att processerna i kommunala reningsverk inte resulterar i någon större lustgasavgång (Naturvårdsverket, 1994).

Våtmarker är idag ett självklart inslag i kretslopptänkandet och har blivit en viktig byggsten för ökad biologisk mångfald inte bara i jordbrukslandskapet utan i samtliga samhällsmiljöer som är starkt påverkade av människan.



Figur 2. Principskiss för "Ekologisk Dagvattenhantering". I öppna vattendrag, våtmarker och dammar bromsas vattnets transport upp vilket gynnar naturliga reningsprocesser och hög biologisk mångfald (Rosenqvist & Hakeman, 1991).

ED kräver utrymme vilket kan ses som ett smärre problem just inom tätorter där många olika intressen kräver just utrymme. Det naturliga blir att använda icke hårdgjorda ytor som parker, grönytor och tätortsnära grönytor till ED i städer och tätorter. I största möjliga mån avser man att anpassa åtgärderna till förutsättningar och karaktär i respektive grönområde. Att öppna och skapa vattenytor m h a ED är i sig själv naturligtvis ett miljöskapande element där avsikten med åtgärderna också är att de skall upplevas som positiva av allmänheten och berika närmiljön med en rik fauna och flora.

I avsikten att fördröja dagvattnets väg till recipienten handlar de lämpligaste åtgärderna idag om dammar, våtmarker, översilningsytor och infiltrationsanläggningar. I både parker och bostadsområden kan dagvatten samlas i fördröjningsmagasin utformade som traditionella dammar med möjlighet att klara kraftiga svängningar i vattenstånd. Svagt sluttande grässlånter som omger dammar och våtmarker kan fungera som infiltrations- eller översilningsytor. I utrymmessvaga områden kan, om marken är tillräckligt genomsläpplig, perkolationsmagasin grävas ned och döljas under gräsytor. Öppna vattenflöden, i form av rännilar, grunda diken och bäckar, kan leda dagvattnet till vattenmagasin och infiltrationsytor.

Översilning och dammanläggning är en effektiv metod att ta hand om överskottsnäring och andra föroreningar. Vissa föroreningar bryts ner medan andra, t. ex. tungmetaller, fastlägges i sediment och ytskikt vilket ger en långsiktig möjlighet att kontrollera föroreningarna istället för att släppa ut dem i havet eller till nedströms vattendrag som klassats som värdefulla.

De anläggningar i form av dammar, våtmarker etc. som här bedöms som de ”lämpligaste åtgärderna” har inte bara en hög förmåga att reducera kväve och andra föroreningar, de utverkar också sin effekt på ett kostnadseffektivt sätt. En litteraturgenomgång (Leonardson, 1994) avseende kväveretention i våtmarker i ett brett spektrum, naturliga och anlagda, visar att retentionen varierar betydligt mellan olika typer av våtmarker. Undersökningen visade emellertid att högst retention uppnås i dammar, vassområden, rotzonsanläggningar, vattenväxtodling och infiltrationsanläggningar. Kvävebelastningen kan i dessa reduceras med upp till 1500 kg N ha⁻¹ år⁻¹ och ännu mera under förutsättning att belastningen är hög och att det inte sker resuspendering av sedimenterat material. Uppehållstiden betydelse för retentionspotentialen understryks också av att sjöar generellt kan ha en högre kväveretention jämfört med dammar. Detta innebär att kväveretention genom sedimentation, växtupptag och denitrifikation i hög grad är arealberoende. Det är därför viktigare att vid restaurering och anläggning av våtmarker skapa stora ytor med begränsat vattendjup än små ytor med stora vattendjup (Leonardson, 1994). Generellt kan också nämnas att våtmarker i allmänhet har en högre relativ retention på sommarhalvåret jämfört med vinterhalvåret vilket sammanfaller med växtsäsongen och att den bakteriella aktiviteten generellt är högre vid högre temperatur. Den absoluta bortgången av kväve räknat i kg kan emellertid vara högre på vinterhalvåret eftersom transporten av kväve ofta är högre under denna period (Fleischer, 1991).

Tillämpning av ED i Halmstad

ED har fått ett stort genomslag i Halmstad tätort och ingår nu som ett naturligt element och gemensam målsättning i stadsbyggnadsplaneringen efter beslut om dess tillämpning av Tekniska nämnden 1990. Beslutsunderlag var ”Ekologisk dagvattenhantering – Våtmarker för havets skull” (Rosenqvist & Hakeman, 1991). Samtliga instanser och förvaltningar som angav yttrande över detta åtgärdsförslag var positiva till tillämpningen av ED-konceptet inom Halmstad kommun. Ansvar för att ED kommer in i planeringsprocessen, i varje specifik planeringssituation, vilar nu på Stadsbyggnadskontoret respektive Plan- och bygglovskontoret. För det praktiska utförandet ansvarar Tekniska nämnden/Gatukontoret. För infogning av ED-anläggningar i olika park- och naturmiljöer svarar Parkkontoret. Sedan 1994 bedrivs verksamheten i ett samlat Tekniskt kontor. Förvaltningsansvar vad avser säkerställande av den tekniska dagvattenavledningen åligger VA-verksamheten medan Parkverksamheten ansvarar för allmän vilt- och vegetationsvård.

Då det gäller prioritering av de olika ED-objekten har dessa olika grader av angelägenhet vad avser dagvattenvolym, recipientens känslighet, dagvattenkvalitet etc. Dessutom görs en bedömning av kostnader, tillgänglighet samt objektets betydelse ur rekreationssynpunkt. De allmänna riktlinjerna vid prioritering är:

- Dagvattenutsläpp med hög föroreningsgrad, t ex från industriområden.
- Känsliga recipienter, t ex Knebildstorpsbäcken, Fylleåns dalgång samt kustnära utsläpp.
- Stora koncentrerade utsläpp som kan åtgärdas i en punkt.

Det praktiska utförandet av resp. våtmarksprojekt har inletts med en bedömning av de fysiska förutsättningarna. En viktig fysisk förutsättning är nivåerna på inkommande vatten, oftast nivå på vattengång i dagvattenledning samt nivån på utgående vatten, oftast recipient. Det har varit ett viktigt mål att undvika uppdämningar i rötnätet. Därefter har det fysiska utrymmet för våtmarken bedömts liksom förutsättningarna i den omgivande miljön. Strävan har varit att

försöka skapa en våtmarksyta som motsvarar 2-3 % av avrinningsområdet. Detta mål har inte alltid kunnat uppnås pga. begränsningar i tillgängligt utrymme. Vid gestaltning av resp. våtmark har en helhetsbedömning gjorts där upplevelsemässiga faktorer har koordinerats med hydrauliska bedömningar, biologiskt mångfald etc. Säkerheten har beaktats genom att undvika branta slänter. Endast i undantagsfall har staket satts upp. Vegetationen i våtmarken har oftast tillkommit genom spontan utveckling. Etablering av växtligheten har utförts främst där erosionsrisk har funnits. Överskottsmassor har balanserats i närområdet för att minimera kostnaderna. Det praktiska schaktningsarbetet har handlats upp på marknaden. Genom att undvika tidspress har anläggningsprojekten kunnat utföras på lämpliga tider för entreprenörerna, vilket har minskat kostnaderna.

Vad gäller markägförhållanden så har huvuddelen av objekten legat på kommunal mark. I övrigt har markägare informerats successivt och avtal upprättats angående intrångsrätt, skötsel och tillsyn.

Tekniska nämnden tilldelades 1991 ett anslag på 300 kkr. för våtmarker. Detta har utökats och uppgår till 900 kkr. per år. Medlen utgör del av VA-verksamhetens investeringsbudget.

Utförda och planerade åtgärder i Halmstad

Inom Halmstad tätort finns det idag 39 anlagda och 16 planerade våtmarker/dammar för att ta emot dagvatten (Tabell 1 och Figur 3). Flertalet av dessa objekt finns utförligt beskrivna såsom förslag till åtgärder inom befintligt ledningsnät. Se ”Ekologisk dagvattenhantering – Våtmarker för havets skull” (Rosenqvist och Hakeman, 1991).

Genom att medel anslagits inom ramen för de s k LIP-projekten beräknas resterande våtmarker kunna utföras 2002-03.

Tabell 1. Utförda och planerade ED-objekt t.o.m. januari 2002 i respektive vattendrags tillrinningsområde. Numrering hänvisar till karta över Halmstad tätort på nästa sida med ED-objekt markerade i svart (Figur 3). Tekniska kontoret, Halmstad kommun.

NISSAN

- 11 V. Stranden Reningsverk - avloppsvatten sjö/poleringsdamm (1993)
- 12 Falckens park - infiltrationsmagasin (1970-talet)
- 13 Folkparken - fördröjning i dike (1992)
- 14 Frennarpsskogen - våtmark (1992)
- 15 Kristinehed sopförbränningsanlägg. - damm/fördröjningsmagasin (1991)
- 16 Vallås våtmark 2 - fördröjningsmagasin/våtmark (1993/94)
- 17 Vallås våtmark 1 - fördröjningsmagasin/våtmark (1990)
- 18 Vallåssjön - damm/fördröjningsmagasin (1969)
- 25 Örjans vall - dike (1994)
- 26 Slottparken - damm/fördröjningsmagasin (1996)
- 76 V. Frennarp Röebäcken - våtmark (2000)
- 95 Åbrinken - våtmark (1999)
- 67 Slottsmöllan - våtmark (plan 2002) privat mark
- 68 Fridhem - våtmark (plan 2002) privat mark

FYLLEÅN

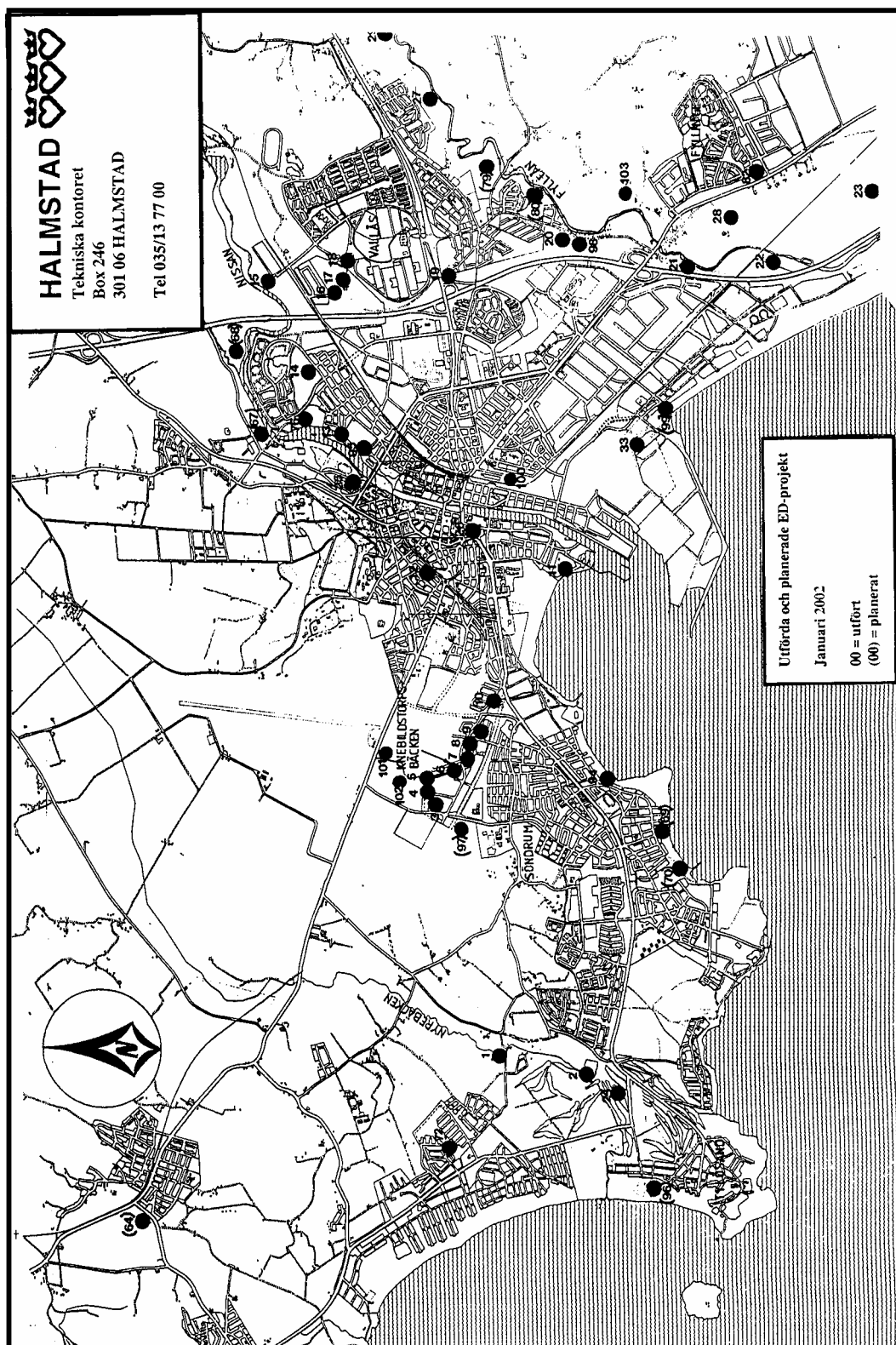
- 19 Växjövägen/E6 - infiltrationsdamm i trafikgrönya (1992)
- 20 Stenalyckan ind. omr. - fördröjning i dike (1992)
- 21 Fyllebro våtmark - damm/våtmark/fördröjningsmagasin (1991)
- 22 Fyllesjö - dagvattensjö/ fördröjningsmagasin utmed E& (1993)
- 23 Trönningeängar - våtmark (1993, ej dagvatten)
- 27 Lågagård - våtmark (plan 1996)
- 28 Villmanstrand - våtmark (1995)
- 29 Brogård - fördröjningsmagasin (1990)
- 82 Fyllingebacken - våtmark (1999)
- 79 Snöstorp/Prästgården - våtmark (plan 2002)
- 80 Övre Stenamarken - våtmark (plan 2002)
- 98 Stenalyckan - våtmark (plan 2001)
- 103 Olofstorp stadsbondgård (1996, ej dagvatten)

NYREBÄCKEN

- 1 Møllegård - restaurering av bef. igenvuxen kvarndamm (1991, ej dagvatten)
- 2 Karlstorp - damm/fördröjningsmagasin (1994, integrerat i golfbana)
- 24 Tylösands golfbana damm/fördröjningsmagasin (1996)
- 96 Tylösand - våtmark (plan 2001)

KNEBILDTORPSBÄCKEN (Olofsdals ind. omr.)

- 3 Kristinebergsvägen - damm/fördröjningsmagasin (1992)
- 4 Heléns rör - översilning (1991)
- 5 Skallebackavägen norr - damm/fördröjningsmagasin (1993, ej dagvatten)
- 6 Skallebackavägen syd - damm/fördröjningsmagasin (1992)
- 7 Olofsdal väst - damm/fördröjningsmagasin (1992)
- 8 Olofsdalsvägen väst - damm/fördröjningsmagasin (1992)
- 9 Kvarndalsvägen/Berta Jönssons väg - damm/översilning/fördröjningsmagasin (1994)
- 10 Knebildstorp - översilning (1990, 2 punkter)
- 97 Hallägra Kustvägen - våtmark (plan 2002)
- 101 Tre Hjärtan Dammar (1997)
- 102 Söndrums industriområde - våtmark (plan 2002)

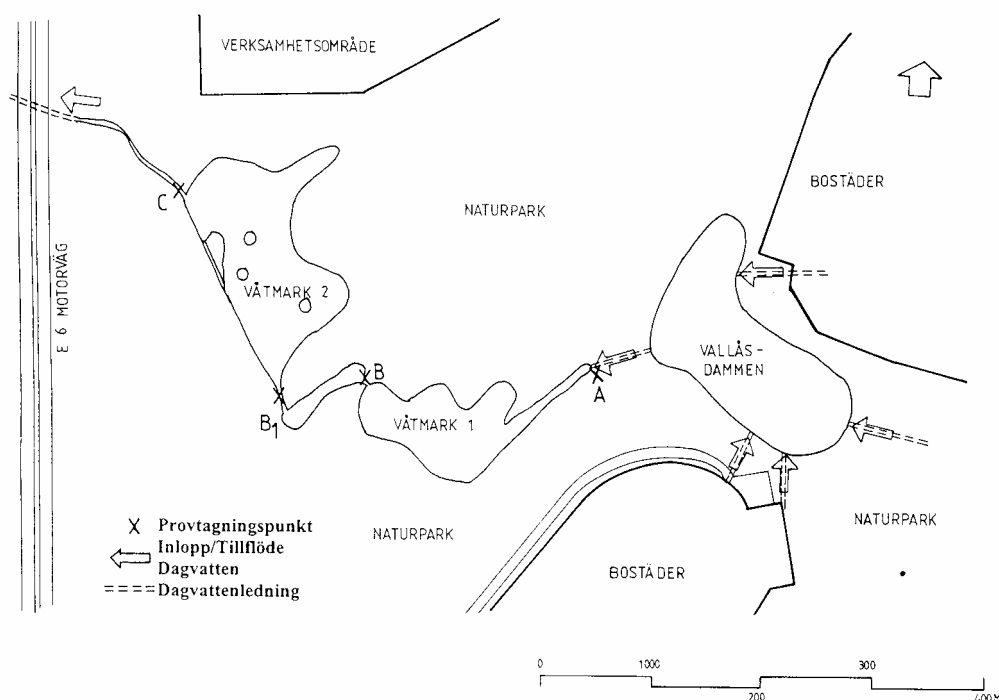


Figur 3. Karta (läses lämpligast från höger) över Halmstad tätort med anlagda och planerade ED-objekt markerade som fyllda cirklar. Objektsnumrering hänvisar till Tabell 1 på föregående sida där anläggningsår framgår inom parantes. Tekniska kontoret, Halmstad kommun.

Vallåsdammen och Vallås våtmarker

Allmän beskrivning och historik

Vallåsdammen, som anlades 1969, är en konstgjord damm belägen i bostadsområdet Vallås i östra Halmstad (jmf Figur 4). Vallåsdammen kallas ofta för "Vallåssjön" men samma objekt avses. Området, som byggdes ut för 6 000 innevånare under 1960- och 70-talet, har en total yta av ca 215 ha (=avrinningsområdet), varav ca 25 % är bebyggd eller hårdgjort. För att undvika en dyr kulvert för dagvattentransport till Nissan, 800 m därifrån, anlades Vallåsdammen som ett fördröjningsmagasin på 1,7 ha med ett medeldjup på 1 m vid normalvattenstånd. Vattendjupet kan tillåtas stiga ytterligare en halv meter vilket ger en fördröjningsvolym på 8 - 10 000 m³.



Figur 4. Planskiss över Vallås-systemet med Vallåsdammen och Vallås våtmark 1 och 2. Tillsammans dränerar de totalt ca 240 ha. A, B₁ och C i figuren anger vattenprovtagningspunkter för befintlig undersökning mellan oktober 1996 till september 1997. B anger tidigare provtagningspunkt för undersökningar i våtmarker 1 (jmf Ambio, 1994). För resultaten redovisade i denna undersökning gäller A) Inflöde till våtmark 1 (= utflöde från Vallåsdammen), B₁) utflöde våtmark 1 (= inflöde våtmark 2) och C) utflöde våtmark 2. Bilden ritad efter flygfoto och inkluderar inte vattentäckta vassområden, vilka är relativt omfattande i södra delen av VI. Tekniska kontoret, Halmstad kommun.

Genom dammen passerar årligen ca 0,5 milj m³, huvudsakligen dagvatten men också en del inträngande grundvatten samt dräneringsvatten som ger ett ständigt flöde genom dammen. Vattenvolymen omsättes i genomsnitt var 10:e dag. Ett sedimentlager på ca 20 cm har bildats sen dammen anlades (se avsnitt; *Halter av metaller, organiska föroreningar mm i sediment, Vallåsdammen*).

Dammen är rik på fisk (bl.a. inplanterad gräskarp) och har ett rikt fågelliv. Dammen utgör därför ett positivt inslag i parkmiljön på Vallås och har blivit ett omtyckt mål för promenader, mycket tack vare att dammen upplevs som naturlig och inte som ett konstgjort vattenmagasin. Slänthlutningen är 1:2,5 varför dammen är inhägnad med ett diskret grönt nätstaket inbäddat i grönska. Utsikten över dammen, vilken ligger ca 20 m från närmsta bostadshus, användes till och med som försäljningsargument vid lägenhetsaffärer. Anläggningskostnaden uppgick i 1991 års kostnadsläge till ca 1,2 milj kr. Alternativ till detta var kulvertering som skulle ha kostat 4 milj kr att utföra.

Vallås våtmark 1 (V1), nedströms Vallås-sjön, anlades 1990 för att få ytterligare fördröjningseffekt och en ytterligare förbättrad kvalitet på dagvattnet (Figur 4). Avsikten var dessutom att ytterligare berika växt- och djurliv vilket redan får anses uppfyllt, då våtmarken utvecklats till en rik fågelbiotop som väcker stort gehör hos Vallås-borna. Våtmarken är ca 10 000 m² med ett medeldjup på ca 0,5 m och dränerar, förutom tillrinningsområdet för Vallåsdammen, ca 25 ha naturmark. Vattenvolymen är ca 4 -5 000 m³ och ytterligare 4 – 5 000 m³ kan fördröjas. Våtmarken har åstadkommit genom en fördämning av utloppsdiket från Vallåsdammen, ca 80 cm som mest, samt en 30-40 cm djup urschaktning. Punktvist i de centrala delarna av våtmarken har djuphål på ca 1 m grävts ut. Slänterna har flackats ut till slänthlutning 1:5 och överskottmassor balanserats inom området. I strandzonen har våtmarksvegetation, bladvass och kaveln, planterats i samverkan med skolor och daghem på Vallås med avsikt att vegetationen skall spridas ut i våtmarken. Under och efter anläggningsarbetet har enbart positiva omdömen hörts från allmänheten. Bland annat har en mycket uppskattad ”fors”, med ca 80 cm fallhöjd, tillskapats som verkar som ljudkuliss mot omgivande trafikbuller. Kostnaden för Vallås våtmark 1 har totalt uppgått till ca 250 000 kr.

Vallås våtmark 2 (V2) anlades 1993 som en del i investeringen för utbyggnad av närbelägna E6 från motortrafikled till motorväg (Figur 4). Dagvattenledningarna från Vallåsområdet korsar E 6 innan de når Nissan. De utgör därvid även dagvattenledningar för E6:an. Då E6 fördubblade sin hårdgjorda yta vid breddningen innebar det att ledningarna fick för liten kapacitet med översvämningsrisk som följden. Istället för att bygga ut nya och större ledningar beslöts att skapa en ytterligare fördröjning för dagvattnet från Vallås.

Våtmark 2 utgör fördröjningsmagasin med detta huvudsakliga syfte. Avledningen från våtmark 2 sker via en brunn med begränsat tillflöde från våtmark 2 medan vattnet från E6 kan passera fritt. Vattnet fördröjes därmed under tiden i våtmark 2. Denna är ca 10 000 m² stor och har ett djup på 0,3 – 1,0 m i normalläge. Vid regn kan vattnet stiga ca 0,5 m.

Kostnaden för att bygga våtmark 2 uppgick till ca 200 000 kr. Att bygga ut ledningarna skulle kosta mångdubbelt mer.

Provtagningsprogram

Provtagning i Vallås-systemet har utförts 1 - 2 gånger per månad vid Vallåsdammens avflöde samt vid in- respektive utflöde från Vallås våtmark 1 och 2 (A, B₁ och C i Fig. 4). Inga prover har dessvärre kunnat tas på det vatten som transporteras in till VD på grund av att dessa tillflöden (4 st.) är kulverterade och generellt under vattennivån i dammen.

Provtagningen har skett under tidsperioden oktober 1996 till september 1997. Alla prov har analyserats för As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb, och Zn med hjälp av ICP-MS (Inductively Coupled Plasma/Mass-Spectrometry). Analyser gjordes också på pH, alkalinitet, konduktivitet, absorbans, TOC (totalt organiskt kol), suspenderat material, makrokonstituenten (K, Na, Mg, Ca, Cl, SO₄), total-fosfor, partikulärt fosfat, löst fosfat, total-kväve, nitrat/nitrit-kväve samt Fe, Mn och Al. Samtliga analyser har utförts enligt Svensk Standard, i regel av KM-Lab, Halmstad (numera ALcontrol).

Ackumulering av tungmetaller i Vallåsdammens sediment har beräknats mellan åren 1969 till 1996 baserat på metallanalyser från 45 sedimentkärnor insamlade under vintern 1996 då sjön var frusen. Den årliga sedimentationen beräknades till i medeltal 5 mm.

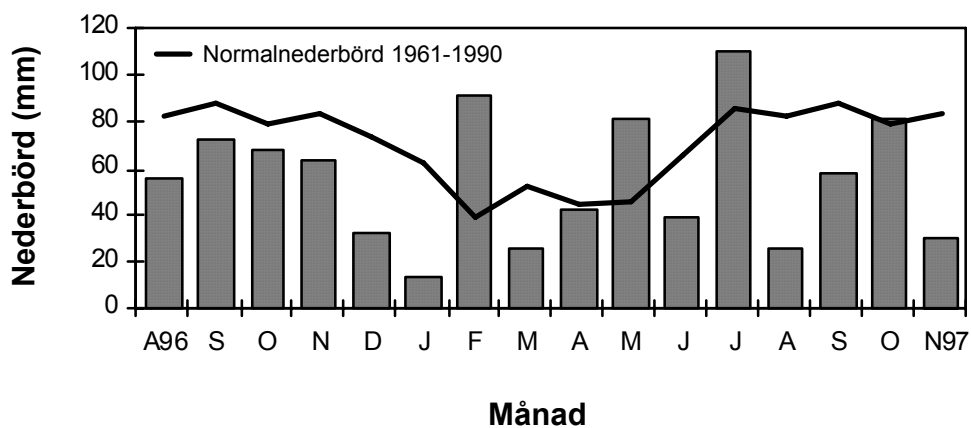
Statistik

I förekommande fall har in- och utgående koncentrationer av specifika ämnen analyserats statistiskt genom korrelationer och enkel regressionsanalys med StatView för MacIntosh version 5.0. De statistiska analyserna har gjorts på rådata redovisat i bilaga 1, dvs. inte på flödeskorrigerade transporter. Regressionsdata redovisas direkt i löpande text.

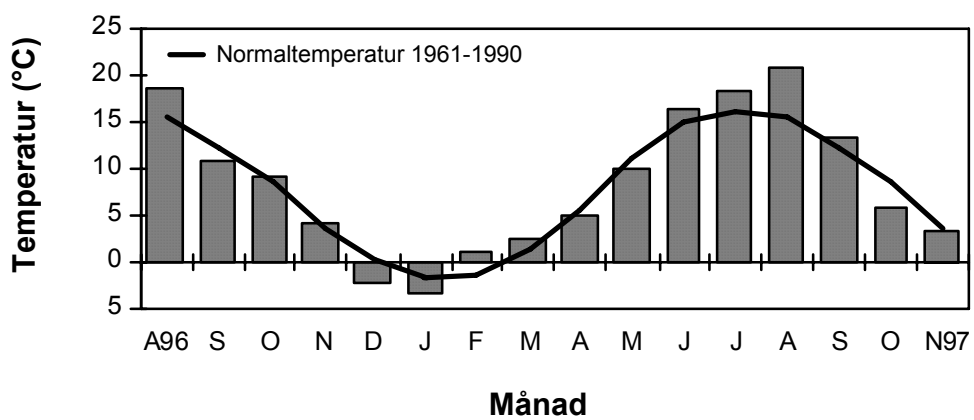
Temperatur och nederbörd i Halmstadregionen under provtagningsperioden

Vädret under provtagningsperioden oktober 1996 till september 1997, var normalt avseende medeltemperatur för regionen mellan 1961 och 1990, dock med en något kallare december och januari och något varmare juni, juli och augusti, dvs. en relativt kall vinter och en varm sommar relativt normalt. Augusti avvek med 4-5 °C varmare medeltemperatur jämfört med normala augustitemperaturer (jmf Figur 5 och 6).

Nederbörden under perioden varierade men var generellt lägre till mycket lägre än normalt med undantag av februari, mars och juli som var ca 30 till 50 % högre än normalt. Höga flödestoppar (Figur 7) inträffade under september 1996, februari, maj och juli 1997 dvs. generellt i samband med höga nederbörds mängder. Höga dagvattenflöde har alltså kunnat förväntas i anslutning till dessa månader med hög nederbörd och därmed omfattande vattenburen transport av växtnäringssämnen och metaller.



Figur 5. Månadsmedeltemperatur (grå staplar) i Halmstad under perioden augusti 1996 till november 1997 jämfört med normalmedelvärden för perioden 1961-1990.



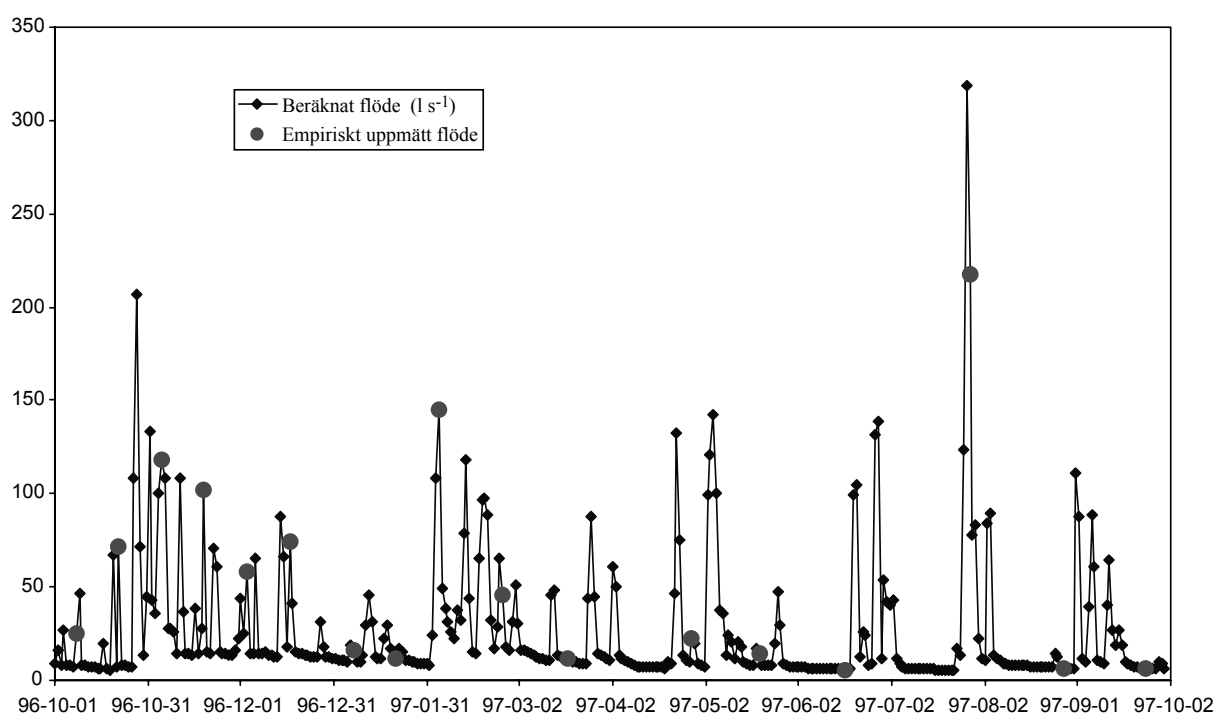
Figur 6. Månadsmedeltemperatur (grå staplar) i Halmstad under perioden augusti 1996 till november 1997 jämfört med normalmedelvärden för perioden 1961-1990.

Vattenföringen

Vattenföringen under undersökningsperioden (Figur 7) har beräknats på dagsbasis med hjälp utav en MOUSE-flödesmodell (DHI, Danmark). Beräkningar enligt MOUSE avstämades med direkta fältmätningar vid specifika stationer med överfall. All ämnestransport beräknades på basis av dagligt vattenflöde och linjär interpolering. De runda cirkelarna i Figur 7 visar empiriskt uppmätt flöde och följaktligen modellens överensstämmelse med direkta fältmätningar för specifik provtagningsdag. Medelvattenföringen i Vallåssystemet var under provtagningsperioden 27,3 liter per sekund. Transport av kvicksilver (Hg) har inte kunnat beräknas p g a koncentrationer generellt under detektionsgränsen.

Grundvatteninflöden till Vallåssystemet har schablonberäknades i % av totala flödet och kompenserats för i totala ämnestransportberäkningarna.

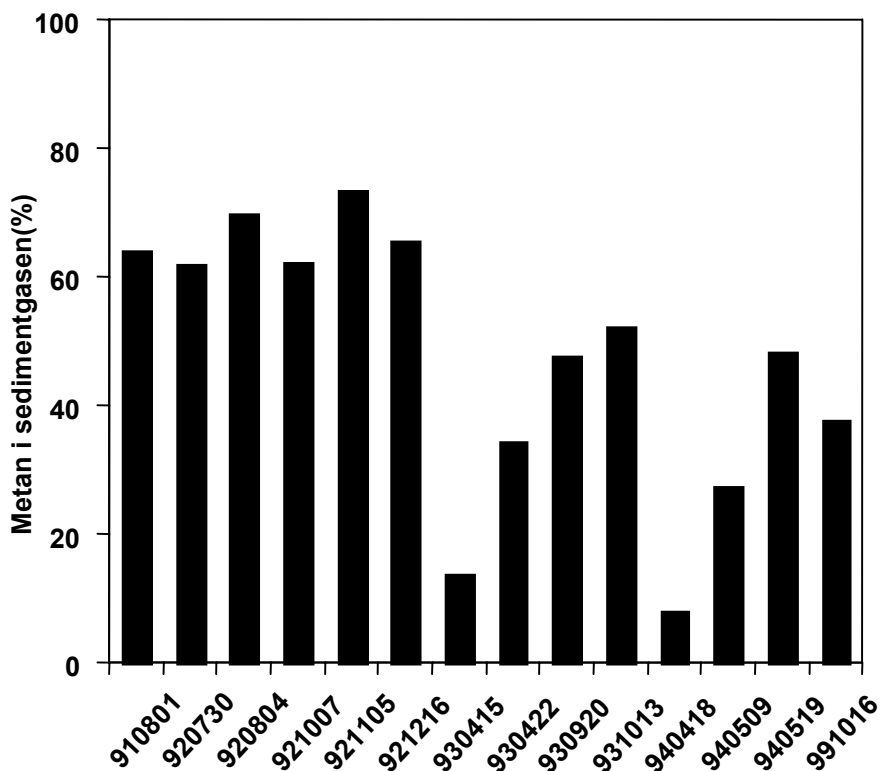
Flöde (Liter sek⁻¹)



Figur 7. Dagligt flöde enligt MOUSE-modellen (liter sek⁻¹) vid utflödet av Vallås Våtmark 2 (vid punkt C i Figur 4) under perioden oktober 1996 till september 1997. Beräkningar enligt MOUSE avstämades med direkta fältmätningar vid specifika stationer med överfall = empiriskt uppmätt flöde (runda cirklar i figuren).

Metangas i Vallås Våtmark 1

De första åren efter det att Våtmark 1 anlagts var metan en mycket dominerande komponent i den gas som avgick från sedimentet (Figur 8). Metankoncentrationerna var som lägst under våren för att åter stiga vid uppvärmningen i april-maj. I Våtmark 2 har metangasutvecklingen varit obetydlig efter anläggandet.



Figur 8. Andel metan i sedimentgasen från Vallås Våtmark 1 uppmätt vid enstaka provtagningsstillfällen mellan 1991 och 1999.

Årlig variation i vattentemperatur, pH, alkalinitet, konduktivitet och absorptions.

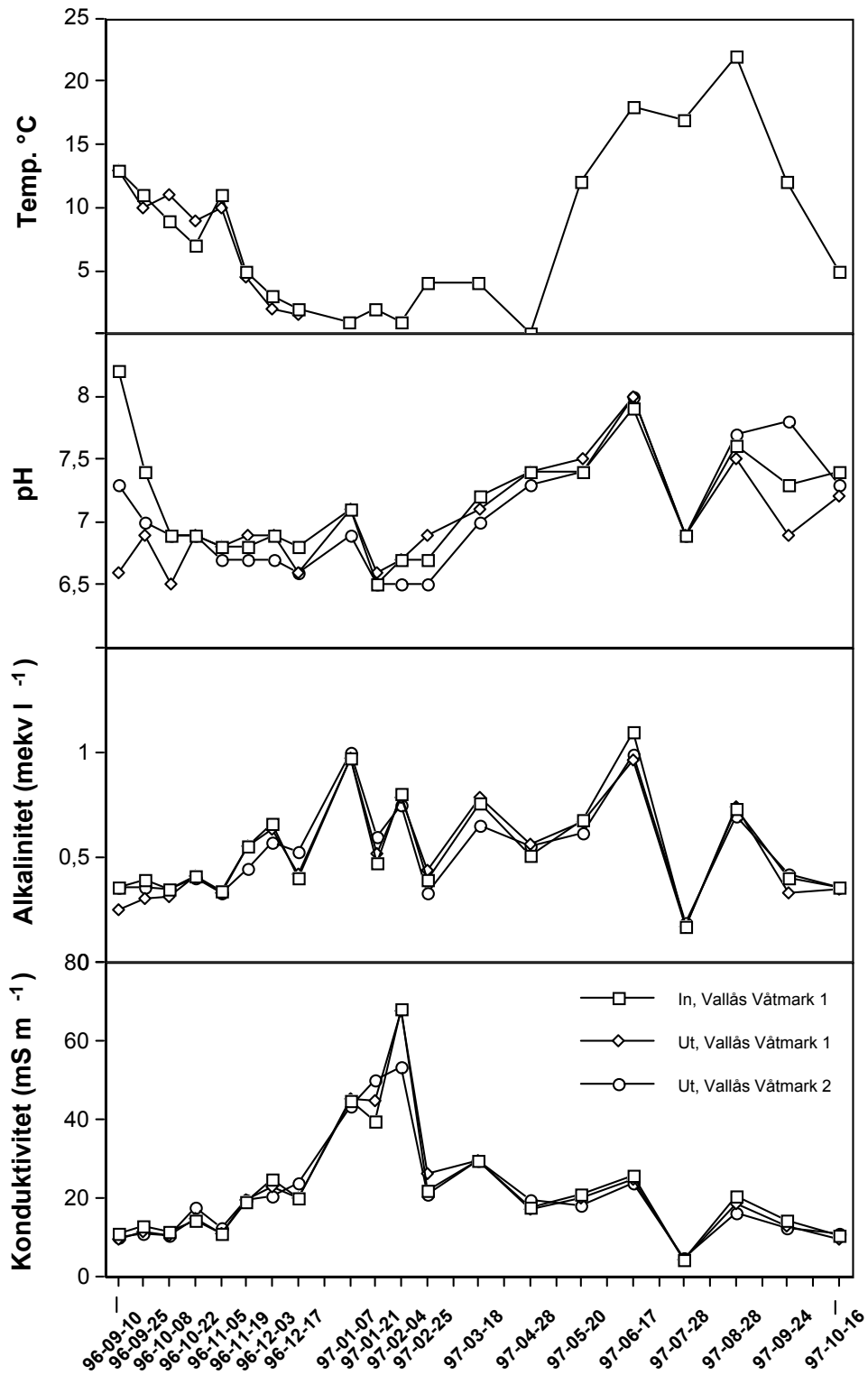
Årsvariation i temperatur, pH, alkalinitet, konduktivitet samt absorptions i ingående vatten till Vallås Våtmark 1 och 2, samt utgående vatten från Vallås Våtmark 2 redovisas i figurerna 8 och 9. Observera att det inte är månadsmedelvärde som redovisas i dessa figurerna utan värden från de enstaka provtagningarna.

Vattentemperaturen följer ej förvånande lufttemperaturen i regionen redovisat i figur 5 och pH varierar mellan 6,5 och 8,2 under året. Högre pH-värden, mellan 7 och 8, noteras under vår, sommar och höst medan lägre pH, mellan 6,5 och 7, noteras under vintermånaderna. Det högre pH-värdet sammanfaller med årets produktiva månader och högt pH i sjöar och vattendrag under denna period beror mestadels på förhöjd fotosyntetisk aktivitet, ffa växtplanktonproduktion. Under vinterhalvåret medför nedbrytning av organiskt material att pH-värdet sjunker i vattnet. För ett näringsrikt vatten som i Vallåssystemet är variationen i pH över året normalt.

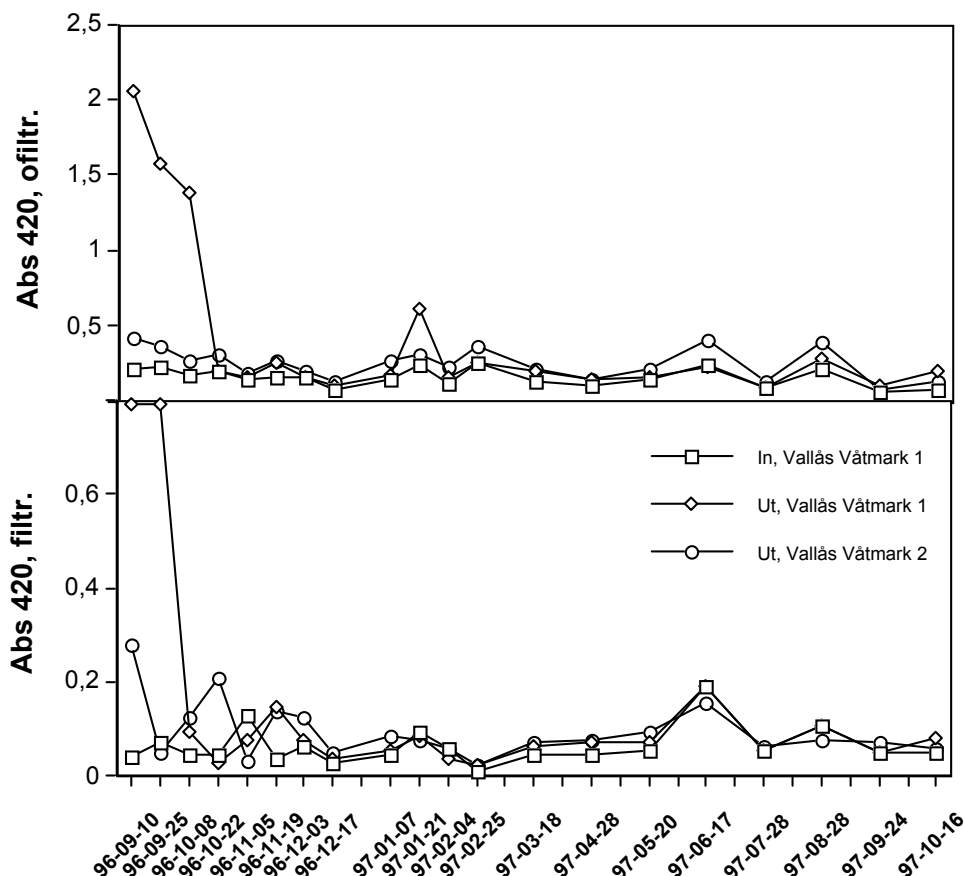
Alkaliniteten är ett mått på vattnets förmåga att motstå förändringar i pH-värdet, dvs. dess förmåga att neutralisera syror och alkaliska ämnen. Det kan konstateras att denna buffringskapacitet är god till mycket god i Vallås-systemet då alkaliniteten varierar mellan ca. 0.25 och drygt 1 mekv l⁻¹ under perioden.

Alkaliniteten samvarierar till viss del med pH. Lägst alkalinitet är det under juli månad då också lågt pH och låg konduktivitet (totalmängden lösta joner i vattnet) uppmättes. Juli månad var mycket nederbördsrik vilket tillfört stora mängder obuffrat (låg alkalinitet) och jonfattigt regnvatten till Vallås-systemet. Effekter av högt flöde på pH och alkalinitet syns inte lika tydligt under februari. Däremot är konduktiviteten mycket hög vilket bland annat kan bero på ett stort tillskott av vägsalter till dagvattensystemet. Sannolikt har detta salt spridits under de kalla månaderna december och januari men har inte nått Vallåssystemet förrän i februari månad som var relativt varm och nederbördsrik för perioden vilket bör ha orsakat avsmältning och därmed kraftig avrinning. Torrdeposition på snö och is från atmosfär och antropogena källor (utöver vägsalt) förs också vidare till dagvattensystemet vid avsmältning vilket kan ge tillfälliga effekter på jonmängderna i Vallåssystemets vatten. Höga halter av natrium- och klorid-joner kan ha toxisk inverkan på djur och växter (Larm, 1994). Sannolikt kan också höga klorid- och anjoner i vatten stimulera jonbytesreaktioner på mark- och sedimentpartiklar vilket kan medföra att vissa näringsämnen och även metaller tvättas ut (se Kap. Årlig ämnestransport och retention - utvärdering, *metaller*).

Vattnets absorptions mättes också under perioden (Figur 10). Absorptionsen avspeglar transporten av humusämnen (filtrerat provvatten) och även mängden suspenderade ämnen (grumligheten) såsom alger sedimentpartiklar mm (ofiltrerat provvatten). Dagvattnet som passerar genom Vallås våtmarker innehåller mycket partiklar men är inte humusförande. Inga trender ses på ofiltrerat vattnet vid jämförelse mellan ingående vatten till V1 och utgående vatten från V2. Mycket hög transport av både löst (filtrerat) och partikulärt (ofiltrerat) material observerades emellertid i början på perioden (september 1996) i utgående vatten från Våtmark 1. Generellt kan sägas att det partikulära materialet är högre vid utflödet från V1 och V2 jämfört med inkommande vatten till V1. Det sker följaktligen en mobilisering av partikulärt material i de båda våtmarkerna som kan bero på resuspension av minerogena partiklar från sedimentet och/eller från alger som produceras i våtmarkerna under växtperioden.



Figur 9. Temperatur, pH, alkalinitet och konduktivitet i ingående och utgående vatten från Vallås Våtmark 1, samt utgående vatten från Våtmark 2 under provtagningsperioden 1996 till 1997. Observera att endast vattentemperaturdata på ingående vatten till Våtmark 1 finns tillgängliga.



Figur 10. Absorbans i filtrerat och ofiltrerat ingående och utgående vatten från Vallås Våtmark 1, samt utgående vatten från Våtmark 2 under provtagningsperioden 1996 till 1997.

Månatlig ämnestransport och retention

Under detta avsnitt (Figur 11 till 34) presenteras månatlig transport till och från Vallås Våtmark 1 (V1) och Våtmark 2 (V2) samt retention (avskiljning) av varje undersökt ämne för V1 respektive V2 samt den totala retentionen båda dessa sammantagna (V1 + V2). Transporten har beräknats som flödesvägda medelvärden utifrån dagligt flöde enligt den tidigare nämnda MOUSE-modellen.

Transporten av varje enskilt ämne varierar mellan månaderna men månadsmedelvärdet samvarierar generellt med det aktuella månadsmedelflödet för perioden. Retentionen varierar också men har i de flesta fall ingen närmare koppling till flödesvariationen. De uppmätta koncentrationerna i vattnet för varje enskilt ämne samvarierar endast undantagsvis med specifikt flöde vid respektive provtagningsstillfälle (20 provtagningar; bilaga 1).

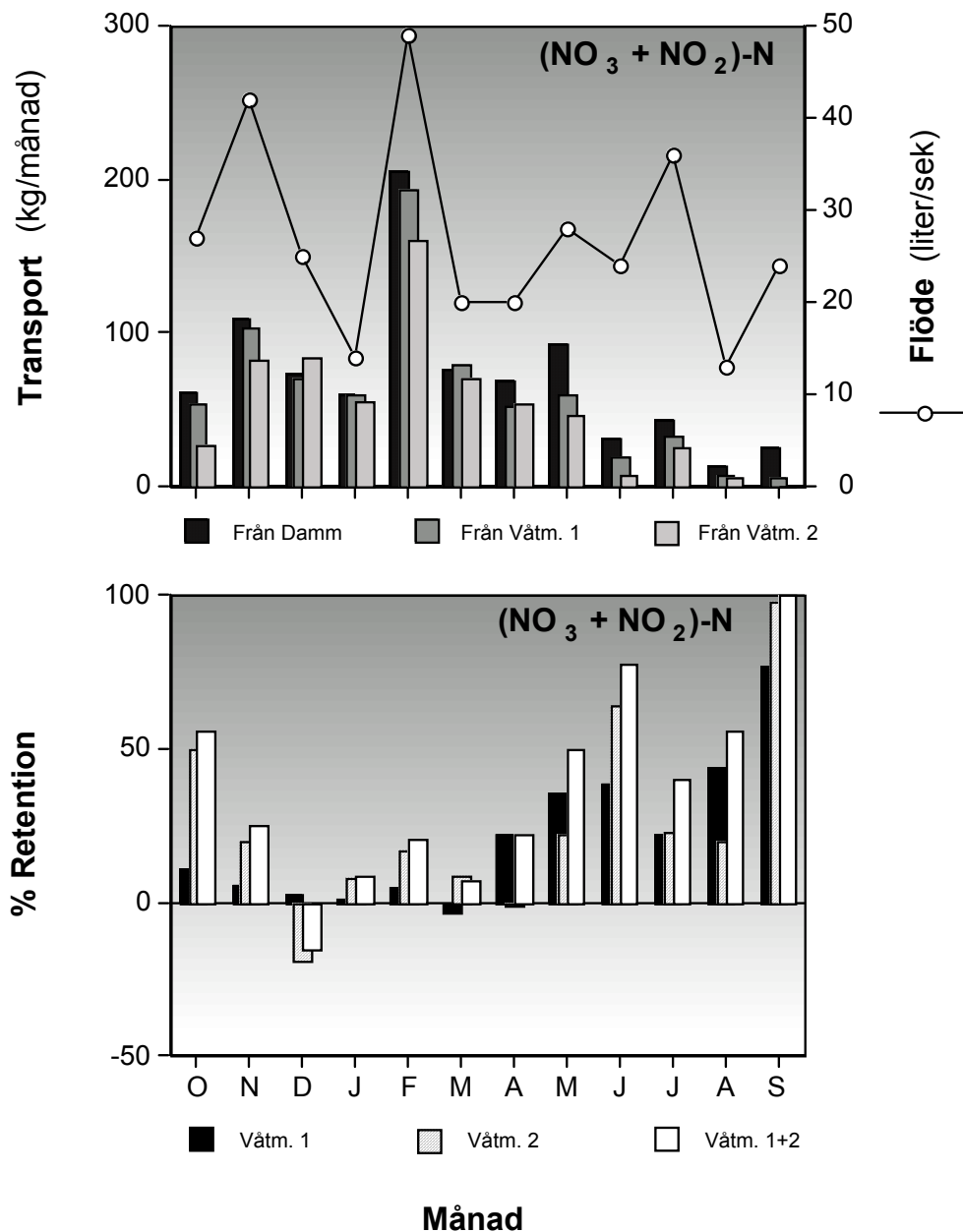
Generellt tycks vara att det höga flödet som registrerades under februari 97 också lett till motsvarande höga transporter av de flesta substanser men att de höga flödena i november 96 och juli 97 (lägre jämfört med i februari) inte i samma utsträckning korrelerar till höga ämnestransporter. Höga vattenflöden under växtsäsongen resulterar generellt inte i omfattande näringsämnestransport (ffa när det gäller kväve). Näringsämnesupptag av växter, plankton och

bakterier i mark och vatten har uppenbarligen stor förmåga att reducera dagvattnets innehåll av näringsämnen. Den höga retentionen av nitrat/nitrit-N från maj 1996 till oktober 1997 (Figur 11) tyder på en omfattande denitrifikationsaktivitet i systemet. Transporten av partikulär fosfor, total-fosfor och även suspenderat material (Figur 14 till 16) varierar men är som högst under sommarmånaderna då det kan misstänkas att i V1 bioturbation orsakas vid sedimentytan av såväl fisk och fågel som gasutveckling. Retentionen under året är mycket varierande men partikulär fosfor tenderar att mobiliseras i V1. Under sommarmånaderna tycks löst fosfat bindas in i planktonbiomassa som transporteras vidare i systemet eftersom upptaget av fosfat är stort i V1 under sommarmånaderna. Någon vidare transport sker inte från V2 till recipienten utan den partikulära fosfor sedimenterar eller avskiljs på annat sätt i den sista våtmarken. Den genomsnittliga koncentrationen av totalfosfor in till V1 är $66 \mu\text{g l}^{-1}$ utslaget på hela året (se Bilaga 1). Motsvarande koncentration i det utflödande vatten från V2 är detsamma, $66 \mu\text{g l}^{-1}$, dvs. utslaget på både V1 och V2 sker det ingen förändring i koncentration på inflödande vatten respektive utflödande vatten. Dock är det uppenbart att de båda våtmarkernas fosfordynamik är mycket olika varandra. Vattnet tillstånd enligt "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" (Naturvårdsverket, 1999) klassas med avseende på totalfosfor som "Mycket näringsrikt". För totalkväve (Figur 12), där halterna har sjunkit i medeltal under året från $1,81 \text{ mg l}^{-1}$ i inflödande till V1 till $1,42 \text{ mg l}^{-1}$ ut från V2, har tillståndet förändrats från "Mycket höga halter" till "Höga halter". Detta trots att Vallåssystemet är en av de minst belastade våtmarkerna inom Halmstadprojektet (Ambio, 1994). Den stora mängden kväve i relation till mängden fosfor indikerar att vattnet i Vallåssystemet är fosforbegränsat.

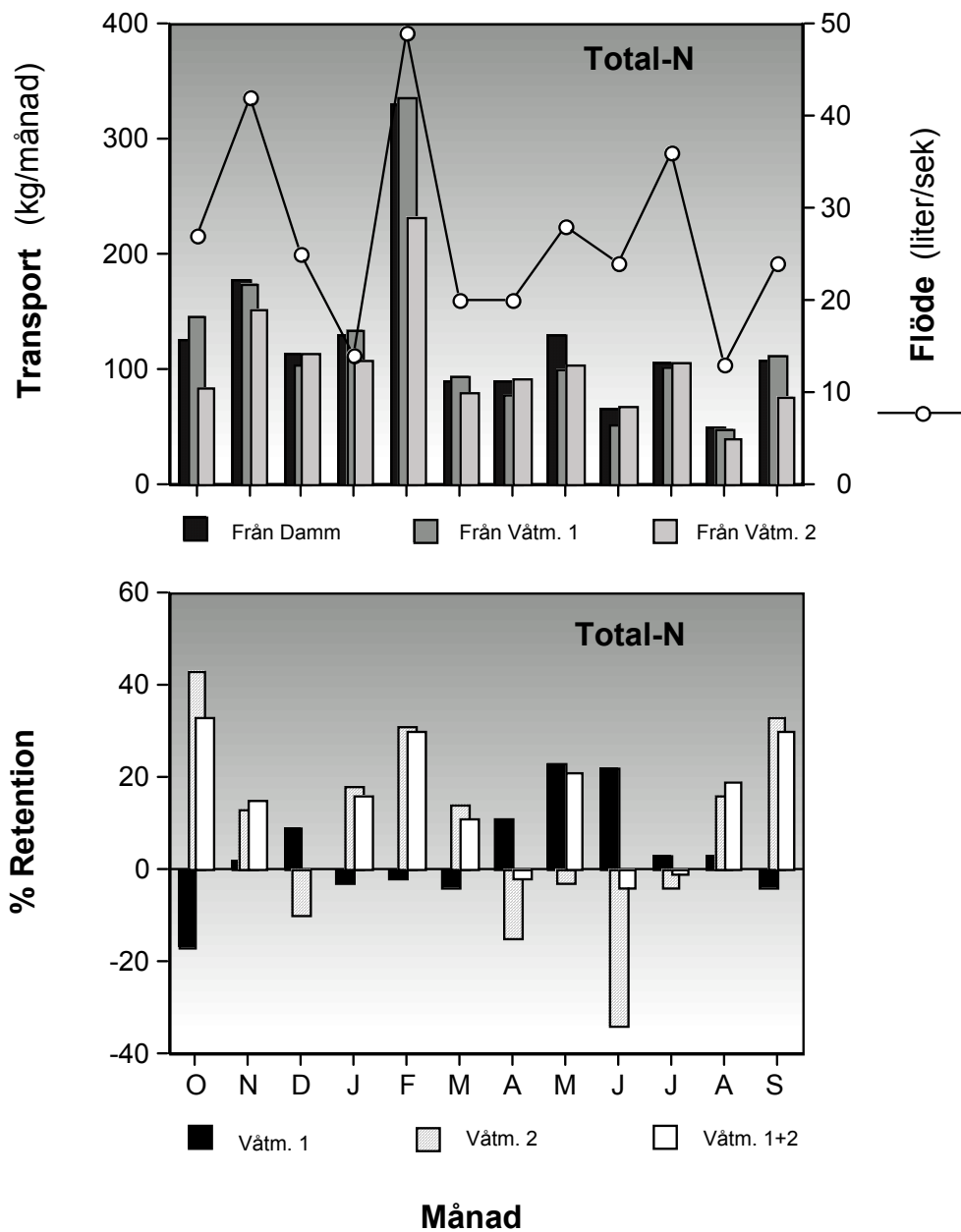
Transporten av metaller (Fig. 18 till 27) tenderar i större utsträckning än kväve och fosfor att variera med vattenflödet. Höga flöden gav vanligtvis hög transport av respektive tungmetall. Med få undantag är metalltransporterna som högst under februari månad. Bly avviker emellertid och högst transport i Vallås-systemet sker under juni och juli. En del andra tungmetaller uppvisar också höga värden under dessa månader, bl.a. koppar. Retentionen av tungmetaller i våtmarkerna varierar under året och uppvisar inga generella trender förutom att transporten av de flesta tungmetallerna minskar betydligt i både V1 och V2. Undantag är krom som ökar i V1 och nickel som ökar i V1 och ffa i V2.

Anmärkningsvärt att notera är att uttransporten av järn och aluminium är hög från både V1 och V2 (Svensson et al, 2001) och att uttransporten av mangan från V2 är hög (Figur 25-26, 29). Järn och aluminium samvarierar med Total-P och det är statistiskt (regressionsanalys) säkerställda samband mellan dessa ämnen (Al: $F=41$, $r^2=0,52$, $df=39$; Fe: $F=56$, $r^2=0,60$, $df=39$). Den huvudsakliga fraktionen av Total-P är i form av Partikulärt-P ($F=3074$, $r^2=0,99$) och Total-P korrelerar också mycket starkt till suspenderat material ($F=319$, $r^2=0,95$). Järn, mangan och aluminium i löst form kan fastna på fiskarnas gälar då dessa fälls ut vid pH-sänkning i sura vatten men i Vallås-systemet är detta mindre troligt eftersom pH-värdet generellt är högt. I syrerik miljö utfälls järn och mangan till hydroxider. Dessa fällningar kan i hög grad avsättas på växter men även djur. Järn, mangan och aluminium komplexbinder också till humus. Sett över året är det höga halter av järn, mangan och aluminium i vattnen. Ingående medelkoncentration i vattnet av järn och mangan till V1 är $1,02$ respektive $0,15 \text{ mg l}^{-1}$. Utgående halt från V2 är $1,87$ respektive $0,23 \text{ mg l}^{-1}$. Normalt ytvatten har oftast halter under $200 \mu\text{g}$ järn per liter och under $100 \mu\text{g}$ mangan per liter. Ingående halt av aluminium till V1 är $74 \mu\text{g l}^{-1}$ och utgående från V2 är $197 \mu\text{g l}^{-1}$. Detta får anses som anmärkningsvärt höga värden. Aluminium i jonform kan vara giftigt för vattenorganismer vid $75 - 200 \mu\text{g l}^{-1}$ och högre. Sannolikt sker emellertid mycket av transporten av dessa ämnen i partikulär form (som

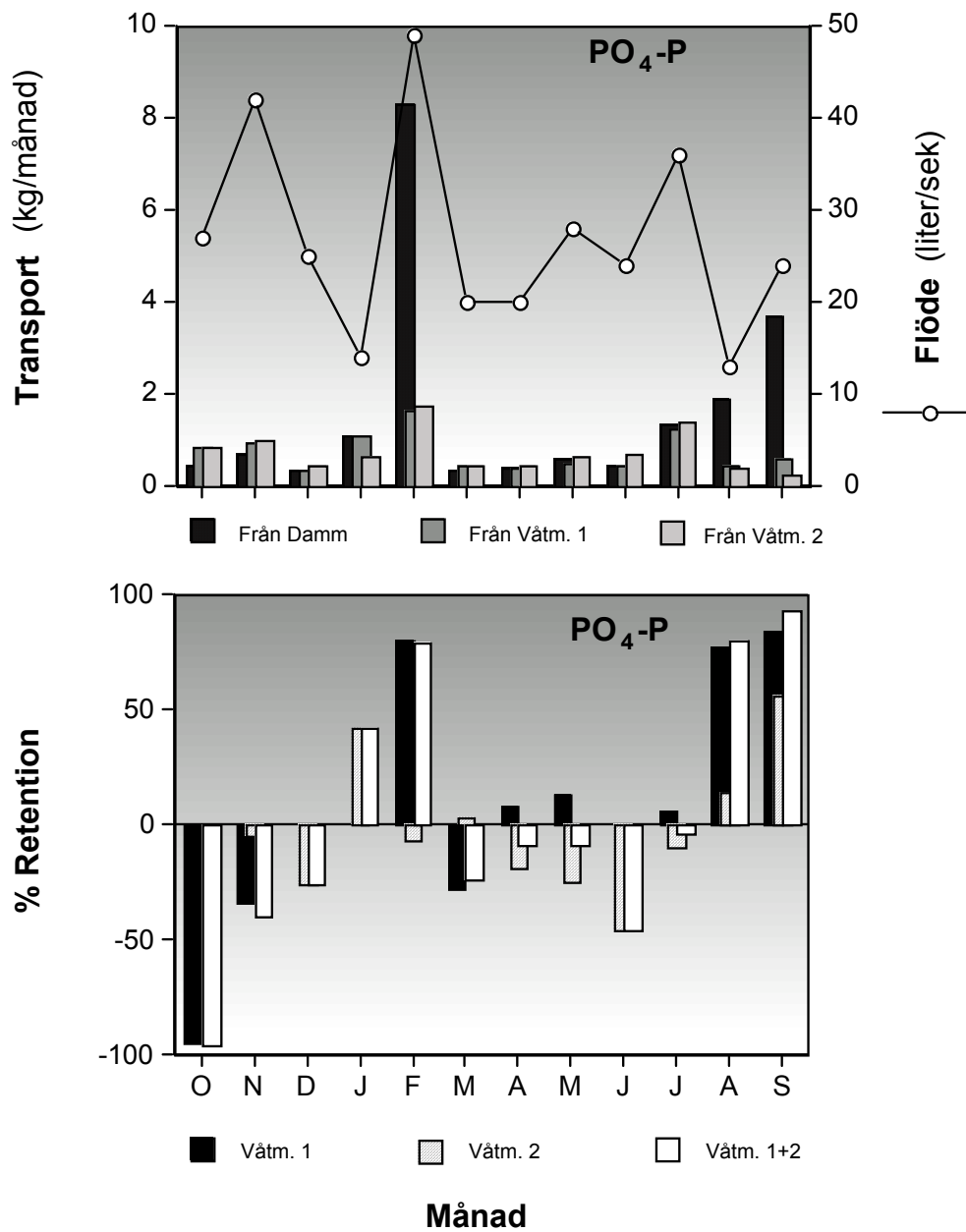
sambanden ovan indikerar) och dess farlighet är därmed begränsad. I vatten med pH över 6, som i Vallås-systemet, förekommer Al generellt i polymeriserade Al-hydroxider eller bundna i organiska aggregat/kolloider (Lydersen & Löfgren, 2002).



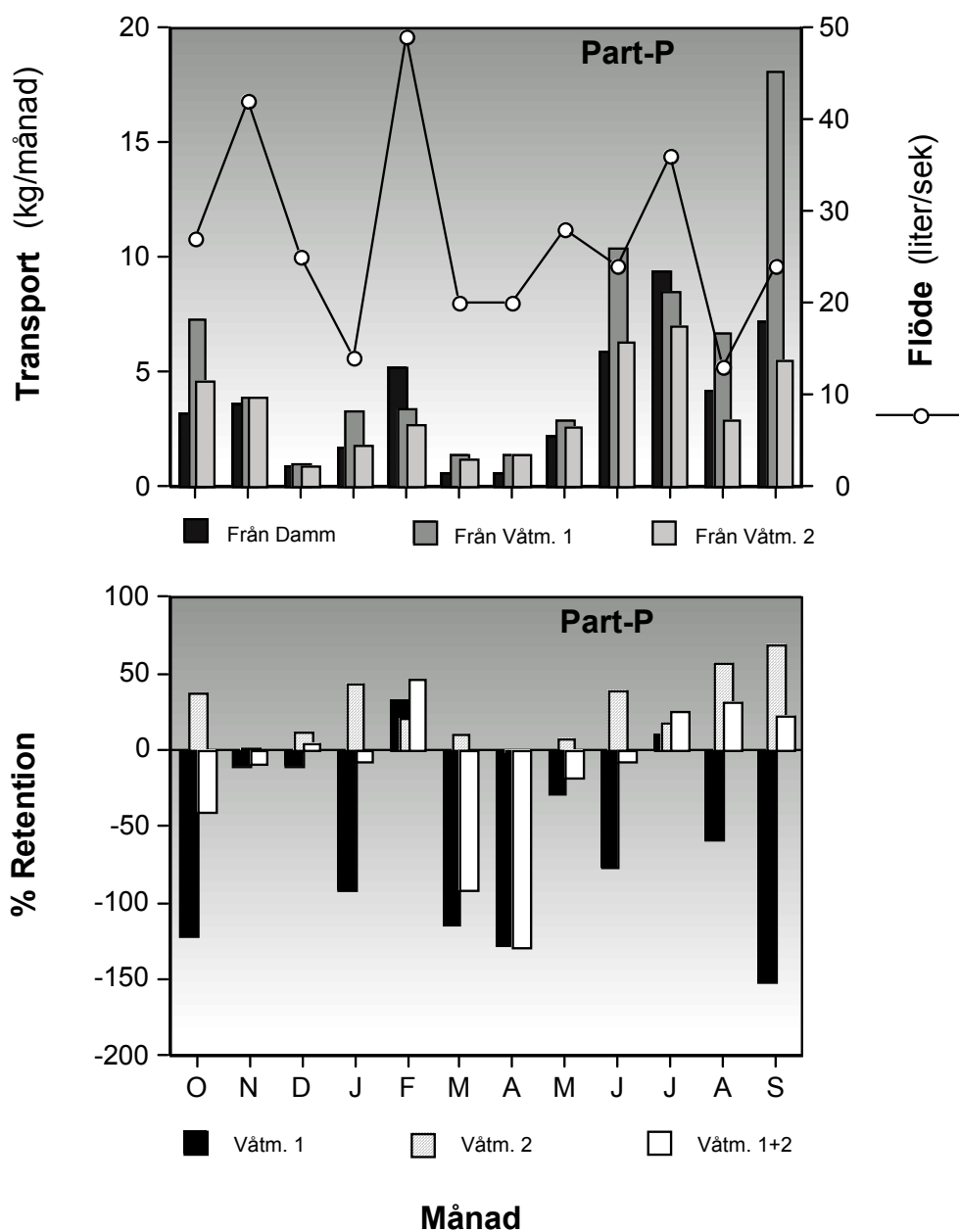
Figur 11. Beräknad transport av nitrat och nitrit ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1+2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



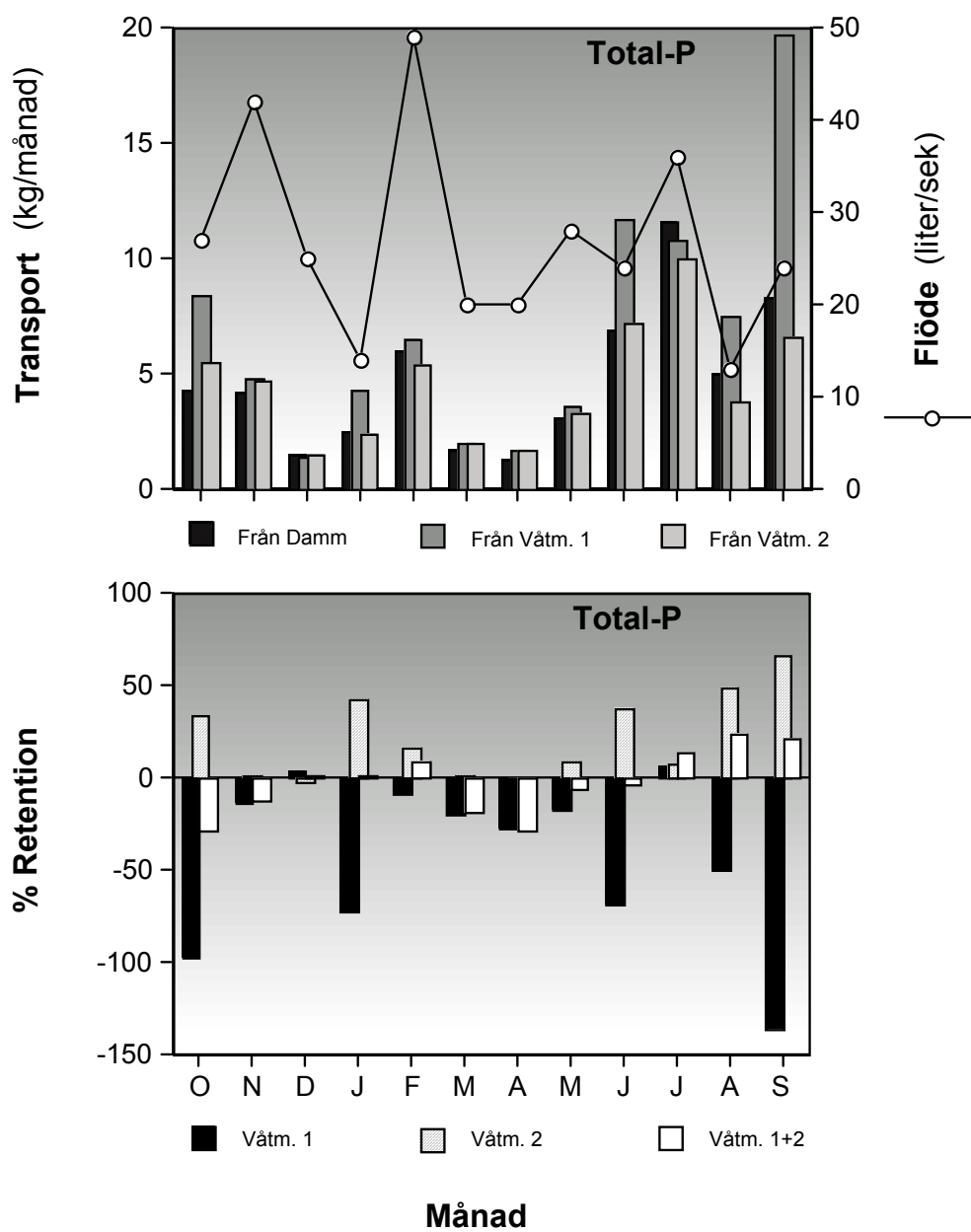
Figur 12. Beräknad transport av total-kväve ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1+2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



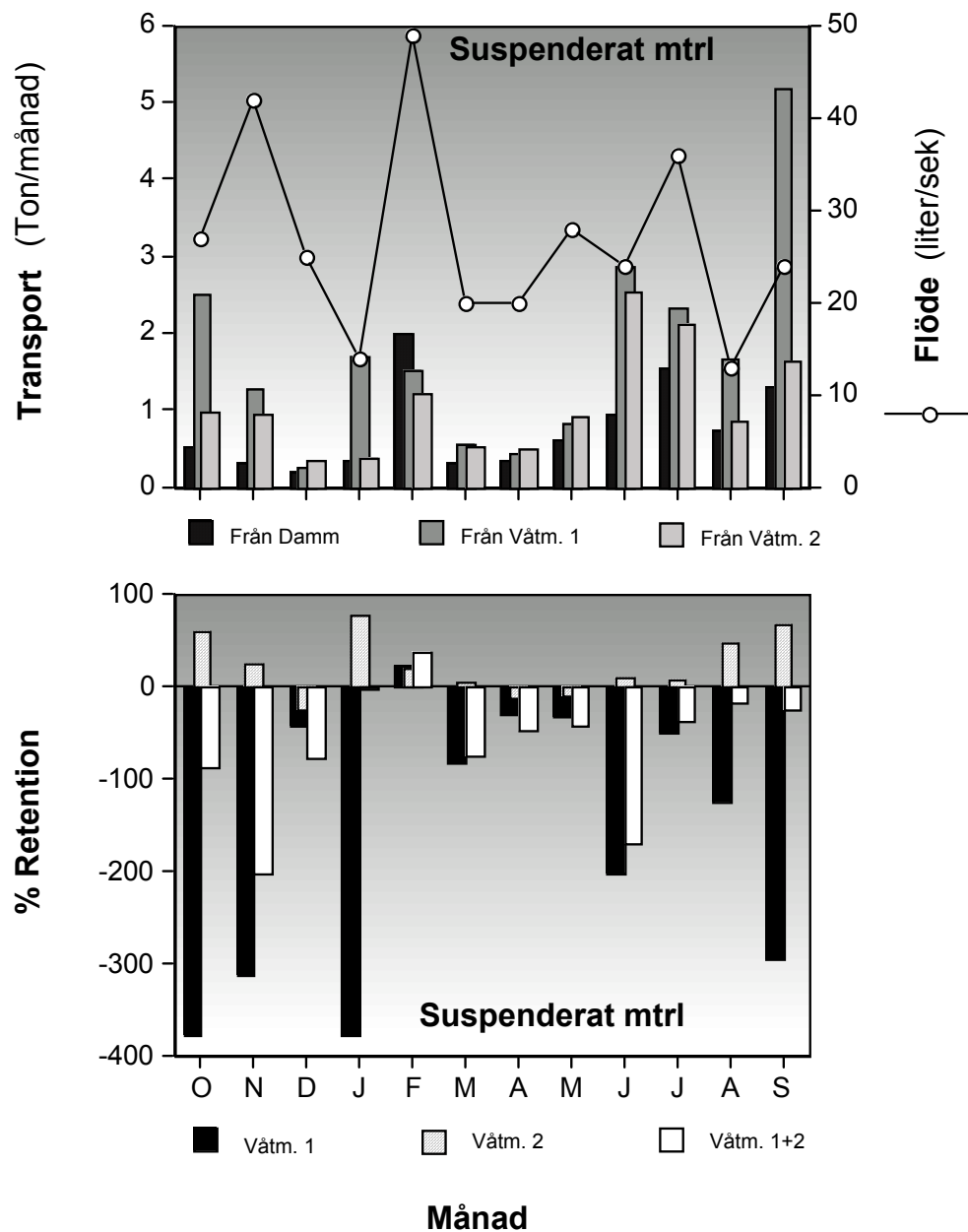
Figur 13. Beräknad transport av löst fosfat-P ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



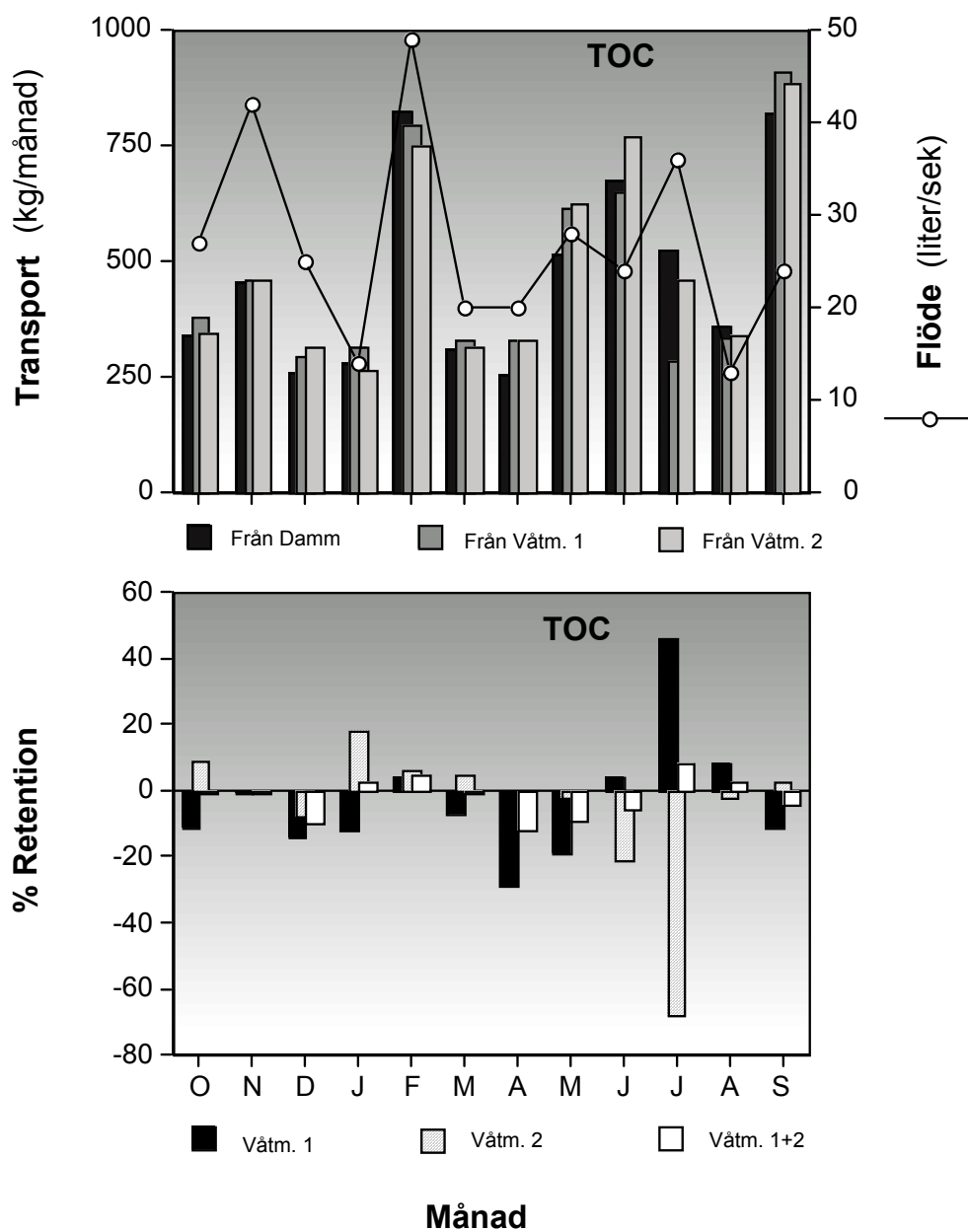
Figur 14. Beräknad transport av löst partikulärt fosfat-P ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



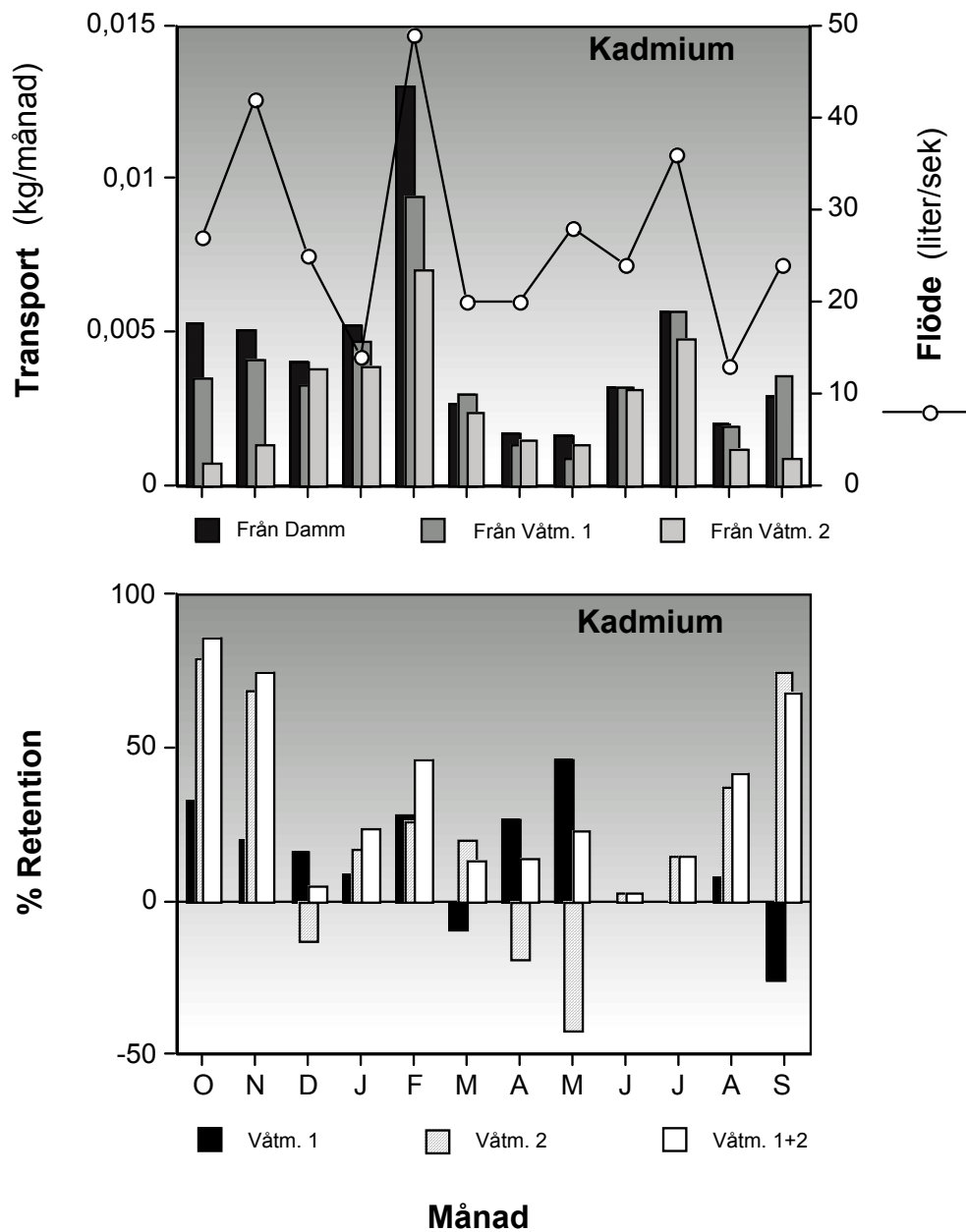
Figur 15. Beräknad transport av löst total-P ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtmark 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



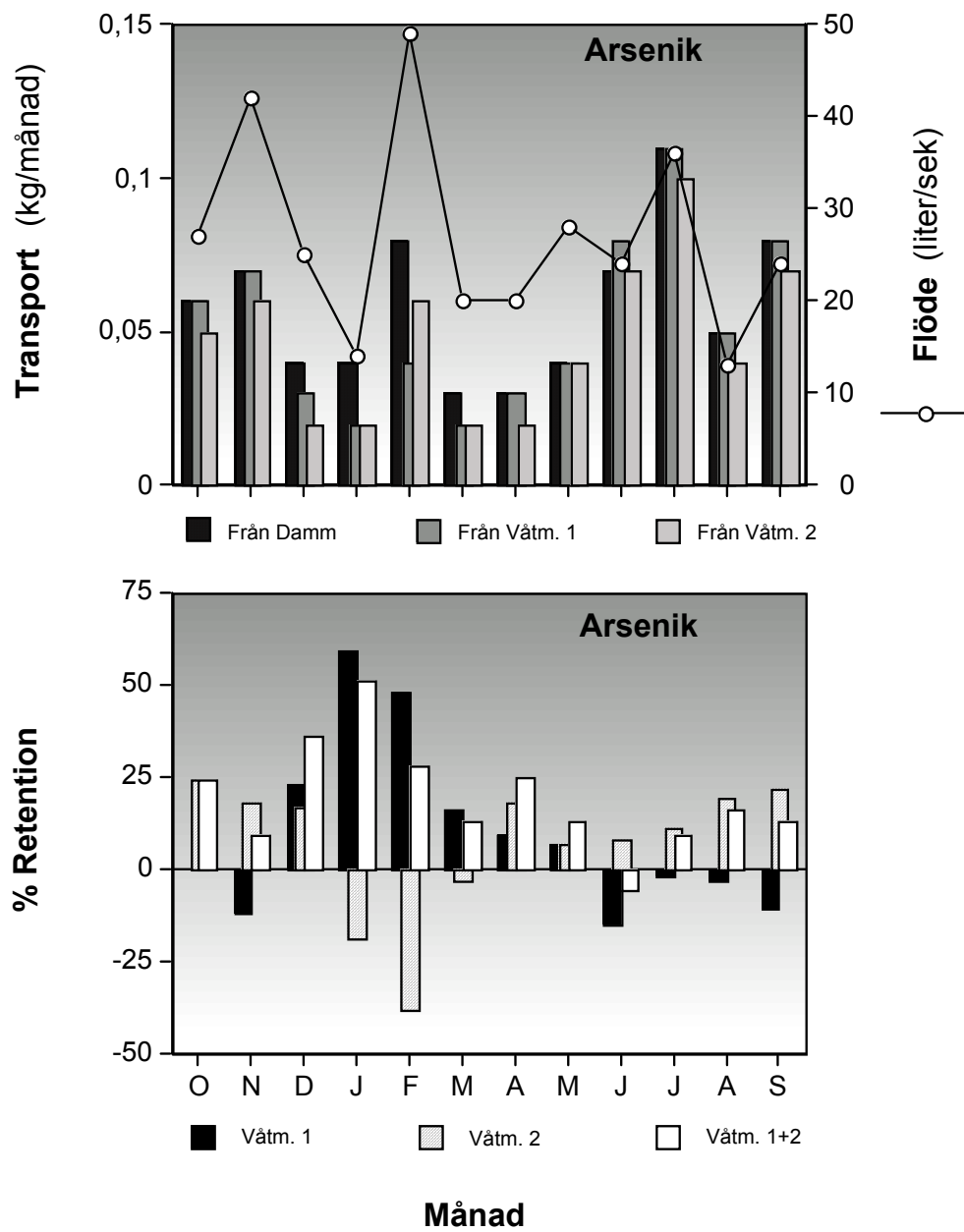
Figur 16. Beräknad transport av löst suspenderat material ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna. Observera att suspenderat material anges i ton per månad.



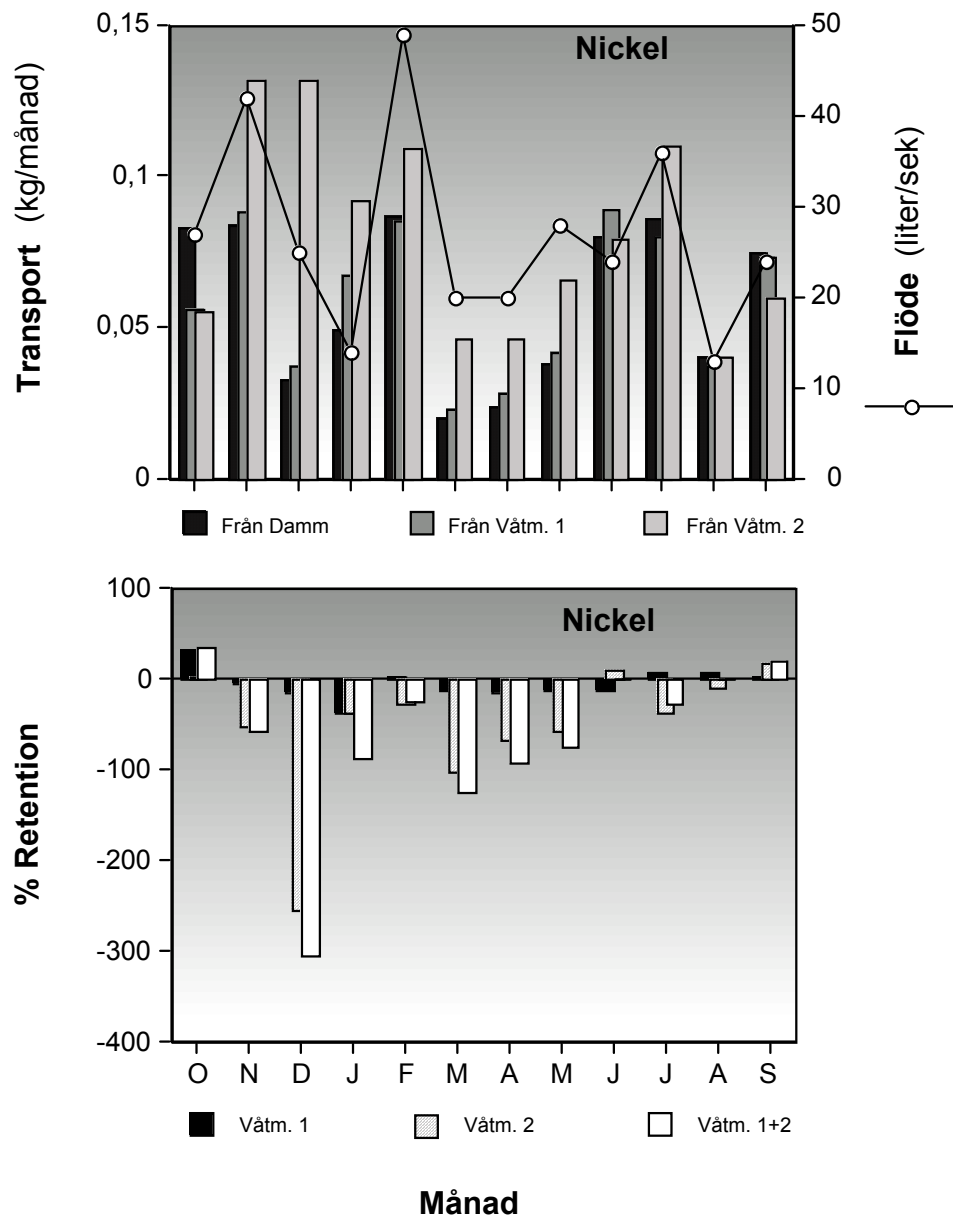
Figur 17. Beräknad transport av totalt organiskt kol ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



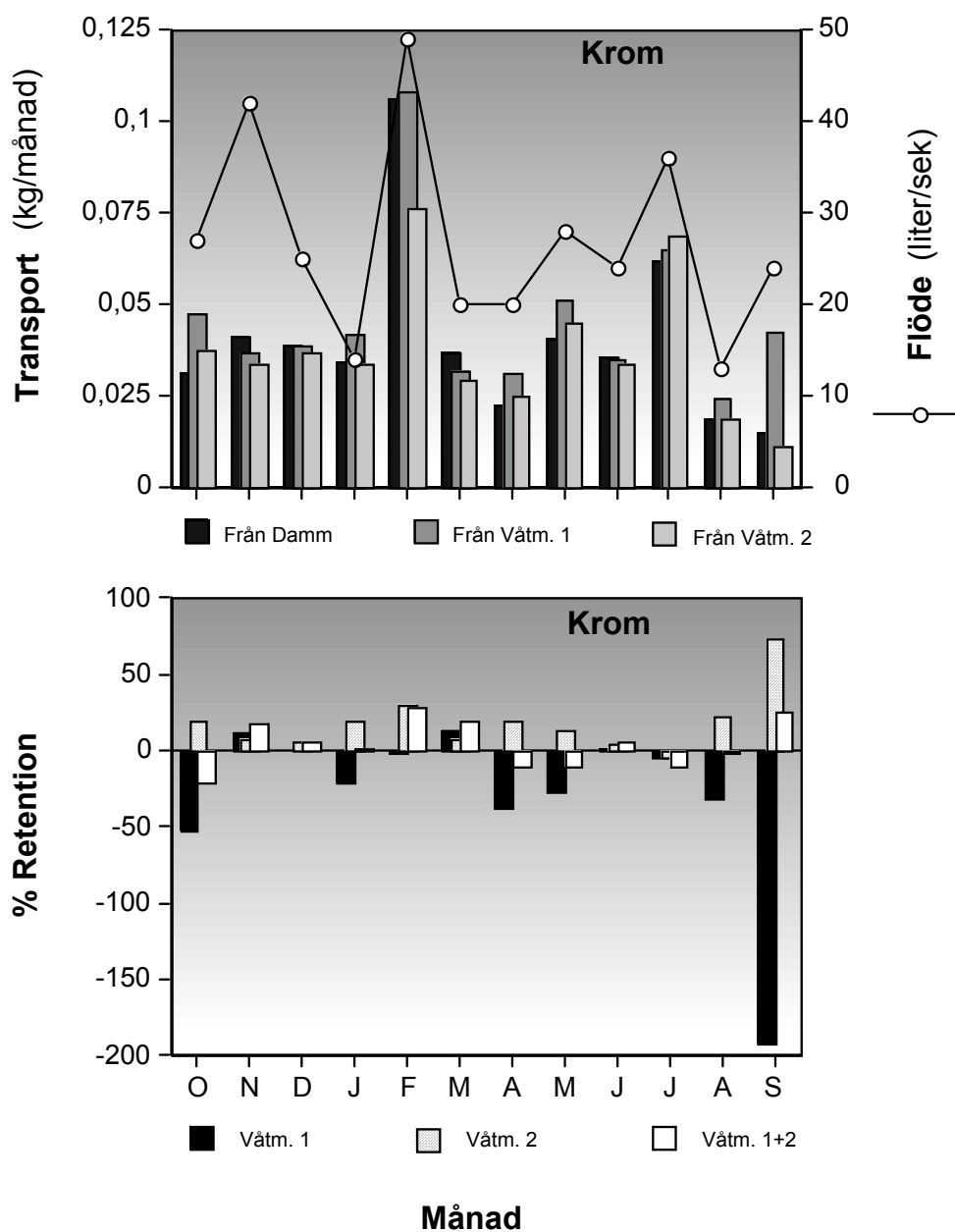
Figur 18. Beräknad transport av kadmium ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



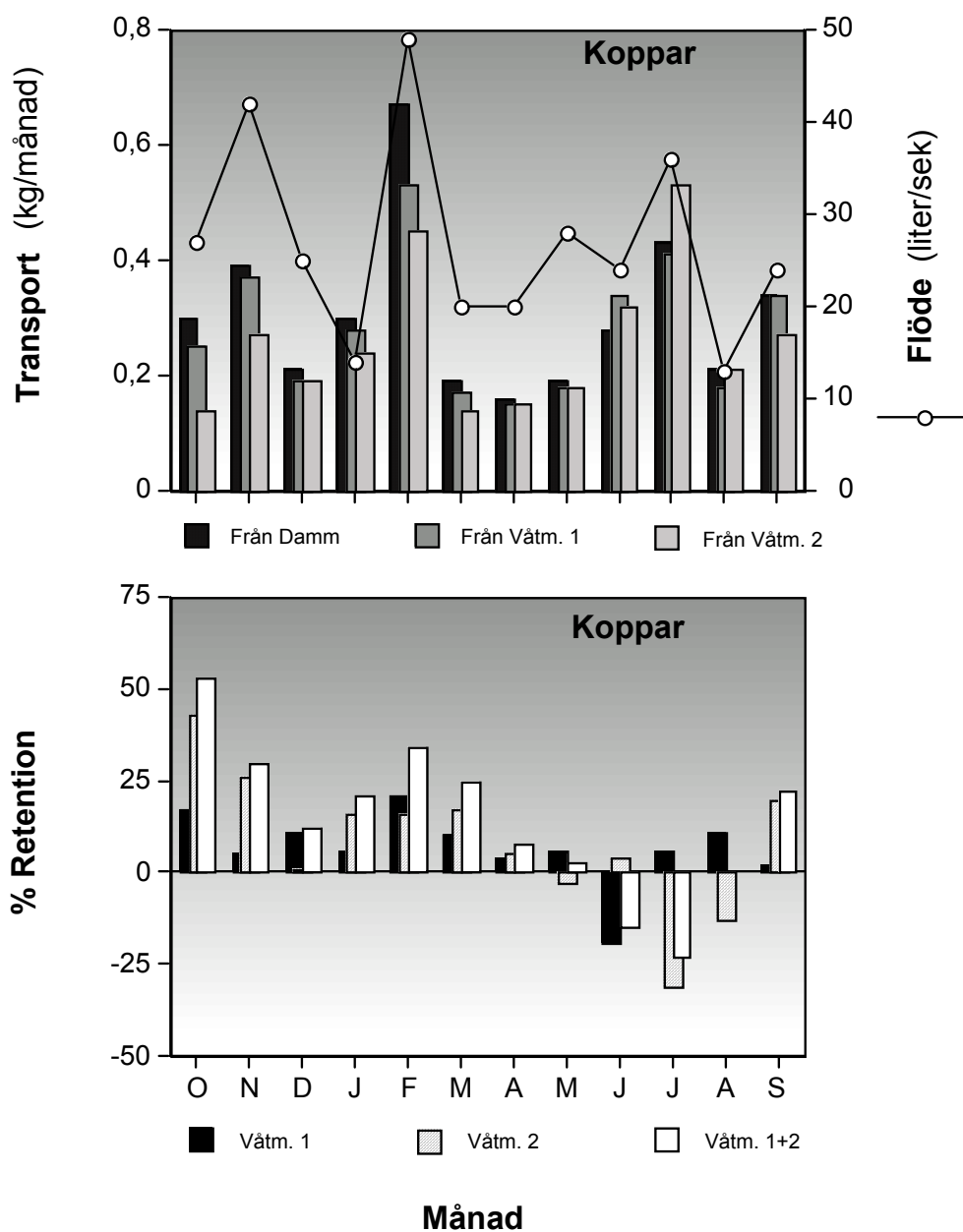
Figur 19. Beräknad transport av arsenik ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



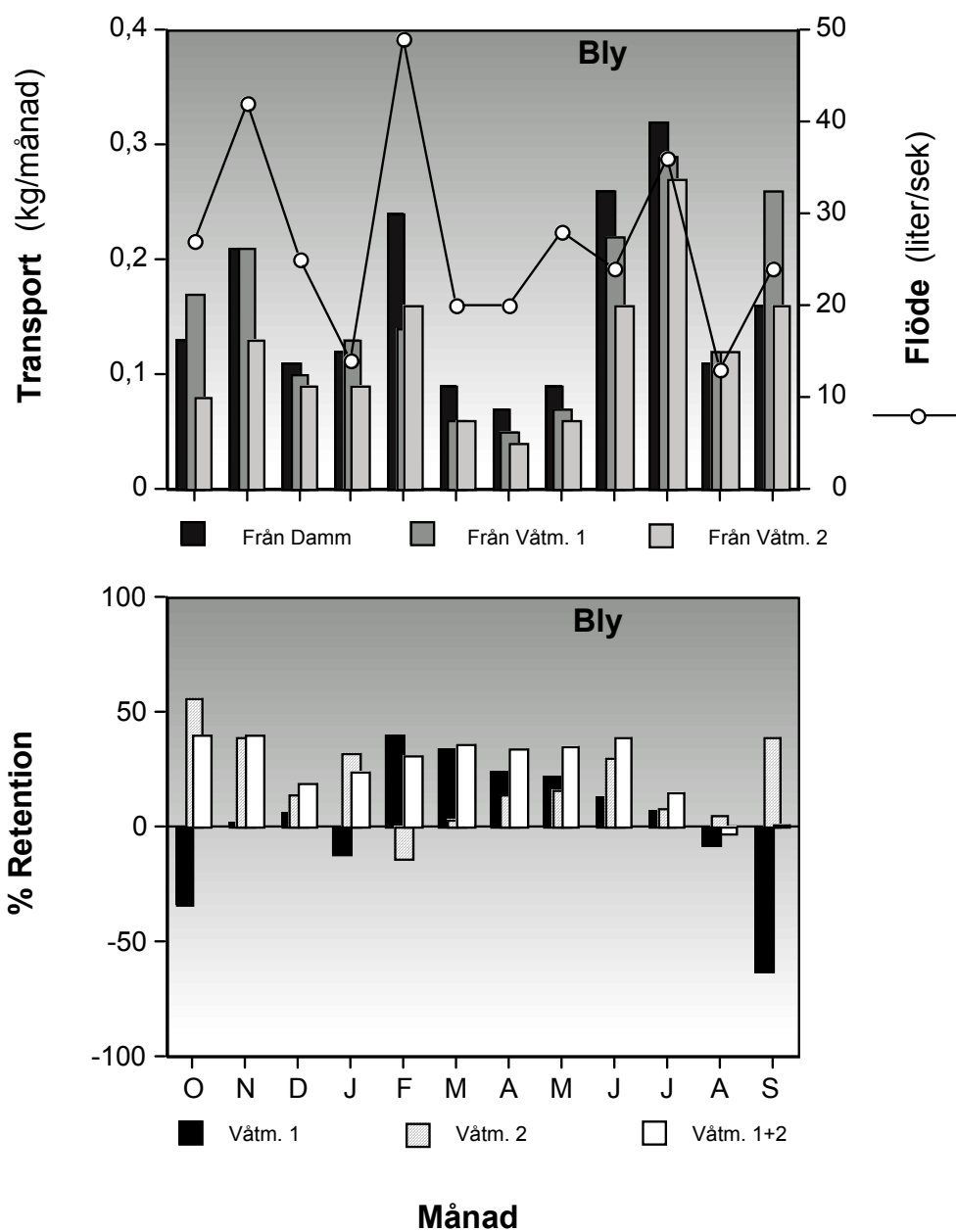
Figur 20. Beräknad transport av nickel ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



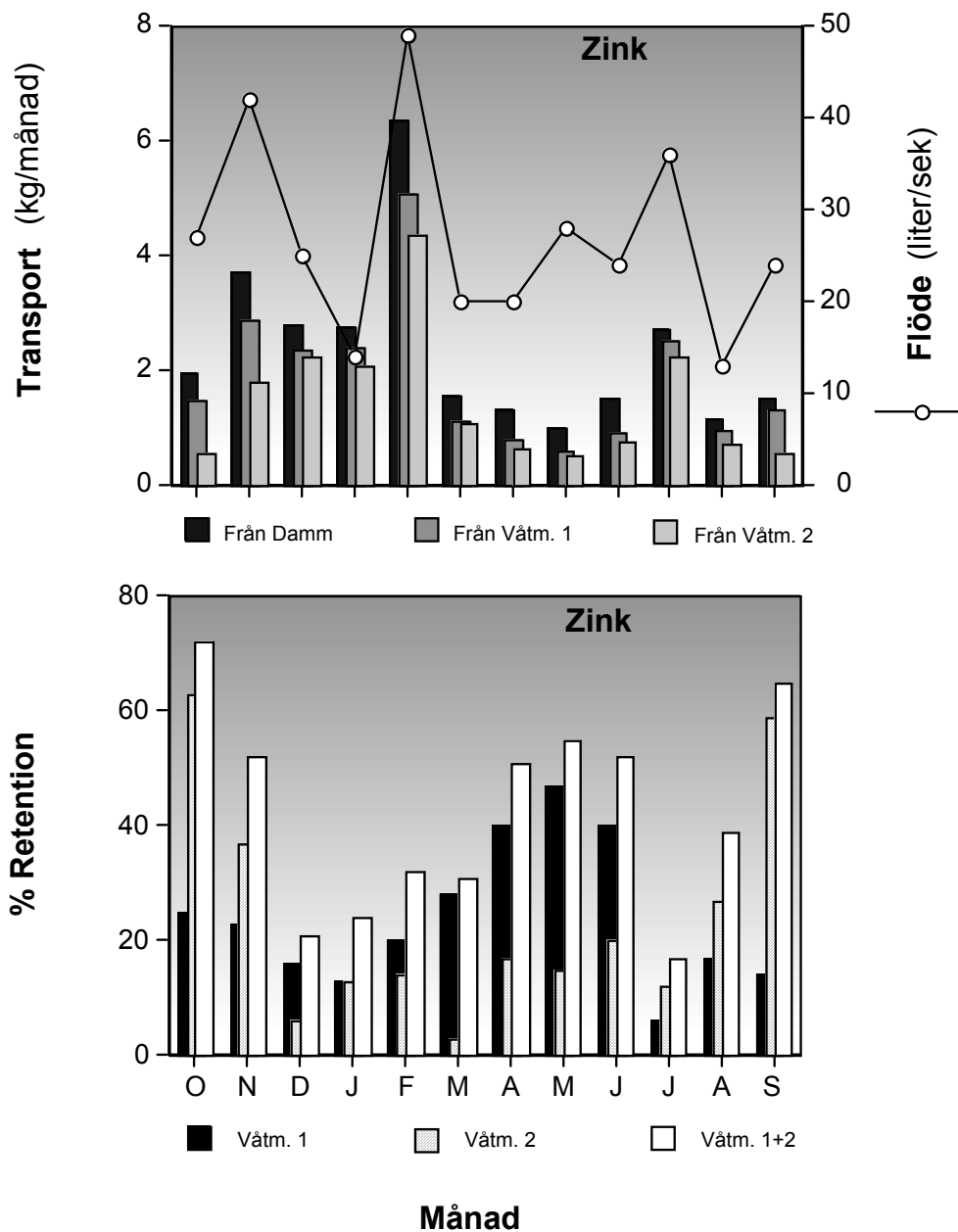
Figur 21. Beräknad transport av krom ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våt. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



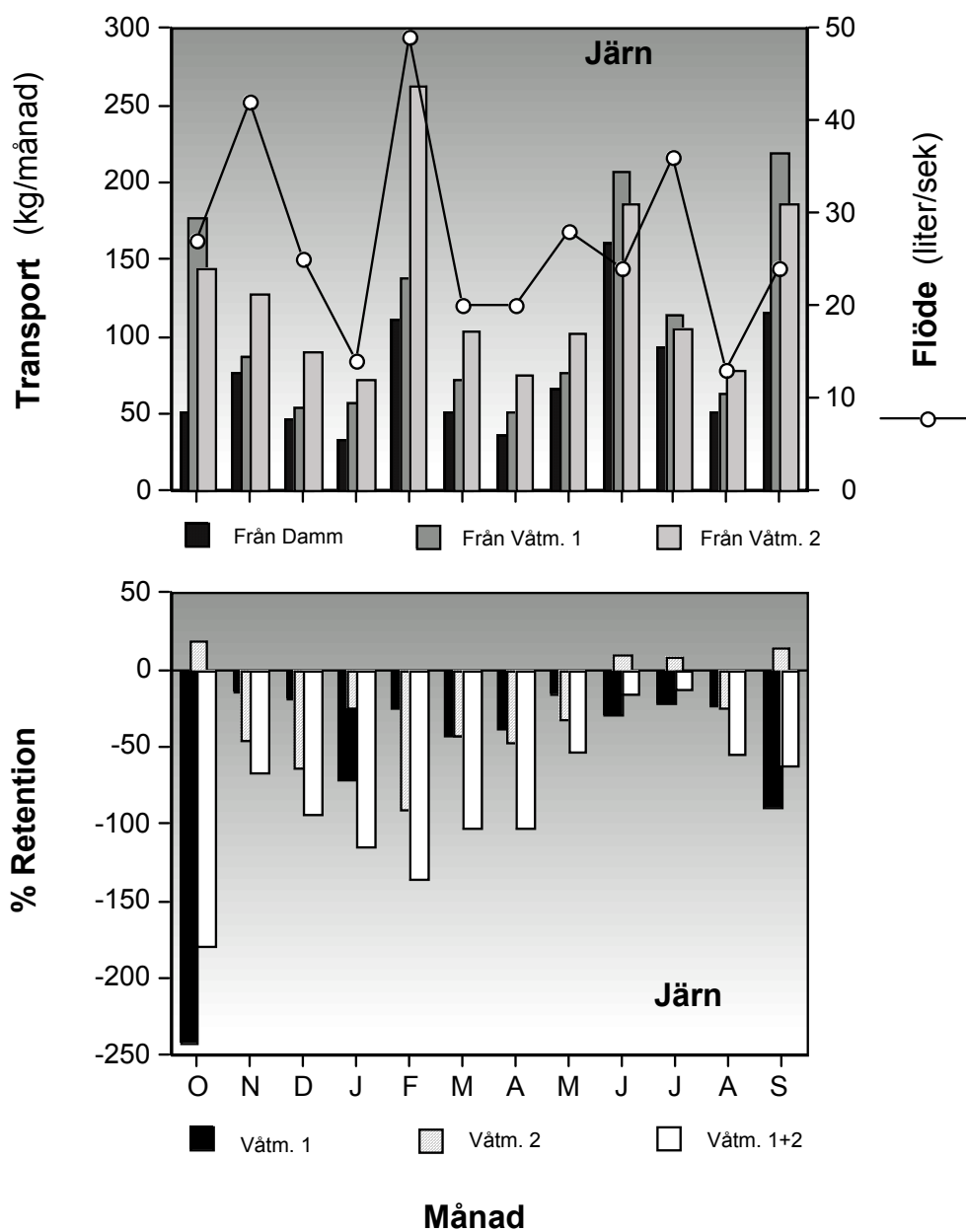
Figur 22. Beräknad transport av koppar ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



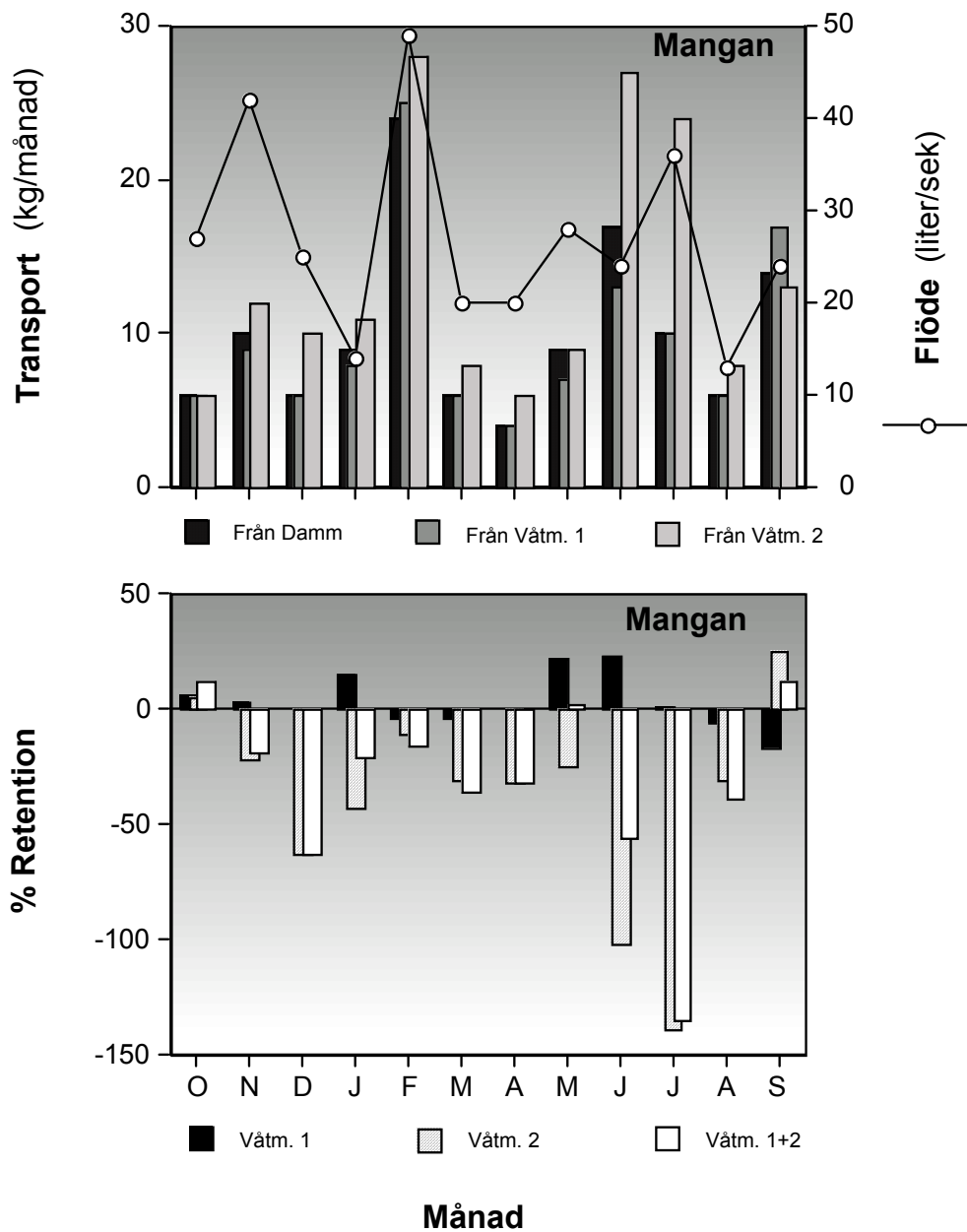
Figur 23. Beräknad transport av bly ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



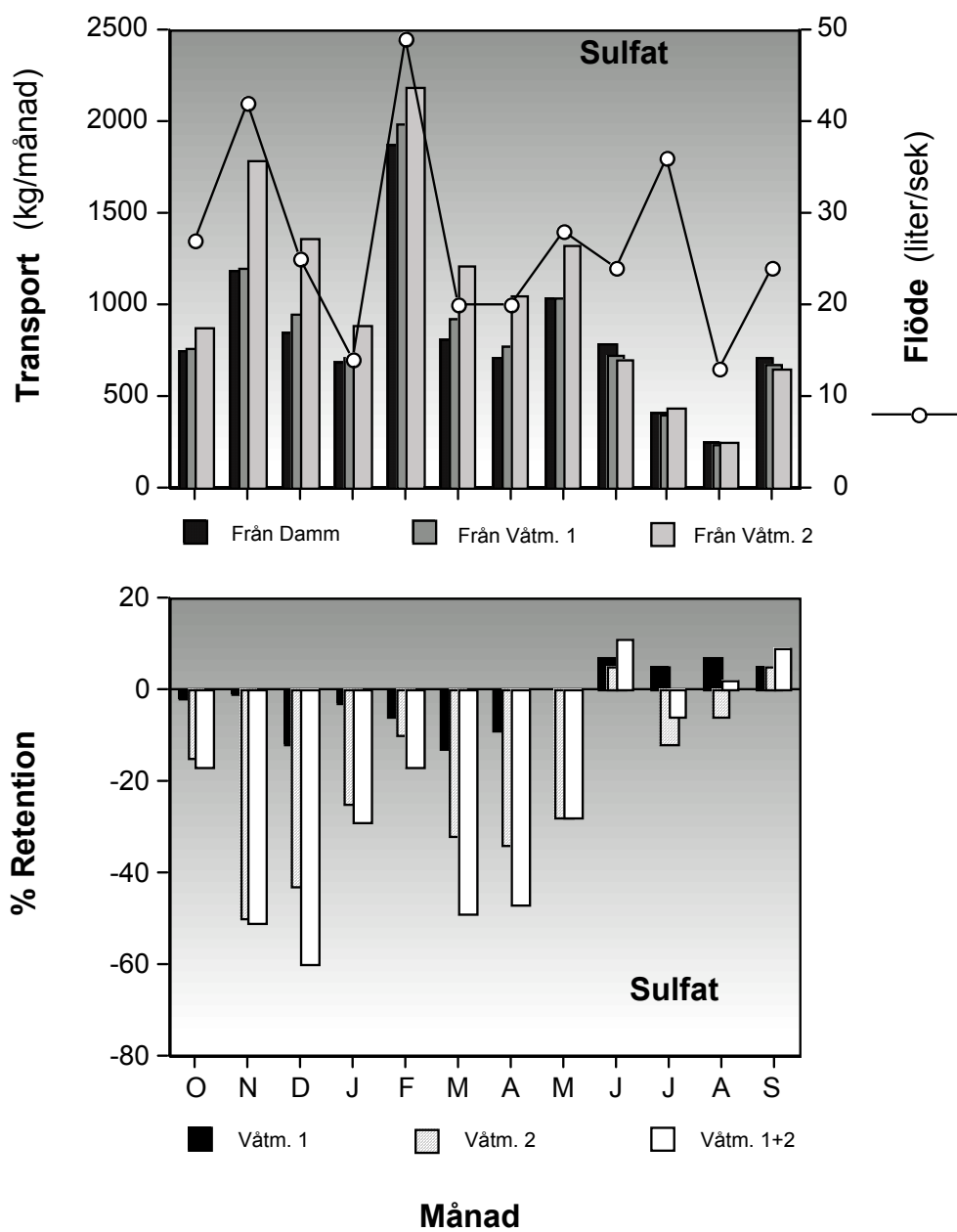
Figur 24. Beräknad transport av zink ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



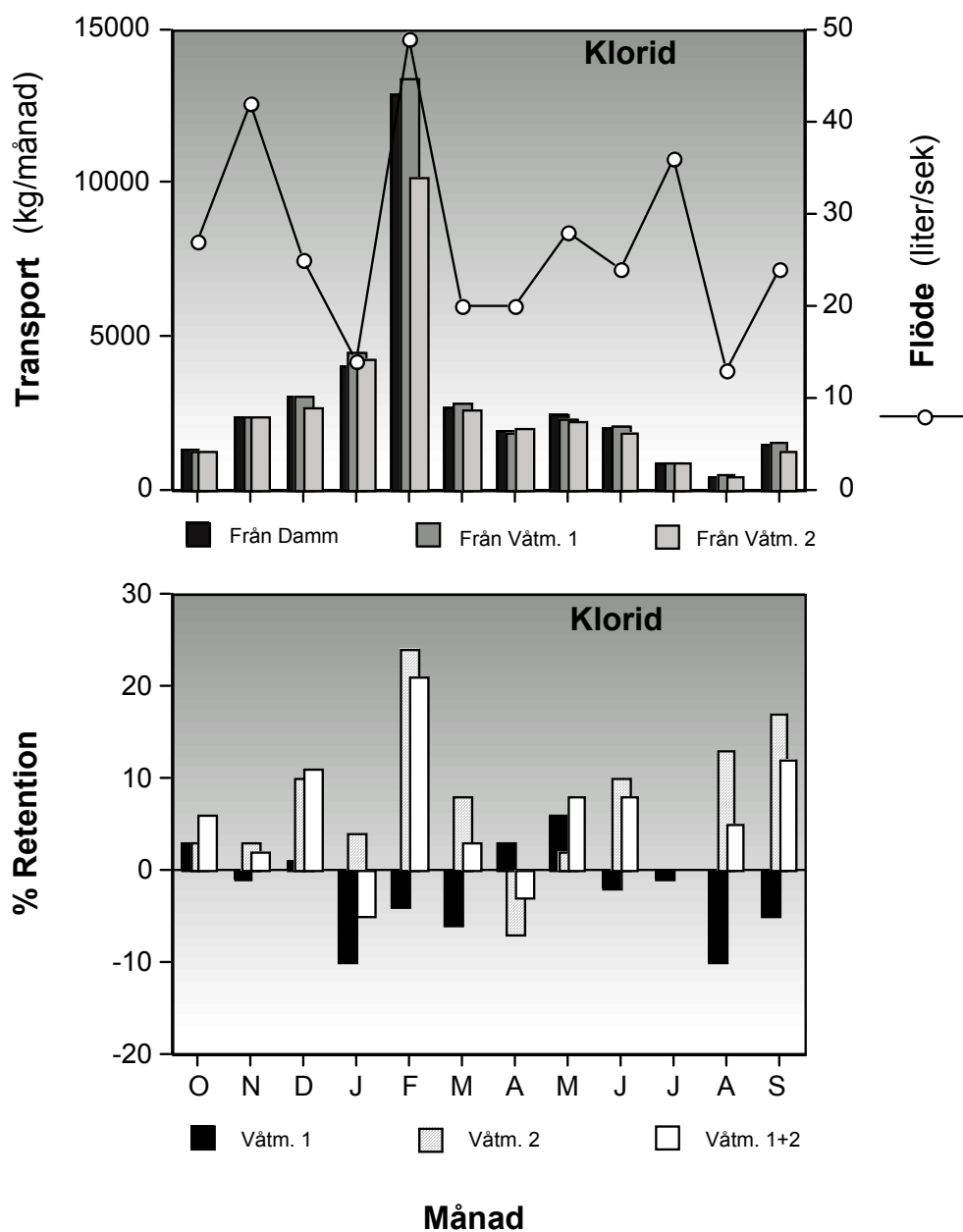
Figur 25. Beräknad transport av järn ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



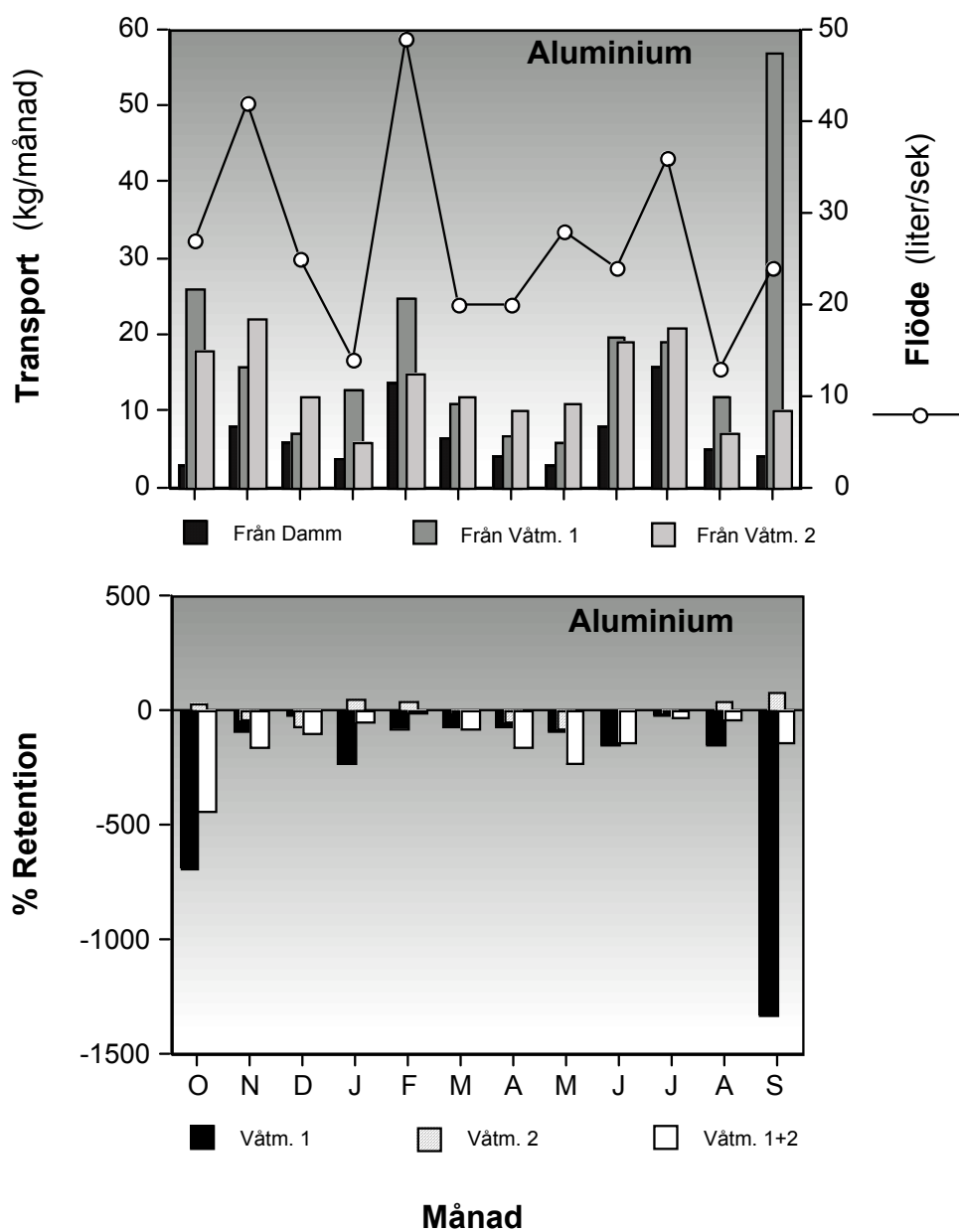
Figur 26. Beräknad transport av mangan ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



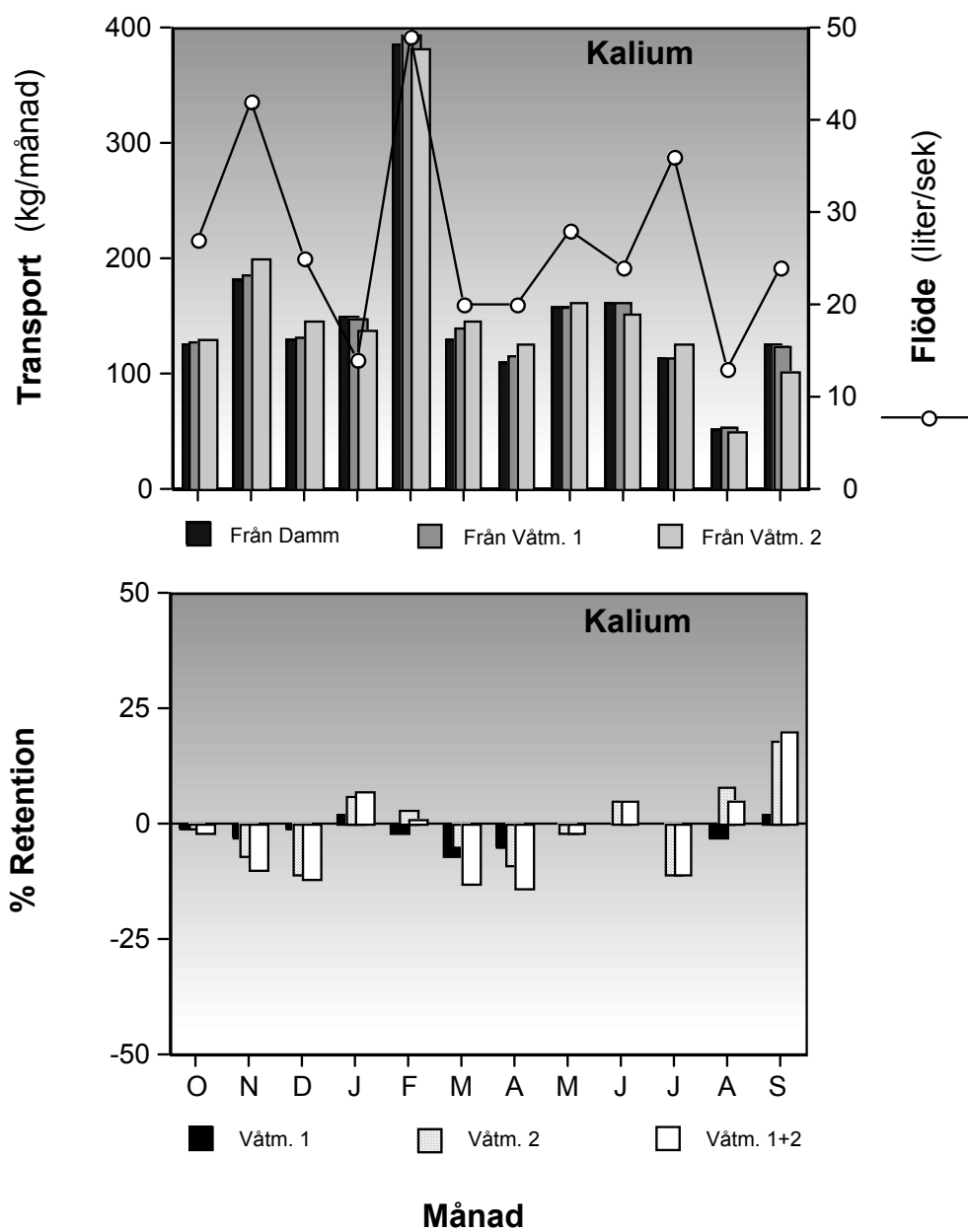
Figur 27. Beräknad transport av sulfat ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



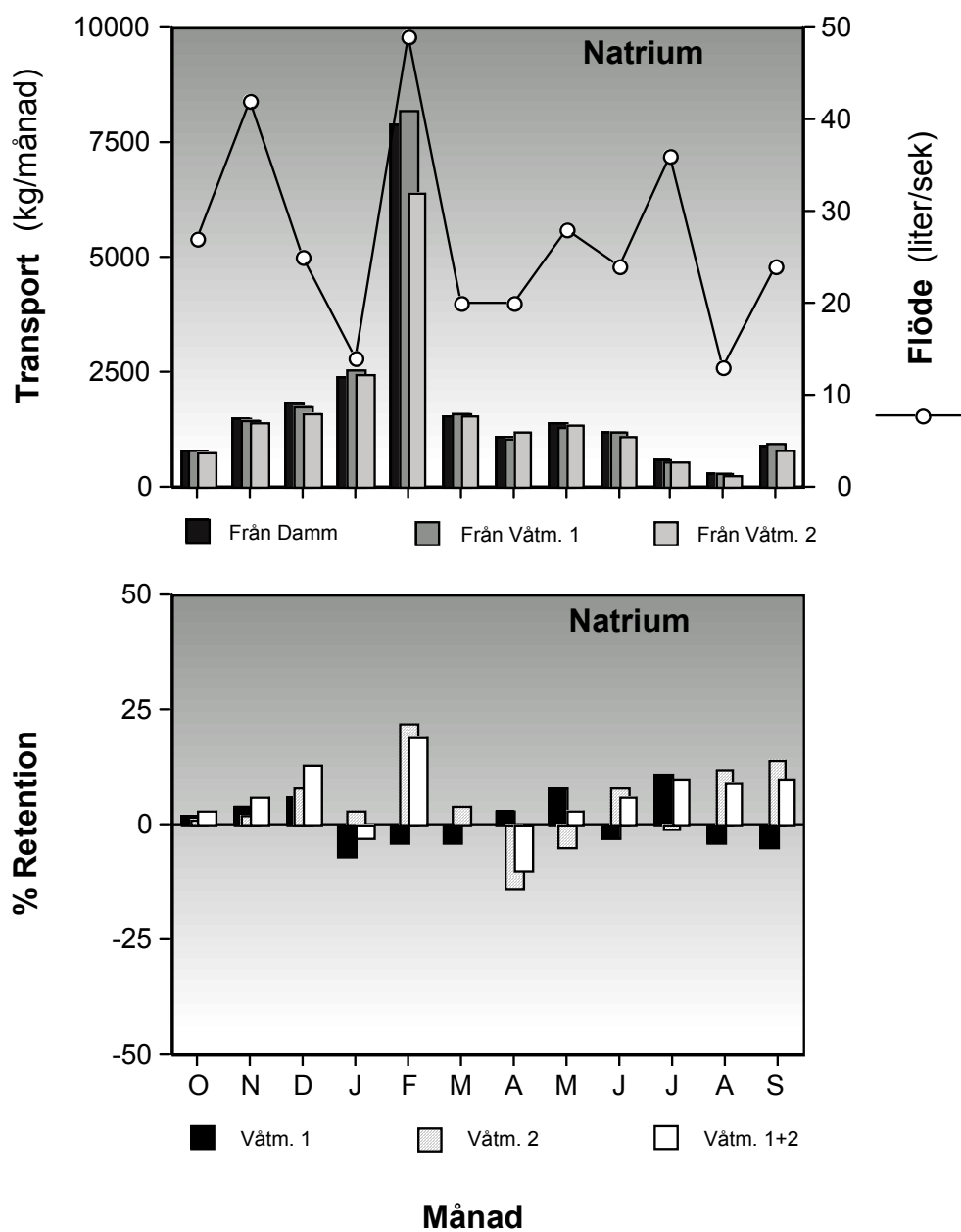
Figur 28. Beräknad transport av klorid ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



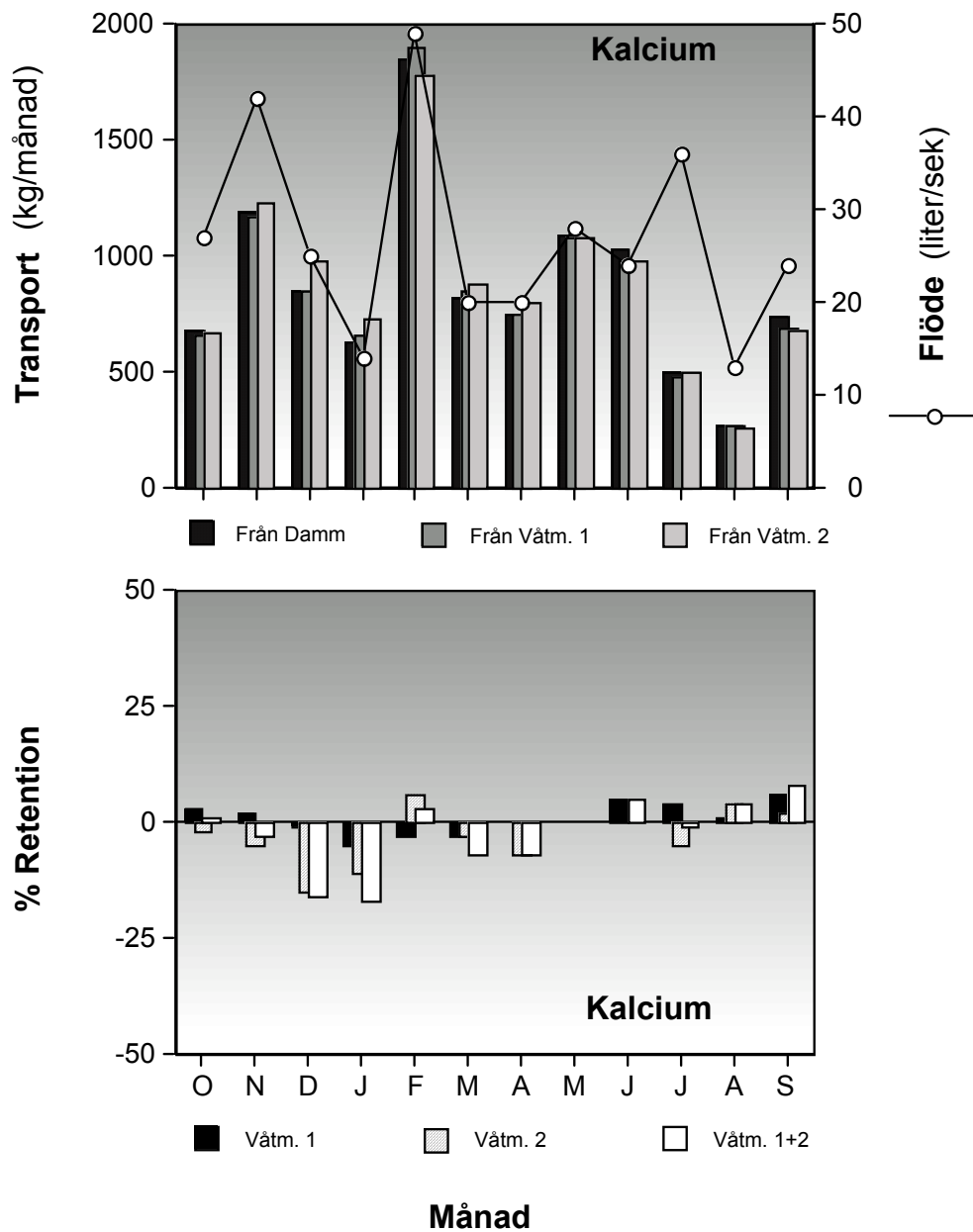
Figur 29. Beräknad transport av aluminium (total) ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



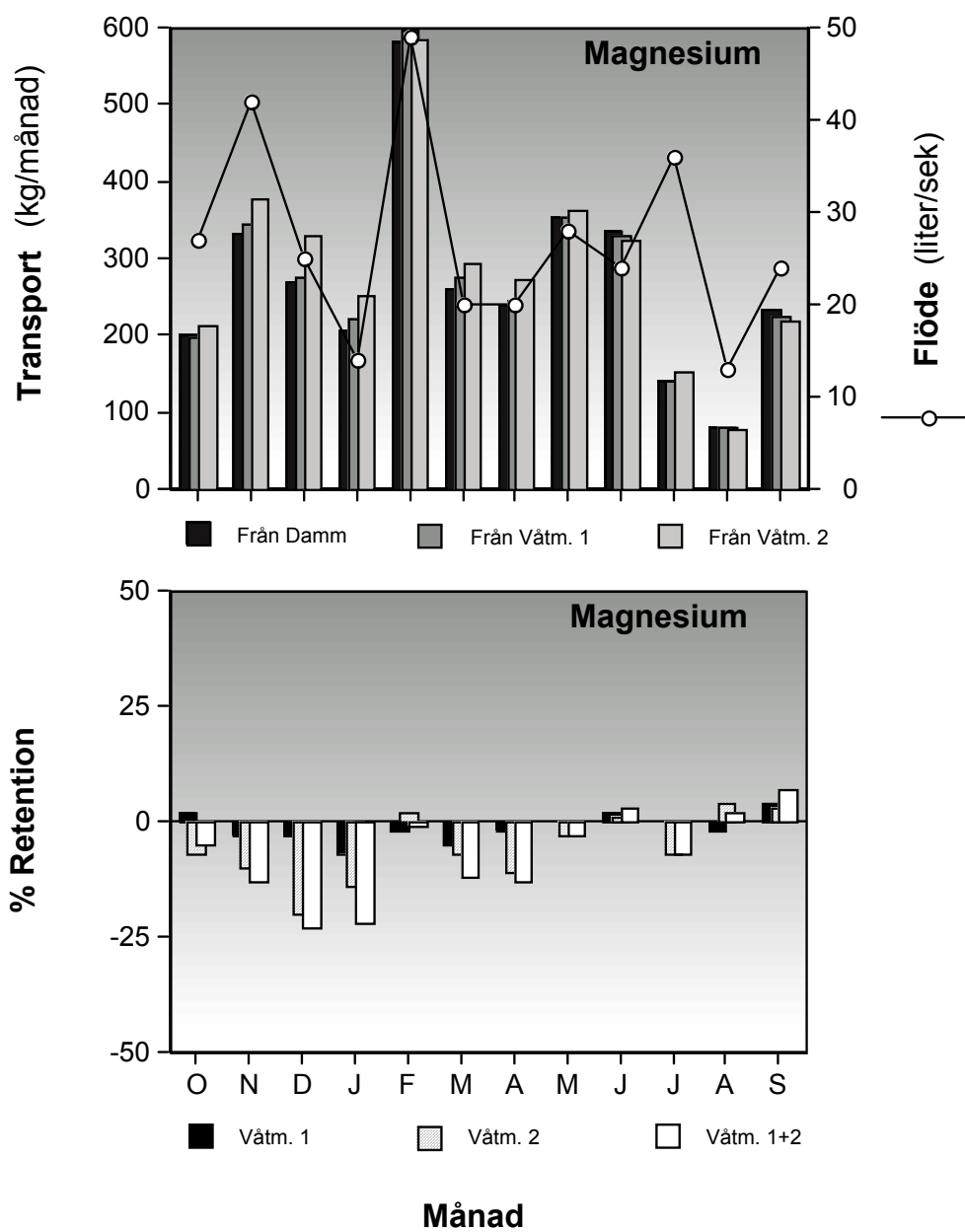
Figur 30. Beräknad transport av kalium ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



Figur 31. Beräknad transport av natrium ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



Figur 32. Beräknad transport av kalcium ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.



Figur 33. Beräknad transport av magnesium ut från Vallåsdammen och Vallås Våtmark 1 respektive Våtmark 2 samt procentuellt beräknad retention (avskiljning) av samma ämnen. Med positiv retention menas att uttransporten av ämnet minskat från respektive våtmark. Retention angiven för Våtmark 1 och Våtmark 2 (Våtm. 1 + 2) avser den sammantagna retentionen för de båda våtmarkerna.

Förekomster av metaller, organiska föroreningar och andra substanser i Vallåsdammens sediment.

I Vallåsdammen (VD) undersöktes 1997 sedimentet (från 45 sedimentkärnor) beträffande deposition av metaller, organiska föroreningar och andra ämnen under perioden 1969 till 1996 (tabell 2). Sedan 1969 har i snitt 15 cm sediment avlagrats i dammen vilket indikerar en sedimenteringshastighet av i medeltal 5 mm per år (Stibe et al., 2000). Undersökning visade att anrikningen av metaller varit ansevärt under dessa 27 år men att halterna i sedimentet trots detta inte för någon tungmetall överstiger ”Måttligt höga halter” enligt Naturvårdverkets tillståndsklassning av metaller i ytsediment (Naturvårdsverket, 1999). Det bör noteras att de erhållna värdena från VD baseras på ett integrerat värde för hela den sedimentkärna (ca 15 cm) som bildats under 27 år.

Utöver sedimentprovtagning, har i denna undersökning metallhalter analyserats på det vatten som transporterats från VD till Vallås våtmark 1 (V1), vidare på det vatten som runnit från V1 till Vallås våtmark 2 (V2) samt på utflödande vatten från V2. Som tidigare nämnts har inga prov kunnat tas på det vatten som transporteras in till VD på grund av att dessa tillflöden (4 st.) är kulverterade och generellt under vattennivå i dammen. Tillgänglighet och förutsättningar för precisa provtagningar och flödesmätningar har därmed i hög grad varit begränsande. Det har däremot varit möjligt att utföra en, om än indirekt, bedömning av retentionsförmågan i VD genom att anta att utflödande transport i kg (oktober 1996 - september 1997) från VD in till V1 plus den genomsnittliga mängden ackumulerad metall per år i sedimentet (1969 - 1996; Tabell 2) är detsamma som den totalmängd metall som transporterats till Vallåsdammen under undersökningsåret. Det antas här att depositionen till sedimentet har varit konstant under 1969 till 1996. Vi antar också, vid denna jämförelse, att den årliga uttransporten från VD representerar en långtidssituation.

Med ovanstående beräkningsgrund framgår att kapaciteten för reduktion av metaller i VD är mycket hög. Avskiljningen av Cd, As, Ni, Cr, Cu, Pb och Zn är i VD mellan 40 % och 80 % (Tabell 6). Sedimentet i Vallåsdammen har ett relativt högt innehåll av organiskt material (11 %). Ett sediment med hög halt av organiskt material har högre förmåga att adsorbera metaller och kan därmed binda större mängd metaller än ett mer minerogent sediment (Naturvårdsverket, 1999). Det organiska materialet påverkar också rörligheten av olika metaller i våtmarken (Walker & Hurl, 2002).

Uttryckt i specifik area (enligt Pettersson, 1999), varierar dammars förmåga att avskilja föroreningar beroende på vilken belastning dammen har (dammarea/hårdgjord yta). För Vallåsdammen uppgår denna specifika belastning till $315 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$. I Petterssons studier var avskiljningen av tungmetaller 30 – 50 % (endast Zn, Cu och Pb) och avskiljningen av suspenderat material 70 % för en hårt belastad damm ($40 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$). För en mindre belastad damm ($240 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$), motsvarande Vallåsdammen, var avskiljning av metaller och suspenderat material, 75-88 % respektive 84 %. Motsvarande beräknade avskiljning för Zn, Cu och Pb i Vallåsdammen var 44 – 82 % (Tabell 6), dvs. något lägre metallretention jämfört med vad som beräknades i dammarna i Petterssons studie. Avskiljning av suspenderat material kunde inte uppskattas i Vallåsdammen.

Tabell 2. Totalmängd närsalter, metaller och ett urval organiska föroreningar som ackumulerats i Vallåsdammens sediment mellan åren 1969 – 1996, genomsnittligt ackumulerade halter per år samt halter i sediment. Mätdata bygger på sammelprov från 45 sedimentkärnor tagna vintern 1997 då Vallåsdammen var istäckt.

Analysvariabel	Totalt i sedimentet (kg ha ⁻¹)	Årlig ack. (kg ha ⁻¹ år ⁻¹)	Halt i sedimentet (mg kg ⁻¹ TS ⁻¹)*
Torrsubstans	563706	20878	43%
Glödn förlust (org. halt)	62000	2296	11% (av TS)
Kväve tot.	3326	123	0,59% (av TS)
Fosfor tot., P	958	35,5	0,17% (av TS)
Arsenik As	6,76	0,25	12
Bly, Pb	141	5,22	250
Kadmium, Cd	1,18	0,044	2,1
Koppar, Cu	53,6	1,98	95
Krom tot., Cr	17,5	0,65	31
Kviksilver, Hg	0,10	0,004	0,18
Nickel, Ni	13,0	0,48	23
Zink, Zn	355	13,2	630
Naftalen	<0,17	<0.003	<0,3
Acenaftylen	<0,17	<0.003	<0,3
Acenaften	<0,17	<0.003	<0,3
Fluoren	<0,17	<0.003	<0,3
Fenantren	0,17	0,006	0,3
Antracen	<0,17	<0.003	<0,3
Flouranten	0,46	0,017	0,82
Pyren	0,62	0,023	1,1
Benso(a)antracen	0,19	0,007	0,34
Chrysen	0,73	0,027	1,3
Benso(b)flouranten	0,39	0,015	0,7
Benso(k)flouranten	0,39	0,015	0,7
Benso(a)pyren	0,21	0,008	0,38
Indeno(1,2,3,-cd)pyren	0,21	0,008	0,38
Dibenso(a,h)antracen	<0,17	<0.003	<0,3
Benso(ghi)perylene	0,30	0,011	0,54

*mg kg⁻¹ TS⁻¹ där inget annat anges. TS= torrsubstans.

När det gäller Pb är den procentuella retentionen i Vallåsdammen sannolikt i överkant eftersom övergången från blyad bensin till blyfri bensin resulterat i lägre halter i dagvatten senare år (Larm, 1994; Stibe et al, 2000). Sannolikt är även retentionen av Zn, och Cu i överkant. Enligt Larm (1994 och referenser däri) har Pb-halterna minskat med hälften sedan 1980, Zn-halterna har minskat till 75 % av 1980 års värden och Cu till mellan 65 och 90 % av

1980 års värden beroende på om Cu använts som byggnadsmaterial inom området eller ej. Halter av kväve och fosfor bedöms i stort sett vara oförändrade sedan 1980.

Signifikanta samband observerades mellan högre halter av Cd och Zn och lägre pH i det utflödande vattnet från VD till V1 ($F=8$ och 14 , $r^2=0,31$ och $0,44$, $df=19$). Lägre pH var däremot omvänt korrelerat till högre halter av Fe ($F=44$, $r^2=0,41$, $df=19$), dvs. högre pH var kopplat till hög uttransport av Fe från VD. Under undersökningsperioden låg pH-värdet i Vallås-systemet på mellan 6.5 och 8.2 (Figur 8) med högst värden på sommaren. Värdena för pH är relativt höga i Vallås-systemet och någon risk för att metaller skall mobiliseras från sediment föreligger inte även om pH-värdet skulle sjunka under 6. Sediment är i allmänhet mycket bättre buffrade miljöer än överliggande vattenmiljö (Lydersen & Löfgren, 2002). Sambanden beskrivna ovan mellan minskat pH-värde och ökad metallkoncentrationer beror sannolikt på remobilisering av metaller från kolloidpartiklar eller humussubstanser i vattenmassan.

En del av de organiska ämnena, bl.a. naftalener, antracener, pyrener och olika antenfraktioner, som hittats i Vallåsdammens sediment är destillationsprodukter som uppkommer från förbränning av trä- och stenkoltjära. Stenkoltjära är framför allt en biprodukt från stålverkens koksverk. Även vid processer som framställning av stadsgas och hushållskoks uppkommer tjäror (Kemikalieinspektionen, 1994).

Beroende av processtemperaturen bildas tjäror med olika kemisk sammansättning. Detta inverkar på vilka ämnen som ingår i de olika destillaten. Kreosot framställs ur både trä- och stenkoltjära och innehåller många av dessa fraktioner av polyaromatiska kolväten. En mindre del kreosot används för att blanda i beck och asfalt så att de får lagom konsistens för att kunna användas som t.ex. vägbeläggning (Kemikalieinspektionen, 1994). Hur dessa ämnen har transporterats till Vallås känner vi inte till men atmosfärisk transport från lokala industrier till avrinningsområdet eller vattenburen transport av asfaltsrester inom avrinningsområdet är inte osannolikt att tänka sig.

Belastning från fågelexkretion i Vallås Våtmark 1.

Ett önskvärt inslag i den ekologiska dagvattenhanteringen är en hög biologisk mångfald och i synnerhet ett stort antal fåglar i de nyanlagda vattenmiljöerna i tätorten. Fåglar upplevs generellt mycket positivt i våtmarker och dammar då de ger liv och rörelse till vattenspeglarna och indikerar en allmänt frisk och ren närmiljö. En nackdel är emellertid att fåglarna omsätter en hel del näringsämnen och tillför också närsalter genom sin avföring direkt till vattnet eller dess närhet vilket kan bidra till reduktiva förhållanden i sedimentet (Figur 8). Problematiken är inte helt enkel då fåglar likväl som de kan ta upp näring utanför dammarna och släppa sin avföring i dem kan de ta upp näring i dammen och släppa avföringen *utanför* dammen (Lundberg, 1999). Ett försök att kvantifiera den årliga belastningen av kväve och fosfor från fåglar till Vallås Våtmark 1 (V1) har utförts inom projektet (Folmer, 1999). Artsammansättning samt antal fåglar undersöktes under september månad 1999. Det årliga genomsnittet av gräsänder beräknades från tidigare studier över denna arts populationsdynamik i området. Från litteraturen hämtades data över avföringsfrekvens samt avföringens innehåll och koncentrationer av kväve och fosfor från de fågelarter som observerades i V1 under perioden. Främst var det gräsänder, skrattnås och häger som observerades regelbundet och som inte nämnvärt stördes av mänsklig aktivitet i området. Antalet fåglar i dammen beräknades båda dag och natt.

Totalt för september månad (dag + natt) beräknades den totala netto-belastningen av kväve till 2,2 kg månad⁻¹ och av fosfor till 0,4 kg månad⁻¹. Årlig förväntad kväve- och fosfor-belastning på V1 av alla fåglar inkluderat beräkning av felmarginaler finns redovisat i Tabell 3 (Folmer, 1999). En känslighetsanalys för näringsbelastningen orsakad av gräsänder (den absolut vanligaste fågelarten) utfördes också. Resultatet var att det årliga utnyttjandet av dammen var lägst 6000 individer och högst 20000 individer. Detta resulterade i ett nettospännvidd över året vad gäller kvävebelastning mellan 15,5 och 45 kg år⁻¹ och när det gäller fosfor till mellan 3,0 och 7,7 kg år⁻¹.

Under perioden oktober 1996 till september 1997 beräknades uttransporten av kväve från Vallåsdammen till Vallås Våtmark 1 till drygt 1500 kg (se Tabell 4). Fåglarnas bidrag till kvävebelastningen uppgick till 29 kg N år⁻¹. Endast ca 2 % av totala mängden kväve från Vallåsdammen kan därmed sägas bero på fåglarnas avföring. Även under extrema tätheter av fågel i Vallås torde fåglarnas bidrag till kvävebudgeten uppgå till endast något fåtal procent.

Tabell 3. Förväntad kväve- och fosforbelastning (kg år⁻¹) på Vallås Våtmark 1 vid i genomsnitt 12500 fåglar per år samt med uppskattad minimum- och maximum-belastning vid fågeltätheter på 6000 respektive 20000 fåglar per år.

Förväntad belastning		Maximum		Minimum	
Total-kväve (kg år ⁻¹)	Total-fosfor (kg år ⁻¹)	Total-kväve (kg år ⁻¹)	Total-fosfor (kg år ⁻¹)	Total-kväve (kg år ⁻¹)	Total-fosfor (kg år ⁻¹)
29	5	45	7,7	15,5	3,0

I relation till den årliga belastningen tillför emellertid fåglarna mer fosfor än kväve vilket på sikt kan leda till en förskjutning mot en lägre kväve/fosfor-kvot i våtmarkssystemet. En sådan förskjutning misstänks i extrema fall kunna leda till giftiga blågrön-algblomningar med letala konsekvenser för fåglar och däggdjur. Sådana problem har uppstått i vissa extremt fågelrika parkdammar i några svenska städer. Det bör dock nämnas att de orsakssammanhang som orsakar giftiga blågrönalgblooming är ofullständigt utredda.

Det är oklart hur mycket kväve och fosfor som tillförs varje år genom den fågelmatning som sker i anslutning till V1. Efter kontakt med Livsmedelsverket (Ia Torelm, Avd. f. Information och Nutrition) finns genomsnittligt för vitt bröd totalkväve 1,35 g/100 g bröd och totalfosfor 150 mg/100 g bröd. En person som utfordrar fåglarna i Vallås våtmarker med två limpor bröd (ca 1 kg) varannan dag under ett år bidrar följaktligen med 2,5 kg kväve och 0,3 kg fosfor till systemet. Detta bidrag i form av bröd-kväve och -fosfor motsvarar 0,16 % av kväve-transporten från VD till V1 oktober 1996 till september 1997 och 0,5 % av fosfortransporten.

Årlig ämnestransport och retention - utvärdering

Kväve

Dammar och våtmarker anses generellt vara viktiga fällor för kväve genom att dessa system gynnar sedimentation, växtupptag och framförallt denitrifikation. Den absoluta fastläggningen av totalkväve i dammar kan uppgå till mellan 500 till 2500 kg N ha⁻¹ år⁻¹, om belastningen är hög och övriga förutsättningar goda (Leonardson, 1994). Avskiljningseffektiviteten i procent varierar vanligen mellan 1 och 10. En ansevärd variation förekommer både vad gäller absolut retention i kg och relativ retention i % inom de olika våtmarkstyper som rapporterats. Variationen i relativ retention kan tillskrivas fluktuerande effektivitet och ger indikationer på brister i våtmarken (Leonardsson, 1994). Sådana brister kan tillskrivas felaktig utformning eller för liten storlek. I många fall har våtmarken kanske inte skapats som en näringsfälla utan avsikten har varit en annan och förutsättningarna för retention har därför inte optimerats.

Vallåsdammen och de två efterföljande våtmarkerna, V1 och V2, har anlagts i vad man kan kalla mångfunktionellt syfte med avsikt att omhänderta och magasinera dagvatten från bostadsytor och parkeringar, för att förbättra människans närmiljö och för att berika djur- och växtlivet i området. Bortsett från Vallåsdammen, som inte beräknats avseende kväveretention, så är den absoluta årliga retentionen av Total-N låg i Vallås-systemet; 35 kg per ha för V1 och 226 kg per ha för V2. Detta motsvarar en relativ retention på 2 respektive 15 % för de likstora våtmarkerna (ca 1 ha). Den årliga retentionen av kväve per ytenhet i Vallåssystemet är generellt låg jämfört med andra studerade våtmarksobjekt inom Halmstad kommun något som får anses mindre anmärkningsvärt då den specifika kvävebelastningen också är liten jämfört med dessa andra objekt (jmf Ambio, 1994; Fleischer et al., 1994).

Intressant att notera är att retentionen av nitrat är jämförbar i de två våtmarkerna V1 och V2; 226 kg år⁻¹ (14 %) respektive 121 kg år⁻¹ (16 %). Detta indikerar att förutsättningarna för denitrifikation, om vi generaliserar och antar att nitratförlust är lika med denitrifikation, är likartad i de båda våtmarkerna varför det följaktligen är andra fysiska, kemiska eller biologiska processer som åstadkommer en sämre retention av Total-N i V1. Koncentrationer av ammonium har inte analyserats vilket försvårar bedömningen av den totala kvävedynamiken i systemet. Det har föreslagits att det kan vara den höga observerade tätheten av fåglar i V1 som åstadkommer en sämre retention jämfört med V2 vilken inte föredras av fåglarna i samma utsträckning (privatpersoner utfodrar ofta fåglarna i V1).

Fåglarna kan genom sin exkretion tillföra närsalter till dammarna men de beräkningar som gjorts (Folmer, 1999) visar på att dessa endast bidrar till våtmarkernas kvävebelastning med några få procentenheter årligen. Däremot kan möjligen deras sim- och födosöksaktivitet orsaka resuspension av kvävehaltigt bottenmaterial till vattenmassan som transporteras vidare till nästa damm (dvs. V2). Det har tidigare noterats en förhöjd turbiditet i V1 (Fleischer et al., 1994) och i denna studie är det uppenbart att transporten av partikulärt material ökar då vattnet passerar V1. Ökningen av partikeltransporten kan sannolikt också tillskrivas ett allmänt grunt vattendjup i V1 som vid höga vattenflöden lätt medger en erosion av bottenmaterialet och vidare transport till V2. En del bentiska fiskarter (t ex braxen) har också uttalat förmåga att resuspendera botten substrat (Andersson et al., 1978). Fördelning av fiskarter och fisktäthet har inte undersökts i Vallåssystemet. Man känner till att det finns inplanterad gräskarp i VD men om dessa tagit sig över till V1 är oklart. Ett flertal personer som rör sig dagligen i området uppger dock att de regelbundet, särskilt vid lågt vattenstånd, observerat en eller ett flertal

mycket stora fiskar i de centrala delarna av V1. Med ganska stor sannolikhet tror vi oss därför kunna förmoda att gräskarp har spridit sig från VD till V1.

Tabell 4. Årlig transport (kg år⁻¹) till och från Vallås Våtmark 1 och 2 av samtliga i undersökningen ingående parametrar beräknade på flödesvägda masstransporter enligt MOUSE-modellen (oktober 1996 – september 1997).

Analysvariabel		Årlig Transport (kg år ⁻¹)		
		från Vallåsdammen	från Vallås Våtm. 1	från Vallås Våtm. 2
Nitrat-Nitrit-N	NO23	868	745	624
Total-N	Ntot	1530	1494	1267
Fosfat-P	PO4	19	8,94	8,81
Partikulärt-P	PartP	45	68,8	41
Total-P	Ptot	56,7	82	54,5
Totalt organiskt kol	TOC	5613	5684	5853
Suspenderat mtrl	SS	9236	21151	12945
Kadmium	Cd	0,052	0,045	0,032
Bly	Pb	1,89	1,83	1,40
Arsenik	As	0,68	0,63	0,57
Koppar	Cu	3,67	3,38	3,08
Krom	Cr	0,48	0,55	0,45
Nickel	Ni	0,70	0,71	0,97
Zink	Zn	28,4	22,2	17,3
Kalcium	Ca	10402	10364	10601
Magnesium	Mg	3248	3293	3469
Natrium	Na	21743	21932	19759
Kalium	K	1836	1865	1872
Järn	Fe	902	1327	1544
Mangan	Mn	127	123	166
Aluminium	Al	82	219	163
Sulfat	SO4	10026	10318	12655
Klorid	Cl	35514	36495	31990

Fosfor

Det tycks som att partikelresuspension och/eller hög planktonproduktion är ett problem i V1 och att detta regelbundet under året medför nettotransport av fosforhaltigt material till V2 som dock verkar effektiv i att bromsa fortsatt transport.

Generellt kan sägas att fosfor har en hög affinitet till partiklar och att dess transport därför i hög grad borde korrelera till transporten av partikulärt material. Så är också fallet i Vallås. Löst fosfat kan under ogynnsamma förhållanden frisläppas till vattenmassan från dess inbindning i mineralpartiklar i sedimentet, t.ex. vid syrgasbrist eller vid högt pH. Höga transporter av löst fosfat relativt partikulärt fosfor observerades från VD till V1 under februari.

Under januari och februari var VD helt eller delvis istäckt varför den höga transporten kan bero på syrgasbrist i bottenvattnet orsakad av otillräcklig recirkulering vilket kan ha orsakat läckage av fosfor från sedimentet. Syrgasmättnad har dock inte undersökts i systemet varför det är svårt att verifiera ovannämnda. Allmänt kan sägas att det under vintermånaden februari var mycket höga transporter av samtliga substanser som ingått i undersökningen vilket korrelerar väl till ett mycket högt vattenflöde under denna period. Hög omsättning på vattnet borde emellertid inte ge upphov till syrgasbrist i systemet. Den påföljande sommaren var varm med svaga vindar vilket med större sannolikhet kan ha orsakat syrgasbrist och fosforläckage i VD, något som kan ha orsakat de höga juli- och augusti-transporterna av löst fosfat till V1.

I både V1 och V2 observerades en generellt hög retention av löst fosfat från VD sannolikt orsakat av växtupptag, planktonupptag eller genom adsorption till suspenderade partiklar i vattnet. Mycket partikelbunden fosfor transporteras likaledes från V1 till V2 vilket också återspeglas i höga transporter av Total-P. Högst transport av Total-P och Part-P är det under sommarmånaderna.

Fåglarnas tillförsel genom exkretion kan inte heller i fallet fosfor förklara ökningen i fosfortransport från V1 till V2. Av den totala uttransporten av Total-P (ca 80 kg år⁻¹) under perioden oktober 1996 - september 1997 kan fåglarna exkretion inte förklara mer än ca 6% då bidraget från fåglarna beräknades till ca 5 kg per år. Det kan emellertid inte uteslutas att fåglarna kan ha viss inverkan på resuspension av våtmarkens bottensubstrat med liknande effekter på fosfor som för kväve.

Bentisk fiskresuspension (jmf *kväve*) är en mera troligt förklaring än fågelresuspension eftersom fiskaktiviteten ökar med temperaturen i vattnet vilket i detta fallet sammanfaller med de högsta uttransporterna av partikulärt materiel från V1 till V2, dvs. under sommaren (Fig. 14). Som nämnts tidigare misstänker vi starkt att det finns gräskarp i V1.

En visuell besiktning hösten 2000 i V1 visade att undervattenvegetationen har svårt att etablera sig, och saknas nästan helt. Inte bara undervattenväxter utan även övervattenväxter som vass och kaveldun verkar ha svårt att etablera sig. En uppdragen kaveldunplanta i V1 avslöjade att dess rötter var starkt underutvecklade jämfört med rötterna på motsvarande uppdragen planta i V2. Undervattenvegetationens utbredning i VD och V2 är oklar men förutsättningarna för etablering i V2 verkar bättre. Sedimentets beskaffenhet i V1, löst och kraftigt reducerat (svart) kan vara en bidragande faktor till detta likväl som att eventuellt växtätande fisk/fågel kan omöjliggöra etablering. Gassammansättningen i V1 tyder också på att miljön i sedimentet är kraftigt reducerad i V1 (Figur 8).

Undervattenvegetationens betydelse för näringsämnesomsättningen i våtmarker är stor, växter kan ge stora ytor till fastsittande bakterier vars aktivitet gynnar näringsämnesreduktion (Eriksson & Weisner, 1997). Ytorna på undervattenväxter verkar följaktligen som reaktionsplatser för mikrobiell aktivitet vilket kan öka kväveavgång till atmosfären då processer som nitrifikation och denitrifikation uteslutande förekommer i mikrobiella samhällen. Nedbrutna växtdelar tillför även nödvändigt organiskt material till bakterierna (Weisner et al., 1994). Viktigt för vattenreningen, utöver den bakteriella vattenreningen, är de processer som adsorberar ammonium, fosforföreningar och metaller rent kemiskt till växtytor (Eriksson & Andersson, 1999).

Växter minskar även flödes hastigheten varvid sedimentering av partikulärt material ökar. Detta i sin tur kan ge en ökad fastläggning av t ex metaller som lätt binder till partikelkomplex. Näringsämnen och stora mängder metaller tas även upp av bladen av undervattenväxter och flytbladsväxter (Dunbabin & Bowmer, 1992). Även dött växtmaterial kan adsorbera metaller (André et al, 1999). Vidare utgör vegetation en stabiliserande faktor för sedimentet och därmed kan resuspension pga fågel och vind reduceras.

Tabell 5. Procentuell årlig retention i Vallås Våtmark 1 och 2 av samtliga undersökta ämnen beräknat på flödesvägda masstransporter enligt MOUSE-modellen (oktober 1996 – september 1997).

Analysvariabel		Årlig Retention (%)		
		Vallås Våtm. 1	Vallås Våtm. 2	Vallås Våtm.1+2
		V1	V2	V1 + V2
Nitrat-Nitrit-N	NO23	14	16	28
Total-N	Ntot	2	15	17
Fosfat-P	PO4	54	1	55
Partikulärt-P	PartP	-52	40	9
Total-P	Ptot	-46	34	4
Totalt organiskt kol	TOC	-1	-3	-4
Suspenderat mtrl	SS	-129	39	-40
Kadmium	Cd	15	29	39
Bly	Pb	3	23	26
Arsenik	As	8	10	17
Koppar	Cu	8	9	16
Krom	Cr	-15	19	7
Nickel	Ni	-1	-37	-38
Zink	Zn	22	22	39
Kalcium	Ca	0	-2	-2
Magnesium	Mg	-1	-5	-7
Natrium	Na	-1	10	9
Kalium	K	-2	0	-2
Järn	Fe	-47	-16	-71
Mangan	Mn	3	-35	-31
Aluminium	Al	-168	26	-99
Sulfat	SO4	-3	-23	-26
Klorid	Cl	-3	12	10

Det finns även andra processer associerade med undervattenvegetation. När växterna dör frigörs assimilerade ämnen till vattenmassan och återcirkuleras i systemet. Alltför intensiv tillväxt av växter kan också bidra till kanalisering av vattnet genom våtmarker. Genom regelbunden skörd kan detta emellertid undvikas. Det är också oklart i vilken utsträckning växterna tar upp näring från den fria vattenmassan eller från sedimentet. I det sistnämnda fallet blir växternas assimilativa upptag en form av mobilisering av näringsämnen som redan bromsats upp i systemet.

Metaller

Retentionen av metaller i V1 och V2 är generellt lägre jämfört med vad som uppskattats för Vallåsdammen, vilken ligger som primär mottagare av dagvattnet. Beräkningarna i våtmarkerna (Tabell 6) är emellertid baserade på mera direkta mätmetoder. De största mängderna partikulärt material som transporteras till systemet sedimenterar med stor sannolikhet i VD som också har den längsta omsättningstiden vilket gynnar sedimentation av adsorberade partiklar och metaller. I V1 är det framför allt Zn och Cd som minskar mest medan det sker viss mobilisering av Cr och marginellt även av Ni. I V2, som avskiljer metaller i högre utsträckning än V1, minskar Cr, Cd, Pb och Zn mellan 20 och 30 % medan Ni ökar med nästan 40 %. Cu och As minskar med omkring 10 % i både V1 och V2. Mobiliseringen av Ni är oväntad men har föreslagits bero på dess förmåga att komplex-binda till organiskt material (Stibe et al., 2000). Denna orsak verkar emellertid mindre trolig då varken TOC, eller suspenderat material uppvisar något samband med Ni-koncentrationerna i in- respektive utflödande vatten. Analys av TOC säger emellertid inget om det organiska materialets kvalitet och om vissa effektivt komplexbindande ämnen ingår.

Tabell 6. Årlig sedimentering av tungmetaller i Vallåsdammen (1969 - 1996) samt uttransport av metaller från Vallåsdammen (VD) och Vallås Våtmark 2 (V2; oktober 1996 - september 1997). Beräknad årlig retention av metaller i Vallåsdammen och för hela Vallås-systemet (oktober 1996 - september 1997).

Tungmetaller	Årlig sed.	Årlig uttrans.*	Årlig	Årlig uttrans.*	Årlig
	VD	från VD	retention	från V2	retention**
	kg (1,7 ha)	kg	VD %	kg	VD+V1+V2 %
Arsenik	0,425	0,68	38	0,57	43
Bly	8,874	1,89	82	1,4	86
Kadmium	0,0748	0,0524	59	0,0318	70
Koppar	3,366	3,67	48	3,08	52
Krom	1,105	0,4799	70	0,4471	71
Kvicksilver	0,0068	e.m.	e.m.	e.m.	e.m.
Nickel	0,816	0,7	54	0,967	46
Zink	22,44	28,35	44	17,31	56

* Beräknat mellan okt. 1996 och sept. 1997

** Avskiljningseffekt beräknat på hela Vallås-systemet.

e.m. = Ej mätbart

Basisk berggrund/sediment har generellt höga halter av Ni (Byden et al, 1996) varför en möjlig förklaring kan vara att sedimenten i Vallåssystemet, och då fram för allt V1 och V2 med lerbotten naturligt urlakas på Ni till dagvattnet. TOC korrelerade som sagt inte med Ni däremot var det mycket tydliga samband mellan TOC och Fe både i inflödande vatten till V1 och utflödande från V2. Ej förvånade korrelerade TOC också starkt till halterna av suspenderat material (och därmed även Fe) i vattnet både in och ut från Vallåssystemet.

Spridning av vägsalt (NaCl) kan påverka jonbytesreaktioner i jord och vatten framför allt mellan Na och Ca/Mg. Vägsaltsspridningen kan också genom jonbytesreaktioner påverka mobiliseringen av vissa tungmetaller som Zn och Cd (Löfgren, 2001). Från haltmätningar i det utflödande vattnet från Vallåsdammen går det att finna motsvarande nära samband mellan en förhöjd salinitet pga vägsalt (slutet av januari till februari 97) och en ökad koncentration av Cd ($F=6$, $r^2=0,25$, $df=19$) och Zn ($F=11$, $r^2=0,38$, $df=19$). Dessa samband indikerar att spridning av vägsalt i närheten av dagvattensystem som avser att bromsa vattentransport av metaller är olämplig.

Tillståndsbedömning av metallhalter i vatten och ytsediment i Vallåsdammen

Vatten

I detta kapitel studeras närmare dagvattnets förändring i tillståndsklassning (Naturvårdsverket, 1999) då det passerar från Vallåsdammen genom Vallås Våtmark 1 och Våtmark 2. I Tabell 7 och 10 nedan, redovisas de halter som ligger till grund för allmän tillståndsklassificering av metaller i vatten och i ytsediment. I vattnet ut från V2 är det enbart Zn och Pb som förekommer i ”Höga halter” medan övriga undersökta metaller klassas till ”Måttligt höga halter”. Notera att Cu- och Cd-halterna i vattnet som passerat V1 och V2 har reducerats från Höga till Måttligt höga. Något oroväckande är att Cu, Zn och Pb förekommer i halter i det utgående vattnet som kan ge ”effekter i känsliga vattendrag (Tabell 9). Med stor sannolikhet är dessa metaller emellertid komplexbundna eller adsorberade till partiklar eftersom pH-värde och alkalinitet är högt. Utspädningseffekten är också stor med Nissan som recipient.

Tabell 7. Tillståndsklassning för metaller i vatten ($\mu\text{g l}^{-1}$) baserat på modell utgående från variation av metaller i svenska vatten (fr. Naturvårdsverket, 1999).

Klass	1	2	3	4	5
	Mkt låga halter	Låga halter	Måttl. höga halter	Höga halter	Mkt höga halter
Benämning					
Koppar	<0.5	0.5-1	1-3.5	3.5-35	>35
Zink	<1	1-5	5-15	15-150	>150
Kadmium	<0.005	0.005-0.03	0.03-0.06	0.06-0.6	>0.6
Bly	<0.1	0.1-0.4	0.4-1.2	1.2-12	>12
Krom	<0.1	0.1-0.4	0.4-1.1	1.1-11	>11
Nickel	<0.3	0.3-1	1-2.5	2.5-25	>25
Arsenik	<0.1	0.1-0.4	0.4-1.4	1.4-14	>14

Tabell 8. Genomsnittliga halter i inflödande vatten till Vallås Våtmark 1 (V1) och i utflödande från Våtmark 2 (V2) mellan perioden oktober 1996 till september 1997 samt vattnets förändring i tillståndsklassificering enligt tabell 7.

Benämning	Halt i vatten (min-max)	Halt i vatten (min-max)	Förändring i tillståndsklassning	
	Inflöde Våtmark 1 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Utflöde Våtmark 2 ($\mu\text{g l}^{-1}$)	Från "halter"	Till "halter"
Koppar	4.1 (1.1-13)	3.2 (1.1-9.3)	Höga	Måttl. Höga
Zink	30 (0.81-99)	18.5 (1.5-73)	Höga	Höga
Kadmium	0.062 (0.01-0.21)	0.036 (0.01-0.14)	Höga	Måttl. Höga
Bly	1.91 (0.1-5.5)	1.39 (0.31-4)	Höga	Höga
Krom	0.52 (0.1-1.1)	0.50 (0.1-0.91)	Måttl. Höga	Måttl. Höga
Nickel	0.82 (0.1-2.8)	1.37 (0.1-7.3)	Låga	Måttl. Höga
Kviksilver	i.u.	i.u.	-	-
Arsenik	0.83 (0.27-2.4)	0.62 (0.32-1.2)	Måttl. Höga	Måttl. Höga

i.u. = ingen uppgift.

Tabell 9. Risk för effekter i känsliga vatten (från Naturvårdsverket, 1999). Som jämförelse redovisas medelhalter i Nissan (Figur 3; provtagning vid Slottsmöllan) mellan 1999 - 2001 (data från Inst. f. Miljöanalys, SLU, Uppsala).

Benämning	Halt i vatten	Medelhalter (min - max) i
	($\mu\text{g l}^{-1}$)	Nissan (1999 - 2001) ($\mu\text{g l}^{-1}$)
Koppar	3	1,2 (0,9 - 3,6)
Zink	20	7,6 (4,8 - 15)
Kadmium	0,1	0,03 (0,01 - 0,06)
Bly	1	0,7 (0,4 - 1,1)
Krom	5	1,1 (0,4 - 8,7)
Nickel	15	0,9 (0,7 - 1,3)
Arsenik	5	0,5 (0,2 - 0,7)

Ytsediment

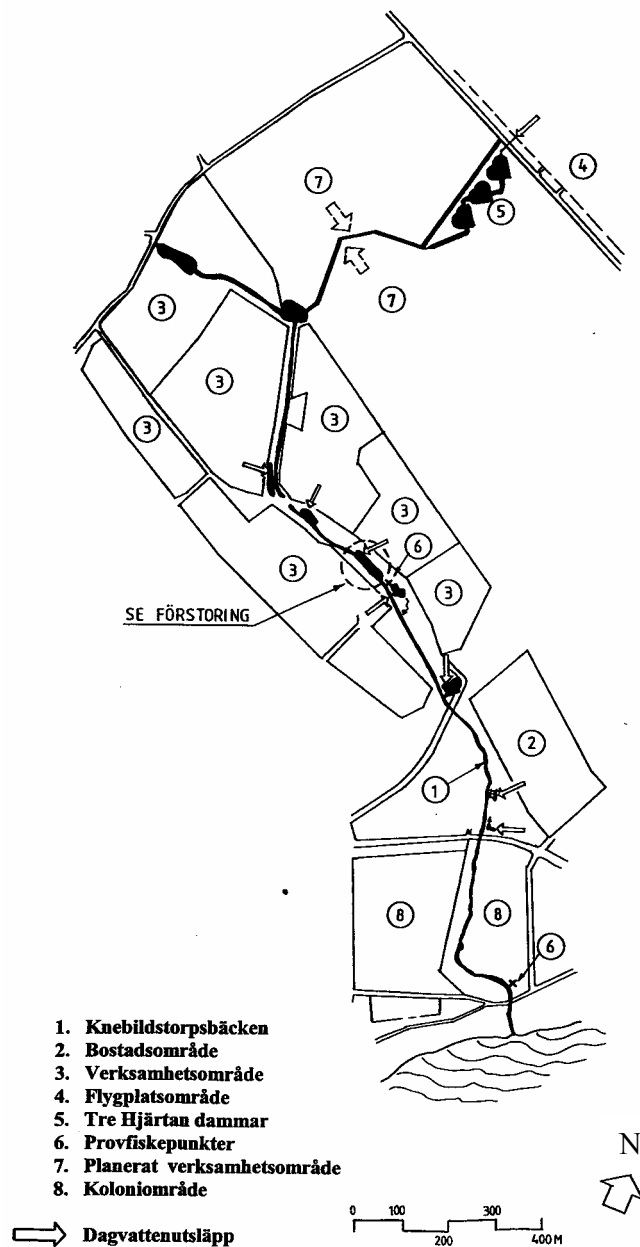
Som tidigare nämnts saknas mätdata och ämneskoncentrationer i inkommande vatten in till Vallåsdammen, men för metaller (samt möjligen Total-P) går det att göra en approximativ uppskattning utifrån genomsnittlig sedimentation av metaller mellan 1969 och 1996 och från ingående halter av metaller till Vallås Våtmark 1 vilket är samma sak som utgående halter från Vallåsdammen. Man bör observera antagandet som bygger på likartad sedimentation och transport i och till Vallåsdammen under 26 år samt på halter av metaller som ackumulerade i ca 15 cm Vallåssediment. I Tabell 2 redovisas halter av metaller mm i Vallåsdammens sediment. I Vallåsdammens sediment klassas halterna av de metaller som ingår i Naturvårdsverkets bedömning (Tabell 10) samtliga till "Måttligt höga halter" med undantag av kviksilver som endast klassas till "Låga halter".

Tabell 10. Tillståndsklassning för metaller i ytsediment ($\text{mg kg}^{-1} \text{TS}^{-1}$) baserat på en modell som utgår från variationen av metallhalter i ytsediment i svenska sjöar (från Naturvårdsverket, 1999).

Klass	1	2	3	4	5
	Mkt låga halter	Låga halter	Måttl. höga halter	Höga halter	Mkt höga halter
Benämning					
Koppar	<15	15-25	25-100	100-500	>500
Zink	<150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000
Kadmium	<0.8	0.8-2	2-7	7-35	>35
Bly	<50	50-150	150-400	400-2000	>2000
Krom	<10	10-20	20-100	100-500	>500
Nickel	<5	5-15	15-50	50-250	>250
Kvicksilver	<0.15	0.15-0.3	0.3-1	1-5	>5
Arsenik	<5	5-10	10-30	30-150	>150

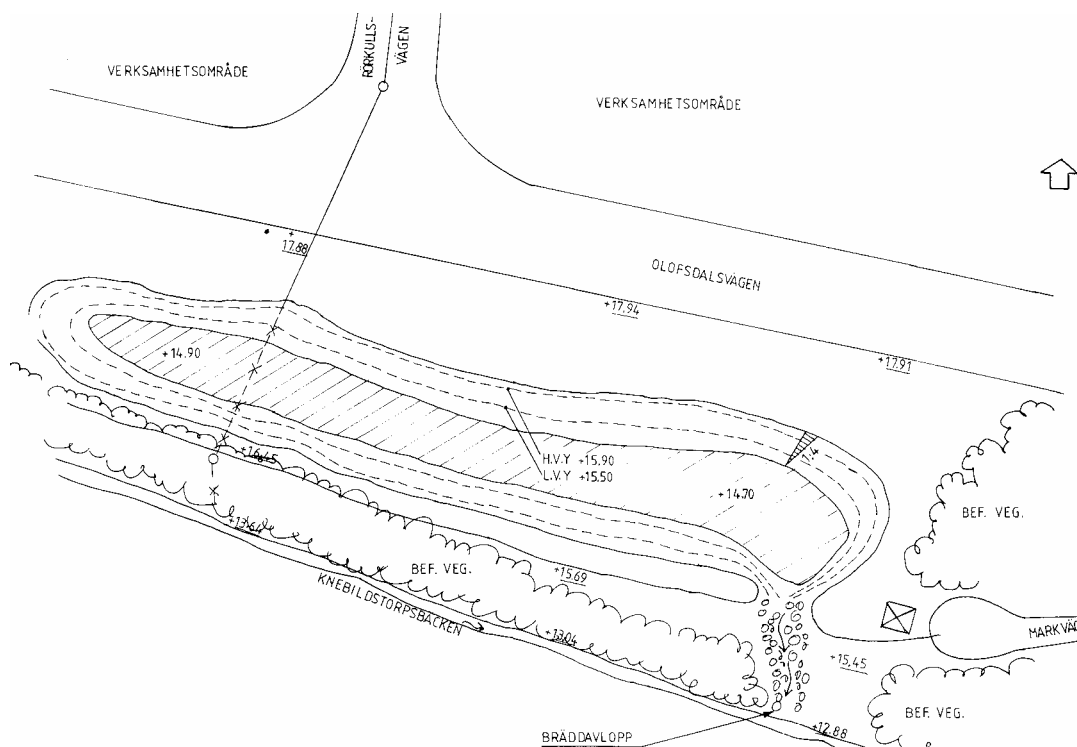
Knebildstorpsbäcken och Tre Hjärtan-dammarna

Allmän beskrivning

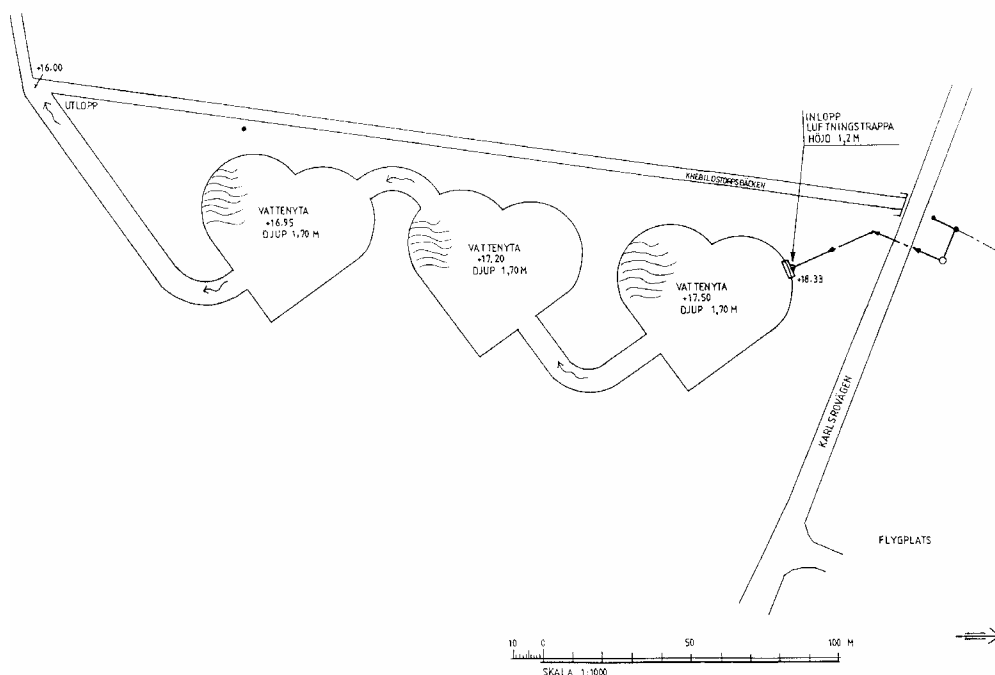


Figur 34. Knebildstorpsbäcken (se Figur 3) med Tre Hjärtan dammarna och intilliggande verksamhetsområden beskrivna. Provfiske har utförts vid två punkter från 1983. Inringat område hänvisar till Figur 35. Tekniska kontoret, Halmstad kommun.

Knebildtorpsbäcken, i västra delen av Halmstad, är en mindre bäck med ett avrinningsområde på ca 1100 ha, mestadels tätortsarealer. Bäcken är sedan generationer känd som en reproduktionslokal för havsöring. Beståndet har emellertid på senare tid haft problem att överleva då bäcken rinner genom ett ca 50 ha stort nyanlagt industriområde, vars dagvatten tidigare leddes rakt ut bäckflödet. Nya bostadsområden ligger dessutom vid bäcken och längst upp tar bäcken emot vatten från Halmstad flygplats med dess expanderande verksamhet. Samtliga tillflöden har numera kapats (Figur 43) och försetts med någon form av fördröjningsåtgärd t.ex. översilningsyta, våtmark, fördämning, återskapat meanderlopp etc., på sammanlagt 8 platser utmed bäcken. I ansträngningen att hindra föroreningar i dagvattnet att nå bäcken, har en av avsikterna varit att åstadkomma översilning i gräsytan i sluttningszonen från bostadsområdet ner mot bäcken och viss infiltration av dagvattnet i naturmarken utmed bäcken. På grund av ledningssystemets begränsningar har det emellertid inte varit möjligt att utnyttja hela den naturliga sluttningszonen. Vissa s.k. fördelningsdiken (som avser att avlänka dagvattenledningar för successiv översilning över kanten ut över en grässlänt där markprocesser och växtlighet kan rena vattnet) har därvidlag hamnat betydligt närmare bäcken än önskvärt. Avståndet till bäcken är i vissa fall endast ca 20 m.



Figur 35. Skyddsdamm vid Knebildtorpsbäcken. Dammen är ca 80 m lång och ca 6 m bred. Tekniska kontoret Halmstad. Se även Figur 43.



Figur 36. Tre Hjärtan-dammarna vid Knebildstorpsbäcken tar bl.a. emot dagvatten från Halmstad flygplats. Tekniska kontoret Halmstad.

Tre Hjärtan-dammarna hör också till Knebildstorpsbäckens buffertzoner. Dammarna är utformade som tre seriekopplade hjärtan. De konstruerades med målsättningen att reducera föroreningsbelastningen på Knebildstorpsbäcken från Halmstad flygplats där urea (urinämne) regelbundet användes för avisning av landningsfältet under kalla vintermånader. Även andra hälsofarliga substanser, som glykol och flygbränsle, kan möjligen riskera att nå Knebildstorpsbäckens vid ovarsam hantering. Dagvattnet från flygfältsområdet passerar numera dessa Tre Hjärtan-dammar innan det når Knebildstorpsbäcken. Motivet till utformningen "tre hjärtan" anspelar på Halmstads stadsvapen vilket har denna form, ett minne från tiden då staden var dansk. I och med att utbyggnaden av nya industri- och affärsområden nu sker i områdena runt flygplatsen tillkommer nya och de hittills största dagvattendammarna inom avrinningsområdet.

Provtagning och analyser

För att följa havsöringspopulationens och den även förekommande laxens utveckling i bäcken har de provfisken som påbörjats på 1980-talet fortsatt under tiden utbyggnaden av bufferdammarna skett och provfiskeprogrammet fortsätter. Elfiskena har utförts på försommaren.

Bortgången av gas från sedimenten har uppskattats med uppsamling av uppstigande gasbubblor. Analys av gasens sammansättning har genomförts på momentant tagen gas. Genom en för ändamålet konstruerad provtagningsanordning på stång, med ett galler som frigör gas vid beröring av sedimentytan, har bubblor uppsamlats i en gastät polybutenslang kopplad till en vattenfylld tratt. Slangen har tillslutits i båda ändar under vattenytan, och från polybutenslangen har gasen med injektionsspruta överförts direkt till gaskromatografen. Analysförfarandet har tidigare beskrivits (Fleischer 1995, Pokorny et al., 1999).

Analys av tungmetaller i sedimenten har skett på dåvarande KM-laboratorierna (nuvarande ALcontrol, Halmstad). Dessa har också genomfört det vattenkemiska kontrollprogram som är knutet till anläggandet av de tre dammarna vid flygfältet (Tre Hjärtan-dammarna) och som ställts till detta projekts förfogande. Inom det programmet har ej flödesvägda prov tagits vid inflödet till damm 1 och utflödet från damm 3. Provtagningarna har varit helt koncentrerade till vinterhalvåret då urea används på flygplatsen. Detta har inneburit att retentionskapaciteten inte kunnat beräknas på budgetbasis, men resultaten har givit en indikation på dammarnas förmåga att påverka vattenkvaliteten. Som komplettering har vid tre tillfällen prov tagits på kvävefraktionerna och analyserats på driftlaboratoriet på avloppsreningsverket Västra Stranden.

Vattenkemi i Tre Hjärtan-dammarna.

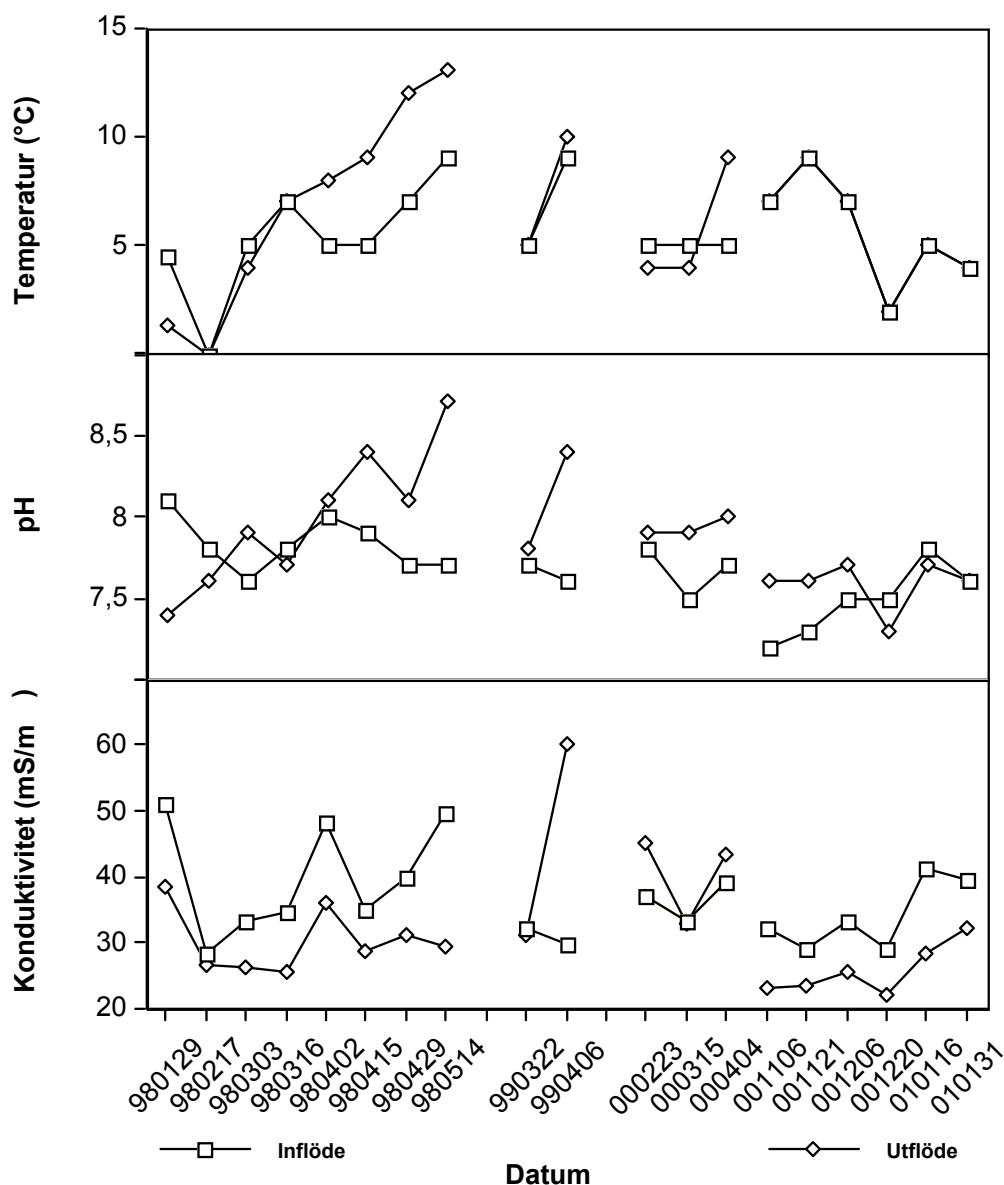
Variation i temperatur, pH, konduktivitet, COD, BOD₇, Total-N, ammonium samt syrgasens koncentration och mättnad i inkommande vatten till damm 1 och utgående vatten från damm 3 redovisas i Figurerna 37 till 39.

Vattentemperaturen i dammarna varierar med lufttemperaturen, med viss fördröjning vid inflödet. Vid BOD₇-analys bestäms den mängd syrgas som åtgår för att biokemiskt oxidera löst och suspenderat organiskt material i provet. Vid en COD-analys bestäms den mängd syrgas som åtgår för en fullständig kemisk oxidation av lösta och suspenderade organiska ämnen i provet. Det material som kommer in i den första dammen är relativt lättnedbrytbart att döma av kvoten mellan BOD och COD. Under provtagningsperioden förekommer i det inflödande vattnet i vissa fall mycket höga värden på BOD, COD och Total-N. Dessa höga koncentrationer verkar bromsas upp i systemet. Under 1999 förekom en verkligt extrem koncentration av BOD och COD in till den översta dammen. Vid utflödet från damm 3 var koncentrationerna åter låga.

Värdet för pH varierar mellan 7.4 och 8.6 och generellt är det högre pH-värden vid utflödet från damm 3 jämfört med det vatten som kommer från flygfältet. En orsak till de förhöjda pH-värdena när vattnet passerar dammarna skulle kunna vara produktion av planktonalger. Fram till och med sommaren 2000 hade emellertid vattnet mycket låg grumlighet, uppenbarligen som en följd av den massutveckling av den planktiska hinnkräftan *Daphnia pulex* som höll växtplanktonförekomsten på en låg nivå. Dessa förhållanden ändrades mycket påtagligt under 2001 då grumligheten ökade, först i de två nedre dammarna, och sedan även i den övre. Samtidigt observerades för första gången fisk (spigg) och fiskätande fåglar i dammarna.

Att det är urea som dominerar kvävetillförseln i tillrinningsområdet är av intresse för tolkningen av dammarnas vattenkemi. Allmänt sett är det först när immobiliserat kväve i marken genom mineraliseringsprocesser och nitrifikation övergått till nitrat som transporten ut

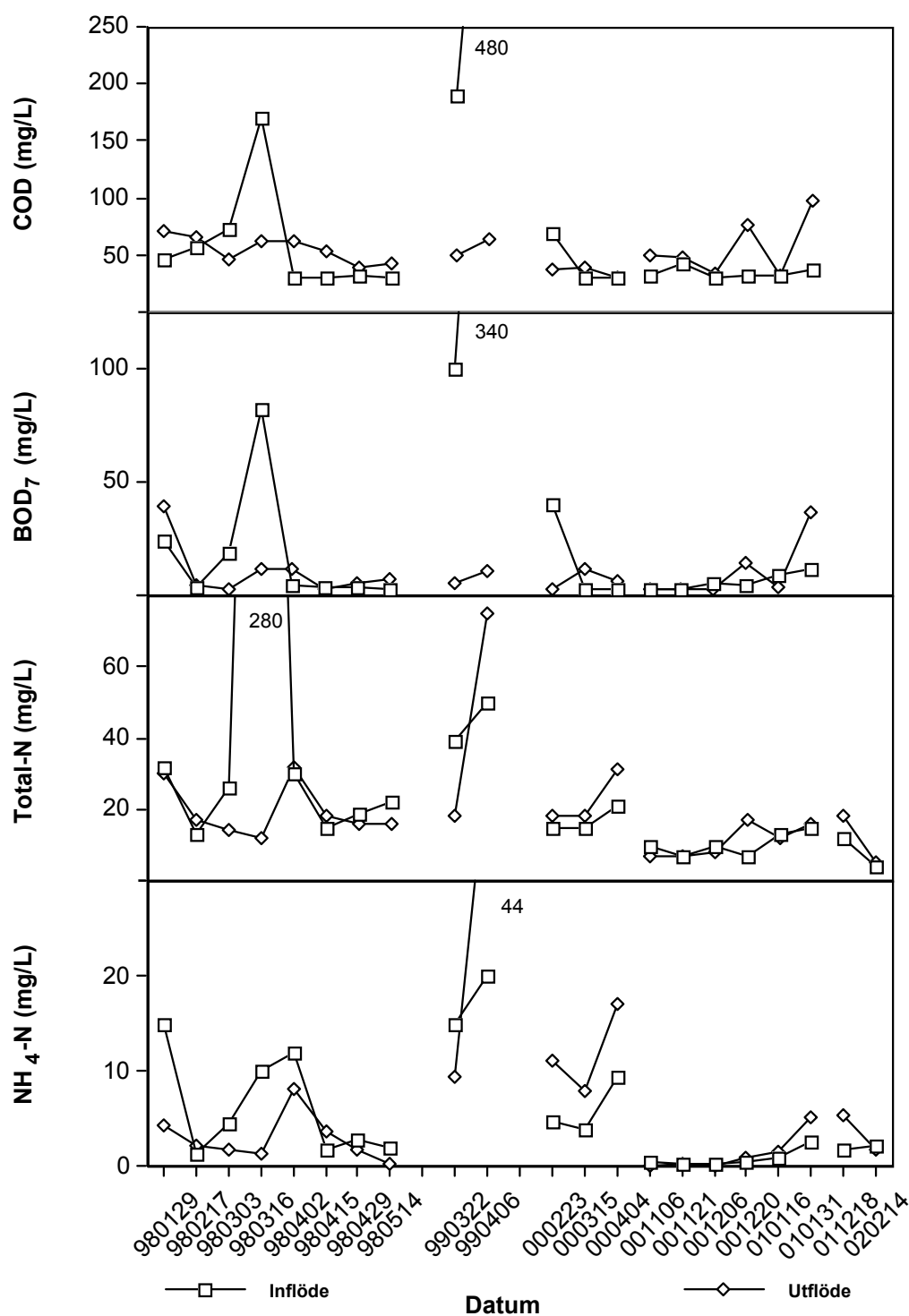
till det avrinnande vattnet ökar. Vid flygfältet ser vi emellertid att belastningen av urea varit så stor att koncentrationen av ammonium varit upp till 20 mg l⁻¹ även vid inloppet till dammarna (Figur 39). Den process som oftast huvudsakligen sker i marken, nitrifikationen, är då förskjuten ner i systemet, d v s den försiggår i dammarna.



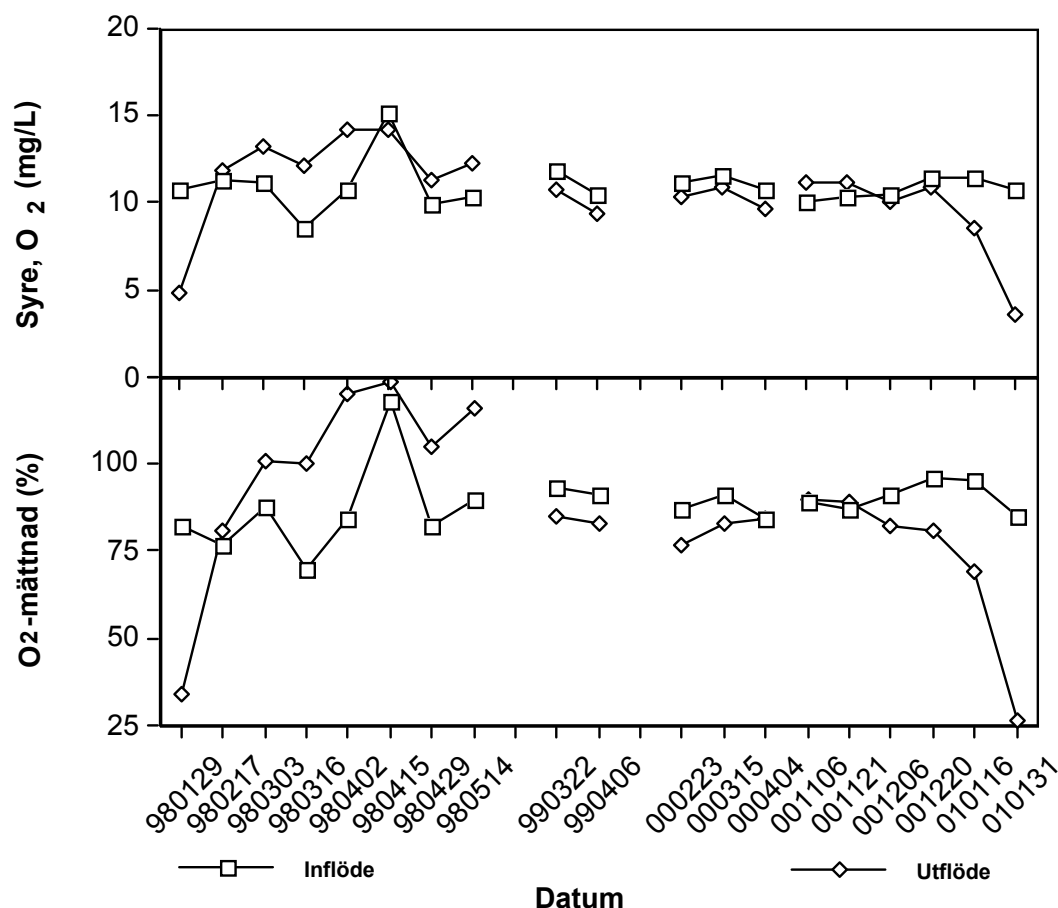
Figur 37. Temperatur, pH och konduktivitet i ingående och utgående vatten från Tre Hjärtan-dammarna under provtagningsperioden 1998 till 2001.

Urea bryts ner enzymatiskt enligt följande: $(\text{NH}_2)_2\text{CO} + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons 2\text{NH}_3 + \text{CO}_2$

Sambandet med de höga ammoniumkoncentrationerna i dammarna framgår därvidlag. För den vidare omvandlingen av kvävet spelar sannolikt också den bildade koldioxiden en viktig roll. Dessutom har den tendens till ökande pH-värden när vattnet passerar dammarna (Figur 37) sannolikt sin förklaring i den ureahydrolys som sker i dammsystemet.



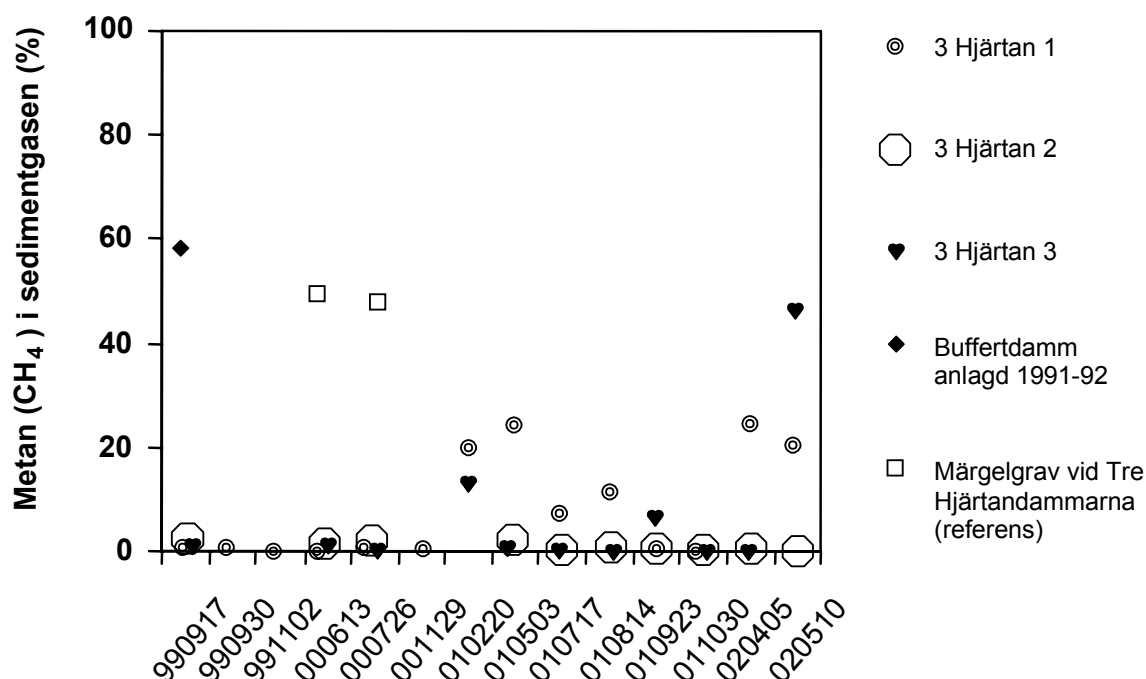
Figur 38. COD, BOD, Total-N och ammonium i ingående och utgående vatten från Tre Hjärtan dammarna mellan 1998 och 2002. Observera att två extra provtagningar 18 december 2001 och 2 februari 2002 endast inkluderat Total-N och ammonium.



Figur 39. Syrgaskoncentration och syrgasmättnad i ingående och utgående vatten från Tre Hjärtan Dammar under provtagningsperioden 1998 till 2002.

Nästa steg vid transformationen av det kväve som inte assimileras i växter är oxidationen till nitrat, vilket alltså ofta sker i marken. De kemoautotrofa nitrifikationsbakterierna gynnas genom ammoniumtillgången, och dessutom kräver de koldioxid som kolkälla. Detta förhållande är sannolikt orsaken till att urea visat sig stimulera nitrifikationen mer än ammoniumnitrat (Ring, 2001, inklusive referenser).

Höga nitratkoncentrationer som en följd av nitrifikationen gynnar i sin tur denitrifikationen, som uppenbarligen också varit en omfattande process i dammarna. Bildning och avgång av gasbubblor (ebullition) har varit intensiv på sommaren. Dessutom har gasen innehållit extremt höga koncentrationer av fritt kväve (N_2), upp till 98,5 volymprocent. I en studie av sedimentgasens sammansättning som under de gångna 10 åren omfattat 690 prov från sjöar, dammar, våtmarker men även rökammare med flera miljöer var kvävekoncentrationerna i Tre Hjärtan-dammarna de högsta (Fleischer, opubl. resultat). Metan (CH_4), som är en växthusgas, har däremot varit en mindre och ibland helt obetydlig komponent i Tre Hjärtan-dammarna (Figur 40). Den 30 oktober 2001 var metankoncentrationen i damm 1 < 0,001 %. I damm 2 översteg koncentrationen inte vid något undersökningstillfälle 2,5 % och extremvärdet < 0,001 % uppmättes den 23 september 2001 och 5 april 2002.



Figur 40. Andel metan i sedimentgasen från Tre Hjärtan-dammarna. 3 Hjärtan 1, 2 respektive 3 avser de tre dammarna räknat från inflödet i Figur 36. Buffertdammen avser damm i figur 37 och referensdammen är en friliggande märgelhåla ca 100 m från Tre Hjärtan-dammarna.

Förhöjda metankoncentrationer i damm 1 och 3 våren 2001 och 2002 och kan tänkas vara resultatet av belastningen tidigare under vintern. En utmattning av dammarnas förmåga att fungera som buffert kan inte uteslutas efter några års drift. Det är dock oklart varför damm 2 genomgående behåller samma extremt låga metaninnehåll i gasen som alla dammarna visade 1999-2000 (jfr också med sammansättningen i en av de övriga buffertdammarna vid Knebildstorpäcken och i den referens, märgelhåla, som finns endast ca 100 meter från den Tre Hjärtan-dammarna samt i V1 vid Vallås; Figur 8).

Genom att samla uppstigande gas under 1-7 dygnsperioder har ett grovt mått på avgången av bubblor erhållits. Uppsamlandet skedde från augusti 2000 till senhösten samma år då avgången gått ner till ca en tiondel av sommarens värden. Under förutsättning att gasavgången på våren stiger med temperaturökningen på samma sätt som den minskade med nedgången i temperatur på hösten, uppskattades kväveavgången från dammarna till atmosfären till 1,1 ton per år ($1,7 \text{ ton}^{-1} \text{ ha} \text{ år}^{-1}$). Det löpande kontrollprogrammet har inte varit så omfattande att den indikerade kvävebortgången kunnat verifieras på budgetbasis. Vid tolkningen av sedimentgasdata bör man också hålla i minnet att kvävet (N_2) kan härstamma dels från denitrifikationen i sedimentet, dels från löst atmosfäriskt kväve som diffunderar in i bildade gasbubblor (Pokorny et al, 1999). Det sistnämnda får antas ske i första hand där metanjäsningen dominerar. Den intensiva bildningen av fritt kväve i Tre Hjärtan-dammarna resulterar troligen i en i första hand enkelriktad transport av fritt kväve upp ur sedimentet. Det bör betonas att proven för analys av gasens sammansättning tagits momentant vid sedimentytan och direkt transporterats till laboratoriet för analys. Analys har alltså inte skett på den gas som uppsamlats för den kvantitativa beräkningen av gasavgången, eftersom

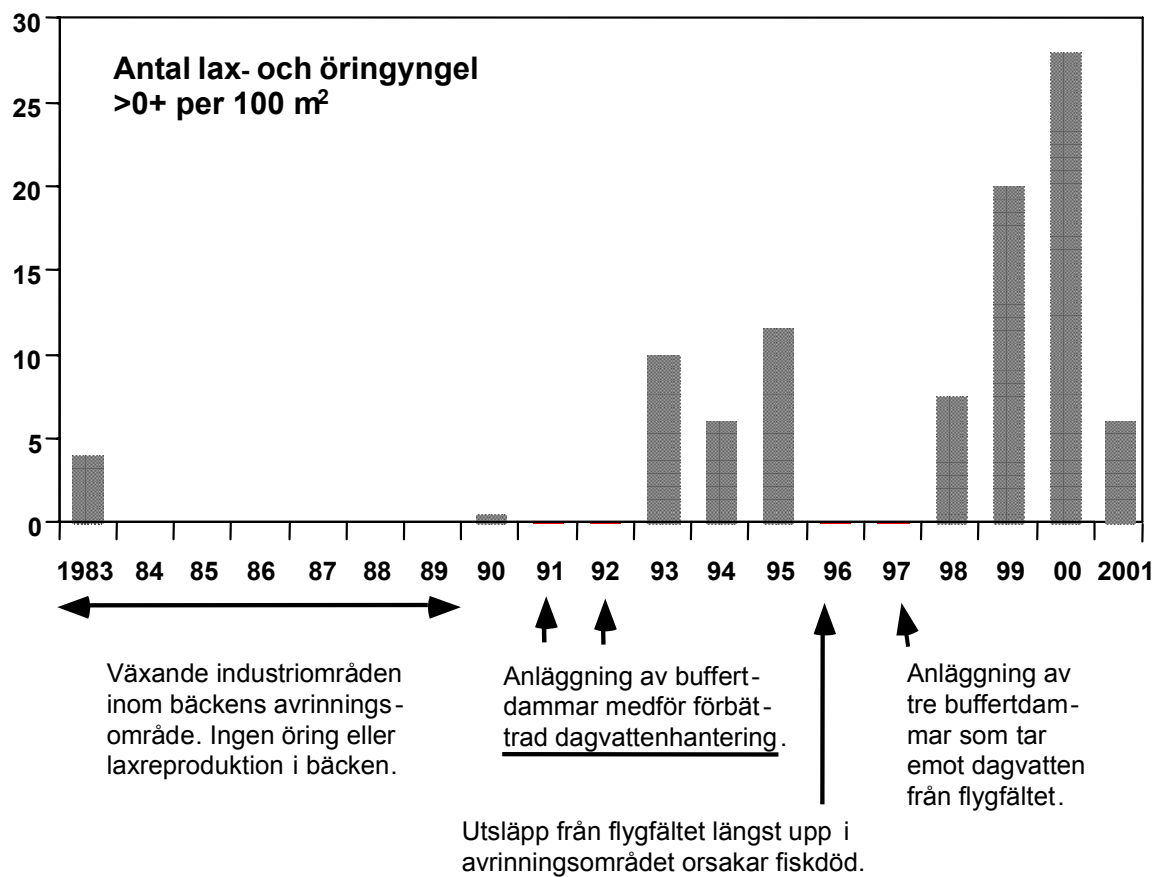
förändring av sammansättningen inte helt kan uteslutas i uppsamlingstrattarna.

Sammanfattningsvis tycks åtminstone tidvis hela kedjan av kvävetransformationer ske samtidigt i dammarna, från urea till ammoniak/ammonium samt vidare till nitrat och slutligen fritt kväve. Dessa processer är så omfattande att pH-förhållandena och syrgasförbrukningen påverkas. Dessutom tycks metanjäsningen ofta vara hämmad i Tre Hjärtan-dammarna.

Lustgas (dikväveoxid, N_2O) är en växthusgas som är betydligt effektivare än metan, men förekommer i mycket lägre koncentration än de dominerande gaserna som avges från sedimentet. Koncentrationen understeg vid samtliga tillfällen utom ett 0.001 volymprocent i sedimentgasen, och den 26 juli 2000 var koncentrationen 0.001 volymprocent i damm 1 och 2. Lustgas visar relativt stor vattenlöslighet och kan därför transporteras till avrinnande vatten från uppströms markområden. Bildning av lustgas är ofta en viktig process i kvävebelastad mark, framför allt jordbruksmark (Fleischer et al., 1997, Fleischer, 1997). I de hårt kvävebelastade Tre Hjärtan-dammarna var vid sex undersökningstillfällen lustgaskoncentrationerna högst i inkommande vatten, med kraftig övermättnad (upp till 5000 %), och gick sedan ner vid passagen genom dammarna. Vid ett tillfälle, den 23 mars 2001, ökade dock koncentrationerna vid passagen genom dammarna. Den nedgång som sker vid de flesta tillfällena tyder på att gasen avges till atmosfären, vilket är en rimlig förklaring med tanke på den övermättnad som råder i inkommande vatten. Emellertid var vid två tillfällen (1 februari 2001 och 30 oktober 2001) nedgången i mättnad så stor vid passagen genom dammarna att undermättnad (50 % respektive 63 %) rådde vid vattnets utflöde ur dammsystemet. Detta kan inte förklaras på annat sätt än att lustgasen också måste ha konsumerats, vilket är fullt möjligt med tanke på att gasen är en mellanprodukt i kväveomsättningen. Att detta ändå sker i dammarna är anmärkningsvärt med tanke på den i övrigt synnerligen goda tillgången på kväve.

Bufferdammarnas betydelse för fiskpopulationerna i Knebildstorpsbäcken

Runt bäcken anlades 1991-92 bufferdammarna och dagvattnet från omgivande bostads- och industriområden fick passera genom dessa dammar. Populationen av havsvandrande öring återkom därefter under de följande åren. Emellertid slogs populationen åter ut under den kalla vintern 1996 (Figur 41). När detta inträffade var flygplatsen längst upp i avrinningsområdet det enda område från vilket dagvattnet ännu inte anslutits till buffertdammarna innan det passerade ut i bäcken (Fleischer et al., 2001). Den vintern användes ca 61 ton urea för avisning på landningsbanorna. Även om den glykol som också används under dessa perioder ska samlas upp kan det inte uteslutas att en del kan hamna i avrinnande vatten. För att skydda bäcken från påverkan från flygplatsen anlades 1997 de tre seriekopplade buffertdammarna. Vattnet från flygplatsen som pumpas satsvis, luftas vid inloppet till dessa Tre Hjärtan-dammarna (Figur 36). Efter dammarnas anläggande har öringbeståndet under åren 1998-2001 åter legat på en godtagbar nivå.

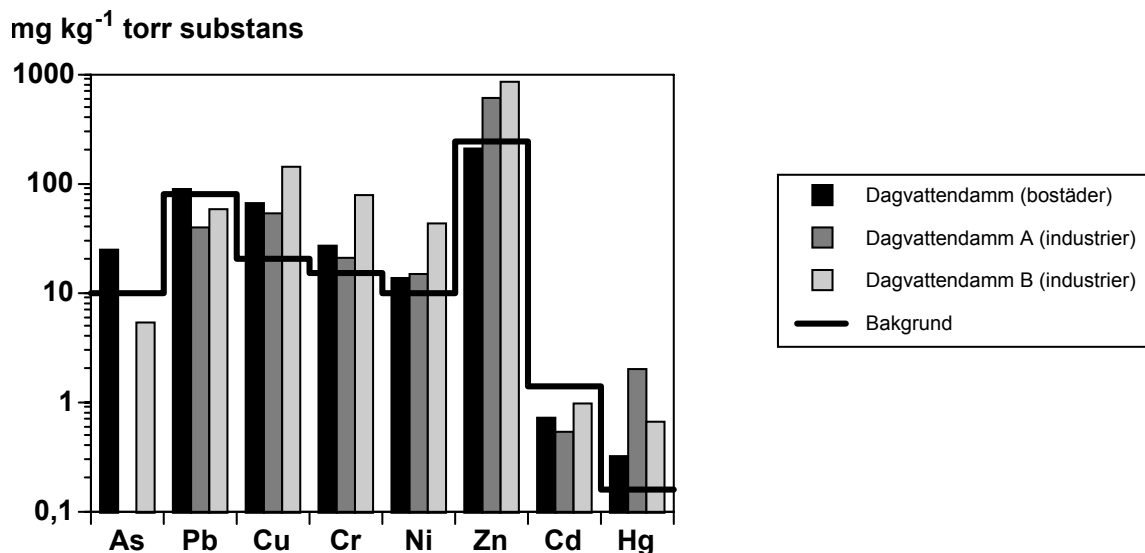


Figur 41. Förekomst av lax- och öringyngel i Knebildtorpsbäcken 1983-2001. 0+ avser årsyngel av öring.

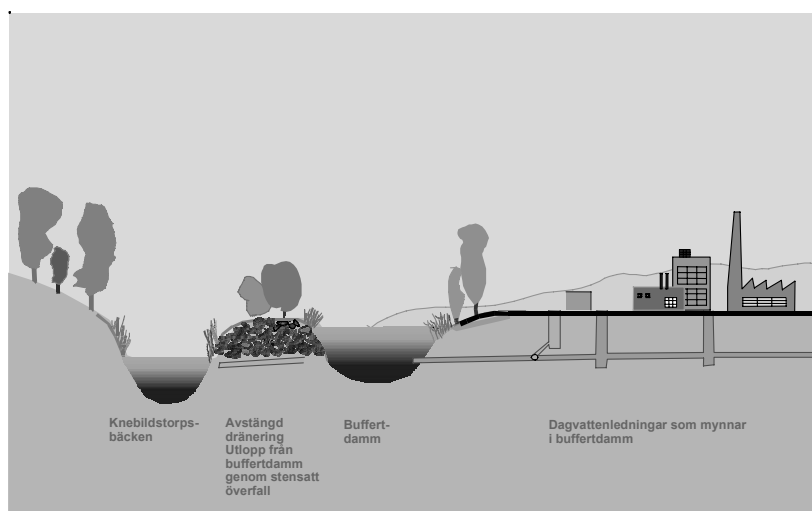
Det har varit svårt att finna någon annan förklaring till varför fiskpopulationen kunnat återetablera sig än anläggandet av buffertdammarna. Samtidigt har det varit svårt att se vilken specifik påverkan som dammarnas tillkomst 1991-92 skyddade bäcken från. Analys av det ytliga lager (ca 2 mm) som inledningsvis avsatts på stenar i dessa skyddsdammar visade att ett antal vådliga metaller som annars skulle ha passerat ut i bäcken fångats upp (Figur 42). Dessutom har oljerester avsatts i buffertdammarna vid olika tillfällen. Man kan dock inte bortse från att en rent socialt betingad skyddseffekt också tillkommit genom att dammarna anlagts. Det är inte längre möjligt att i dolda rör direkt till bäcken släppa diverse ämnen eller rester som är besvärliga och ibland kostsamma att göra sig av med. Avfallsprodukter kan ofta ha färg och lukt och människor som strövar i det populära naturområdet kring bäcken kan genom dammarnas tillkomst på ett helt annat sätt än tidigare upptäcka och reagera på utsläpp som tidigare varit dolda.

De beskrivna vattenkemiska förhållandena vid flygfältet är sådana att toxiska koncentrationer av ammoniak kan uppkomma (Horne & Goldman, 1994). Dammarnas tillkomst har minskat risken för en upprepning av fiskdöden 1996. Temporärt kan dock höga ammoniumkoncentrationer i kombination med höga pH-värden förekomma ner mot dammarnas utflöde i bäcken och det är osäkert om dammarnas kapacitet är tillräcklig för att hindra fiskdöd om mer extrema förhållanden än de som rådde 1996 skulle uppkomma.

Extremvärden som pH, temperatur, syrgashalt och alkalinitet kan påverka löslighet, bindningsförmåga och toxicitet av en specifik metall. Detta gäller även för metaller som inte undersökts i Knebildtorpsstudien, t ex aluminium som kan vara mycket toxiskt i jonform vilket i sin tur beror mycket av vattnets pH.



Figur 42. Metallhalter i ytsediment (0-2 mm) från 3 buffertdammar anlagda runt Knebildtorpsbäcken. Dagvattendamm A och B motsvarar objektsnummer 8 respektive 7 i Figur 3/Tabell 1. Dagvattendammen som avvattnar bostadsområden återfinns som objektsnummer 10. Bakgrundsnivåer för opåverkat ytsediment inom regionen indikeras med fet linje (Naturvårdverket, 1999). Notera den logaritmiska skalan. Efter Fleischer et. al. (2001). Se även Tabell 10.



Figur 43. Principskiss för hur skyddsdammar anlagts vid Knebildtorpsbäcken.

Rekommendationer

I detta avsnitt redovisas hur de som praktiskt arbetar med våtmarksrestaurering i Halmstads kommun ser på en del frågor. Redovisningen bygger ffa på en sammanställning från ett seminarium vid Tekniska kontoret i Halmstad utförd av landskapsarkitekt Anna Johansson. I dessa generaliserande kommentarer har även erfarenheter från andra projekt vägts in.

Mål

Syftet med våtmarken är något av det första man måste klargöra. Beroende på om det är;

- förbättring av vattenkvalitet,
- biologisk mångfald,
- flödesutjämning,
- estetik/landskapsbild
- bevattning

som är målet kommer våtmarken att utformas på olika sätt. Ofta vill man försöka uppnå flera mål samtidigt vilket i många fall är möjligt, men det är viktigt att inte glömma huvudsyftet. I ett inledningsskede spelade kvävefrågorna en viktig roll.

Läge och placering

Vid placeringen av en våtmark i landskapet är det viktigt att ta hänsyn till den befintliga topografin. En våtmark bör kännas naturlig och förankrad i miljön och smälta in i avrinningsområdet på ett fint sätt. När det gäller förbättring av vattenkvaliteten, framförallt kväveavskiljning är det viktigt med våtmarkens placering. Våtmarken ska placeras strategiskt i vattensystemet så att en så stor del som möjligt av vattnet som är på väg till recipienten passerar våtmarken (Petersen et al. 2001).

Dimensionering och vattenströmning

Dimensionering av dammar vet vi inte tillräckligt om idag. Att rätt dimensionering ger bättre behandling av vattnet är alla överens om. En del av de våtmarker som ska anläggas har ett begränsat utrymme att ta i anspråk vilket givetvis styr volym och utformning. Detta är oftast fallet när dagvattenanläggningar i tätbebyggda områden skall anläggas.

En grov hållpunkt i dimensioneringsarbetet är att dammstorleken ska vara ca 2,5 % av den hårdgjorda ytan (Pettersson, 1999).

För att undvika slamflykt och erosion vid tillfällen med hög nederbörd kan det vara lämpligt att anordna en "bypass" för dagvattnet så att endast normalflöden och det första flödet leds in i våtmarken. Resterande vattenvolymer leds direkt till recipient. Anläggningar av detta slag har de senaste åren tillkommit i Halmstad men ingår inte i denna sammanställning.

För anläggningar där utjämning av vattenflöden är huvudsyftet gäller motsatsen, att dimensionera efter mindre frekventa och större regn med en återkomsttid på 2-10 år. Denna metodik används delvis även för översilningsytor och öppna diken (Larm 2000). Vallåsdammen tillhör denna kategori.

Viktig är att vattnet ska ha en lång uppehållstid för utjämning av flödet och en låg strömningshastighet som främjar partikelsedimentation om dessutom förbättring av vattenkvaliteten är vårt huvudsyfte. Att utnyttja så stor del av den befintliga vattenvolymen i våtmarken som möjligt och inte få kortslutning är något som måste eftersträvas. Chalmers (VAV-Nytt, 2000) men även privata konsultföretag arbetar med att ta fram modeller för detta. Denna fråga är inte enbart rent teknisk utan även biologisk eftersom igenväxning kan skapa kanalisering som minskar effektiviteten. Ett sådant exempel utgjorde tidigare den nu restaurerade Møllegårdssdammen i Halmstad (Fleischer et al., 1994). Att kunna förutse strömningsmönstret är viktigt eftersom det ligger till grund för både dammens avskiljningsförmåga och var sedimenteringen sker (Pettersson och Svensson 2000).

Vattendjup/utformning

Larm (2000) anger att ett minsta djup på 1.2 m och högsta djup på 3.5 m. är bra att rätta sig efter vid våtmarker med öppna vattenytor. Är man emellertid ute efter att skapa en effektiv näringsfälla eller en våtmark med hög biologisk mångfald och inte enbart en sedimentationsfälla bör denna vara konstruerad så att etablering av makrofyter gynnas, dvs. betydligt grundare än vad Larm anger. I de fall då det specifikt eftersträvas våtmark med öppen vattenyta krävs ett djup på minst ca 2 m för att kolonisering av makrofyter skall motverkas. Detta har bl.a. lyckats bra i Møllegårdssdammen i Halmstad där syftet var att hindra återkolonisering av *Glyceria maxima* (Jättegröe). Alltför hög grad av igenväxning kan, som redan nämnts i avsnittet ovan, leda till kanalisering av vattnet varvid uppehållstiden förkortas och dammen reningseffektivitet minskar.

Djupet kan variera stort från damm till damm men vad som är viktigt att tänka på är en vattenspridande formering vid dammens inflöde följt av ett djupare parti som fungerar som sedimentationsfälla. Som vattenspridare är större stenar mycket användbara. Djuphålorna bör placeras så att de blir lättillgängliga för rensning med hjälp av grävmaskiner.

In- och utlopp

In- och utlopp ska helst placeras i motsatta delar av dammen. Områden kring in- och utflöde samt bäckens ytterkurvor föreslås erosionskyddas med natursten i kombination med växtlighet. Användes fria utlopp bör det bestå av en utloppstrappa med stenar mellan nedslagna spontar eller armerade med t ex lera.

Det kan behövas säkerhetsrör vid utloppet och eventuellt nödutlopp. Det är en fördel om in- och utflöde anläggs så att vattenprovtagning och flödesmätning underlättas för att underlätta uppföljningsverksamhet.

Strandlinje och släntlutning

En damm bör vara långsträckt eftersom det ger en jämnare hastighetsfördelning. Längdbreddförhållandet på 3:1 upp till 10:1 är bra att eftersträva (VAV-Nytt 2000). Strandarealen mångdubblas om strandlinjen är lång med flera små uddar och vikar vilket gynnar växt- och djurliv.

Vad gäller släntlutning så föredras i de flesta fall flacka slänter, gärna 1:5 eller flackare med tanke på säkerheten. Ska man gynna den biologiska mångfalden talar mycket för en lutning på 1:20 eller mer. Flacka slänter bidrar också till att våtmarken smälter in i landskapet på ett naturligt sätt. Problemet med flacka stränder är igenväxning. Skall etablering av kavedun, vass och jättegröe förhindras bör en släntlutning på 1:1 gå ner till ca 2 m djup vilket är tveksamt med tanke på säkerhet i tätbebyggt område. Ett sätt att motverka igenväxning kan vara nivåändringar på omkring 50 cm mellan lägsta och högsta nivå (Feuerbach 1998). Även bränning eller skörd av vass på sommaren kan motverka igenväxning (Alexandersson et al. 1986; Weisner & Granéli, 1989).

Öar

En lämplig placering av öar och uddar kan förbättra de hydrauliska förhållandena och öka uppehållstiden i en våtmark genom att kortslutning av vattenströmningen motverkas. Felplacerade medför dessa markmoduleringar istället att man lätt får döda zoner, områden utan nämnvärt vattenutbyte. Vad som är rätt och fel är svårt att säga idag vilket gör att vi än så länge får gå en hel del på känsla och justera efterhand om vi upptäcker att något är fel.

Om en ö är tänkt att fungera som en plats för fåglar är det viktigt med flacka stränder och att den når högre än 10-20 cm över anläggningens högsta vattennivå, samt ligger på minst 10-15 meters avstånd från land. (Feuerbach 1998).

Vegetation

I Halmstad har växtligheten koloniserat våtmarkerna och omgivande jord i egen takt, vilket är ett bra och billigt alternativ där man inte eftersträvar en speciell flora. Man kan säga att naturen får sköta mognadsprocessen. Undantaget är Vallåsdammen där gräskarp planterades in tidigt för att hålla efter vegetationen och även Vallås Våtmark 1 som planterades aktivt med hjälp av skolklasser.

Vad gäller skuggningseffekten är det viktigt att trädridaer och buskage finns men placeringen av dessa element är också viktig. I traditionellt öppna och hävdade våtmarksmiljöer hör träd och buskar inte hemma eftersom man här gynnar vadarfåglar. Vid vattendrag gynnar skuggning fiske och djurliv, minskad solinstrålning leder till minskad igenväxning och därmed minskade rensningsbehov. Löv som faller ner utgör en viktig näringskälla för organismerna. En hög solinstrålning höjer vattnets temperatur vilket minskar dess syrehållande förmåga vilket missgynnar fisk. Vid vattendrag föreslås plantering på södra sidan och att planteringen inte sker i häckformation utan i grupper med öppningar emellan. Vid våtmarker med öppen vattenyta och småvatten som ex. mägergravar kan en bård av träd eller buskar på norrsidan ge lä, särskilt i ett öppet landskap (Jordbruksverket, 1994).

För att få en väl fungerande damm där man bland annat undviker överproduktion av alger bör 60-70 % av vattenytan vara bevuxen eller ha undervattenväxter. Som tidigare nämnts, måste man dock kontrollera växtlighetens utbredning eftersom den kan sätta magasinets hydraulik ur spel. Om man ska få bort vegetationen helt måste rotsystemet grävas upp. När vegetationen skördats ska den sedan borttransporteras.

Vissa anser att man bör skörda vegetationen vartannat år för att på så sätt ta bort näring från systemet. Undersökningar har dock visat att den mängd kväve som bortförs är liten i förhållande till den totala kväveretentionen. Dessutom missgynnas denitrifikationen genom att mängden organiskt material minskar liksom växternas bromsande effekt på flödet. Med den minskande uppehållstiden minskar även sedimentationen. Upplevelsemässigt kan allmänheten uppfatta våtmarken som skräpig när den börja växa igen, man vill gärna se en öppen vattenyta. Tar man detta i beaktande bör vegetationen skördas oftare än vart femte år, kanske vartannat. Hur vegetationen etablerar sig och hur snabbt den växer varierar från våtmark till våtmark. Det som styr hur ofta man skördar är vilken målsättning som finns, en viss karaktär kräver en viss typ av skötsel. I Halmstad har ingen skörd av växter genomförts hittills.

Skötsel

När det snabbt avrinnande vattnet från ett tillrinningsområde, ofta genom kulvertar, kommer in i en damm/våtmark ökar förutsättningarna för sedimentation av tillfört partikulärt material. Dessutom bildas nytt partikulärt material genom planktonproduktion. Den sedimentation som sker medför förbättrad vattenkvalitet nedströms inte bara genom att partiklar avskiljs från vattenmassan, utan även genom att bilda substrat för t ex denitrifikationsbakterierna varvid kväveretentionen gynnas. Organiskt material gynnar även inbindning av metaller. I grunda våtmarker/dammar sker emellertid ganska snart en uppgrundning och därför kan det på sikt bli nödvändigt att ta bort bildat sediment. Med tanke på detta bör dammar redan från början utformas så att man kan tömma dem på vatten och bottenen göras tillgänglig för lämpligt utlastningsfordon. De största mängderna sediment hamnar ofta i närheten av inloppet till dammen vilket ibland syns på intensiv gasutveckling sommartid. Hur ofta man behöver rensa en damm beror på vilken effekt man eftersträvar. I Nordamerika brukar 10-15 års intervaller anges som tumregel (VAV-Nytt, 2000). Där det finns utrymme är det sannolikt kostnadseffektivt att överdimensionera våtmarken med 20-30 % för att slippa gå in och störa systemet allt för ofta. Detta gäller alltså framför allt våtmarker där öppna vattenspeglar eftersträvas. Vi de beräkningar av kostnadseffektivitet som låg till grund för de inledande studierna av kväveretention i Halmstad antogs beroende på belastning, volym och andra faktorer driftstider på mellan 4 och 50 år. Den kortare tiden avsåg dammar för efterbehandling av avloppsvatten.

Det är viktigt att på något sätt kunna tömma vattnet eftersom det annars blir mycket svårt att rensa dammen. Det bör om möjligt ske via en s.k. bottenventil om det är möjligt med hänsyn till de lokala förhållandena och att detta dokumenteras så att man lätt har dessa funktioner tillgängliga vid senare behov. För att våtmarken ska kunna skötas enkelt och optimalt måste vi tänka på att de arbetsredskap som behövs ska kunna ta sig fram (Feuerbach 1998).

Säkerhet och risker

Dammar utgör alltid en säkerhetsrisk särskilt i närheten av där människor och framför allt barn rör sig. Isen är den största säkerhetsfrågan, men svår att åtgärda. Staket kan ge en falsk säkerhet och används därför endast undantagsvis, exempelvis runt Vallåsdammen. Flack släntlutning 1:5 och undvikande av sumpiga strandzoner är viktiga faktorer för att minska olycksrisker. Exempel på sådan utformning finner man i Vallås Våtmark 1 (V1).

Sammanfattning av Tekniska kontorets erfarenheter

- Fastställ mål och syfte med våtmarksanläggningen
- Placera våtmarken strategiskt i landskapet så att måluppfyllelse maximeras
- Dimensionera våtmarken så att flödeshastighet m.m. uppfyller målen
- Utforma anläggningen med avseende på utbredning, djup, öar, släntlutning, estetik, mm
- Bedöm kraven på in- och utlopp samt behov av nödavlopp, bottenventil, bypass
- Bedöm behoven av vegetationsåtgärder med utgångspunkt i målen
- Bedöm krav och behov av skötselinsatser i framtiden. Planera för att möjliggöra framtida underhåll
- Värdera säkerhetsaspekten

Monitoring och uppföljning

Provtagning

Datamaterialet redovisat i denna rapport (ffa Vallås) har utarbetats med traditionell provtagningsteknik med vattenprovtagning för analys av halter av föroreningar en eller ett par gånger per månad. Halter har därefter linjärt interpolerats fram för mellanliggande dagar och transporter beräknats mha dessa halter och dagligt flöde. Provtagningsstrategin har valts utifrån de tekniska samt ekonomiska ramarna inom projektet. Vattenkvalitetsuppföljning bedrivs enligt svensk modell generellt enligt ovanstående principer.

Under förutsättning att de ekonomiska ramarna tillåter, rekommenderas emellertid att driftuppföljning av ekologisk dagvattenhantering utföres enligt en modell där flödesvariationen får större genomslag i datamaterialet, s.k. flödesproportionell provtagning där flödet styr provtagningsintervallen. Sådan provtagning genererar ett tillförlitligare datamaterial och ger en bättre möjlighet att bedöma avskiljningseffektiviteten i de öppna dagvattensystemen. Flödesproportionell provtagning kräver emellertid avancerad och dyrbar provtagningsutrustning och är i stor utsträckning personalkrävande samt kan generera ett stort antal prov vilket naturligtvis är kostsamt att analysera.

Oavsett vilken provtagningsstrategi man väljer att arbeta efter, bör in- och utgående vatten analyseras avseende;

Suspenderat material (organiskt och oorganiskt)

Tungmetaller

Näringsämnen (N och P)

Provtagning bör regelbundet (exempelvis månadsvis) även göras på vattnets temperatur, pH, konduktivitet, syrgashalt (vid yta och botten) och klorofyll A.

Sedimentets mäktighet samt föroreningsinnehåll bör analyseras regelbundet.

Det också av stor vikt att regelbundet följa upp tillståndet och utvecklingen av det biologiska livet i dammen/våtmarken. Dessa insatser bör inriktas på fisk- och fågelsamhället, bottenfauna och vegetation.

Provtagningsprogram samt provtagning bör utformas och utföras av för ändamålet utbildad personal.

Tillsynsprogram

Anlagda våtmarker och dammar i staden kräver i större utsträckning skötsel för att garantera funktion, estetik och säkerhet än våtmarker i jordbrukslandskapet.

Tillgängligheten för allmänheten måste kunna garanteras vilket kräver att igenväxningen måste hållas efter manuellt eller med maskin. Igenväxning kan orsaka att rörledningar sätter igen eller att rötter tränger ner i rörledningar och tätningar vilket kan orsaka läckage. Slitaget på vegetation, dammkanter och allmänt på våtmarkerna är också större i staden eftersom

besöksantalet oftast är större samt att besökarna tyvärr inte alltid har de bästa avsikterna med sina besök, dvs. viss avsiktlig eller oavsiktlig skadegörelse och nedsmutsning kan förväntas. Eventuella staket och stängsel runt anläggningarna måste också kontinuerligt ses över så att dessa inte har defekter och utgör säkerhetsrisker. Grillplatser, papperskorgar och informationsskyltar måste vara i godtagbart skick för att inte allmänhetens intryck och uppfattning av den ekologiska dagvattenhanteringen skall vändas till något negativt.

I dagsläget finns det emellertid ingen generell plan över hur tillsynen av de ekologiska dagvattenobjekten skall ske eller när detta skall göras. Det finns därför ett behov av checklistor för tillsynen av de olika objekten. En sådan checklista skall enkelt kunna tillämpas av markpersonal på kommunerna som kontroll på att intentionerna med objekten uppfylls.

Att önskade funktioner i dammen någorlunda uppnås bör också kontrolleras regelbundet genom ett enkelt övervakningsprogram

Forsknings- och utvecklingsbehov

Samverkan

Små och kraftigt närings- och föroreningsbelastade dammar och våtmarker anläggs idag både i odlingslandskapet och inom stadsbebyggelse med syfte att minska näringstransporten från land till hav. Kunskapen är bristfällig om hur de skall utformas för att optimera avskiljningen av metaller, partiklar och näringsämnen. Våtmarks-teknologin är i detta avseende fortfarande mycket ung och behovet av forskning stort. Detta är en av orsakerna till att Våtmarkscentrum inrättats på Högskolan i Halmstad.

En viktig sak i planeringen är att god teknik får samverka med ekologiskt kunnande. Ekologer och ingenjörer måste ges förutsättningar att samverka vid utformningen av dammar och våtmarker. En utveckling i denna riktning har påbörjats i Halmstad.

Mätosäkerhet

De här redovisade undersökningarna understryker behovet av driftsuppföljningar för att med tillfredsställande noggrannhet utröna effektiviteten av anlagda och restaurerade dammar och våtmarker.

Generellt är det få av de nyanlagda objekten som övervakas. Vidare har de flesta anlagda dammar och våtmarker ofta, eller under långa perioder, mycket snabb vattenomsättning (ofta under ett dygn) och ett mycket varierande flöde. Detta gör det svårt att uppskatta våtmarkens förmåga att reducera näringsämnen eftersom skillnaderna mellan in- och utgående halter ofta är mycket små och därigenom mätosäkra. Det ofta ojämna flödet gör också att höga flödestoppar "missas" vid provtagning som oftast bara sker vecko- eller månadsvis vilket därmed ger missvisande beräkningsgrunder för vattnets totala årstransport av näringsämnen och metaller.

Det föreligger följaktligen en osäkerhet över hur stor avskiljning som faktiskt uppnås i de få våtmarker och dagvattenanläggningar som trots allt följs upp. En slutsats av detta är att vi måste utveckla tekniken, inte bara vid utformning och anläggning, utan också vid provtagning som kan ge oss bättre underlag till befintliga modellverktyg. Det bör tilläggas att detta är ett allmänt problem vid studier av olika ämnens retention och budget i vattenområden.

Ett problem inte minst vid utvärdering av våtmarkernas avskiljningseffektivitet i tätbebyggda områden med stor andel hårdgjorda ytor är att högflödesperioderna med små skillnader mellan koncentrationen i inkommande och utgående vatten är de kritiska för resultatet. Eftersom prov mycket sällan tas flödesproportionellt kan detta i vissa fall ge systematiska över- eller underskattningar då, som i denna studie, månadsmedelvärdena baseras på linjär interpolering mellan ofta inte mer än en eller två provtagningar per månad. Flödesproportionell provtagning bör följaktligen i större utsträckning tillämpas vid övervakning av liknande objekt i framtiden (jmf Pettersson, 1999). Detta är emellertid kostsamt men för att få ner kostnaden kan man utföra intensiva provtagningar under kortare perioder (en till två veckor) några få gånger per år och därmed troligen karaktärisera ämnesretentionen i våtmarken tillfredsställande (Weisner, 2002). Dessa bör i första hand inriktas på perioder med m e m högt flöde då den största ämnestransporten i allmänhet sker.

Effektstudier av metaller och andra föroreningar.

Med dagvattnet följer metaller och miljöfarliga substanser, ofta organiska, vilka till stor del lagras i sedimenten. Det kan finnas anledning att oroa sig för om, och i så fall i vilken utsträckning dessa ämnen mobiliseras från sedimenten till högre organismer som fiskar och fåglar, dvs. upp genom näringsväven. Kan ansamlingen av toxiska substanser i sedimenten på sikt hota djurlivet i våtmarken eller i angränsande miljöer?

Metaller binder oftast hårt till sediment men i löst form kan en del vara mycket toxiska, t ex koppar och kvicksilver. En del metaller metyleras också till organisk form i större utsträckning än andra och tas därigenom lättare upp av organismer i sedimentet och vattnet.

Det finns behov av en riktad insats för att bättre klarlägga om, och i så fall hur skadlig ansamlingen i sedimenten av metaller och organiska föroreningar är, och hur den påverkar biotan som lever där. Detta är också ett problem som finns i andra miljöer än dagvattenanläggningar.

I sedimentet i Vallåsdammen var det endast Pb som översteg halterna för vad slam som sprids på åkrar får innehålla, dvs. generellt halter som inte kan anses farliga för miljö och hälsa. Detta efter att ha varit i bruk i nästan 30 år (t.o.m. 1996). Det finns idag inga regler som anger gränsen för farliga ämnen i dagvattensediment. Vallås tar emot dagvatten från ffa bostadsytor vilket sannolikt förklarar de låga halterna men det finns många objekt som avvattnar betydligt mera belastade ytor t ex industritomter. Skyddsdammar runt Knebildstorpsbäcken uppvisade varierande halter av metaller men var generellt högre i dammar som tar emot dagvatten från industritomter.

Öring och våtmarker

Knebildtorpsstudien exemplifierar hur våtmarker/skyddsdammar kan användas för att skydda en öringpopulation i ett vattendrag. Våtmarksbyggande i öringbärande vattendrag kan dock också leda till konflikter med fiskeintressena.

Gädda är gynnad i stillastående vatten relativt mot öringen ffa genom att gäddans födosöksstrategi är att i stilla vatten vänta ut förbipasserande bytesdjur. Om våtmarken anläggs i själva åfåran befaras därför att gäddan allvarligt kan decimera öringbestånd framför allt genom predera på utvandrande öringungar. Enstaka studier har visat på detta. Det behövs emellertid avsevärt fler studier för att verkligen beskriva sambandet öring - gädda. Öringen är idag dessutom den vanligaste fisk (detta gäller inte lax) som finns i våra rinnande vatten och hotbilden pekar nedåt. Detta eftersom belastningen av övergödande ämnen från ffa industri- och punktutsläpp generellt minskat sedan slutet av 1960-talet vilket har lett till avsevärt bättre vattenkvalitet i våra vattendrag (Länsstyrelsen Skåne, 1998). I Halland har dock förurningen påverkat vattendragen långt in i sen tid.

Skyddsdammar som anläggs vid sidan om vattendrag och som fylls på genom avledning från vattendraget (en shunt) misstänks å andra sidan kunna minska totalvattenflödet under lågflödesperioder. Alltför lågt och onaturligt flöde kan allvarligt försämra öringvandringen. Tekniskt är detta emellertid inget problem att lösa så att ett visst minimiflöde alltid kan garanteras genom huvudvattenfåran (Feuerbach, 1998). Ett försök till lösning av detta problem har gjorts vid L. Böslid utanför Halmstad.

Fler våtmarksprojekt borde inriktas på att både kombinera näringsämnesretention och åtgärder för att stärka öringpopulationers livsvillkor. Kombinerade miljövinster är naturligtvis att föredra och att detta är möjligt indikeras av resultaten från Knebildtorpsbäcken i denna studie.

Mångfunktionella våtmarker

Våtmarker utnyttjas idag för att uppnå ökad biologisk mångfald i kulturlandskapet och i staden samt för minskad närings- och metalltransport. Rekreativt värde ökar generellt också i områden med inslag av öppna vattenspeglar.

Emellertid är det omdiskuterat i vilken utsträckning ökad närings- och/eller metallretention i våtmarker verkligen kan kombineras med en ökad biologisk mångfald. Mycket hög näringsbelastning, som ofta eftersträvas i anlagda våtmarker för bästa avskiljning, skapar generellt miljöer som hyser en begränsad artrikedom jämfört med lågt belastade miljöer. Det är också oklart hur våtmarkens ålder egentligen påverkar nämnda faktorer. Underlag saknas för att idag kunna bedöma dessa förhållanden på ett konsekvent sätt och Naturvårdsverket efterlyser "en strategi för hantering av våtmarken som näringsfälla utan att målet biologisk mångfald motverkas". Det är inte heller otänkbart att det i framtiden kan uppstå konflikter som grundar sig på önskan att optimera en funktion. För att undvika detta är det viktigt att öka kunskapen om dammar och våtmarker och dess funktioner och studera hur biologisk mångfald samvarierar med andra viktiga ekosystemfunktioner. Problem av detta slag kommer det nybildade Våtmarkscentrum på Högskolan i Halmstad att studera.

Publikationer inom detta projekt

- Fleischer, S., Stibe, L. & Rosenqvist, T. 2001. Drainage basin management - creation of multiple-purpose ponds and wetlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 4073-4076.
- Fleischer, S., Svensson, J.M. & Rosenqvist, T. 2001b. Gross composition of sedimentary gases as a result of N-load on buffer ponds. In: Melching, C. S. & Alp, E. *Proceedings of "5th Int. Conf. on "Diffuse/nonpoint pollution and watershed management". 10-15 June, 2001, Milwaukee, USA.*
- Folmer, E. (1999). The influence of waterfowl on the nutrient-budget of Vallås-dammen. *Zoöekologiska avd., Ekologiska inst., Lunds Universitet. Examensarbete.*
- Stibe, L., Fleischer, S. & Rosenqvist, T. 2000. Removal of heavy metals in three consecutive stormwater treatment ponds/wetlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 637-639.
- Svensson, J.M., Fleischer, S. & Rosenqvist, T. 2001. The Halmstad project: P-budgets of two consecutive wetlands receiving diffusive stormwater pollution. In: Melching, C. S. & Alp, E. *Proceedings of " 5th Int. Conf. on "Diffuse/nonpoint pollution and watershed management". 10-15 June, 2001, Milwaukee, USA.*

Referenser

- Alexandersson, H., Ekstam, U. & Forshed, N. 1986. *Stränder vid fågelsjöar* - Om Fuktängar, mader och vassar i odlingslandskapet. LT- förlag/Naturvårdsverket.
- Ambio 1994. Wetland and lakes as nitrogen traps. Volume 23 , Nr 6. Royal Swedish Academy of Sciences. Mediaprint, Uddevalla Sweden.
- Andersson, G., H. Berggren, G. Cronberg & C. Gelin, 1978. Effects of planktivorous and benthivorous fish on organisms and water chemistry in eutrophic lakes. *Hydrobiologia* 59: 9-15.
- André, I., Schneider, H. & Rubio, J. 1999. Sorption of heavy metal ions by the nonliving biomass of freshwater macrophytes. *Environ. Sci. Technol.* 33: 2213-2217.
- Dunbabin, J.S. & Bowmer, K.H. 1992. Potential use of constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters containing metals. *The Science of the Total Environment* 111: 151-168.
- Eriksson, P.G. and Andersson, J.L. 1999. Potential nitrification and cation exchange on litter of emergent, freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 42(3): 479-486.
- Eriksson, P.G. and Weisner, S.E.B. 1997. Nitrogen removal in a wastewater reservoir: the importance of denitrification by epiphytic biofilms on submersed macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, 26: 905-910.
- Feuerbach, P. 1998. *Praktisk handbok för våtmarksbyggare - anläggning och skötsel*. Hushållningssällskapet Halland.
- Fleischer S. 1995. Changed production and composition of sedimentary gases as a response to increased nitrogen load in lakes and wetlands. *Annali di Chimica*, 85: 337-341. Societa Chimica Italiana.
- Fleischer S., Gustafson, A., Joelsson A., Pansar J. and Stibe L. 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Ambio*, 23: 349-357.
- Fleischer, S. 1991. Kväveretentionen i sjöar och våtmarker. *Vatten* 47: 302-304.
- Fleischer, S. 1997. Lustgas - ett kvävehaltigt ämne med effekter på den globala miljön.
- Fleischer, S. 1997. Lustgas - ett kvävehaltigt ämne med effekter på den globala miljön. In: *Miljöövervakning i Hallands län 1996*. - Länsstyrelsen Halland, Meddelande 1997:18, 7-9. ISSN 1101-1084.
- Fleischer, S., Pansar, J. & Gahnström, G. 1997. Origin of N₂ and N₂O released from the aquatic environment. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1334-1336.
- Fleischer, S., Pansar, J. & Gahnström, G. 1997. Origin of N₂ and N₂O released from the aquatic environment. - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1334-1336.

- Fleischer, S., Stibe, L. & Rosenqvist, T. 2001. Drainage basin management - creation of multiple-purpose ponds and wetlands. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 4073-4076.
- Folmer, E. 1999. The influence of waterfowl on the nutrient-budget of Vallås-dammen. Zoöekologiska avd., Ekologiska inst., Lunds Universitet. Examensarbete.
- Horne, A. J. & Goldman, C.R. 1994. Limnology, 2nd ed. McGraw-Hill, Inc. New York.
In: Miljöövervakningen i Hallands län 1996. Länsstyrelsen Halland, Medd. 1997:18, 7-9. ISSN 1101-1084.
- Jordbruksverket 1994. Småvatten och våtmarker i odlingslandskapet. Jordbruksverket Informationsavdelningen. Jönköping.
- K & M AB. 2000. *Söndrums Företagspark, Dagvattenutredning del B, Säkerhet och ekologisk/biologisk mångfald. Rapport Halmstad.*
- Kemikalieinspektionen 1994. Ämnesinformation Kreosot. Cas-nr 8001-58-9.
- Larm, T. 1994. Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling. VA-FORSK Rapport nr 1994-06.
- Larm, T. 2000. *Utformning och dimensionering av dagvatten-reningsanläggningar.* VA-FORSK, Rapport 10. VAV AB.
- Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor - Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket Rapport 4176.
- Lundberg, J. 1999. Life-supporting unidentified flying objects - A study of birds as generators of wetland ecosystem services. Inst. f. Systemekologi, Stockholms Universitet, Examensarbete 1999:23.
- Lydersen, E. & Löfgren, S. 2002. Potential effects of metals in reacidified limed water bodies in Norway and Sweden. Environmental Monitoring and Assessment 73: 155-178.
- Löfgren, S. 2001. The chemical effects of deicing on soil and stream water of five catchments in southeast Sweden. Water, Air, and Soil Pollution 130: 863-868.
- Naturvårdsverket 1994. Lustgasutsläpp från kommunala reningsverk". Mätningar vid tolv svenska anläggningar. Rapport 4309.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, kemiska och fysikaliska parametrar. Rapport 4920.
- Naturvårdsverket 2000. Metaller i stad och land - Miljöproblem och åtgärdsstrategier. Rapport 5184.
- Petersen, J.D., Burakowska, H., Esipenko, A., Fleischer, S., Holgersson, I., Jern, O., Madsen, H.B., Mouritsen, F.M., Möller, M.M., Padjus, T., Schell, U., Uliyashev, G., Voss, J. & Westberg, V. 2001. Hantering av övergödningen i Östersjöregionen - Ett regionalt perspektiv. BERNET Huvudrapport. Reproff Grafisk, Odense, Danmark.

- Petterson, T. och Svensson, G. (red.) 2000. Dagvattenseminarium, Miljötänkande- krav och åtgärder. Chalmers Göteborg.
- Pettersson, T. J.R. 1999. Stormwater ponds for pollution reduction. Doktorsavhandling nr 14, Inst. . VA-teknik, Chalmers Tekniska Högskola. Göteborg.
- Pokorny J., Fleischer S., Pechar L. and Pansar J. 1999. Nitrogen distribution in hypertrophic fishponds and composition of gas produced in sediment. In: *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*, J. Vymazal (ed), Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp 111-120.
- Ring, E. 2001. Nitrogen in Soil Water at Five Nitrogen-Enriched Forest Sites in Sweden. – *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Agraria* 267. ISSN 1401-6249.
- Rosenqvist, T. and Hakeman, P.-O. 1991. Våtmarker för havets skull. Ekologisk dagvattenhantering, åtgärdsförslag. Tekniska nämnden, Parkkontoret, Halmstad, Sweden.
- Stibe, L., Fleischer, S. & Rosenqvist, T. 2000. Removal of heavy metals in three consecutive stormwater treatment ponds/wetlands. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 637-639.
- Svensson, J.M., Fleischer, S. & Rosenqvist, T. 2001. The Halmstad project: P-budgets of two consecutive wetlands receiving diffusive stormwater pollution. In: Melching, C. S. & Alp, E. Proceedings of " 5th Int. Conf. on "Diffuse/nonpoint pollution and watershed management". 10-15 June, 2001, Milwaukee, USA.
- Walker, D.J. & Hurl, S. 2002. The reduction of heavy metals in a stormwater wetland. *Ecological Engineering* 18: 407-414.
- VAV 1983. Svenska Vatten- och Avloppsföreningen: Lokalt omhändertagande av Dagvatten - LOD. Publikation VAV P46.
- VAV-Nytt* (Tema dagvatten) 2000. nr 1, s 33-38. VAV AB, Stockholm.
- Weisner, S.E.B. 2002. Ett nytt angreppssätt för en tillförlitligare bestämning av retention i våtmarker. Ansökan till Formas. Sektionen f. Ekonomi och Teknik, Högskolan i Halmstad. 6s.
- Weisner, S.E.B. & Granéli, W. 1989. Influence of substrate conditions on the growth of *Phragmites australis* after a reduction in oxygen transport to below-ground parts. *Aquat. Bot.* 35: 71-80.
- Weisner, S.E.B., Eriksson, P.G., Granéli, W. & Leonardson, L. 1994. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio* 23: 362-366.
- Vägverket Region Väst. 1998. Vägar och våtmarker- ett ekologiskt inspirationsprojekt utefter nya E6 i Halland.

Bilaga 1.

Tabeller över provtagningsdatum och samtliga analysresultat från Vallåssystemet (Figur 4) under perioden september 1996 till oktober 1997. Medel- och medianvärden för respektive analysparameter anges i tabellerna. Proverna har analyserats enligt svensk standard. In V1 = Inflöde till våtmark 1 (= utflöde från Vallåsdammen), In V2 = utflöde våtmark 1 (= inflöde våtmark 2) och Ut V2 = utflöde våtmark 2.

	Flöde liter/s	Temp. °C	pH			Alkalinitet mekv/l			Konduktivitet mS/m			Absorbance 420nm filt		
Medel	50,1	8,0	7,14	7,00	7,03	0,54	0,52	0,53	22,14	22,01	21,35	0,06	0,15	0,09
Median	24,1	6,0	7,00	6,90	6,90	0,44	0,48	0,49	19,45	18,90	18,75	0,05	0,07	0,07
Datum	Ut V2	In V1	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2
1996-09-09	4,7	13	8,2	6,6	7,3	0,36	0,25	0,36	11	9,3	9,8	0,038	0,79	0,278
1996-09-24	4,4	11	7,4	6,9	7,0	0,39	0,3	0,36	13	11,3	11,1	0,072	0,792	0,047
1996-10-07	25,3	9	6,9	6,5	6,9	0,35	0,31	0,35	11,5	10,4	10,4	0,045	0,092	0,122
1996-10-21	71,9	7	6,9	6,9	6,9	0,41	0,41	0,4	14,4	14,7	17,5	0,044	0,026	0,208
1996-11-04	118,3	11	6,8	6,8	6,7	0,34	0,33	0,33	11	11	12,5	0,13	0,076	0,032
1996-11-18	101,7	5	6,8	6,9	6,7	0,55	0,55	0,45	18,9	19,4	19,3	0,037	0,146	0,135
1996-12-02	58	3	6,9	6,9	6,7	0,66	0,63	0,57	24,6	22,8	20,5	0,063	0,076	0,123
1996-12-16	74,2	2	6,8	6,6	6,6	0,4	0,42	0,53	20	20,2	23,9	0,025	0,035	0,05
1997-01-06	16,5	1	7,1	7,1	6,9	0,97	0,97	1	44,8	45,3	43,2	0,045	0,051	0,085
1997-01-20	11,2	2	6,5	6,6	6,5	0,47	0,52	0,6	39,4	44,9	49,8	0,095	0,086	0,074
1997-02-03	144,8	1	6,7	6,7	6,5	0,8	0,79	0,75	68,3	67,7	53,3	0,056	0,034	0,058
1997-02-24	45,3	4	6,7	6,9	6,5	0,39	0,44	0,33	22,1	26	20,9	0,009	0,021	0,023
1997-03-17	11,2	4	7,2	7,1	7,0	0,76	0,79	0,65	29,7	29,7	29,3	0,043	0,06	0,07
1997-04-27	22,8	0	7,4	7,4	7,3	0,51	0,56	0,55	17,6	17,2	19,4	0,046	0,071	0,077
1997-05-19	14,3	12	7,4	7,5	7,4	0,68	0,67	0,62	20,9	20	18,2	0,055	0,072	0,092
1997-06-16	5,7	18	7,9	8	8,0	1,1	0,96	0,99	25,6	25	23,7	0,19	0,189	0,156
1997-07-27	217,7	17	6,9	6,9	6,9	0,17	0,17	0,19	4,4	4,4	4,7	0,053	0,055	0,061
1997-08-27	6,7	22	7,6	7,5	7,7	0,73	0,74	0,7	20,7	18,4	16,2	0,106	0,104	0,075
1997-09-23	6,2	12	7,3	6,9	7,8	0,4	0,33	0,42	14,3	12,9	12,3	0,049	0,049	0,071
1997-10-15	40,1	5	7,4	7,2	7,3	0,36	0,35	0,36	10,6	9,6	10,9	0,049	0,08	0,056

	Absorbance 420nm ofilt			TOC mg/l			Susp. mtrl mg/l			NTOT mg/l			NO23N mg/l		
Medel	0,16	0,42	0,25	6,32	7,12	6,73	9,70	41,75	14,80	1,81	1,89	1,41	0,92	0,78	0,65
Median	0,15	0,19	0,24	5,10	5,95	5,70	8,50	17,50	10,50	1,70	1,75	1,20	0,91	0,82	0,55
Datum	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2
1996-09-09	0,214	2,05	0,424	4,6	13	6,3	15	190	27	2,2	2,5	0,86	0,12	0,01	0,0030
1996-09-24	0,22	1,57	0,358	5,1	6	5,6	9	90	25	0,81	1,7	0,44	0,17	0,10	0,0020
1996-10-07	0,174	1,378	0,265	4	5,5	4,7	6	90	16	1,3	2,4	1	0,48	0,19	0,04
1996-10-21	0,199	0,193	0,303	5,2	5,6	5	9,5	19	13	2,1	2,2	1,2	0,98	0,97	0,37
1996-11-04	0,143	0,154	0,186	3,7	3,5	3,8	2,5	10	9,5	1,3	1,2	1,2	0,89	0,79	0,69
1996-11-18	0,153	0,258	0,269	4,5	4,9	4,5	2,5	15	8	1,9	2	1,6	1,1	1,1	0,84
1996-12-02	0,164	0,155	0,198	4,4	4,3	4,7	2,5	2,5	2,5	2,2	1,9	1,7	1,3	1,2	1
1996-12-16	0,071	0,108	0,132	3,1	4	4,2	2,5	2,5	5,5	1,2	1,1	1,6	0,92	0,92	1,4
1997-01-06	0,149	0,177	0,272	5,1	5,9	6,5	5	16	9,5	2,6	2,6	2,1	1,1	1,1	1,1
1997-01-20	0,235	0,608	0,303	9	10	6,6	11	75	9,5	3,9	4,1	3,4	1,8	1,8	1,6
1997-02-03	0,12	0,163	0,22	7	7	7,1	20	15	6,8	3,8	3,8	2,7	2,4	2,2	1,7
1997-02-24	0,25	0,258	0,36	6,6	6	5,2	13	8,5	14	1,5	1,6	1	0,88	0,92	0,9
1997-03-17	0,136	0,193	0,216	5,3	5,9	5,8	2,5	11	8	1,7	1,8	1,6	1,6	1,7	1,5
1997-04-27	0,106	0,14	0,142	4,6	6,3	6,3	8	7,5	10	1,7	1,4	1,8	1,2	0,76	0,85
1997-05-19	0,145	0,159	0,214	8,4	9,4	9,6	8	11	11	1,8	1,3	0,94	1,3	0,85	0,41
1997-06-16	0,24	0,23	0,401	12	12	14	15	52	46	1	0,73	1,1	0,48	0,27	0,058
1997-07-27	0,086	0,084	0,125	4,3	1,4	3,2	16	19	18	1,1	1,1	1,1	0,44	0,36	0,3
1997-08-27	0,216	0,286	0,393	17	19	17	26	80	31	1,8	1,7	1,2	0,3	0,02	0
1997-09-23	0,063	0,108	0,079	7,7	8,4	10	14	84	19	1,6	1,9	1,2	0,58	0,19	0,001
1997-10-15	0,074	0,196	0,124	4,7	4,3	4,5	6	37	6,7	0,75	0,78	0,55	0,41	0,23	0,16

	PTOT mg/l			PO4P mg/l			Part P mg/l			Ca mg/l			Mg mg/l		
Medel	0,07	0,15	0,07	0,02	0,01	0,01	0,05	0,13	0,05	12,0	11,7	12,1	3,77	3,72	3,99
Median	0,05	0,07	0,06	0,01	0,01	0,01	0,05	0,05	0,04	10,5	12,0	12,5	3,30	3,70	3,95
Datum	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2
1996-09-09	0,13	0,58	0,12	0,004	0,04	0,007	0,12	0,56	0,11	7,9	5,4	6,7	2,4	1,7	2,1
1996-09-24	0,071	0,33	0,095	0,006	0,025	0,012	0,046	0,31	0,079	8,9	7,2	7,5	2,9	2,2	2,4
1996-10-07	0,056	0,24	0,086	0,005	0,015	0,011	0,048	0,22	0,068	8,3	6,8	7,5	2,5	2,1	2,4
1996-10-21	0,065	0,083	0,08	0,006	0,011	0,013	0,046	0,066	0,067	10	10	9,5	3,1	3,1	3,1
1996-11-04	0,042	0,042	0,05	0,006	0,007	0,008	0,037	0,035	0,043	8,1	8,6	9,7	2,1	2,3	2,8
1996-11-18	0,033	0,048	0,036	0,007	0,011	0,01	0,027	0,038	0,027	14	13	13	4	4	4,1
1996-12-02	0,028	0,018	0,012	0,005	0,004	0,006	0,022	0,012	0,007	15	14	14	4,7	4,6	4,7
1996-12-16	0,017	0,02	0,026	0,005	0,005	0,006	0,007	0,014	0,016	9,3	9,9	13	2,9	3,1	4,3
1997-01-06	0,029	0,037	0,029	0,006	0,009	0,01	0,022	0,03	0,018	20	21	23	6,9	7,2	8,2
1997-01-20	0,1	0,19	0,098	0,031	0,047	0,022	0,066	0,15	0,081	11	12	14	3,4	3,9	4,6
1997-02-03	0,05	0,06	0,045	0,12	0,016	0,013	0,049	0,03	0,025	20	19	18	6,5	6,2	6,1
1997-02-24	0,049	0,045	0,045	0,01	0,01	0,016	0,036	0,025	0,019	9,9	12	11	2,9	3,5	3,4
1997-03-17	0,025	0,035	0,034	0,005	0,008	0,005	0,003	0,026	0,024	17	17	18	5,5	5,6	6,1
1997-04-27	0,026	0,032	0,033	0,009	0,007	0,01	0,015	0,027	0,028	13	13	14	4,2	4,3	4,8
1997-05-19	0,05	0,05	0,047	0,006	0,006	0,006	0,039	0,037	0,036	15	15	14	4,9	4,8	4,6
1997-06-16	0,11	0,21	0,12	0,006	0,006	0,01	0,095	0,19	0,11	19	18	18	6,2	6,1	6
1997-07-27	0,12	0,094	0,1	0,014	0,014	0,015	0,097	0,07	0,066	3	2,9	3,2	0,73	0,74	0,88
1997-08-27	0,16	0,35	0,11	0,1	0,009	0,004	0,14	0,33	0,096	13	13	12	4,1	4,2	3,8
1997-09-23	0,095	0,26	0,097	0,005	0,009	0,004	0,08	0,23	0,077	9,8	8,3	9	3,2	2,7	3
1997-10-15	0,071	0,19	0,061	0,004	0,029	0,007	0,054	0,14	0,045	7,4	6,9	7,7	2,2	2	2,4

	Na mg/l			K mg/l			Fe mg/l			Mn mg/l			CL-DJ mg/l		
Medel	24,5	24,6	22,7	2,19	2,21	2,16	1,02	2,68	1,86	0,15	0,15	0,23	40,4	41,4	37,3
Median	18,0	17,0	16,0	2,00	2,05	2,00	0,83	1,25	1,65	0,12	0,12	0,14	29,5	28,5	26,5
Datum	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2
1996-09-09	9,5	7,7	7,8	2	2,3	1,7	1,3	13	2,9	0,13	0,26	0,11	15	13	12
1996-09-24	11	10	9,2	1,7	1,6	1,6	1	7,7	2,2	0,14	0,16	0,08	19	17	15
1996-10-07	9,9	8,8	8,1	1,5	1,5	1,6	0,72	7,4	2	0,09	0,12	0,05	16	13	12
1996-10-21	12	12	12	2	2	1,9	0,7	0,84	2,3	0,1	0,08	0,09	20	20	19
1996-11-04	9,6	9,6	9,8	1,3	1,4	1,6	0,64	0,72	1,1	0,07	0,06	0,09	14	15	16
1996-11-18	18	17	17	2	2	2,1	0,79	0,9	1,1	0,13	0,14	0,14	29	29	28
1996-12-02	25	22	17	2,2	2,1	2	0,76	0,87	1,3	0,06	0,06	0,11	40	36	27
1996-12-16	24	23	24	1,5	1,6	2,1	0,56	0,7	1,2	0,06	0,07	0,13	39	40	40
1997-01-06	57	57	48	3,1	3,1	2,8	1,1	1,2	2,1	0,38	0,32	0,4	94	96	82
1997-01-20	58	67	75	4,4	4,3	4,1	0,6	1,8	1,5	0,09	0,07	0,18	100	120	130
1997-02-03	100	100	77	4,3	4,1	4	0,87	1	2,1	0,3	0,3	0,29	160	160	120
1997-02-24	26	31	25	1,9	2,3	2,2	1	1,3	2,3	0,09	0,11	0,17	45	54	42
1997-03-17	30	30	30	2,6	2,7	2,9	0,94	1,4	1,8	0,13	0,13	0,16	52	53	51
1997-04-27	18	17	21	1,9	2	2,2	0,62	0,82	1,3	0,08	0,08	0,11	30	28	32
1997-05-19	19	17	15	2,2	2,1	2	0,96	0,98	1,2	0,15	0,1	0,1	33	31	26
1997-06-16	22	23	21	2,9	2,9	2,7	3	3,9	3,5	0,33	0,25	0,5	37	38	34
1997-07-27	3,9	2,9	3,3	0,91	0,91	1,1	0,65	0,75	0,69	0,07	0,08	0,21	4,7	4,6	5,2
1997-08-27	15	17	14	2,1	2,2	1,7	2,4	3	4,1	0,29	0,3	0,26	23	26	21
1997-09-23	14	13	12	1,9	1,7	1,5	1,1	4,1	1,5	0,16	0,24	0,11	23	22	19
1997-10-15	8,5	7,5	8,5	1,3	1,3	1,4	0,75	1,3	1,1	0,09	0,1	1,3	14	13	14

	SO4 mg/l			Al µg/l			As µg/l			Pb µg/l			Cd µg/l		
Medel	11,86	12,12	14,62	73,92	416,25	196,65	0,83	0,72	0,63	1,91	2,48	1,39	0,06	0,09	0,04
Median	11,50	12,00	15,50	66,50	155,00	185,00	0,73	0,63	0,53	1,55	1,55	0,93	0,05	0,05	0,03
Datum	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2
1996-09-09	8,3	8,7	7,1	27	1500	420	2,4	1,9	1,2	1,4	8,1	1,2	0,028	0,098	0,037
1996-09-24	10	9,6	8,8	4,2	1100	340	0,47	0,31	0,42	0,1	1,1	0,31	0,01	0,01	0,01
1996-10-07	9,3	8	9	42	1200	240	0,95	1	0,7	2,5	5,5	1,1	0,17	0,07	0,01
1996-10-21	11	12	12	31	65	260	0,74	0,74	0,58	1,2	1,1	0,84	0,04	0,04	0,01
1996-11-04	8,6	8,5	14	84	160	200	0,87	0,84	0,63	2,3	2,2	1,4	0,06	0,05	0,01
1996-11-18	13	13	19	66	140	190	0,27	0,53	0,47	1,6	1,7	0,9	0,03	0,02	0,01
1996-12-02	14	15	20	98	110	160	0,34	0,24	0,41	1,5	1,2	0,95	0,04	0,03	0,03
1996-12-16	10	12	18	88	100	190	0,72	0,61	0,32	1,8	1,8	1,6	0,07	0,06	0,07
1997-01-06	19	19	28	40	82	120	0,49	0,1	0,41	0,7	0,75	0,67	0,05	0,05	0,06
1997-01-20	15	16	17	160	600	170	1,6	0,77	0,61	5,5	6,2	4	0,21	0,19	0,14
1997-02-03	21	21	19	46	67	78	0,63	0,1	0,34	0,81	0,93	0,86	0,13	0,1	0,08
1997-02-24	9,1	11	17	190	360	180	0,74	0,65	0,67	3,3	1,4	1,9	0,08	0,05	0,03
1997-03-17	17	19	24	100	150	230	0,38	0,3	0,33	1	0,94	0,72	0,04	0,06	0,05
1997-04-27	12	13	18	67	120	180	0,6	0,56	0,43	1,4	1	0,9	0,03	0,01	0,02
1997-05-19	15	14	17	17	26	99	0,43	0,38	0,45	0,55	0,49	0,4	0,01	0,7	0,01
1997-06-16	14	13	12	120	350	330	1,1	1,3	1,2	4,4	3,8	2,5	0,05	0,05	0,05
1997-07-27	2,7	2,6	3,3	170	170	200	1,1	1,1	0,97	3,1	2,9	2,8	0,06	0,06	0,05
1997-08-27	12	11	11	87	530	180	1,5	1,6	1,2	3,2	4	3,8	0,05	0,04	0,01
1997-09-23	9,9	10	8,8	33	1400	120	0,82	0,99	0,84	1,6	4,2	0,78	0,04	0,08	0,02
1997-10-15	6,3	6	9,4	8,1	95	46	0,4	0,39	0,36	0,26	0,36	0,26	0,01	0,01	0,02

	Cu µg/l			Cr µg/l			Ni µg/l			Zn µg/l		
Medel	4,06	3,88	3,17	0,52	0,74	0,50	0,82	0,82	1,37	29,93	25,57	18,46
Median	3,20	3,30	2,65	0,51	0,67	0,49	0,62	0,71	0,85	28,00	25,00	13,00
Datum	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2	In V1	In V2	Ut V2
1996-09-09	1,5	4,9	1,6	0,1	1,7	0,6	0,41	1,2	0,48	6,1	32	4,6
1996-09-24	1,1	1,4	1,1	0,27	0,73	0,1	0,1	0,1	0,1	0,81	3,9	1,5
1996-10-07	7	4,4	1,8	0,43	1,4	0,48	2,8	1	0,53	28	25	5,3
1996-10-21	3,1	2,8	1,6	0,49	0,49	0,65	0,65	0,63	0,55	22	15	4,3
1996-11-04	3,7	3,7	2,7	0,27	0,27	0,26	0,83	0,92	1,4	37	27	16
1996-11-18	3,3	3	2,2	0,45	0,35	0,3	0,73	0,72	1,1	31	26	17
1996-12-02	3,6	2,9	2,6	0,63	0,53	0,43	0,49	0,45	0,74	33	25	21
1996-12-16	2,9	2,7	2,8	0,49	0,54	0,53	0,45	0,56	2,8	46	39	39
1997-01-06	2,4	2,5	2,9	0,75	0,82	0,9	0,55	0,76	1,2	39	39	33
1997-01-20	13	12	9,3	1	1,3	0,88	2	2,8	3,6	99	80	73
1997-02-03	5,8	5	4,3	0,69	0,83	0,39	0,83	0,8	0,69	61	56	37
1997-02-24	5,2	3,6	2,9	1,1	0,97	0,91	0,58	0,56	1,1	42	25	34
1997-03-17	2,8	2,9	2,4	0,53	0,42	0,39	0,27	0,33	0,71	23	19	15
1997-04-27	3,1	2,9	2,9	0,38	0,64	0,5	0,53	0,6	0,94	25	13	11
1997-05-19	1,6	1,4	1,6	0,67	0,7	0,67	0,38	0,41	0,75	3,5	2,2	2
1997-06-16	4,6	5,8	5,2	0,53	0,51	0,47	1,4	1,6	7,3	24	12	9,1
1997-07-27	4,4	3,9	5,5	0,65	0,69	0,74	0,8	0,7	1,1	28	28	25
1997-08-27	7,2	6,4	5,8	0,32	0,62	0,22	1,5	1,4	1,1	35	23	11
1997-09-23	3,1	3,9	2,2	0,1	0,72	0,1	0,77	0,84	0,74	10	18	5,1
1997-10-15	1,7	1,5	1,9	0,54	0,62	0,55	0,39	0,1	0,48	5,1	3,2	5,3



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08-506 002 00

Fax 08-506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se