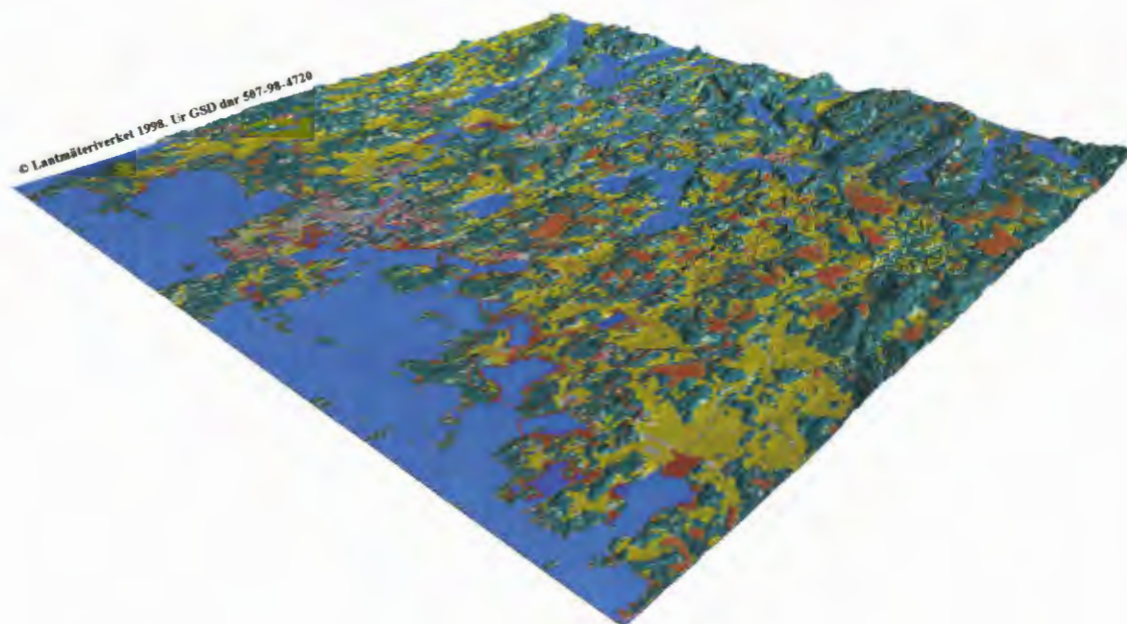


# Näringsbelastning på Vänerns vikar inom Karlstads kommun

*- källfördelning, retention,  
mål och åtgärder*





# Näringsbelastning på Vänerns vikar inom Karlstads kommun

*- källfördelning, retention,  
mål och åtgärder*

Mats Wallin, Mikael Östlund  
och Hans Kvarnäs

på uppdrag av  
Karlstads kommun

Institutionen för miljöanalys  
Sveriges Lantbruksuniversitet  
Box 7050, 750 07 Uppsala  
Tel. 018 - 67 31 10  
<http://www.ma.slu.se>

*Tryck:*  
Institutionen för miljöanalys,  
SLU, 2000.

ISSN 1403-977X

# Förord

Anspråken på Vänern och dess skärgårdar och stränder är många, t.ex. fritidsbebyggelse, fiske, turism, miljöskydd m.m. Det är därför viktigt att ta fram underlag för att bedöma vilka intressen som ska få styra skötseln i olika områden. Som ett led i detta arbete har Karlstads kommun under 1999 genomfört "Projekt Vänerstrand" som syftar till att ta fram en detaljerad skötselplan för Vänerstranden inom Karlstads kommun. I huvudprojektet ingår även genomförande av åtgärder såsom minskad näringstillförsel, fortsatt och utökat strandängsbete samt restaurerings- och skötselåtgärder i övrigt för att långsiktigt skapa förutsättningar för kontinuerliga betes- och slåtterinsatser. Projekt Vänerstrand finansieras till hälften med statliga LIP-medel (LIP = lokalt investeringsprogram) och till hälften med kommunala medel.

På uppdrag av Karlstads kommun har Institutionen för miljöanalys vid SLU genomfört ett av delprojekten inom Projekt Vänerstrand. I detta delprojekt har modeller som beskriver tillförsel och omsättning av näringsämnen i några kustområden i norra Vänern tagits fram. Näringstillförseln har fördelats delavrinningsområdesvis samt på olika källor. Med hjälp av modellerna har olika scenarier genomförts där effekten av olika åtgärdsförslag beräknats. Resultaten från dessa scenarier har sedan bildat underlag för de förslag till miljömål och åtgärder som tagits fram för enskilda kustområden. Åtgärdsförslagen gäller dels minskad näringstillförsel och dels olika former av vassbekämpning alternativt bevarande av vass. I SLU:s uppdrag har också ingått en analys av orsaker till igenväxning av vikar, dokumentation av igenväxningsläget samt prognos för den framtida vegetationsutbredningen. Dessa moment redovisas i separat rapport, som bilaga 1 till "Skötselplan för Vänerstranden inom Karlstads kommun". De kartor som presenteras i denna rapport har tagits fram med hjälp av kartunderlag från Stadsingenjörskontoret, Karlstad kommun.

Mats Wallin har varit projektledare och ansvarig för avsnitten om näringsstillstånd, -retention, vattenomsättning och sedimentkemi. Mikael Östlund har ansvarat för sammanställning av modelldata, utvärdering av modellresultat och sammanställning av slutrapporten. Hans Kvarnäs har ansvarat för modellbyggande och körning av olika scenarier. Jakob Nisell har svarat för GIS-analyser av digitala kartdatabaser. Berta Andersson har svarat för analys av orsaker till igenväxning av vikar, dokumentation av igenväxningsläget samt prognos för den framtida vegetationsutbredningen.

Uppsala i mars 2000

# Innehåll

FÖRORD.....	3
INNEHÅLL .....	5
SAMMANFATTNING.....	7
1. INLEDNING.....	9
1.1 Bakgrund och syfte.....	9
1.2 Målsättning.....	10
1.3 Avgränsningar.....	10
1.4 Allmän beskrivning Vänerstranden .....	10
2. BAKGRUNDSDATA.....	12
2.1 Områdesindelning.....	12
2.2 Markanvändning .....	13
2.3 Vattendragens längd.....	14
2.4 Klimat- och vattenföringsdata.....	14
2.5 Vattenkemiska data och närsaltstransporter .....	14
2.6 Kustmorfologi och vattenomsättning.....	15
2.7 Sedimentundersökning.....	17
3. EMISSIONER AV KVÄVE OCH FOSFOR.....	19
3.1 Reningsverk och industrier .....	20
3.2 Dagvatten .....	20
3.3 Enskilda avlopp.....	20
3.4 Djurhållning .....	22
3.5 Kväve- och fosfordeposition på sjöytor .....	22
3.6 Markläckage.....	22
4. BESKRIVNING AV VATTENDRAGSMODELLEN.....	25
5. KALIBRERING AV VATTENDRAGSMODELLEN.....	27
6. RESULTAT OCH DISKUSSION .....	30
6.1 Källfördelning för vikarnas tillflöden.....	30
6.2 Retention av fosfor och kväve i tillrinningsområdet.....	35
6.3 Areal specifika fosfor- och kväveförluster.....	38
6.4 Näringstillstånd i vikar och sjöar .....	41
6.5 Näringstillförsel och -retention i vikar och sjöar .....	43
6.6 Fosfor i sediment.....	48
6.7 Sammanfattande bedömning av vikarnas tillstånd och påverkan.....	51
7. ÅTGÄRDER.....	55
7.1 Vilken effekt har olika åtgärder? .....	56
7.2 Scenarier .....	60
7.3 Behov av åtgärder .....	66
7.4 Förslag till miljömål .....	70
7.5 Förslag till åtgärder.....	70
7.6 Kostnadseffektivitet.....	71
7.7 Uppföljning - miljöövervakning.....	73
8. REFERENSER.....	75
BILAGOR .....	77
Bilaga 1. Delavrinningsområden Vänerstranden	
Bilaga 2. Analysresultat	
Bilaga 3. Kustmorfometri – definitioner och beräkningsmetoder	
Bilaga 4. Modelldata	
Bilaga 5. Modellresultat	
Bilaga 6. Morfometrisk undersökning av Panken, Kroppkärrsjön och Alstern	

# Sammanfattning

Anspråken på Väneren och dess skärgårdar och stränder är många, t.ex. fritidsbebyggelse, fiske, turism, miljöskydd m.m. Det är därför viktigt att ta fram underlag för att bedöma vilka intressen som ska få styra skötseln i olika områden. Som ett led i detta arbete har Karlstads kommun tagit fram en detaljerad skötselplan för Vänerstranden inom Karlstads kommun. I skötselplanen ingår även genomförande av åtgärder såsom minskad näringstillförsel, fortsatt och utökat strandängsbete samt restaurerings- och skötselåtgärder i övrigt (t.ex. vassbekämpning) för att långsiktigt skapa förutsättningar för kontinuerliga betes- och slätterinsatser. Föreliggande rapport, som tagits fram av SLU, institutionen för miljöanalys, utgör ett av flera underlag för denna skötselplan.

Med hjälp av källfördelningsmodeller har fosfor- och kvävetransporten med vattendrag till sju vikar i norra Väneren beräknats samt fördelats delavrinningsområdesvis och på olika källor. De vänervikar inklusive tillrinningsområden som valts ut för källfördelningsmodellering ligger alla i Karlstad kommun. Huvudkriteriet vid urvalet av vikar var att tillrinningen ska ha avgörande betydelse för vikarnas näringstillstånd. Det innebär att vikarna har tydliga avgränsningar mot öppna Väneren och därmed ett långsammare vattenutbyte jämfört med den öppna, exponerade kusten. De vikar som har dessa förhållanden och därmed omfattas av utredningen är: Lunnerviken, Bottenviken, Arnöfjorden, Skattkärrsviken, Kattviken, Dybottnen och Torsviken. Dessutom ingår den mer exponerade kuststräckan mellan Alsterälvens och Klarälvens (östra grenen) mynningar. Tillrinningen via Alsterälven och Kroppkärrssjön-Välvikstjärnet bedöms ha betydelse för utbredningen av de vassbälten som täcker stora delar av denna kuststräcka. I utredningen ingick också ett referensområde, "Knappsjövik", med god vattenomsättning och utan problem med igenväxning.

Resultaten från källfördelningsmodellerna visar på att läckage från åker, betesmark och vall är de dominerande kväve- och fosforkällorna i vikarnas tillrinningsområden. Enskilda avlopp har stor betydelse för fosfortransporten till flera vikar, bl.a. Skattkärrsviken och Kattviken. Tillrinningsområdena har störst betydelse för fosfor- och kvävenivåerna i Arnöfjorden och Dybottnen. Övriga källor är "försumbara" för dessa vikar.

För att kunna belysa effekter av olika både verkliga och tänkta utsläpp har källfördelningsmodellerna använts för att konstruera nätverkskartor för kväve- och fosforflödena mellan olika delavrinningsområden. Nätverkskartorna består av boxar, en för varje delavrinningsområde, för vilka anges hur stor del av tillförd mängd näringsämnen som transporteras vidare till nedströms liggande områden efter retention. Med hjälp av dessa kartor kan inverkan på vänervikarna från ett utsläpp i ett godtyckligt delavrinningsområde lätt beräknas manuellt. Kartorna är tänkta att användas för uppskattning av effekter av "operativa ingrepp" i tillrinningsområdena.

För att få indikation om näringstillståndet i vattendrag och belastningen på vänervikarna har arealspecifika fosfor- och kväveförluster beräknats för varje delavrinningsområde. Förlusterna av både fosfor och kväve var höga från många av områdena. Anmärkningsvärt är de höga fosforförlusterna från 2 delavrinningsområden i Skattkärrsvikens tillrinningsområde (Stordiket), från 2 delavrinningsområden i Arnöfjordens tillrinningsområde (Glumman) samt från ett delavrinningsområden i Dybottnens tillrinningsområde. Dessa områden hamnar samtliga i klass 5 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder vilket motsvarar extremt höga fosforförluster. Många andra delområden i Arnöfjordens tillrinningsområde har fosforförluster som ligger strax under klass 5. Endast övre delen av Alsterälvens tillrinningsområde hade låga förluster av fosfor och kväve. Detta område utgörs till stor del av skog.

Tillflödena är den helt dominerande belastningskällan för både fosfor- och kvävetillförseln till Arnöfjorden och Dybotten. Kattviken och Torsviken intar en mellanställning med betydande påverkan från tillflödena vad gäller fosfortillförseln. I övriga vikar är returflödet från Vänern den dominerande belastningskällan. I Skattkärrsviken bidrar "okända källor", vilket i detta fall sannolikt utgörs av intern belastning från sedimenten, med hälften av fosfortillförseln.

Massbalansberäkningar för vikarna visade att både fosfor- och kväveretentionen var störst i Dybotten. Ca. 85% av tillförd fosfor fastläggs i sedimenten och 94% av kvävet fastläggs alternativt frigörs till luften som kvävgas via denitrifikation. I Arnöfjorden är motsvarande siffror 60% respektive 65%. I Skattkärrsviken är fosforretentionen negativ, dvs. sedimenten läcker fosfor. I övriga vikar är retentionen relativt liten och i några fall sannolikt underskattad.

Kväve- och fosforretentionen har också beräknats för sjöar/sjösystem i tillrinningsområdet. Dessa beräkningar visade att såväl fosfor- som kväveretentionen var avvikande låg i sjöarna Alstern och Panken. Detta tyder på intern fosfortillförsel från sedimenten i dessa sjöar. Den låga kväveretentionen är svårare att förklara men resultat från andra sjöar i landet tyder på att sjöar med låg fosforretentionen ofta också har en låg kväveretention. Retentionsberäkningarna tyder på att sjöarna Alstern och Panken under perioder med syrgasbrist läcker fosfor från sedimenten och därmed fungerar som källa istället för fälla för fosfortransporterna vidare ut till Vänerkusten. Detta gör att möjligheterna att minska bidraget till fosforbelastningen på Vänerkusten via vattendragen Alsterälven och Glumman är små så länge de nedströms belägna sjöarna Alstern och Panken läcker fosfor från sedimenten.

Resultaten från sedimentundersökningen visar att det inte finns några förhöjda totalfosforhalter i sedimenten. Variationerna styrs av sedimenttyp med de högsta halterna i de verkliga ackumulationssedimenten, som även har förmåga att binda fosfor. De vikar som löper störst risk för internt fosforläckage från sedimenten är Skattkärrsviken, Dybotten och Arnöfjorden i nu nämnd ordning. Vid syrgasfria förhållanden, t.ex. under längre islägningsperioder vintertid, finns således en risk att fosfor läcker från sedimenten i dessa vikar. De känsligaste sedimenten fanns i sjön Alstern och även sjön Panken hade sediment som kan läcka fosfor under syrgasfria förhållanden.

Scenariosimuleringar visar att det är stor skillnad mellan vikarna vad gäller effekten av enskilda åtgärder. Generellt har åtgärder riktade mot enskilda avlopp störst effekt på fosfortransporten och åtgärder inom jordbruket störst effekt på kvävetransporten. Effekten av våtmarker är ungefär lika stor på både kväve- och fosfortransporterna medan effekten av kantzoner är försumbar för både kväve- och fosfortransporterna. I ett scenario har samtliga rimliga och möjliga åtgärder kombinerats i ett "bästa möjliga" scenario. I detta scenario ingår anläggande av dammar och kantzoner, åtgärder inom jordbruket och förbättrad rening för enskilda avlopp. Detta scenario ligger till grund för de miljömål och åtgärder som föreslås för enskilda vikar. Scenariot resulterade i att fosforbelastningen minskade mest i Dybotten (20%) följt av Arnöfjorden och Torsviken (15%), Knappsjövik (12%), Skattkärrsviken och Lunnerviken (9%), Bottenviken (7%) och Kattviken (5%). Kvävebelastningen minskade mest i Dybotten (31%), följt av Torsviken (29%), Knappsjövik (24%), Arnöfjorden (22%), Skattkärrsviken (19%), Lunnerviken (18%), Bottenviken (14%) och Kattviken (10%).

Andra åtgärder som föreslås berör hur man hanterar vassen i vikarna och deras mynningsområden. I vissa fall bör vassen sparas för att fungera som ett näringsfilter för den näring som tillförs från landsidan. Genom att återkommande skörda och ta bort vassen kan man öka vassens filteregenskaper. Exempel på områden där vassen bör sparas av denna anledning är i Vällvikstjärnet. I mynningar av vikar som Dybotten, Skattkärrsviken och Arnöfjorden bör vassen med rotfilt tas bort för att öka vattenutbytet med Vänern.

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund och syfte

Vänern med skärgårdar och stränder är av riksintresse för naturvård och friluftsliv. Skärgården är i stor utsträckning skyddad som naturreservat. Fastmarksstranden inom Karlstad kommun utgörs av omväxlande hållmarksuddar med klippstränder och mager tallskog samt näringsrika vikar på lersediment. Vikarna får ofta, via mindre vattendrag, ta emot näringsrikt vatten från jordbruksslätterna norr om Vänern. Tillsammans med landhöjning, minskade naturliga vattenståndsväxningar på grund av regleringen av Vänern samt upphörd hävd av strandängarna har detta inneburit en omfattande igenväxning, framför allt med vass. Generaliserat utgörs Vänerstranden i dagsläget av hållmarksuddar fulla med fritidshus och däremellan utbredda vasshav.

För friluftslivet och för boende längs Vänerstranden har igenväxningen inneburit minskad vattenkontakt, sämre tillgänglighet till strandzonen och därmed mindre möjligheter till bad och annat friluftsliv, svårigheter att komma ut med båt i skärgårdsområdet m.m. En vanlig fråga till kommunen från allmänheten (fritidshusägare, fiskeintresserade, badgäster m.fl.) är just vassens utbredning. För naturvården har igenväxningen inneburit en utarmning av flora och fauna. Vassen har brett ut sig både över strandängen, där det tidigare fanns mer lågvuxna gräs och halvgräs, och utåt vattnet, där vegetationen tidigare var mer mosaikartad.

Vassbältena i Vänervikarna har stor betydelse som fälla för växtnäringsämnen och fungerar som ett naturligt våtmarksreningsverk. Även om förhållandena inne i vikarna är näringsrika är ofta vattenkvaliteten i de fria vattenmassorna utanför vikarna närmast att betrakta som näringsfattig. Det är därför viktigt att bevara vissa vassbälten, främst i vattendragens mynningsområden. Detta kan kombineras med behovet av vass för vasshäckande fåglar. För att öka effektiviteten i naturens eget reningsverk behöver ofta biomassa (näringsämnen) transporteras bort genom exempelvis slätter, annars blir systemet mättat och fungerar sämre.

Som underlag för att bedöma behovet av och effekten av större ingrepp i form av t.ex. vasslätter och borttagande av hela vassbälten inklusive rotfiltern är information om näringstillförseln väsentlig. Om dessa ingrepp ska få mer bestående effekter kan även åtgärder i form av minskad näringstillförsel vara nödvändiga. I en del vikar kan näringstillförseln via vattendrag vara den viktigaste orsaken till igenväxningen. Vidtas inte åtgärder för att minska tillförseln vid källan kan vassbekämpningsåtgärder i dessa vikar få mycket kortvariga effekter.

Utredningen syftar till att beräkna växtnäringstillförseln till vikar i norra Vänern samt att fördela denna tillförsel delavrinningsområdesvis samt på olika källor. Detta är ett viktigt underlag för nästa steg i analysen, nämligen åtgärdsscenarioer, utifrån vilka man kan avgöra vilka åtgärder som är effektivast för de enskilda vattendragen och vikarna. Ett annat syfte är att beskriva näringsstatus, vattenomsättning m.m. i vikarna samt vilka faktorer som påverkar näringsnivå och igenväxning av olika delar av Vänerstranden. En viktig faktor är sedimentens roll som antingen källa eller fälla för näringstillförseln till vikarna. Slutligen har en dokumentation av igenväxningsförloppet gjorts tillsammans med en prognos över den fortsatta igenväxningen. Resultaten från det sista momentet redovisas i separat rapport, som bilaga 1 till "Skötselplan för Vänerstranden inom Karlstads kommun".



## 1.2 Målsättning

Källfördelningsmodeller för berörda kustområdens tillrinningsområden konstrueras. Målsättningen med dessa modeller är att:

- På månadsbasis beskriva arealförluster av kväve och fosfor från enskilda delavrinningsområden.
- Bestämma retentionen (näringsämnesförluster) i vattendrag, sjöar och vänervikar.
- Bestämma källfördelning av kväve- och fosfortransporterna, dvs. tillförseln till vattendrag från olika punktkällor och diffusa källor.
- Beskriva vikarnas igenväxningsförlopp, näringsstatus (vatten och sediment) och framtida utveckling.
- Belysa effekter av tänkta förändringar i avrinningsområdet med hjälp av scenarier.
- Föreslå de mest effektiva åtgärderna för att reducera näringsbelastningen på berörda Vänervikar.

## 1.3 Avgränsningar

Projekt Vännerstrand rör vänerstranden inom Karlstad kommun (figur 1) utom Klarälvens deltaområde. Inom detta område har 7 vikar inkl. deras tillrinningsområden valts ut för källfördelningsmodellering av fosfor- och kvävetransporter. Huvudkriteriet vid urvalet av vikar var att tillrinningen ska ha avgörande betydelse för vikarnas näringstillstånd. Det innebär att vikarna har tydliga avgränsningar mot öppna Väner och därmed ett långsammare vattenutbyte jämfört med den öppna, exponerade kusten.

De vikar, inkl. tillrinningsområden, som har dessa förhållanden och därmed omfattas av utredningen är: Lunnerviken, Bottenviken, Arnöfjorden, Skattkärrsviken, Kattviken, Dybottnen och Torsviken (figur 2). Dessutom ingår den mer exponerade kuststräckan mellan Alsterälvens och Klarälvens (östra grenen) mynningar. Tillrinningen via Alsterälven och Kroppkärrssjön-Välvikstjärnet bedöms ha betydelse för utbredningen av det breda vassbälte som täcker stora delar av denna kuststräcka. I utredningen ingår också ett referensområde, "Knappsjöviken", med god vattenomsättning och utan problem med igenväxning. De relativt näringsfattiga Norsälven och Klarälven ingår inte eftersom de inte bedöms bidra till ökade näringsnivåer i avgränsade kustområden (se även kap. 1.4).

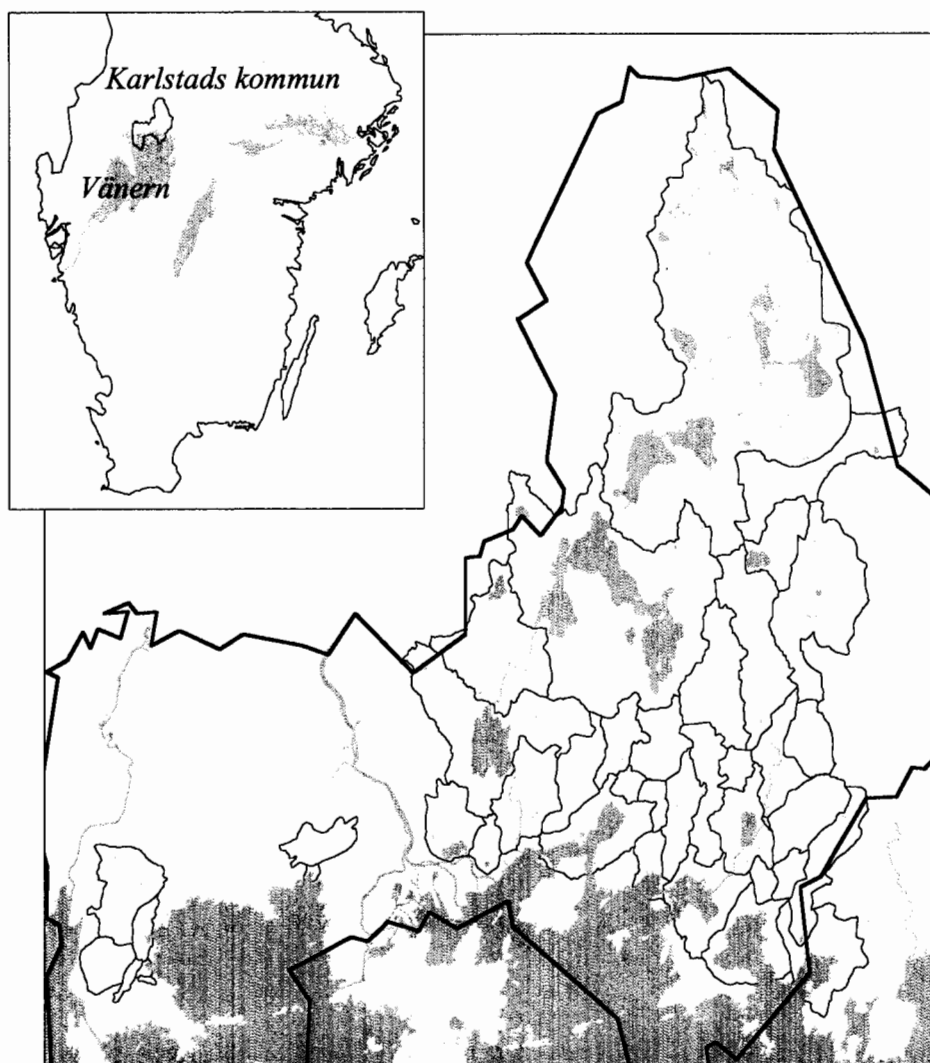
## 1.4 Allmän beskrivning Vännerstranden

Vännerstranden inom Karlstads kommun (figur 1) består av några, till stor del slutna vikar med relativt sett trånga sund genom vilka vattenutbytet med Störväner upprätthålls och några lite större och öppnare fjärdar. Till de förstnämnda hör Lunnerviken, Bottenviken, Arnöfjorden och Skattkärrsviken-Hammarösjön – alla med 85-100 % av strandlängden beväxt med vassvegetation. De kantande vassbårderna är mycket breda – 100-300 meter breda vassar är en vanlig syn. De större fjärdarna består av Sättersholmsfjärden, Kattfjorden och Åsfjorden, dessutom ingår Segerstads inre skärgård. I Kattfjorden väster om Karlstad är ca 60 % av stranden beväxt,

den västra delen i högre grad än den östra, 75 % respektive 45 %. Även här kan vegetationen vara omfattande i vikar och mellan land och strandnära öar.

Näringstillståndet i kustområden längs vänerstranden påverkas främst av tillrinning från land, direktutsläpp från punktkällor och vattenutbyte mellan kustzonen och öppna Väner. Dessa tre faktorer har olika stor påverkan på olika delar av kuststräckan. Väster om Karlstad är kusten exponerad mot öppna Väner och de relativt näringsfattiga älvarna Norsälven och Klarälven bidrar inte till förhöjda näringsnivåer. Det är endast i mindre, avsnörda, kustområden med tillrinning från jordbruksmark, som förhöjda näringsnivåer finns längs denna del av vänerkusten. Ett sådant exempel är Dybotten i Kattfjordens västra del.

Öster om Karlstad är skärgården bredare och vattenutbytet med öppna Väner är därmed sämre. Detta innebär att tillrinningen från land har större betydelse för näringsnivåerna här. Kustområden med både långsam vattenomsättning och stor tillrinning från land löper här störst risk att drabbas av negativa övergödningseffekter som t.ex. algblomning, syrgasbrist och igenväxning. Arnöfjorden är det kanske tydligaste exemplet på ett kustområde där tillrinningen nästan helt styr näringstillståndet.

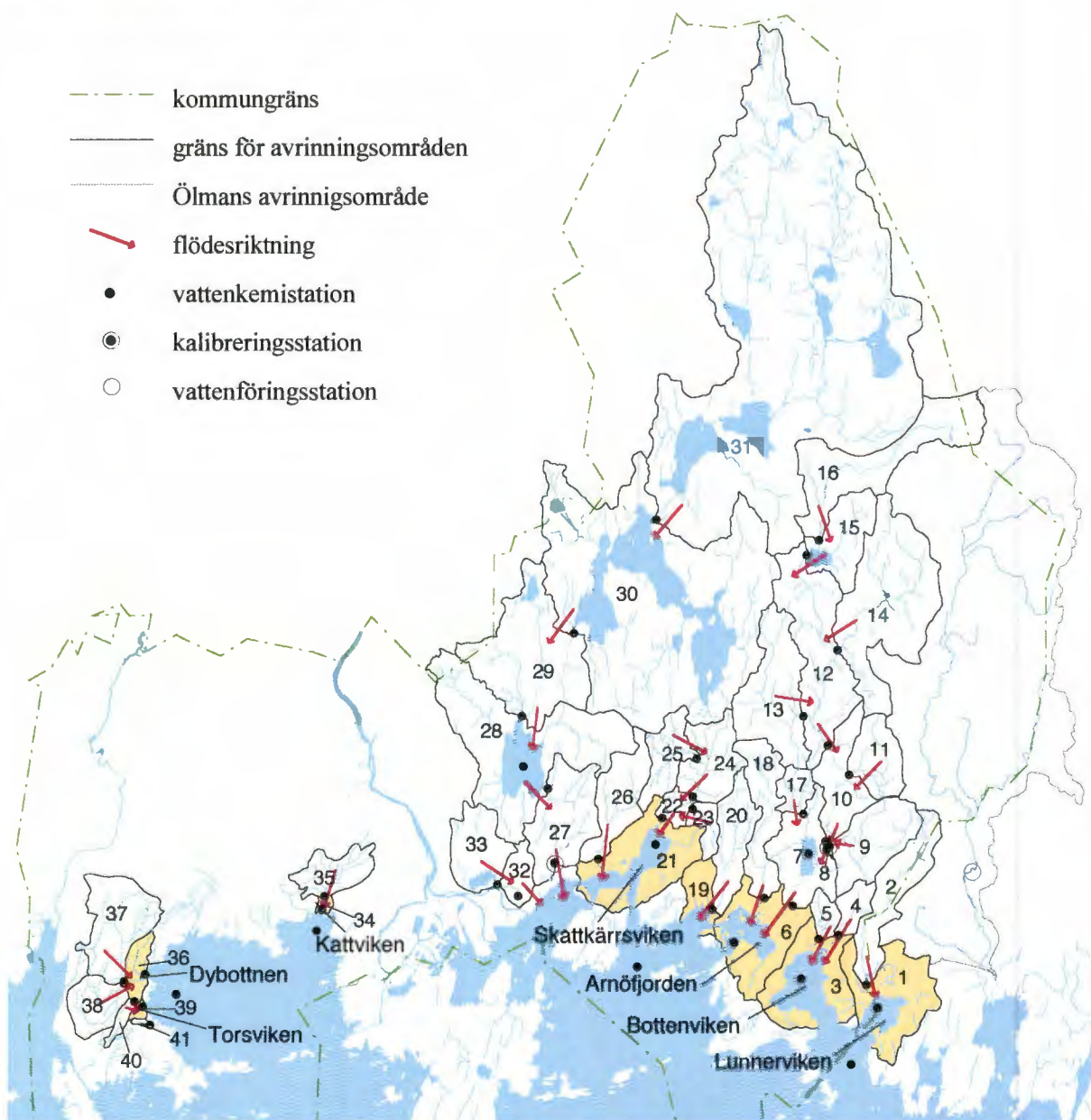


Figur 1. Projektets avgränsningar (tunna linjer) längs Väners norra strand och gränsen för Karlstads kommun (fet linje).

## 2. Bakgrundsdata

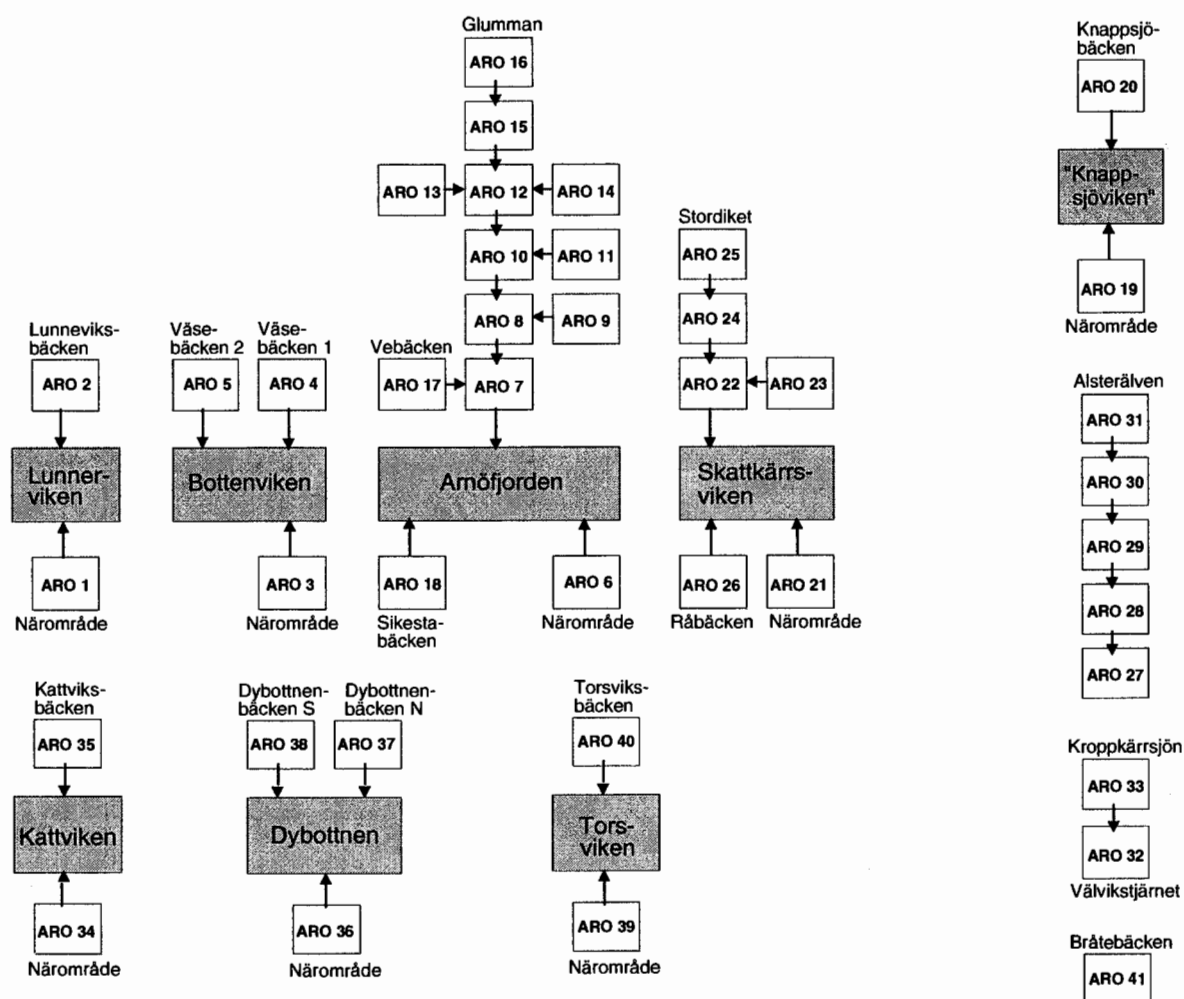
### 2.1 Områdesindelning

Projektet är avgränsat till 7 egentliga vikar och det relativt öppna kustområdet utanför den f.d. Knappsjön och deras tillrinningsområden samt Alsterälvens avrinningsområde, inom Karlstads kommun. Totalt har Vänerstrandens tillrinningsområde delats in i 41 delavrinningsområden (figur 2), med provtagningsplatserna för vattenkemiundersökningarna som grund för indelningen. För Alsterälven som inte mynnar i någon avgränsad vik och därför inte är prioriterad ur åtgärdssynpunkt, har en indelning i större områden gjorts. Några av dessa sammanfaller i stort med SMHI:s delavrinningsområden. Delavrinningsområdenas nummer, namn och mynningskoordinater redovisas i bilaga 1.



Figur 2. Norra Vänerstranden med de undersökta vikarna och tillrinningsområdena. Röda pilar visar flödesvägarna genom delområdena. Gula områden utgör närområden.

I figur 3 illustreras delavrinningsområdena som boxar med pilar som visar flödesriktning. Boxarna är grupperade så att det lätt går att urskilja till vilken vik ett område hör.



Figur 3. Boxmodell över delavrinningsområdena, där pilarna anger flödesriktning.

## 2.2 Markanvändning

Begränsad kunskap om arealförluster från olika typer av mark begränsar antalet markslag som använts i modellen. De olika markslagen är sjö, skog, hygge, myr, åker, vall (vall & betesmark) samt övrig mark (bebyggelse & berg i dagen) och utgörs av sammanslagningar av mer högupplösta data (se bilaga 4). De olika markanvändningsdata är hämtade från GSD-Gröna kartan (1996). Åkermark på GSD-Gröna kartan har inte den upplösning så att andelen vall kan beräknas, men m.h.a. statistik från Statistiska centralbyrån (SCB) har detta varit möjligt. I beräkningen har andelen vall på församlingsnivå använts på åkermarkens area (från GSD-Gröna kartan) i respektive avrinningsområde.

## 2.3 Vattendragens längd

Vattendragens sammanlagda längd inom de olika delavrinningsområdena har använts i beräkningen av retentionen. Längden har beräknats med hjälp av en digital vattendragskarta, baserad på gröna kartan (skala 1:50 000) där vattendragen är indelade i fyra klasser: dubbeltecknat vattendrag med bredd minst 6 m, å och bäck samt dike. Den sammanlagda vattendragslängden utgörs av en sammanslagning av dessa klasser.

## 2.4 Klimat- och vattenföringsdata

För beräkning av ämnestransporter behövs vattenföringsuppgifter. Vattenföringen är central i modellen men är svår att få fram, eftersom det saknas vattenföringsmätningar i flertalet vattendrag i området. För att åstadkomma en så god uppskattning som möjligt har vattenföringen från Ölman och Alsterälven använts som underlag. För att få vattenföringar i de 41 delavrinningsområdena har tillrinningen i området omvandlats till mm-avrinning (mm/dygn). Denna avrinning har antagits vara jämnt fördelad över hela området.

Tidsserier innehållande lufttemperatur, nederbörd och vattenföring har levererats från SMHI för perioden 1988-1999. Nederbörds- och lufttemperaturdata från Karlstad flygplats har använts. Vattenföringsdata finns från Alsterälven vid Alster och Ölman vid Hult (tabell 1). Månadmedelvärden på vattenföringen i Alsterälven och Ölman under perioden 1988-1998 redovisas i bilaga 4.

*Tabell 1. Meteorologiska och hydrologiska stationer som använts vid vattenföringsberäkningar för delavrinningsområdena.*

<i>x-koord</i>	<i>y-koord</i>	<i>Stat.nr.</i>	<i>Namn</i>	<i>Variabel</i>
659412	135986	9322	Karlstad flygplats	Nederbörd, temperatur
658873	137512	267	Alster	Vattenföring
658834	139524	553	Hult	Vattenföring

## 2.5 Vattenkemiska data och närsaltstransporter

Synoptiska studier för vattenkemi utfördes i mynningspunkten i varje avrinningsområde och i den fria vattenmassan i sjöar och vikar (se figur 2). Provtagningarna utfördes vid två tillfällen – november 1998 och april 1999. Längre tidsserier finns för Alsterälven och Glumman. Resultat från de synoptiska studierna redovisas i bilaga 2, där även provtagningsstationernas stationsnamn och koordinater redovisas.

För modellkalibrering krävs att ämnestransporter beräknas vid de vattenkemiska provtagningsstationerna i området. Utifrån dagliga vattenföringsdata beräknas månadstransporter med samma rutiner som användes inom den nationella övervakningen av sjöar och vattendrag, dvs. att daglig vattenföring multipliceras med dygnsvärden på halter som erhållits från linjärinterpolering av månadsvärden. Detta ger ett värde på daglig transport som sedan summeras till månadstransport. Månatliga transporter i vikarnas tillflöden redovisas i bilaga 5.

## 2.6 Kustmorfologi och vattenomsättning

Ett kustområdes morfologi, t.ex. djupförhållanden, öppenhet mot Storsjön, flikigheten etc, har stor inverkan på vattnets rörelser och på sedimentationsförhållanden. Man kan säga att kustzonen fungerar som ett filter där filteregenskaperna bestäms just av kustens morfologi. Detta innebär att filteregenskaperna är effektivast längst in i stora skärgårdsområden och i inneslutna områden med trösklar ut mot Storsjön. Sådana områden har i regel en långsam vattenomsättning, en omfattande sedimentation av organiskt material och en hög andel finsedimentbottnar (ackumulationsbottnar). Dessa områden är också relativt sett känsligare för olika former av mänsklig påverkan än mer exponerade områden. Vanliga sjökort, med vars hjälp olika kustmorfologiska parametrar kan beräknas, ger således grundläggande kunskap om kustvattnens funktion och egenskaper.

Övergripande kan man dela in de morfometriska parametrarna i följande tre grupper (se Håkanson m.fl. 1984):

- **Storleksparametrar**, som t.ex. kustlinjelängd, maximalt djup, vattenvolym och tvärsnittsarea.
- **Formparametrar**, som t.ex. medeldjup, kustmedelbredd, flikighet och medellutning.
- **Specialparametrar**, som topografisk öppenhet och filterfaktor.

I bilaga 3 ges mer detaljerade definitioner och beräkningsmetoder för olika morfologiska parametrar. Den beräknade morfologin för de aktuella kustområdena presenteras i tabell 2.

Morfologiska parametrar beräknas oftast för hand vilket är tidskrävande och ger en varierande noggrannhet. I detta arbete har därför en datorbaserad metod för beräkning av morfologiska parametrar använts (se Pilesjö m.fl. 1991). Djupinformationen har inhämtats från vanliga sjökort i skala 1:60 000. Den datorbaserade metoden innebär att djupinformation läses in på ett digitaliseringsbord och förs över till en dator för beräkning av de morfologiska parametrarna. Avgränsningen av de berörda kustområdena presenteras i figur 2. Grundprincipen vid avgränsning av kustområden är att lägga begränsningslinjerna vid s.k. "topografiska flaskhalsar", exempelvis vid smala sund och mellan öar. Områdena utgör då så slutna och okomplicerade enheter som möjligt.

Vattenutbytet i kustområden kan mätas på olika sätt, exempelvis med strömmätare eller genom att följa hur olika spårämnen sprider sig i vattnet (se Håkanson m.fl. 1984). Dessa metoder har inte kunnat användas i detta arbete då de kräver stora mätinsatser och är mycket resurskrävande. En alternativ metod är att beräkna vattenutbytet med hjälp av saltutspädningsmetoden (se Håkanson m.fl. 1984). Denna metod kan tillämpas i kustområden med färskvattentillrinning om man känner storleken på tillrinningen och dess konduktivitet (halten lösta salter) samt konduktiviteten i och utanför kustområdet. Eftersom längre tidsserier med konduktivitetmätningar saknas i de undersökta kustområdena och deras tillflöden har dock denna metod inte heller kunnat användas. Konduktivitetsdata från de genomförda synoptiska provtagningarna visade på mycket stor variation mellan provtagningstillfällena. Tillförseln av



lösta salter från kustområdenas närområden har inte heller kvantifierats vilket också bidrar till att det är svårt att använda saltutspädningsmetoden vid beräkning av vattenomsättningen.

Istället har vattenutbytet i de aktuella kustområdena i Vänern beräknats med en statistisk modell som ursprungligen utvecklats för kustområden i Östersjön (Persson m.fl. 1994; se ekvation nedan). Modellen bygger på ett exponentiellt samband mellan den topografiska öppenheten (se definition i bilaga 3), som beskriver ett kustområdes exponering mot utanför-liggande områden, samt det uppmätta vattenutbytet i olika kustområden (14 st). Modellen beräknar ytvattnets karakteristiska utbytestid under perioden maj-oktober i kustområden som är opåverkade av tidvatten, starka strömmar och tillrinnande floder. Med ytvatten avses här vattenmassan över temperatursprångskiktet, som normalt ligger på ca 10-20 m djup i Östersjöns kustzon. Som synes är det flera av modellkraven som inte uppfylls i Vänern varför det vattenutbyte som beräknats med denna metod får ses som en grov skattning.

Modell för beräkning av ytvattnets utbytestid i kustområden:

$$\ln(T_y) = -4,36 * \sqrt{E} + 3,55 \quad (r^2=0,97; n=14)$$

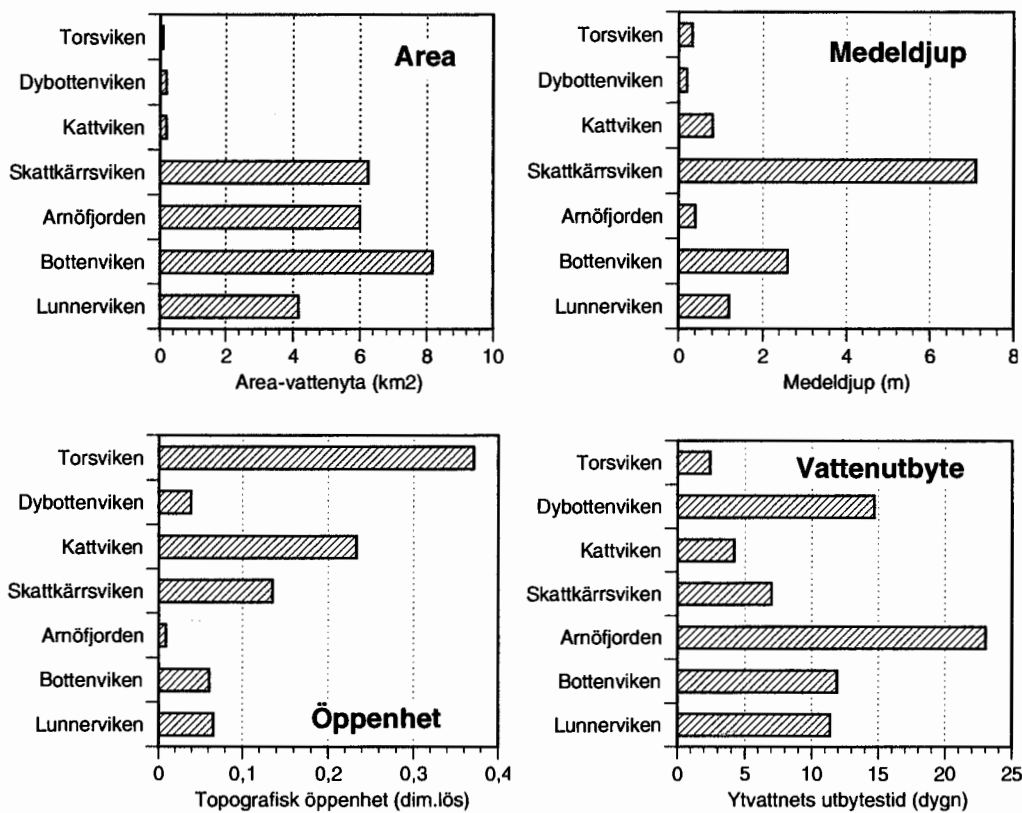
där:  $T_y$  = ytvattnets utbytestid (dygn),

$E$  = topografisk öppenhet (dimensionslös, se definition i bilaga 3).

Nedan, i tabell 2 och figur 4 redovisas morfometriska parametrar och vattenomsättning för de aktuella kustområdena i norra Vänern beräknade utifrån sjökortsinformation.

Tabell 2. Beräknade morfometriska parametrar och vattenomsättning för de aktuella kustområdena i norra Vänern. Definitioner och beräkningsmetoder ges i bilaga 3.

	Lunner- viken	Botten- viken	Arnö- fjorden	Skattkärrs- viken	Kattviken	Dybottnen	Torsviken
Maximalt djup (m)	5,4	6,9	2,6	22,2	2,1	0,6	1,8
Kustlinjelängd (km)	8,65	14,16	12,20	11,52	1,56	1,71	0,80
Total strandlinjelängd (km)	14,41	14,89	16,46	13,90	1,56	1,71	0,80
Total area (km <sup>2</sup> )	4,36	8,18	6,09	6,24	0,19	0,19	0,081
Vattenytans area (km <sup>2</sup> )	4,16	8,17	6,00	6,24	0,19	0,19	0,082
Tvärsnittsarea (km <sup>2</sup> )	0,00282	0,00502	0,000522	0,00829	0,000447	0,000075	0,000314
Vattenvolym (km <sup>3</sup> )	0,00515	0,0208	0,00222	0,0432	0,000160	3,39E-05	2,654E-05
Medeldjup (m)	1,2	2,6	0,4	7,1	0,8	0,2	0,32
Relativt djup (%)	0,23	0,21	0,09	0,79	0,43	0,12	0,56
Medellutning (%)	0,57	0,65	0,27	3,19	1,13	0,32	0,71
Flikighet (%)	138	157	173	182	126	127	104
Volymutveckling (dim.lös)	0,67	1,11	0,43	0,96	1,20	0,89	0,53
Kustmedelbredd (km)	0,504	0,577	0,5	0,542	0,123	0,113	0,103
Topografisk öppenhet (dim.lös)	0,066	0,061	0,009	0,135	0,233	0,039	0,371
Ytvattnets utbytestid (dygn)	11,4	11,9	23,0	7,0	4,2	14,7	2,4



Figur 4. Vattenarea, medeldjup, topografisk öppenhet och ytvattnetsutbytestid för de aktuella kustområdena.

Som framgår av tabell 2 och figur 4 är det relativt stor skillnad mellan kustområdena vad gäller area, medeldjup öppenhet och vattenutbyte. Vikarna väster om Karlstad – Kattviken, Dybottnen och Torsviken – är alla betydligt mindre än övriga vikar öster om Karlstad. Samtliga vikar är grunda med undantag för Skattkärrsviken. Med undantag för Dybottnen har vikarna väster om Karlstad större öppenhet mot Vänern än vikarna öster om Karlstad.

Det är inte möjligt att bedöma kustområdenas recipientegenskaper enbart utifrån information om morfologi och vattenomsättning. Kompletterat med information om näringsbelastning och halter i vatten är det möjligt att göra en mer kvalificerad bedömning av kustområdenas "känslighet" för näringsbelastning. Det kan dock redan nu konstateras att två kustområden – Dybottnen och Arnöfjorden – har mindre öppenhet mot Vänern och långsammare vattenomsättning än övriga områden. Dessa vikar bör således vara de som tål minst belastning av förorenande ämnen.

## 2.7 Sedimentundersökning

I de flesta sjöar fungerar bottensedimenten som en fälla för fosfor. Detta innebär att fosforhalten i sjöarna och dess utlopp är lägre än halterna i tillrinnande vatten p.g.a. förlusterna till sedimenten. Vid speciella betingelser kan också sedimenten fungera som en källa för fosfortillförseln till sjön, s.k. intern belastning. Sådana situationer kan t.ex. uppstå i sjöar där fosfortillförseln minskat kraftigt. Koncentrationsskillnader mellan sedimentets porvatten och botten-



vattnet kan leda till att fosfor strömmar från sedimentet. Intern fosforbelastning från sedimenten kan också förekomma vid syrgasfria förhållanden förutsatt att sedimentfosfor är bunden i en sådan form att den frigörs till vattnet under dessa betingelser. I grunda sjöar kan vind-/våg-påverkan göra att ytsediment resuspenderas och virvlar upp i vattnet. Denna omrörning av sedimenten bidrar också till en intern fosforbelastning.

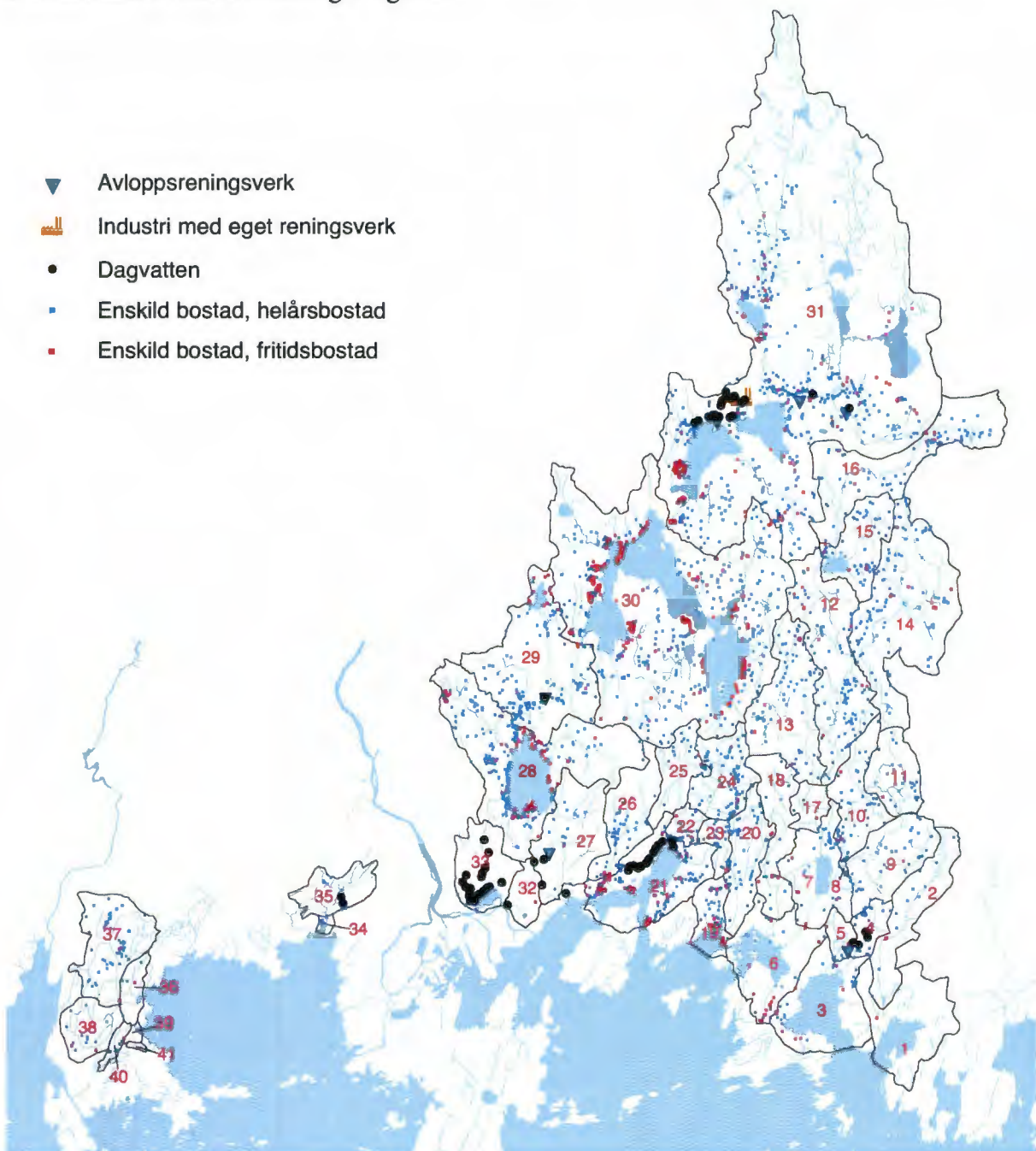
För att utröna sedimentens roll som "fälla" eller "källa" för näringstillförseln till berörda vänervikar och sjöar i tillrinningsområdet utfördes en sedimentprovtagning i slutet av maj 1999. Effekten av en minskad fosfortillförsel är till stor del beroende av hur nuvarande fosforförråd i sedimenten kommer att reagera framåt i tiden. Mängden utbytbart, tillgängligt, fosfor i sedimenten är därmed en viktig faktor för att kunna förutsäga fosforutvecklingen i Vänervikarna. I samband med sedimentprovtagningen gjordes en ekolodning och översiktlig sedimentkartering i berörda kustområden och sjöar. Djupkartor för sjöarna Panken, Kroppkärrsjön och Alstern redovisas i bilaga 6.

Tre till fem sedimentprofiler togs med rörhämtare (Willnertyp) i de djupaste delarna på s.k. ackumulationsbottnar från varje område, fördelade inom en provtagningsyta med radien ca. 100 m. Profilerna skiktades i nivåerna 0-2, 4-6 och 15-17 cm och ett samlingsprov togs ut från varje område. Samlingsproven analyserades sedan med standardmetodik (SIS) på vattenhalt och totalfosfor samt fosforfraktionerades enligt ett schema framtaget av Hieltjes och Lijklema. Därvid bestämdes löst bunden fosfor (NH<sub>4</sub>Cl-P), järn- och aluminiumbunden fosfor (NaOH-P), kalciumbunden fosfor (HCl-P), extraherbar biogen fosfor (NaOH-org P) samt totalt organiskt bunden fosfor (Org-P).

Resultaten från sedimentundersökningarna redovisas i kapitel 6.6 och i bilaga 2.

### 3. Emissioner av kväve och fosfor

Emissioner av kväve och fosfor har beräknats från olika punktkällor, som deposition på sjöytor och förluster från olika markslag. Punktkällor som tagits med i modellen är reningsverk, industrier, dagvatten och enskilda avlopp (ej anslutna till kommunalt reningsverk). Några övriga punktkällor har inte tagits med beroende på att inga data finns från andra anläggningar. Punktkällorna visas översiktligt i figur 5.



Figur 5. Dominerande punktkällor i tillrinningsområdena.

### 3.1 Reningsverk och industrier

Utsläppsdata kommer från 6 reningsverk samt från en industri (Calamo Nord). För de flesta reningsverk redovisas endast årliga utsläpp av totalkväve och totalfosfor. Utsläppen är omräknade till månadsmedelvärden genom att årsmedelvärdet har delats med 12. Om något år saknas i det redovisade datamaterialet har årsmedel från närmast liggande år använts för det saknade året. För kväveutsläpp vid alla reningsverk utom Mjölntorpets gäller att 1988-92 års värden baseras på 1993 års utsläpp. Mjölntorpets fosfor- och kväveutsläpp baseras enbart på årligt medianvärde.

Utsläppsdata från reningsverk och industrier som ingår i modellen framgår av tabell 3. Årliga utsläppsmängder av fosfor och kväve redovisas i bilaga 4.

Tabell 3. Större punktutsläpp i tillrinningsområdena. Avloppsreningsverk förkortas arv.

x-koord.	y-koord.	Namn	Aro	P	N	Anmärkning.
1383500	6611300	Calamo Nord	31	91-99		årsvärden 91-94, månadsv. 95-99 (P)
1382330	6610200	Molkom arv.	31	88-98	93-98	endast årsvärden, P&N
1388370	6610580	Lindfors arv.	31	88-98	93-98	endast årsvärden, P&N
1386190	6611150	Blombacka arv.	31	88-98	93-98	endast årsvärden, P&N
1388500	6585430	Våse arv.	5	88-98	93-98	endast årsvärden, P&N
1542810	6714300	Ulvsby arv.	29	88-98	93-98	endast årsvärden, P&N
1374500	6590000	Mjölntorpets arv.	27			medianvärden, P&N

### 3.2 Dagvatten

Dagvattenutsläpp av kväve och fosfor har beräknats på halter i dagvatten och aktuell nederbörd samt arealer anslutna till dagvattennätet. Beräkning har gjorts från dygnsnederbörden i Karlstad minus 2 mm för avdunstning under den tid då lufttemperaturen överskridit 0 grader. Under övrig tid har dagvattentillrinningen antagits vara försumbar.

Halter av P och N i dagvatten har hämtats från en undersökning på dagvattentillrinning till Kroppkärrssjön 1992. Årliga beräknade utsläpp av fosfor och kväve för de olika delavrinningsområdena redovisas i bilaga 4.

### 3.3 Enskilda avlopp

Utsläppen av fosfor och kväve har beräknats för 3645 enskilda fastigheter. Uppgifter om antalet fritidshus respektive permanentbostäder och dess avloppsstandard samt antalet folkbokförda har erhållits från kommunen. I de fall uppgifter saknas har antagits reningsmetod motsvarande slamavskiljning, då dessa fastigheter har en mycket äldre och troligtvis en sämre fungerande reningsanläggning än de som finns registrerade.

I tabell 4 redovisas mängder av kväve resp. fosfor per person och dygn som använts i beräkningarna uppdelat på BDT-vatten, urin och fekalier samt reningsgrad för olika avloppsanläggningar. Fritidshuset har antagits nyttjas under 30 % av tiden. Dessa uppgifter är hämtade från studien: Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde (Johansson & Kvarnäs 1998).

Tabell 4. Utsläpp från fastigheter med olika reningsmetoder (g/pd står för gram per person och dygn).

Utsläppskälla	Tot-P (g/pd)	Tot-N (g/pd)
BDT-vatten	0,6	1
WC urin	1	11
WC fekalier	0,5	1,5
WC urin+fekalier	1,5	12,5
BDT+WC	2,1	13,5
Reningsmetod	P-reduktion (%)	N-reduktion (%)
Enbart slamavskiljning	15	15
Enbart infiltration	70	30
Enbart markbädd	30	25
Slamavskiljning + infiltration	85	30
Slamavskiljning + markbädd	45	40
Sluten tank	100	100

Ovanstående beräkningsförfarande avser bruttobelastningen från de enskilda fastigheterna. Emellertid förekommer stor fastläggning av dessa utsläpp på sträckan mellan fastigheten och vattendragen. För att få en mer realistisk bild av den verkliga belastningen (nettobelastningen) på vattendragen har en avståndsberoende reduktion av respektive utsläpp skett enligt följande: Med hjälp av fastighetens koordinater har dess avstånd till närmaste vattendrag beräknats. Avstånden från vattendrag har indelats i avståndsklasser enligt de som anges i tabell 5. För varje avstånd har faktorer för reduktion av bruttobelastningen till en avståndsberoende nettobelastning bestämts och ett antal hypoteser om avtagandets styrka testats. Varianter på både linjärt och exponentiellt avtagande enligt tabell 5 har testats som resultat i att ekvationen linjärt avståndsberoende ger bäst resultat. Utsläppsmängder från de olika beräkningssätten redovisas i tabell 6.

Tabell 5. Omräkningsfaktorer för utsläpp av P och N utifrån enskilda fastigheters avstånd till vattendrag eller sjö.

Avståndsklass (m)	Linjärt min 0,2	Exponentiellt min 0,2
0	1	1
100	0,87	0,725
200	0,73	0,525
300	0,60	0,381
400	0,47	0,276
500	0,33	0,276
600	0,2	0,2
>600	0,2	0,2

Av alla fastigheter ligger 95 % på avstånd som är mindre än 600 m från vattendrag och 5 % ligger närmare än 25 meter.

Tabell 6. Beräknade totalutsläpp till vattendrag av kväve och fosfor från enskilda fastigheter.

Beäkningsätt	Fosfor (kg/mån)	Kväve (kg/mån)
Inget avståndsberoende	249	2255
linjärt avståndsberoende	170	1539

### 3.4 Djurhållning

#### Gödselanläggningar

Gödselanläggningar är inte överallt avloppslösa. Tillfälliga utsläpp av gödselvatten och pressaft kan förekomma, ofta i samband med hög nederbörd eller snösmältning. Läckaget av P och N från gödselanläggningar uppskattas till 0,5 % av närsaltsproduktionen (Löfgren & Olsson, 1990). Detta motsvarar ca 0,06 kg fosfor och 0,375 kg kväve per djurenhet och år.

#### Mjölkrum

Utsläpp från mjölkrum har beräknats till 0,0401 kg fosfor och 0,0365 kg kväve per djurenhet och år. Vid beräkningen har antagits att alla mjölkrum använder fosfatfria diskmedel och varje mjölkko antas producera 0,11 g P och 0,1 g N per dygn (Löfgren & Olsson, 1990). Vid beräkningen av utsläpp från mjölkrummen har alla djurenheter antagits vara mjölkkor. Då uppgift om behandlingen av mjölkrummens avloppsvatten saknats har antagits att ingen rening förekommit. Då avloppsvattnet gått till gödsel- eller urinbrunnar har rening satts till 100%.

Vid beräkning av djurenheter har satts att 10 får är lika med en djurenhet (SCB 1998). För fastigheter med djur där uppgift ändå saknas har medelvärdet för hela området (38,8 djurenheter) använts.

### 3.5 Kväve- och fosfordeposition på sjöytor

Månadsvärden för kvävedepositionen har erhållits från IVL:s depositions-mätningar i Skived, Värmlands län (X 660050 Y 136850) för åren 1990-97. Området för mätningarna ligger strax utanför de avrinningsområden som ingår i detta projekt. Vid beräkningen av depositionen på sjöytor har endast våtdeposition av NO<sub>3</sub> + NH<sub>4</sub> över öppen mark använts. För de år som saknar data från depositions-mätningarna har månadsmedelvärdet från närmast liggande år använts. Tidsserier på fosfordeposition saknas varför ett värde på 8 kg P/ km<sup>2</sup>, år har använts.

### 3.6 Markläckage

Förluster från olika markslag är baserade på områdestypiska (karaktäristiska för en viss region t ex västra Svealand) typkoncentrationer som i sin tur är beroende av markanvändning. Typkoncentrationerna bygger på observationer från utvalda vattendragstationer som antas representera förhållanden i det studerade området. Följande typkoncentrationer (mg/l) har använts:

Marktyp	totalfosfor	totalkväve
Stråsäd mm	0,143	5,61
Vall/bete	0,121	1,52
Skog	0,009	0,42

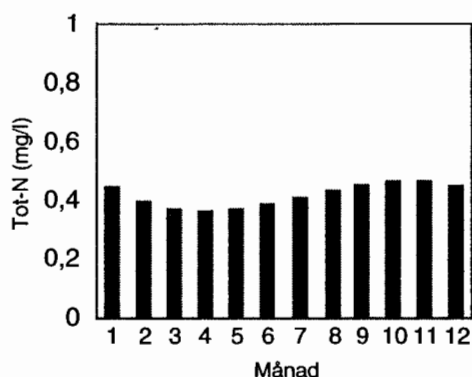
Ringsmobäcken (x 654845 y 126685) i Tresticklan i Västra Götalands län, ett referensvatten- drag inom den nationella miljöövervakningen, har fått representera typhalter i avrinning från skog (Nskog) i Vänerområdet eftersom dess medelhalter också ligger mycket nära medelvärdet från närbelägna mätstationer (tabell 7). Ringsmobäcken i Tresticklan uppvisar en, för många småbäckar, typisk säsongsvariation i totalkvävehalten (figur 6). Säsongsberoendet har i modellen formulerats som en 3:e gradsekvation:

$$\text{Nskog} = -0,000732 * \text{månad}^3 + 0,0159 * \text{månad}^2 - 0,0914 * \text{månad} + 0,525$$

Typkoncentrationer i avrinning från åkermark och vall/bete har skattats utifrån information om jordarter på jordbruksmark samt halter i närbelägna typområden för jordbruksmark (Ulén muntl.).

Tabell 7. Kväve- och fosforhalter i avrinning från skog baserat på mätningar i närliggande skogliga referensområden med ett minimum av mänsklig påverkan.

	Tot-N mg/l	Tot-P mg/l
Ringsmobäcken, Tresticklan 1984-98	0,42	0,009
Pellabäcken, Kolbäcksån 1997-98	0,49	0,007
Lill-Färmtan, Klarälven 1988-98	0,27	0,009
Lommabäcken, Tiveden 1988-98	0,43	0,010
MEDEL	0,40	0,009



Figur 6. Månadsmedelvärden på totalkvävekoncentrationer i Ringsmobäcken (Tresticklan) från perioden 1984-1998. Halterna uppvisar en årstidsbunden variation.

De arealförlustekvationer som använts i modellen sammanfattas i tabell 8a och 8b nedan.

Tabell 8a. Arealförluster av kväve som funktion av avrinning (q). Enhet för arealförlust är kg/månad, km<sup>2</sup> och för avrinning mm/månad.

Markslag	Relation	Källa
Skog	= Nskog*q	regionala mätningar
Hygge	= 3*Nskog*q	Löfgren & Olsson, 1990
Myr	= 2*Nskog*q	Löfgren & Olsson, 1990
Åker	= 5,61*q	Ulén (muntl.)
Vall + bete	= 1,52*q	Ulén (muntl.)
Öppen mark	= Nskog*q	Löfgren & Olsson, 1990
Övrig mark	= Nskog*q	Löfgren & Olsson, 1990

Tabell 8b. Arealförluster av fosfor som funktion av avrinning (q). Enhet för arealförlust är kg/månad, km<sup>2</sup> och för avrinning mm/månad.

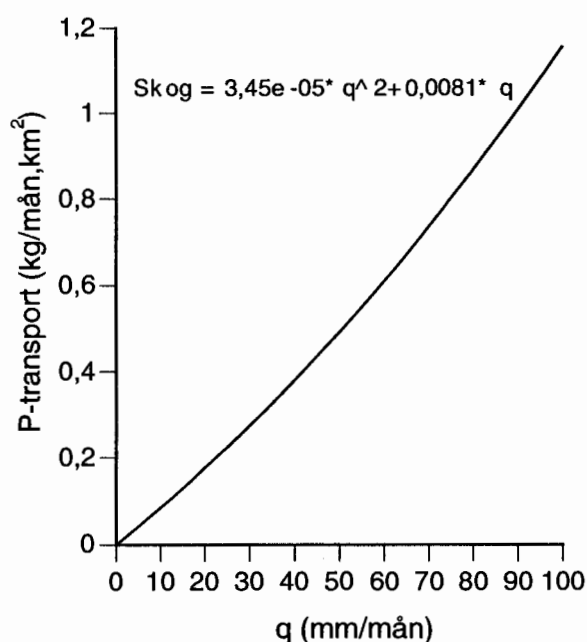
Markslag	Relation	Källa
Skog	= SPC*q	regionala mätningar
Hygge	= 2*SPC*q	Löfgren & Olsson, 1990
Myr	= 2*SPC*q	Löfgren & Olsson, 1990
Åker	= APC*q	Ulén (pers. com.)
Vall	= VPC*q	Ulén (pers. com.)
Öppen mark	= SPC*q	Löfgren & Olsson, 1990
Övrig mark	= SPC*q	Löfgren & Olsson, 1990

där:  $SPC = q \cdot 0,009 \cdot (1-k) / 26 + k \cdot 0,009$

$APC = q \cdot 0,143 \cdot (1-k) / 26 + k \cdot 0,143$

$VPC = q \cdot 0,121 \cdot (1-k) / 26 + k \cdot 0,121$

SPC är ett uttryck för typkoncentrationen av fosfor från skogsmark. Typkoncentrationen är i medeltal 0,009 mg/l men är flödesberoende på så sätt att låga vattenföringar ger låga koncentrationer. En modellparameter, k, som reglerar arealförlustens flödesberoende ingår i modellen. Kalibrering med avseende på k gav för k=0,9 en bättre överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta transporter än ett linjärt förhållande mellan transport och vattenföring. Sambandet visas i figur 7. På motsvarande sätt uttrycker APC och VPC typkoncentrationen av fosfor från åkermark respektive vall och betesmark.



Figur 7. Sambandet mellan transport av fosfor från skogsmark och vattenföring. Kalibrering antyder att sambandet mellan arealförlust och vattenföring ej är linjärt.

## 4. Beskrivning av vattendragsmodellen

Modellen har tidigare tillämpats för modellering av näringsämnen i Fyrisåns avrinningsområde (Kvarnäs, 1996), i Vätterns tillrinningsområde (Kvarnäs, 1997) och senast i Storsjöns tillrinningsområde (Johansson & Kvarnäs, 1998).

Det principiella beräkningsförfarandet är att utflödet från ett delavrinningsområde är summan av all tillförsel minus retentionen. Med modellen framräknas transporten av näringsämnen i varje delavrinningsområde. Dessa transporter är baserade på områdestypiska arealförlustkoefficienter som är mark- och flödesberoende. Retentionen i modellen är en funktion av temperatur, potentiell koncentration, sjöyta och vattendragslängd samt två parametrar (kv och co) enligt formeln:

$$RET = TEMP * KONC * kv * (sjöyta + d * vattendragslängd);$$

där:

RET är retentionen kg/månad

TEMP är en temperaturfunktion definierad som:

$$TEMP = \begin{cases} 0 & T < 0 \\ co + T * (1-co)/20 & 0 < T < 20 \\ 1 & T > 20 \end{cases}$$

T = vattentemperatur (°C)

co = temperaturparameter (dimesionslös)

KONC är potentiell koncentration (mg/l) definierad som:

$$KONC = 1000 * Tin/Qut;$$

Tin = summan av den interna tillförseln och tillförseln från uppströmsområde(n)

Qut = vattenföring ut ur avrinningsområdet (m<sup>3</sup>/månad)

kv = retentionsparameter för sjöar och vattendrag (m/månad)

d = åsträckornas uppskattade medelbredd (km)

sjöyta = sammanlagda sjöytan i delavrinningsområdet (km<sup>2</sup>)

vattendrags-

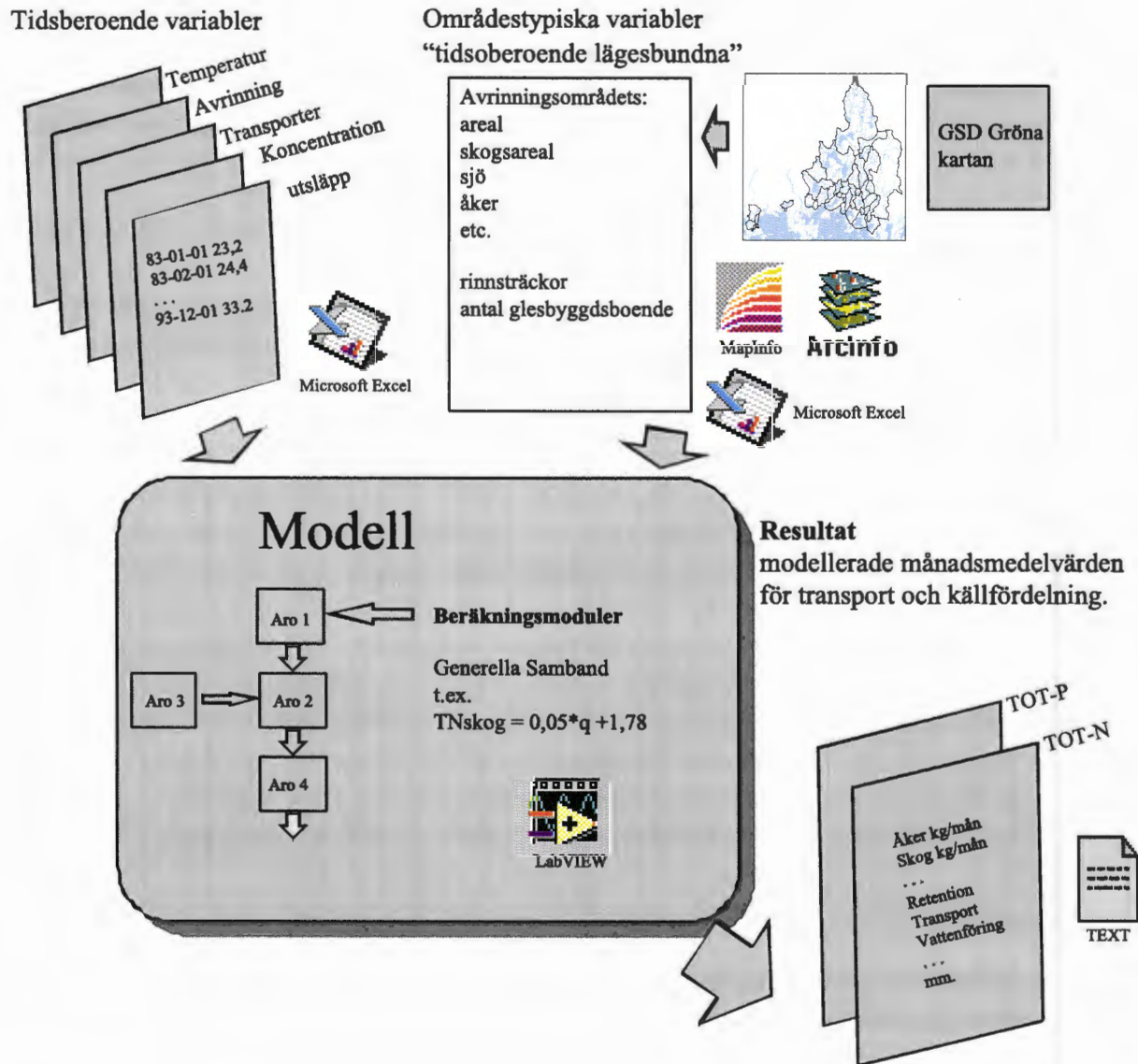
längd = vattendragets sammanlagda längd exkl. sjöar (km)

Modellen består av sammanfogade moduler som formar ett hydrologiskt nätverk av delavrinningsområden. I dessa moduler behandlas materialbalansen för varje delavrinningsområde och månad. Modulen består av inläsningsrutiner, rutiner för beräkning av materialbalans av totalfosfor och totalkväve samt utskriftsrutiner. Data som använts för att driva och kalibrera modellen består dels av tidsupplösta mätserier och av data som ansetts konstanta i tiden:

- Tidsberoende data är vattenföring, uppmätta koncentrationer, transporter (beräknade ur mätserier av koncentrationer och vattenföring), vattentemperatur och punktutsläpp från reningsverk.
- Tidskonstanta data är t ex: markanvändning, arealer, vattendragslängd samt antal glesbygdsboende.



Modellen ger resultatfiler i textformat, en fil per ämne. Filerna är på 1 Mb vardera och innehåller alla poster som ingår i modellen. Dessa är lagrade avrinningsområdesvis och i tidsföljd. I avsnittet modellresultat redogörs endast kortfattat för de viktigare resultaten. Modellstrukturen illustreras i figur 8.



Figur 8. Modellstruktur.

## 5. Kalibrering av vattendragsmodellen

Modellen har kalibrerats för perioden 1988-99 med avseende på parametrarna kv och co. Inga andra ändringar har gjorts för att anpassa modellen. Som jämförelsedata har observerade transporter från 11 stationer använts.

Som kriterium på överensstämmelse har korrelationen R2, definierad enligt Nash och Sutcliffe (1970), använts:

$$R_2 = \frac{\overline{(\overline{Tro} - Tro)^2} - \Sigma(T_{rm} - Tro)^2}{\Sigma(\overline{Tro} - Tro)^2}$$

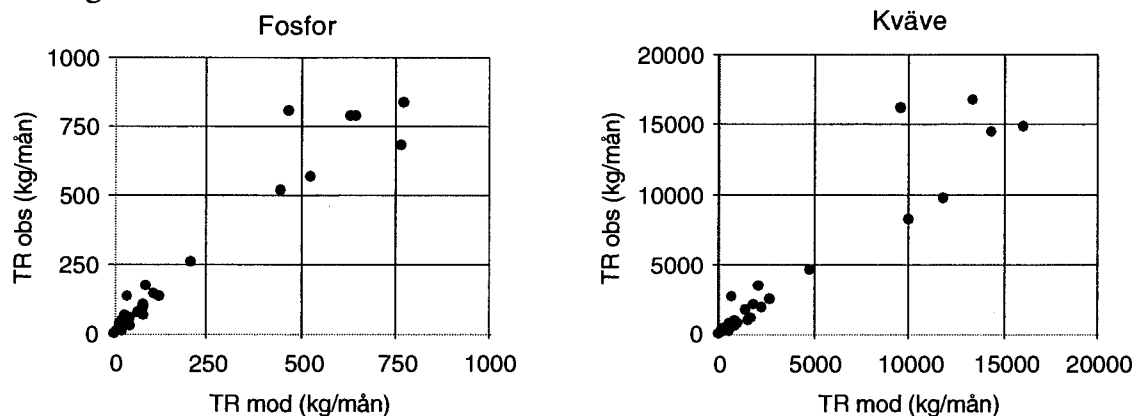
där: Tro = observerad transport  
 $\overline{Tro}$  = observerad medeltransport  
 Trm = modellerad transport

Kalibreringsresultaten sammanfattas i nedanstående tabeller och figurer. I tabell 9 redovisas jämförelse mellan modellerade och observerade resultat. Figur 9 visar sambandet mellan observerade och modellerade transporter av fosfor och kväve i alla delavrinningsområden. I tabell 10 redovisas modellerade och observerade transporter och koncentrationer från Glumman, Väse kyrka (aro 8) och Alsterälven, Alster (aro 27).

Tabell 9. Kalibreringsresultat Vänerstrandens tillrinningsområden. Omfattar data från samtliga mätstationer.

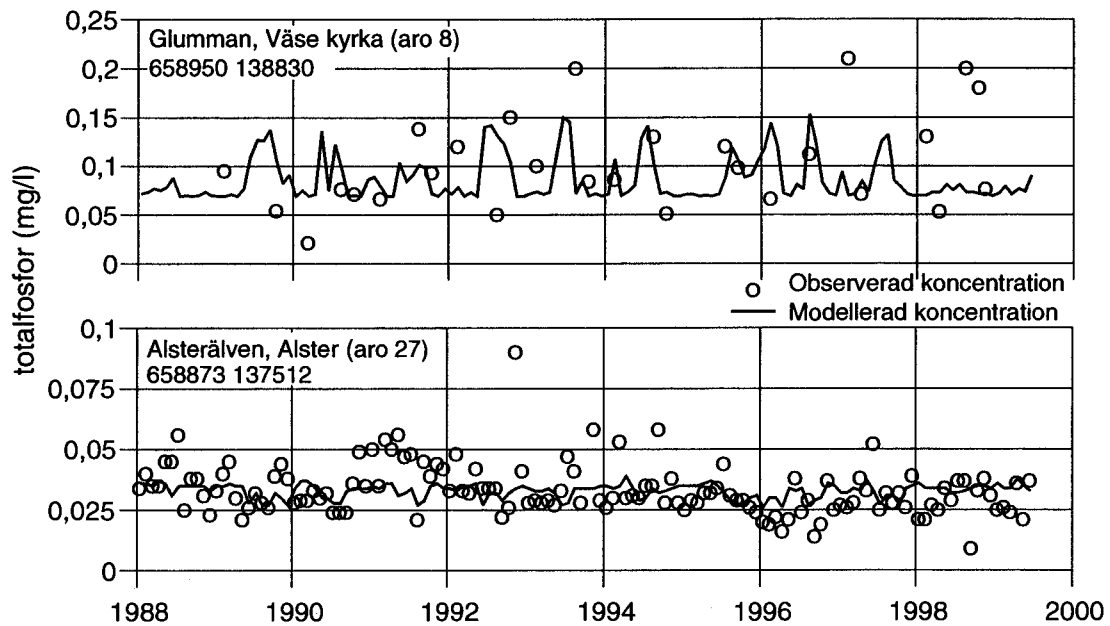
Substans	Korrelation R2	medeldifferens kg/månad	kv m/mån	co -
Totalkväve	0,84	-5	148	1,0
Totalfosfor	0,63	17	80	1,0

Parametern co har värdet 1 vilket indikerar att retentionen ej är temperaturberoende. Detta gäller både för fosfor och kväve.

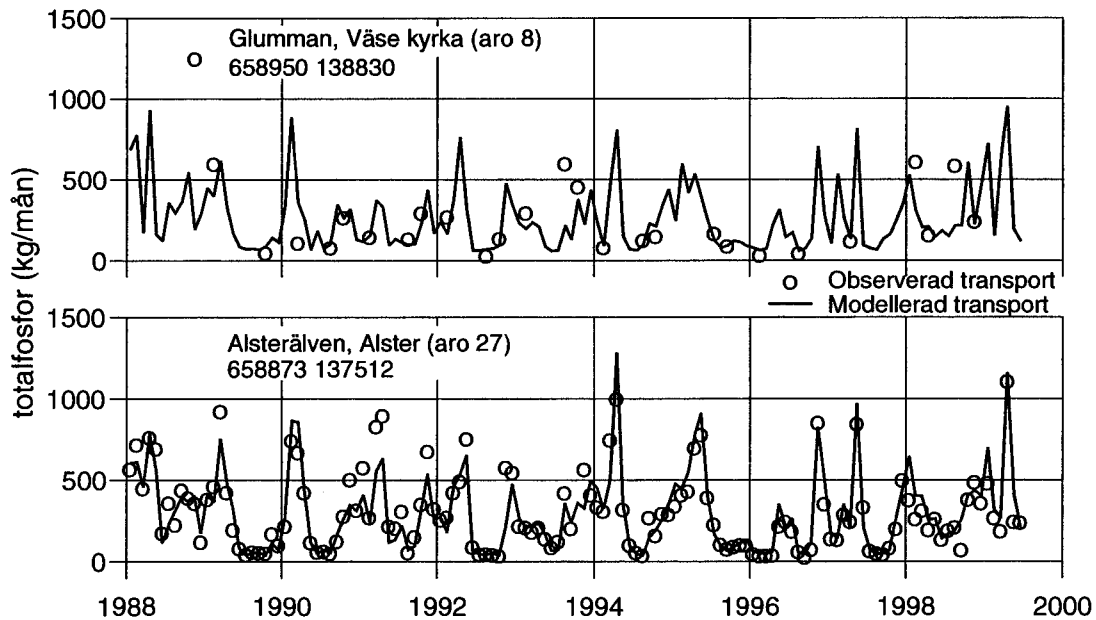


Figur 9. Samband mellan observerade och modellerade transporter i Vänerstrandens tillrinningsområden.

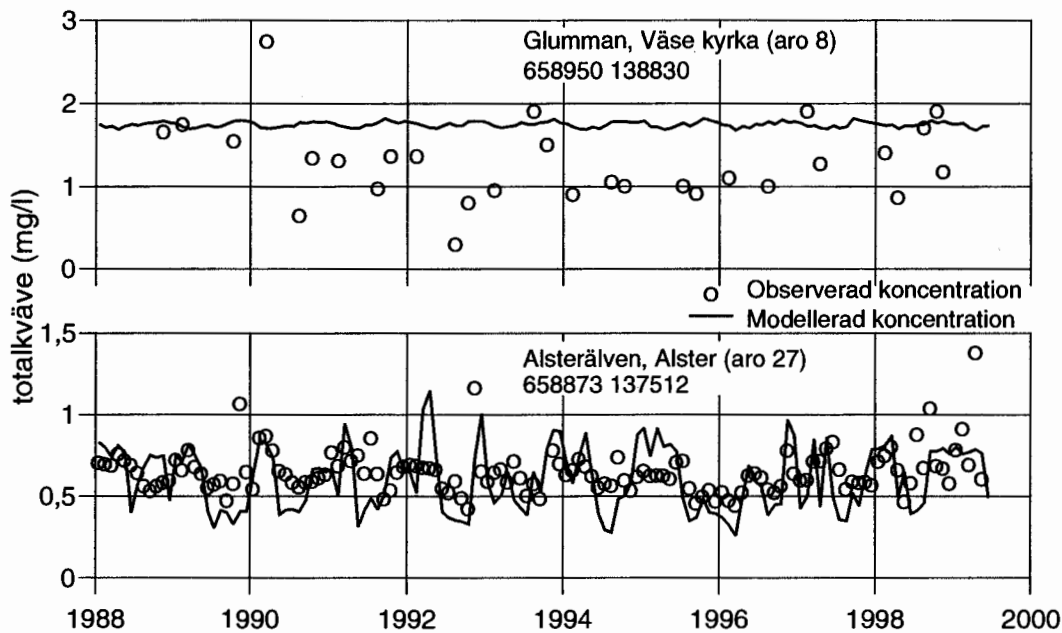
Exempel på observerade och beräknade transporter redovisas även i form av tidsdiagram figurerna 10 och 11. Som framgår överensstämmer observerade och beräknade transportmönster bra vid de flesta stationer.



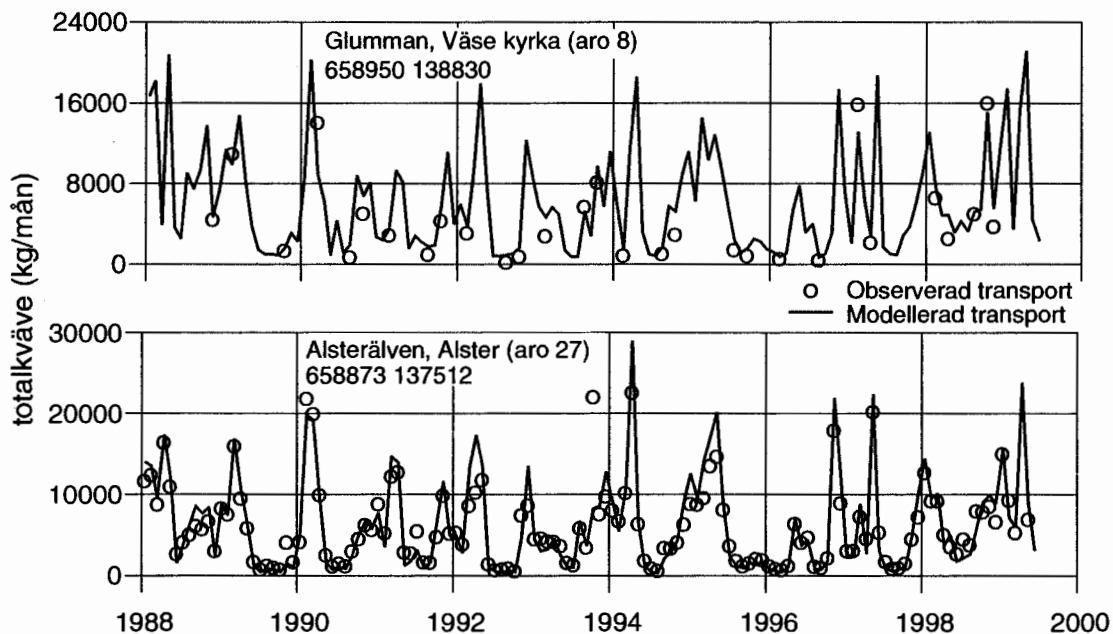
Figur 10a. Observerade (punkter) och modellerade (linje) koncentrationer av totalfosfor i Glumman och Alsterälven, 1988 – 1999.



Figur 10b. Observerade (punkter) och modellerade (linje) transporter av totalfosfor i Glumman och Alsterälven, 1988 – 1999.



Figur 11a. Observerade (punkter) och modellerade (linje) koncentrationer av totalkväve i Glumman och Alsterälven, 1988 – 1999.



Figur 11b. Observerade (punkter) och modellerade (linje) transporter av totalkväve i Glumman och Alsterälven, 1988 – 1999.

Tabell 10. Medelvärden för totalfosfor på observerade och modellerade transporter och halter i Glumman och Alsterälven under perioden 1988–1999.

Vattendrag		n	Mod TRP (kg/mån)	Obs TRP (kg/mån)	Mod KONC (µg/l)	Obs KONC (µg/l)
Glumman, Väse kyrka (aro 8)	P	29	207	356	88	116
	N	29	4778	4280	1749	1284
Alsterälven, Alster (aro 27)	P	138	306	314	33	35
	N	137	6423	6274	607	660

## 6. Resultat och diskussion

### 6.1 Källfördelning för vikarnas tillflöden

Nedan följer en sammanfattande redovisning av resultat från källfördelningsmodellerna. Tolkningarna av resultaten baserar sig på tabeller och figurer i bilaga 5 och figurerna 12a-c. Källor som behöver en närmare förklaring kan vara: ÅKER = odlad mark, VALL = vall och öppen mark (betesmark), SJÖ = deposition på sjöyta, ÖVRIG = berg i dagen och tätortsbebyggelse, PUNKT = reningsverk, industri och dagvatten samt HUS = enskilda avlopp och djurbesättningar.

#### Lunnerviken

De totala årliga transporter av fosfor och kväve till Lunnerviken uppgår till ca 400 kg P respektive 10 300 kg N. Åkermark och vall bidrar till största del till dessa transporter (för P 75 % och för N 70 %). För P är bidraget från åker endast något högre än från vall. För N dominerar läckaget från åkermark. Bidraget av N och P från hus är något underskattat p.g.a. saknad statistik från Kristinehamns kommun. Närområdets belastning uppgår till knappt hälften av totala belastningen men från hus är belastningen mycket större från det egentliga tillrinningsområdet.

#### Bottenviken

De totala årliga transporter av fosfor och kväve till Bottenviken uppgår till ca 300 kg P respektive 8 000 kg N. Utöver åkermark och vall bidrar också reningsverk och hus till dessa transporter. För fosfor är bidraget från hus nästan lika stort som från åkermark (25 respektive 27 %). För kväve är reningsverk näst efter åkermark en betydande källa (20 resp. 38 %). Även för denna vik har närområdet en stor betydelse. Bidraget från åkermark kommer till stor del från närområdet.

#### Arnöfjorden

De totala årliga transporter av fosfor och kväve till Arnöfjorden uppgår till ca 3700 kg P respektive 86 000 kg N. Transporterade mängder i Glumman är lika stora som i Alsterälven trots halva vattentransporten jämfört med Alsterälven. För kväve är bidraget från åkermark helt dominerande och utgör ca 50 000 kg, motsvarande 60% av den totala belastningen. Åker och vall utgör tillsammans med hus de stora fosforkällorna. Dessa tre källor svarar för ca 90 % av fosfortransporten, där hus utgör 21 %. Det egentliga tillrinningsområdets storlek i förhållande till närområdet gör att belastningen från närområdet har en mycket liten betydelse.

#### Knappsjöviken

De totala årliga transporter av fosfor och kväve från Knappsjöviken uppgår till ca 350 kg P respektive 8 000 kg N. Fosfor kommer till stor del från åkermarken och från hus, kvävet kommer huvudsakligen från åkermarken.

## **Skattkärrsviken**

De totala årliga transportererna av fosfor och kväve till Skattkärrsviken uppgår till ca 1 100 kg P respektive 24 000 kg N. För kväve är bidraget från åkermark helt dominerande och utgör drygt hälften av den totala belastningen. För fosfor är hus, åker och vall de dominerande källorna, tillsammans svarar dessa källor för 90 % av tillflödenas transport. Hus utgör den största fosforkällan med sina 395 kg (35%). Skattkärrsvikens närområde är stort relativt det egentliga tillrinningsområdet. Åker och hus är de största källorna i närområdet.

## **Alsterälven**

De totala årliga transportererna av fosfor och kväve i Alsterälven uppgår till ca 3 500 kg P respektive 74 000 kg N. Den största kvävekällan är åker följt av sjö. I Alsterälven ingår många och stora sjöar varför depositionen på sjöytorna är en av de stora källorna, framförallt för kväve. För fosfor är hus den största källan med årliga 1 000 kg. Ungefär lika stora fosforkällor är åker och vall 900 resp. 800 kg.

## **Kroppkärrssjön-Välsviktjärnet**

De totala årliga transportererna av fosfor och kväve i systemet uppgår till ca 100 kg P respektive 3 000 kg N. Den största kvävekällan är dagvatten, ca 1 500 kg. Fosfor kommer huvudsakligen från vall (öppen mark) och dagvatten (ca. 60 resp. 25 kg). Karlstads nedlagda soptipp är en tänkbar belastningskälla för Välsviktjärnet men det saknas dataunderlag för kvantifiera denna påverkan.

## **Kattviken**

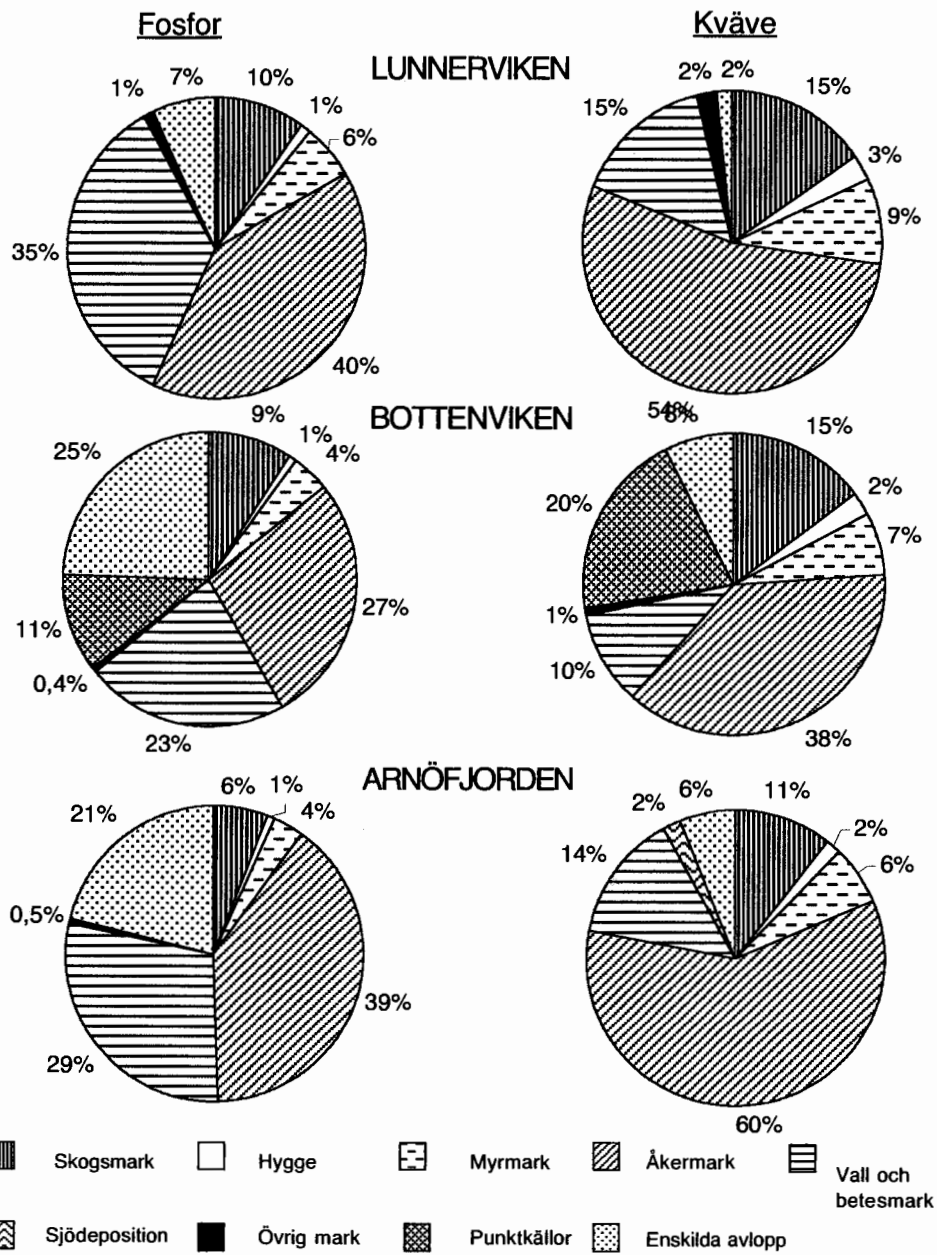
De totala årliga transportererna av fosfor och kväve till Kattviken uppgår till ca 100 kg P respektive 2 000 kg N. Kvävet kommer till största del från åker, skog och dagvatten. Till viss mån också från hus och vall. Fosfor kommer främst från hus men vall, åker och skog bidrar var för sig med betydande mängder. Närområdet har liten betydelse för den totala transporten till viken. Fosfor från hus utgör dock en betydande del.

## **Dybottnen**

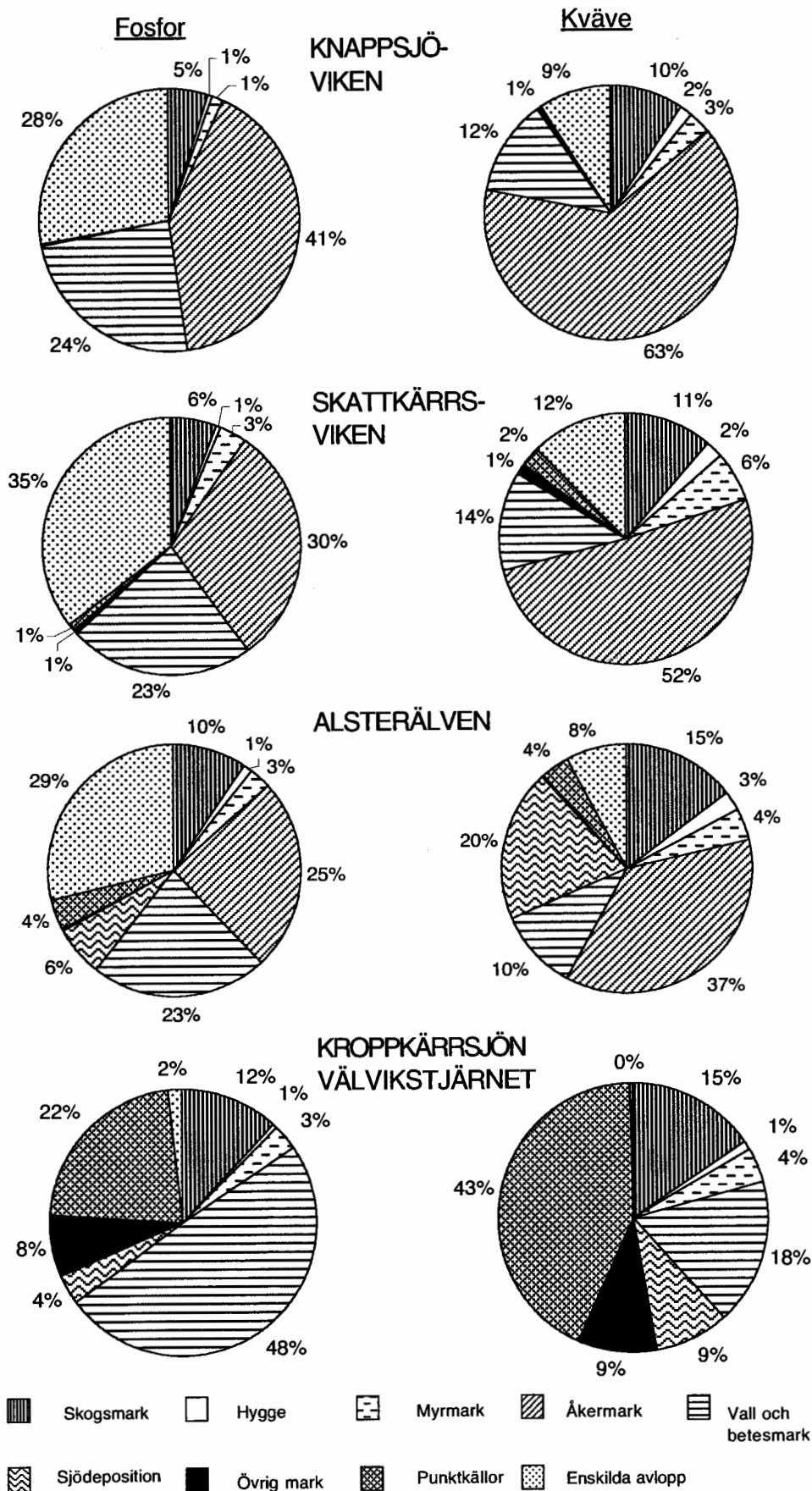
De totala årliga transportererna av fosfor och kväve till Dybottnen uppgår till ca 600 kg P respektive 17 000 kg N. Kvävet kommer uteslutande från åkermarken med sina 13 000 kg (77 %). Fosfor kommer främst från åkermarken (60 %) men till viss del även från vall och hus. Närområdet har liten betydelse för den totala transporten till viken.

## **Torsviken**

De totala årliga transportererna av fosfor och kväve till Torsviken uppgår till ca 40 kg P respektive 1 000 kg N. Den främsta kväve- och fosforkällan är åkermarken (75 resp. 56 %). Fosfor kommer till viss del också från vall och hus. Närområdet har liten betydelse för den totala transporten till viken.

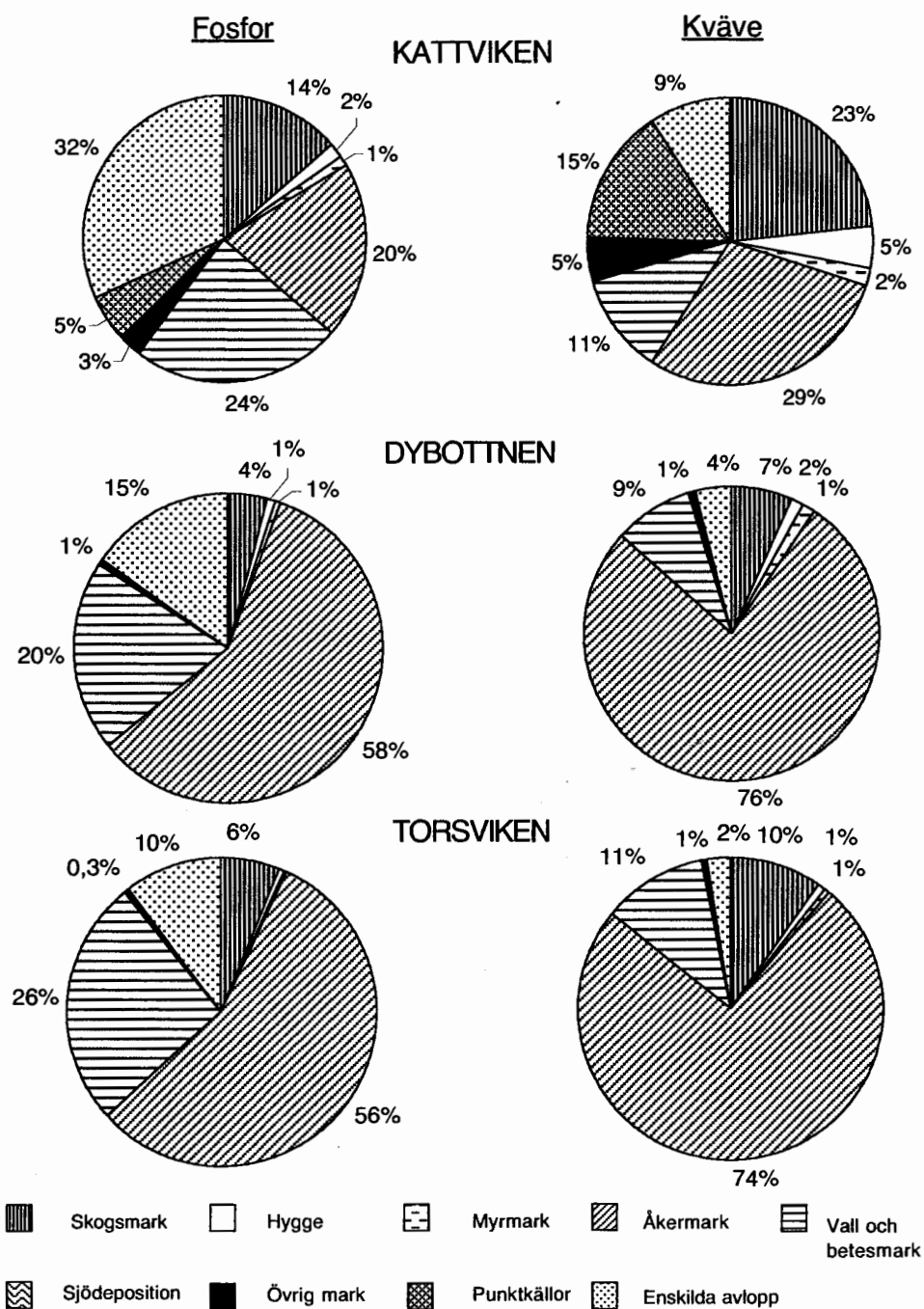


Figur 12a. Källfördelning av fosfor och kväve till Lunnerviken, Bottenviken och Arnöfjorden för perioden 1988-98.



Figur 12b. Källfördelning av fosfor och kväve till "Knappsjövik", Skattkärrsviken, Alsterälven och Kroppkärrsjön-Välvikstjärnet för perioden 1988-98.





Figur 12c. Källfördelning av fosfor och kväve till Kattviken, Dybottnen och Torsviken för perioden 1988-98.

Sammanfattningsvis är läckage från åker, betesmark och vall dominerande kväve- och fosfor-källor i vikarnas tillrinningsområden. Enskilda avlopp har stor betydelse för fosfortransporten till flera vikar, bl.a. Skattkärrsviken och Kattviken. Tillrinningsområdena har störst betydelse för fosfor- och kvävenivåerna i Arnöfjorden och Dybottnen. Övriga källor är här "försumbara" för dessa vikar.

## 6.2 Retention av fosfor och kväve i tillrinningsområdet

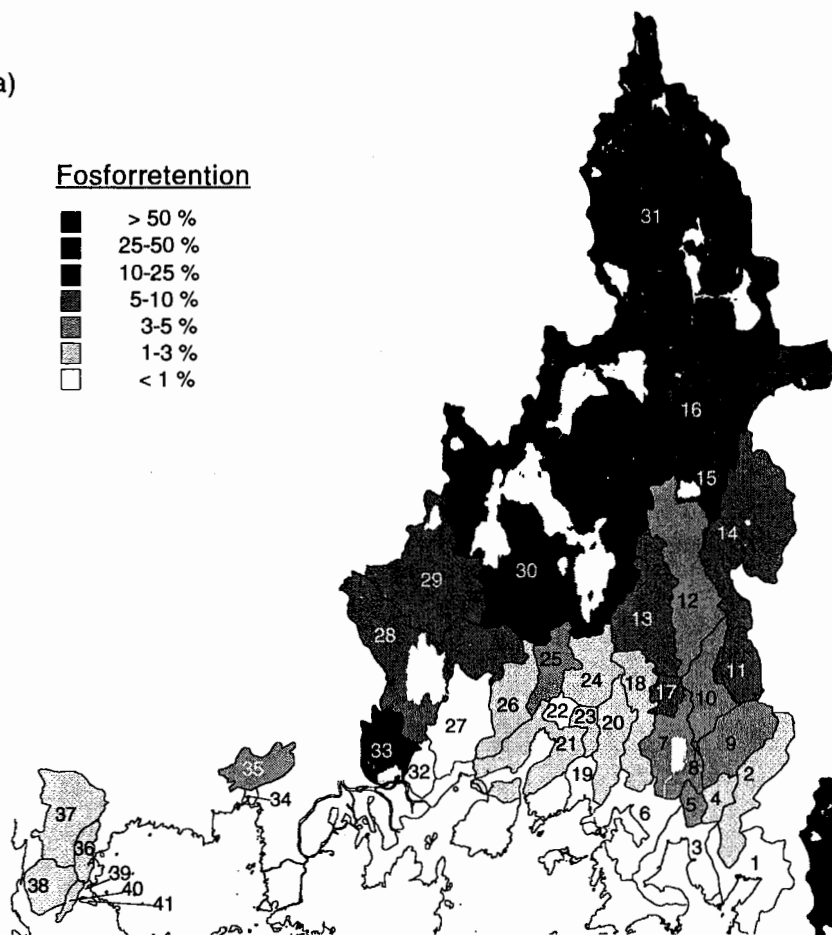
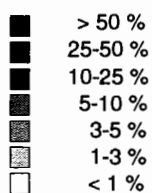
Med retention avses förluster av näringsämnen från vattnet orsakade av processer som kvarhåller dessa näringsämnen, såsom sedimentation och upptag i organismer, eller som bortför näringsämnena såsom denitrifikation. Retentionen är beroende av flera faktorer t.ex. vattenomsättning, vattnets näringsgrad, morfologi. Sjöar är generellt effektivare fosfor- och kvävefällor än vattendrag.

I figur 13 visas retentionskartor för fosfor och kväve där delavrinningsområdenas relativa påverkan på Vänerstranden illustreras. Mörka områden har en hög retention och en relativt liten påverkan och ljusa områden har en låg retention och således stor påverkan på Vänerstranden.

För att kunna belysa effekter av olika både verkliga och tänkta utsläpp har nätverkskartor för kväve- och fosforpåverkan framställts (figur 14). I boxarna, en för varje delavrinningsområde, anges hur stor del av tillförd mängd näringsämne som transporteras vidare till nedströms liggande områden. Med hjälp av dessa kartor kan inverkan från ett utsläpp på ett godtyckligt avsnitt lätt beräknas manuellt. Anvisningarna finns skrivna på figurena. Dessa kartor är tänkta att användas för uppskattning av effekter av "operativa ingrepp" i tillrinningsområdena.

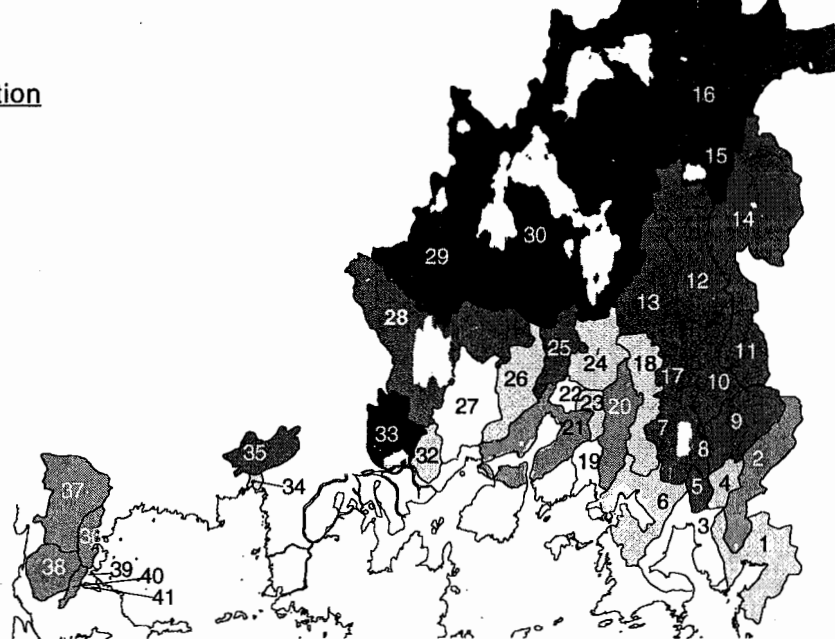
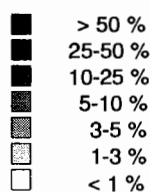
a)

**Fosforretention**



b)

**Kväveretention**



Figur 13. Retentionen i % för a) fosfor och b) kväve relaterad till Vänern under perioden 1988-98.



## 6.3 Arealspecifika fosfor- och kväveförluster

För att få indikation om näringstillståndet och belastningen på sjöar och vikar har arealspecifika fosfor- och kväveförluster för varje avrinningsområde beräknats. Vattendragsmodellens genererade transporter i varje delavrinningsområde, med hänsyn tagen till retentionen har dividerats med delavrinningsområdets storlek. Beräkningar baseras på årsmedelvärden för en 10-årsperiod. I figur 15 visas tillståndsbedömningen i kartor där olika färger symboliserar klassning enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999, se nedan). Månads-transporter och arealförluster för varje delavrinningsområde redovisas i tabell 11 och för hela tillrinningsområden i tabell 12.

### *Kvävetillstånd i vattendrag (Naturvårdsverket 1999).*

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust (kg/ha, år)	Normalläckage – olika marktyper
1	Mycket låga förluster	≤ 1,0	Fjällhed och fattiga skogsmarker
2	Låga förluster	1,0 – 2,0	locke kvävemättad skogsmark i norra och södra Sverige
3	Måttligt höga förluster	2,0 – 4,0	Opåverkad myrmark, påverkad skogsmark, ogödslad vall
4	Höga förluster	4,0 – 16,0	Åkermark i slättbygd
5	Mycket höga förluster	> 16	Odlade sandjordar, ofta i kombination med djurhållning

### *Fosfortillstånd i vattendrag (Naturvårdsverket 1999).*

Klass	Benämning	Arealspecifik förlust (kg/ha, år)	Normalläckage – olika marktyper
1	Mycket låga förluster	≤ 0,04	Lägsta förlust från opåverkad skogsmark
2	Låga förluster	0,04 – 0,08	Vanlig skogsmark
3	Måttligt höga förluster	0,08 – 0,16	Hyggen, myr/torvmark, mindre erosionsbenägen åkermark
4	Höga förluster	0,16 – 0,32	Åkermark i öppet bruk
5	Mycket höga förluster	> 32	Erosionsbenägen åkermark

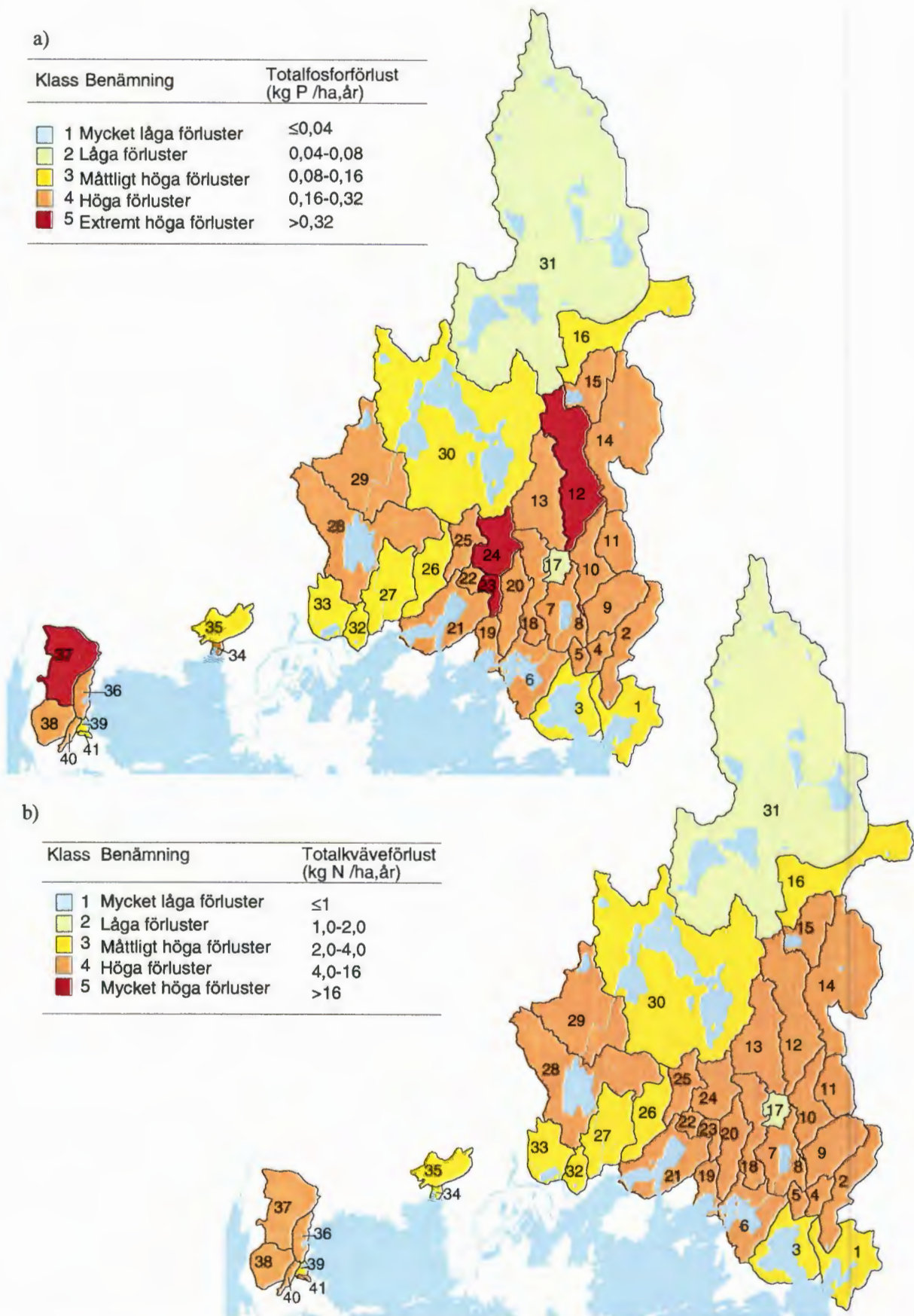
Förlusterna av både fosfor och kväve är höga från många av områdena. Detta är inte så konstigt med tanke på att det bedrivs intensivt jordbruk i dessa områden. Anmärkningsvärt är de höga fosforförlusterna från Aro 23 och Aro 24 i Stordiket, Aro 8 och Aro 12 i Glumman samt Aro 37 i Dybottnens tillrinningsområde. Dessa hamnar i klass 5 med benämningen extremt höga fosforförluster och i dessa områden bör åtgärtsbehov prioriteras. Många andra delområden i Glummans avrinningsområde har fosforförluster som ligger strax under de i klass 5. Avrinningsområde 23 d v s Östra Fågelvik har dubbelt så höga fosforförluster (0,51 kg P/ha, år) som övriga i klass 5 och det är framförallt åker och enskilda avlopp samt till viss del vall som bidrar till dessa så extremt höga fosforförluster. Endast övre delen av Alsterälven, Aro 31 och Aro 17 hade låga förluster av fosfor och kväve. Båda områdena utgörs till stor del av skog.

Tabel 11. Transporter (årsmedel 1988-98) och arealförluster av fosfor och kväve i de olika delavrinningsområdena. För att få arealförluster uttryckt per hektar multipliceras  $\text{kg}/\text{km}^2$ , år med 0,01.

Omr	Area ( $\text{km}^2$ )	Tot-P ( $\text{kg}/\text{mån}$ )	Tot-P ( $\text{kg}/\text{km}^2, \text{år}$ )	Tot-N ( $\text{kg}/\text{mån}$ )	Tot-N ( $\text{kg}/\text{km}^2, \text{år}$ )	Omr	Area ( $\text{km}^2$ )	Tot-P ( $\text{kg}/\text{mån}$ )	Tot-P ( $\text{kg}/\text{km}^2, \text{år}$ )	Tot-N ( $\text{kg}/\text{mån}$ )	Tot-N ( $\text{kg}/\text{km}^2, \text{år}$ )
ARO1	14	181	13	5006	363	ARO21	14	311	22	5988	429
ARO2	12	201	17	5301	448	ARO22	2	73	32	1799	790
ARO3	11	152	14	4038	360	ARO23	3	141	51	2793	1012
ARO4	3	84	25	1834	544	ARO24	10	334	35	7100	746
ARO5	2	65	27	2043	847	ARO25	7	122	18	2989	436
ARO6	13	231	18	5753	456	ARO26	10	139	14	3298	326
ARO7	12	303	25	7343	615	ARO27	14	183	13	4894	346
ARO8	0	8	49	130	764	ARO28	36	804	22	18626	511
ARO9	12	333	28	8313	700	ARO29	27	620	23	14074	524
ARO10	10	292	30	6635	687	ARO30	98	1099	11	26668	272
ARO11	8	151	19	3400	428	ARO31	174	1377	8	27323	157
ARO12	22	723	32	16993	761	ARO32	4	35	10	768	210
ARO13	18	395	22	9428	535	ARO33	9	85	9	2523	267
ARO14	30	673	22	16493	544	ARO34	1	17	32	204	389
ARO15	10	232	23	4794	482	ARO35	6	78	12	2103	332
ARO16	21	329	16	7607	360	ARO36	3	55	18	1327	443
ARO17	3	23	7	593	183	ARO37	13	420	32	11493	877
ARO18	11	172	16	4756	452	ARO38	6	148	24	4157	668
ARO19	4	84	21	1998	490	ARO39	0	5	10	114	231
ARO20	9	273	30	6166	681	ARO40	1	36	30	989	824
						ARO41	0	4	15	112	417

Tabell 12. Transporter (årsmedel 1988-98) och arealförluster av fosfor och kväve i Glumman, Stordiket och Alsterälven.

Omr	Area ( $\text{km}^2$ )	Tot-P ( $\text{kg}/\text{mån}$ )	Tot-P ( $\text{kg}/\text{km}^2, \text{år}$ )	Tot-N ( $\text{kg}/\text{mån}$ )	Tot-N ( $\text{kg}/\text{km}^2, \text{år}$ )
GLUMMAN	146	3461	23	81729	519
STORDIKET	21	669	31	14680	681
ALSTERÄLVEN	349	4084	10	91585	212



Figur 15. Arelspecifika förluster av a) totalfosfor och b) totalkväve, 1988-98. Klassgränser enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder



## 6.4 Näringstillstånd i vikar och sjöar

I tabell 13 nedan redovisas näringstillståndet i undersökta vikar, referensstationer i Vänern samt sjöar i tillrinningsområdet uttryckt som medelhalter från de båda synoptiska provtagningarna (nov -98 och april -99). Resultat från samtliga provtagningsstationer, dvs. även vattendrag i tillrinningsområdet, redovisas i bilaga 2.

Näringstillståndet i sjöar bedöms i första hand utifrån halterna totalfosfor (Tot-P). Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) bedöms halter över 12,5 µg/l som måttligt höga, över 25 µg/l som höga, över 50 µg/l som mycket höga och över 100 µg/l som extremt höga. Som framgår av tabell 13 var halter totalfosfor ≤ 12,5 µg/l vid samtliga referensstationer i Vänern och i tre vikar, nämligen Lunnerviken, Bottenviken och Torsviken, vilket motsvarar låga halter enligt bedömningsgrunderna. Även i Kattviken var halterna totalfosfor på gränsen till låga. Sedan följer Skattkärrsviken med måttligt höga halter, Arnöfjorden med höga halter och slutligen Dybotten med extremt höga halter. Höga halter totalfosfor uppmättes i Välvikstjärnet och Alster medan halterna var extremt höga i Panken.

Fosfatfosfor (PO<sub>4</sub>-P) motsvarar grovt sett den biotillgängliga andelen fosfor i vattnet. Fosfatfosforhalterna följer i stort sett halterna totalfosfor med högst halter vid höga halter totalfosfor. Noterbart är den relativt stora andelen fosfatfosfor av totalfosfor i Arnöfjorden.

Tabell 13. Medelhalter i ytvatten (0,5 m) i vikar, sjöar och referensstationer i Vänern för olika närsaltsfraktioner från de båda synoptiska provtagningarna (nov -98 och april -99).

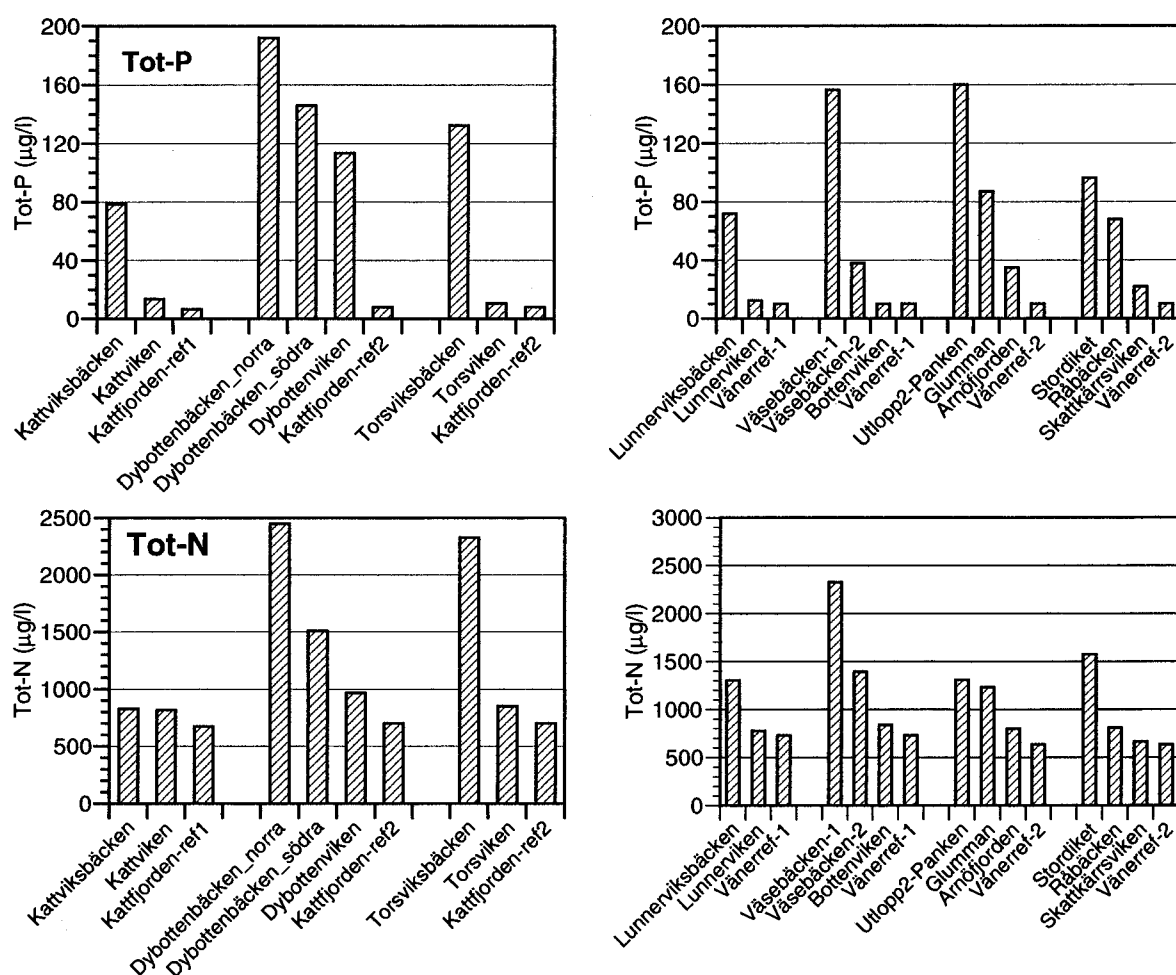
Labkod	Station	NH <sub>4</sub> -N (µg/l)	NO <sub>2</sub> +NO <sub>3</sub> -N (µg/l)	Tot-N ps (µg/l)	PO <sub>4</sub> -P (µg/l)	Tot-P (µg/l)
<i>Vikar</i>						
2	Lunnerviken	11,5	456,5	773,5	3	12,5
5	Bottenviken	8,5	434	836,5	2	10
8	Arnöfjorden	18,5	303,5	798	12	35
25	Skattkärrsviken	13,5	202,5	661,5	4,5	22
32	Kattviken	11	391	819	5	13,5
36	Dybotten	20	435	968,5	16,5	113,5
38	Torsviken	9	466	851	2	10,5
<i>Sjöar</i>						
10	Panken	45,5	289	1230	53,5	101,5
29	Välvikstjärnet	1250	240	729	3	25
28	Alster	12	179	2181	8	37
<i>Referensstationer</i>						
6	Vänerref-1	9,5	405,5	729	1,5	10
7	Vänerref-2	7,5	397,5	632,5	3,5	10
33	Kattfjorden-ref1	4,5	337	671,5	1,5	6,5
40	Kattfjorden-ref2	4	416,5	700	2	8



Halterna totalkväve (Tot-N) är på samtliga stationer höga (625-1250 µg/l) enligt bedömningsgrunderna. Det är endast Panken som avviker med på gränsen till mycket höga halter totalkväve. Halterna nitrit+nitratkväve (NO<sub>3</sub>+NO<sub>2</sub>) uppvisar precis som totalkväve mycket liten variation mellan stationerna. Däremot finns avvikande höga halter ammoniumkväve (NH<sub>4</sub>-N) på två stationer, Panken och Vålvikstjärnet. Detta är ett tydligt tecken på avloppsvattenpåverkan på dessa båda sjöar.

Kväve- och fosforhalterna de undersökta vattendragen i regel betydligt högre än i vikarna (se data i bilaga 2). I figur 16 redovisas halterna i vattendragens mynningsstationer tillsammans med halterna i vikarna och i referensstationerna. För respektive vik redovisas halter i tillflöden till vänster, sedan halter i viken och längst till höger halter vid utanförliggande referensstation. För samtliga vikar framträder tydliga haltgradients med successivt avtagande kväve- och fosforhalter från tillflödenas mynningsstationer via vikarna och ut i Väner.

Sammanfattningsvis uppvisar Dybotten den högsta näringsnivån (Tot-P) och därmed också den största haltskillnaden mellan vik och Väner. Förhöjda näringsnivåer förekommer även i Arnöfjorden och Skattkärrsviken.



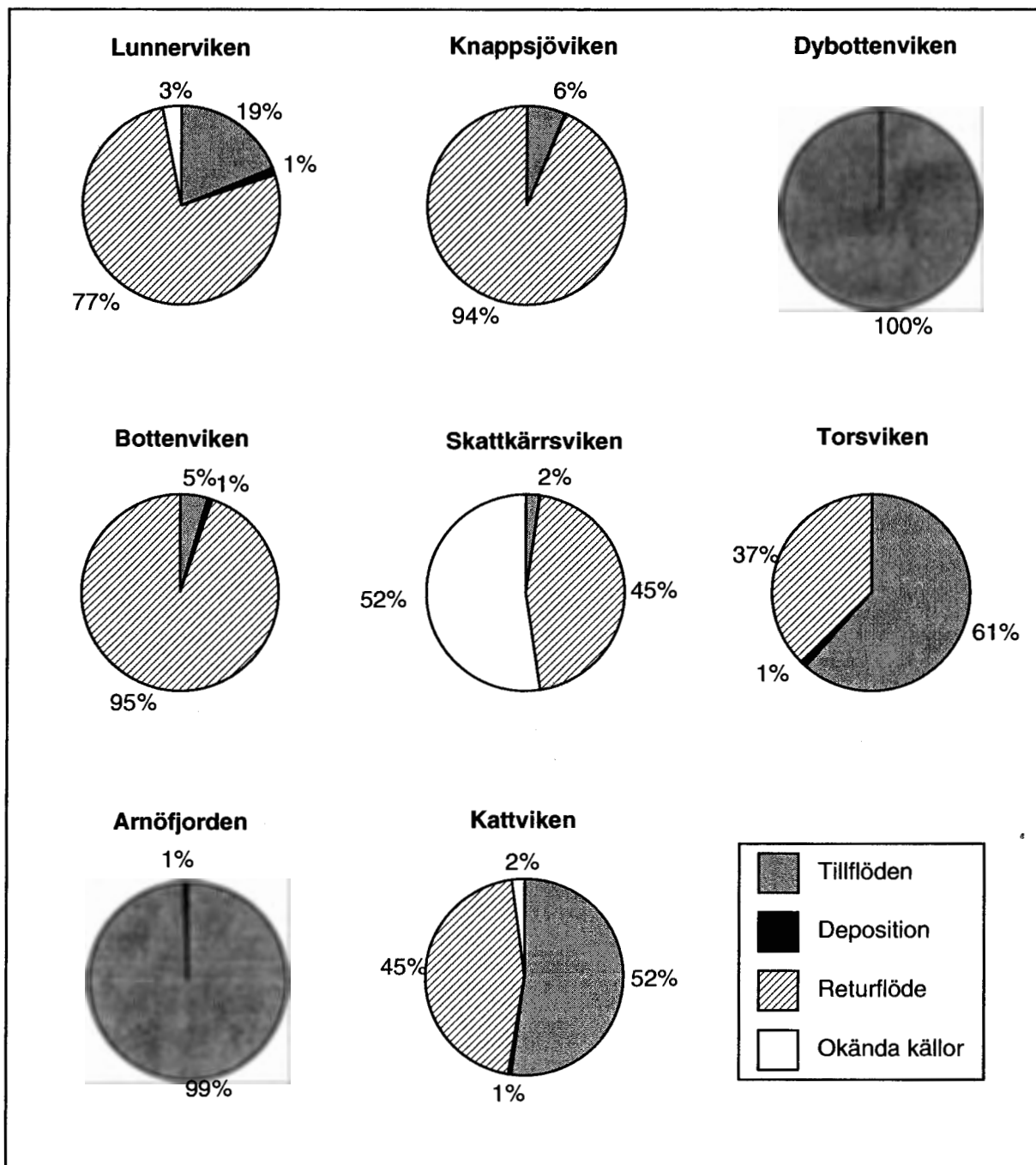
Figur 16. Medelhalter från de synoptiska provtagningarna för totalfosfor (överst) och totalkväve (underst) För kustområden, tillflöden och referensstationer ute i Väner. För respektive kustområde redovisas halter i tillflöden till vänster, sedan halter i kustområdet och längst till höger halter vid utanförliggande referensstation.

## 6.5 Näringstillförsel och -retention i vikar och sjöar

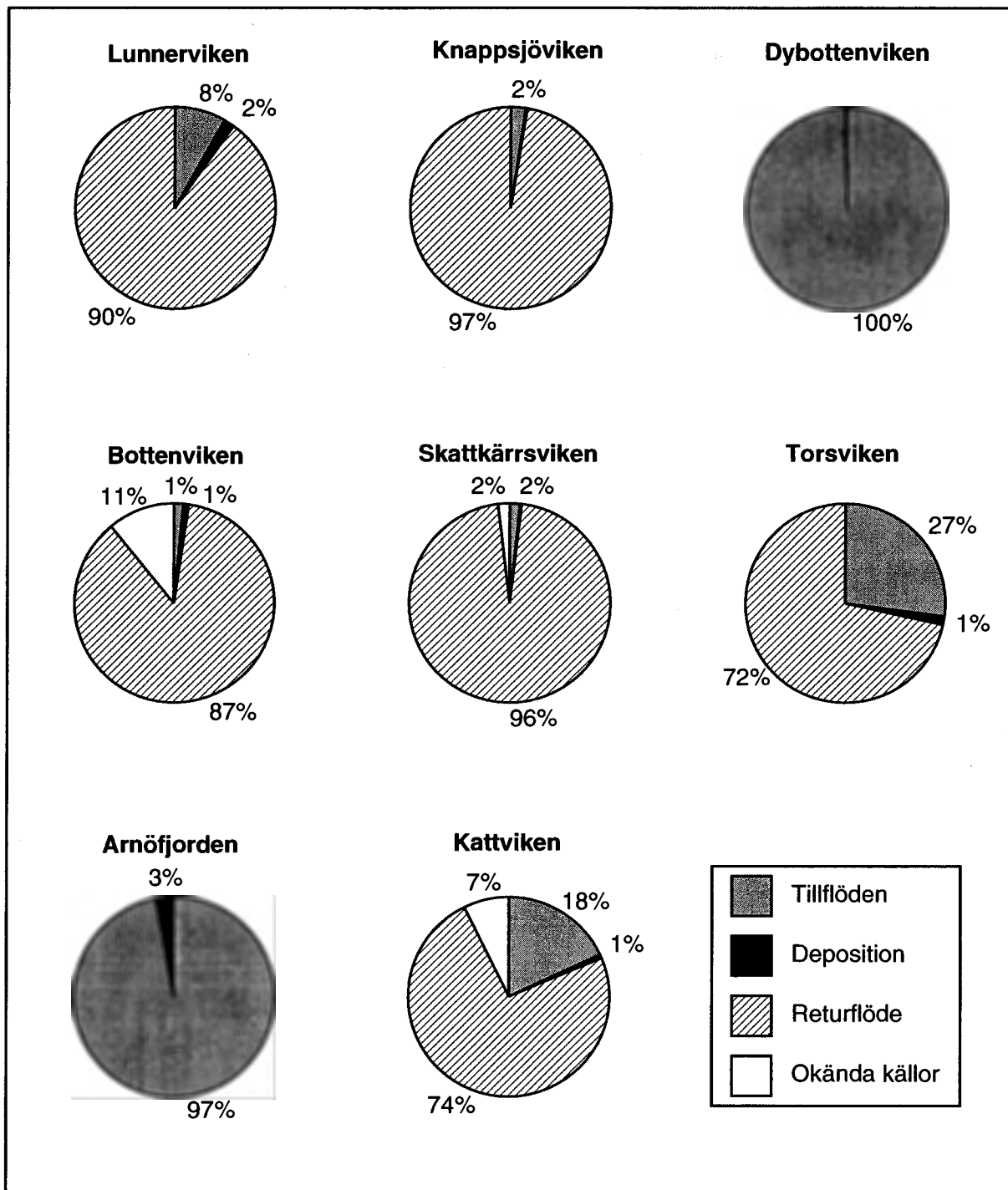
I tabell 14 och figurer 17-18 redovisas den beräknade näringstillförseln av fosfor och kväve från olika källor till de berörda vikarna som medelvärden för perioden 1988-1999.

Tabell 14. Tillförsel av fosfor och kväve till vikar i norra Vänern 1988-1999. Returflöden <0 innebär ett nettoutflöde ur viken, dvs. tillrinningen via vattendrag är större än returflödet.

Kustområde	Källor	Ton P/år	%	Ton N/år	%
Lunnerviken	Tillflöden	0,39	19	10,49	8
	Deposition	0,025	1	2,22	2
	Returflöde från Vänern	1,58	77	115,35	90
	Okända källor	0,065	3		
	SUMMA	2,06	100	128,05	100
Bottenviken	Tillflöden	0,30	4	7,97	1
	Deposition	0,053	1	4,69	1
	Returflöde från Vänern	6,32	95	461,01	87
	Okända källor			58,76	11
	SUMMA	6,67	100	532,42	100
Arnöfjorden	Tillflöden	3,72	99	86,62	97
	Deposition	0,030	1	2,65	3
	Returflöde från Vänern	<0		<0	
	SUMMA	3,75	100	89,27	100
Knappsjövik	Tillflöden	0,36	6	8,22	2
	Deposition	0,011	0,2	0,89	0,2
	Returflöde från Vänern	5,32	93	340,49	97
	SUMMA	5,69	100	349,59	100
Skattkärrsviken	Tillflöden	1,12	2	24,17	2
	Deposition	0,040	0,1	3,47	0,2
	Returflöde från Vänern	22,41	45	1434,29	96
	Okända källor	25,99	52	28,39	2
	SUMMA	49,56	100	1490,31	100
Kattviken	Tillflöden	0,098	52	2,43	18
	Deposition	0,001	0,5	0,085	0,6
	Returflöde från Vänern	0,085	45	9,92	74
	Okända källor	0,004	2	0,98	7
	SUMMA	0,19	100	13,42	100
Dybotten	Tillflöden	0,63	99	17,12	99
	Deposition	0,001	0,1	0,078	0,4
	Returflöde från Vänern	<0		<0	
	SUMMA	0,63	100	17,20	100
Torsviken	Tillflöden	0,041	61	1,11	27
	Deposition	0,0007	1	0,058	1
	Returflöde från Vänern	0,025	37	2,93	71
	SUMMA	0,067	100	4,10	100



Figur 17. Fosfortillförsel från olika källor till vikar i Vänern. Tillförsel via tillflöden dominerar i Dybotten och Arnöfjorden medan tillförsel från Vänern (returflöde) dominerar i flera vikar. Kattviken och Torsviken intar en mellanställning med betydande påverkan från tillflödena vad gäller främst fosfortillförseln. I Skattkärrsviken bidrar "okända källor", vilket i detta fall sannolikt utgörs av intern belastning från sedimenten, med hälften av fosfortillförseln.



Figur 18. Kvävetillförsel från olika källor till vikar i Vänern. Tillförsel via tillflöden dominerar i Dybotten och Arnöfjorden medan tillförsel från Vänern (returflöde) dominerar i övriga vikar.

För varje vik har materialbalanser upprättats för beräkning av nettoinflöde och -utflöde av kväve och fosfor. Returflödet av kväve och fosfor har erhållits från dessa materialbalanser. "Okända källor" har erhållits som en restpost i materialbalanserna. Det kan röra sig om underskattning alternativt överskattning av någon källa. Det kan också röra sig om intern belastning från sedimenten. Det är främst i Skattkärrsviken som "okända källor" har stor betydelse. Ca 50% av den totala fosfortillförseln härrör här från "okända källor", vilka i detta fall sannolikt utgörs av intern belastning från sedimenten.

Som framgår av tabell 14 och figur 17-18 är tillflödena den helt dominerande belastningskällan för både fosfor- och kvävetillförseln till Arnöfjorden och Dybottnen. Kattviken och Torsviken intar en mellanställning med betydande påverkan från tillflödena vad gäller främst fosfortillförseln. I övriga vikar är returflödet från Vätern den dominerande belastningskällan. I Skattkärrsviken bidrar "okända källor", vilket i detta fall sannolikt utgörs av intern belastning från sedimenten, med hälften av fosfortillförseln men för kvävetillförseln är returflödet den helt dominerande belastningskällan.

Genom att jämföra den externa fosfor- och kvävetillförseln med utflödet av fosfor och kväve ur vikarna har också retentionen i vikarna beräknats (tabeller 15-16). Om retentionen utgörs av ett positivt tal innebär det att näringsämnen fastläggs i sedimenten. Om däremot retentionen är negativ är istället sedimenten en källa som tillför (läcker) näringsämnen till viken. Negativ retention kan dock också bero på en underskattning av den externa tillförseln alternativt en överskattning av utflödet. Så är t.ex. fallet med Lunnerviken, Bottenviken och Kattviken där tillförseln från närområdet sannolikt har underskattats. För Lunnerviken saknas också data på tillförseln från delen inom Kristinehamns kommun.

Tabell 15. Fosforretention i kustområden i norra Vätern.

	Extern tillförsel Ton P/år	Fosforutflöde Ton P/år	Fosforretention Ton P/år	Fosforretention %
Lunnerviken	1,995	2,06	-0,065	-3,26
Bottenviken	6,679	6,365	0,314	4,70
Arnöfjorden	3,745	1,551	2,194	58,58
Knappsjövik	5,689	5,354	0,335	5,89
Skattkärrsviken	23,574	49,564	-25,99	-110,251
Kattviken	0,184	0,188	-0,004	-2,17
Dybottnen	0,627	0,096	0,531	84,69
Torsviken	0,0667	0,042	0,0247	37,03

Tabell 16. Kväveretention i kustområden i norra Vätern.

	Extern tillförsel Ton N/år	Kväveutflöde Ton N/år	Kväveretention Ton N/år	Kväveretention %
Lunnerviken	128,05	127,56	0,49	0,38
Bottenviken	473,67	532,425	-58,76	-12,40
Arnöfjorden	89,267	48,296	40,97	45,90
Knappsjövik	349,587	342,668	6,92	1,98
Skattkärrsviken	1461,923	1490,314	-28,39	-1,94
Kattviken	12,432	13,416	-0,98	-7,92
Dybottnen	17,202	1,018	16,18	94,08
Torsviken	4,097	3,631	0,47	11,37

Sammanfattningsvis är både fosfor- och kväveretentionen störst i Dybotten. Ca. 85% av tillförd fosfor fastläggs i sedimenten och 94% av kvävet fastläggs alternativt frigörs till luften som kvävgas via denitrifikation. I Arnöfjorden är motsvarande siffror 60% resp. 65%. I Skattkärrsviken är fosforretentionen negativ, dvs. sedimenten läcker fosfor. I övriga är retentionen relativt liten men kan också i några fall vara underskattad.

Kväve- och fosforretentionen har också beräknats för sjöar/sjösystem i tillrinningsområdet. Med vattendragsmodellen har såväl intransport som uttransport av kväve och fosfor i sjöarna beräknats. Utifrån dessa data har retentionen beräknats som medelvärden för perioden 1988-99 (tabeller 17-18). Som framgår av tabellerna är såväl fosfor- som kväveretentionen avvikande låg i två sjöar Alstern och Panken. Detta tyder på intern fosfortillförsel från sedimenten i dessa sjöar. Den låga kväveretentionen är svårare att förklara men resultat från andra sjöar i landet tyder på att sjöar med låg fosforretentionen ofta också har en låg kväveretention.

Retentionsberäkningarna tyder på att sjöarna Alstern och Panken under perioder med syrgasbrist läcker fosfor från sedimenten och därmed fungerar som källa istället för fälla för fosfortransporterna vidare ut till Vänerkusten. Detta gör att möjligheterna att minska bidraget till fosforbelastningen på Vänerkusten via vattendragen Alsterälven och Glumman är små så länge de nedströms belägna sjöarna Alstern och Panken läcker stora mängder fosfor från sedimenten.

*Tabel 17. Fosforretention i sjöar i tillrinningsområdet.*

	<i>Extern tillförsel Ton P/år</i>	<i>Fosforutflöde Ton P/år</i>	<i>Fosforretention Ton P/år</i>	<i>Fosforretention %</i>
Alstern	3,59	3,38	0,21	5,8
Panken	3,42	3,31	0,11	3,2
Kroppkärrssjön	0,13	0,091	0,036	28,3
Gapern	2,86	2,13	0,72	25,3
Molkomsjön, Borssjön m.fl.	2,19	1,38	0,81	36,7

*Tabell 18. Kväveretention i sjöar i tillrinningsområdet.*

	<i>Extern tillförsel Ton N/år</i>	<i>Kväveutflöde Ton N/år</i>	<i>Kväveretention Ton N/år</i>	<i>Kväveretention %</i>
Alstern	77,08	69,66	7,42	9,6
Panken	80,23	76,04	4,19	5,2
Kroppkärrssjön	5,23	2,72	2,60	48,9
Gapern	72,69	42,90	29,79	41,0
Molkomsjön, Borssjön m.fl.	61,20	27,43	33,77	55,2

## 6.6 Fosfor i sediment

### Fosforfraktioner i ytsediment

Alla resultat från sedimentundersökningen redovisas i bilaga 2 och provtagnings- och analysmetodik beskrivs närmare i kapitel 2.7. Tabell 19 nedan visar vattenhalt, glödningsförlust, totalfosforhalt och fosforfraktionernas andel i ytsedimenten (0-2 cm) på de olika lokalerna..

Tabell 19. Vattenhalt, glödningsförlust, totalfosforhalt samt andel av totalfosfor för olika fosforfraktioner för ytsedimentprover (0-2 cm).

Område	Vatten %	Glöd.förl. %	Tot-P $\mu\text{g/g TS}$	$\text{NH}_4\text{Cl-P}$ %	$\text{NaOH-P}$ %	$\text{HCl-P}$ %	$\text{NaOH-org}$ %
Lunnerviken	65	3	569	1	8	62	13
Bottenviken	81	7	859	2	12	35	18
Arnöfjorden	89	13	1303	2	28	26	21
Panken	86	11	1318	2	33	21	19
Skattkärrsviken	91	12	1934	2	40	25	12
Alstern	87	11	1519	2	46	18	13
Kroppkärrssjön	88	14	1517	4	29	30	19
Kattviken	23	1	562	0	16	26	4
Dybottnen	82	12	1660	2	36	22	19

Nedan kommenteras sedimentanalysernas områdesvis.

#### Lunnerviken

Akkumulationsbottnar saknas i området. Sedimenten i djuphålan hade en vattenhalt på 65% vilket gör att bottarna här kan klassas som transportbottnar. Fosforinnehållet i sedimentpartiklarna domineras av kalciumbunden fosfor (HCL-P), 62% av totalinnehållet. Halten totalfosfor var mycket låg, 569  $\mu\text{g P/g TS}$ . Biotillgängligheten bedöms som mycket liten.

#### Bottenviken

Sedimentet från djuphålan i Bottenviken hade högre vattenhalt än Lunnervikens, 81%, och var på gränsen till ackumulationsbotten. Totalinnehållet var fortfarande lågt, 859  $\mu\text{g P/g TS}$ . Även här dominerade kalciumbunden fosfor med 35% av Tot-P. Större delen av fosforinnehållet ligger fast bundet.

#### Arnöfjorden

Sedimentet hade en tydlig organogen karaktär med hög vattenhalt, 89% vilket tyder på ackumulationsförhållanden. Totalinnehållet var också högre med 1303  $\mu\text{g P/g TS}$  utan att vara förhöjt på något sätt. Andelen järn- och aluminiumbunden fosfor ( $\text{NaOH-P}$ ) var 28% av Tot-P och även den organiskt bundna fosfor som var löslig i NaOH var hög, 267  $\mu\text{g P/g TS}$ . Det här ackumulations sedimentet är relativt känsligt för syrgasfria förhållanden.

### *Panken*

Pankens sediment är också av ackumulationskaraktär och i stort sett mycket likt Arnöfjordens sediment vad gäller totalinnehåll och fördelning av fosforformer. Även Pankens sediment är således relativt känsligt för syrgasfria förhållanden.

### *Skattkärrsviken*

Sedimentet i Skattkärrsviken hade det högsta totalinnehållet, 1934 µg P/g TS och en mycket stor andel, 40% av Tot-P, järn och aluminiumbunden fosfor, vilket är typiskt för ett sediment med en vattenhalt över 90%. Totalhalten överensstämmer med de som återfinns i t.ex. Erken vid dessa vattenhalter, men andelen järn- och aluminiumbunden fosfor är något högre. Sedimentet kan läcka fosfor vid anaeroba förhållanden. Ett tecken på att syrgasfria förhållanden förekommer var sedimentets svaveldoft. Svavelväte avges från sedimenten vid syrgasbrist.

### *Alstern*

Sedimenten i sjön Alstern hade en ännu högre andel järn- och aluminiumbunden fosfor än Skattkärrsviken, 46% av Tot-P, vilket gör det än mer känsligt för anaerobi. Totalhalten är dock inte förhöjd. Även sedimentet från Alstern doftade svavel vilket tyder på att syrgasfria förhållanden förekommer.

### *Kroppkärrssjön*

Sedimentet från Kroppkärrssjön hade den största halten av löslig fosfor (NH<sub>4</sub>Cl-P), 54 µg P/g TS. Den var dock förhållandevis låg, 4% av totalfosfor, så någon hög mättnadsnivå med mycket tillgänglig fosfor uppnåddes inte. Sedimentet tycks ha en något annorlunda karaktär med mindre järn- och aluminiumbunden fosfor och därmed inte samma bindningsförmåga som de i Skattkärrsviken och Alstern.

### *Kattviken*

Sedimentet i Kattviken var från en erosionsbotten med endast 23% vattenhalt, vilket förklarar det låga totalinnehållet och den mycket låga halten av organiskt bunden fosfor i NaOH-fraktionen. Här dominerar den stabila kalciumfraktionen och residualfosfor, som här förmodligen utgör mycket inert, ej biotillgängligt, oorganisk fosfor.

### *Dybottnen*

Sedimentet i Dybottnen hade en hög andel järn- och aluminiumbunden fosfor med 36% och det högsta innehållet av alla sediment för NaOH-org-fraktionen med 311 µg P/g TS. Även detta sediment är känsligt för anaerobi.

Sammantaget finns inga förhöjda totalfosforhalter i sedimenten. Variationerna styrs av sedimenttyp med de högsta halterna i de verkliga ackumulationssedimenten, som även har förmåga att binda fosfor, vilket visas av den stora andelen järn- och aluminiumbunden fosfor samt organiskt bunden fosfor, som återfinns i natriumhydroxidfraktionen. Det bör även noteras att det är torrviktsrelaterade halter som kommenteras. Tar man hänsyn till vattenhalten och räknar fosforinnehåll på våtviktbasis så kan även sediment med låga torrviktshalter innehålla väl så mycket fosfor.

De vikar som löper störst risk för internt fosforläckage från sedimenten är Skattkärrsviken, Dybottnen och Arnöfjorden i nu nämnd ordning. Vid syrgasfria förhållanden, t.ex. under längre



isläggingsperioder vintertid, finns således en risk att fosfor läcker från sedimenten i dessa vikar. De känsligaste sedimenten fanns i sjön Alstern och även sjön Panken hade sediment som kan läcka fosfor under syrgasfria förhållanden. Detta innebär att dessa sjöar under perioder kan fungera som källor istället för fällor för fosfortransporten vidare ut till Vänerkusten.

## Bakgrundshalter

Ett sätt att få information om de "naturliga" bakgrundsförhållandena i berörda vänervikar och uppströms belägna sjöar är att nyttja sedimenten som ett miljöhistoriskt arkiv. I samtliga undersökta vikar och sjöar har förutom ytsedimentprov (0-2 cm) också prov tagits från djupare skikt (4-6 cm resp. 15-17 cm) i sedimenten. Analysvärden redovisas i bilaga 2. Eftersom sedimenten inte medgav provtagning av djupprofiler i Kattviken och Dybottnen redovisas enbart ytsedimentprover för dessa vikar. Om man antar att sedimenttillväxten i samtliga vikar och sjöar är 3 mm per år (se Håkansson 1976) så representerar det djupaste skiktet, 15-17 cm, ungefär 50-60 år tillbaka i tiden eller kring 1940-50. Denna nivå skulle då representera förhållandena innan konstgödseln fick storskalig användning inom jordbruket och därmed också ett mer "naturligt" näringsläckage från jordbruksmark.

Genom att titta på förändringar i sedimentens näringsinnehåll med djupet kan man således få en uppfattning av förändringar i vikarnas tillstånd sedan ca 1940-50. Om man jämför det djupaste skiktet (15-17 cm) med det ytligaste (0-2 cm) så har andelen fosfor, kväve och kol, uttryckt som andel av torrsubstans, i medeltal ökat med ca 40-50% för samtliga vikar och sjöar. En ökning av näringsinnehållet beror sannolikt på ökad produktion och därmed ökad sedimentation av organiskt material.

Sedimentprover från nivån 15-17 cm tyder således på att näringstillförseln till berörda vikar och sjöar i medeltal ökat med ca 50% sedan 1940-50. Ökningen varierar mellan vikarna beroende på om man tittar på fosfor, kväve eller kol. Eftersom nedbrytning, utlakning mm påverkar halterna på olika nivåer i sedimentet är det svårt att dra slutsatser genom att enbart titta på halterna totalfosfor. Medelökningen för fosfor, kväve och kol tillsammans ger därför en säkrare bedömning. Denna medelökning, som konstaterats ligga kring 50%, fördelar sig mellan vikar och sjöar enligt följande: Lunnerviken(67%) < Alstern (64%) < Arnöfjorden (60%) < Bottenviken (43%) < Kroppkärrsjön (36%) < Panken (25%) < Skattkärrsviken (15%). Den stora ökningen i Lunnerviken beror på misstänkt höga kol- och kvävehalter i ytsedimentet som troligen inte är representativa för denna vik.

## 6.7 Sammanfattande bedömning av vikarnas tillstånd och påverkan

Nedan följer en sammanfattande bedömning av vikarnas näringstillstånd och påverkan utifrån de resultat som tagits fram i detta projekt. Dessutom föreslås vilka källor som bör prioriteras vid åtgärder i tillrinningsområdena. Resultat från Andersson (2000) har nyttjats för att beskriva igenväxningssituationen i kustområdena.

### Lunnerviken

Lunnerviken är mycket grund och har på grund av detta potential för ökad spridning av vassvegetationen. En jämförelse mellan 1950- och 1990-tal visar dock ingen ökning av utbredningen, vilket tyder på att vassen nått sin djupgräns redan på 50-talet. Näringstillskottet har sannolikt ändå bidragit till större biomassa genom ökad stråtillväxt och täthet (Andersson 2000).

Sedimentundersökningarna visar på att Lunnerviken saknar ackumulationsbottnar. Hela viken täcks således av erosions- och transportbottnar med litet näringsinnehåll. Sedimenterande organiskt material transporteras således ut ur viken för att fastläggas i utanförliggande djuphålur.

Lunnerviken tillförs ca 0,4 ton fosfor och ca 10,5 ton kväve per år via tillrinnande vattendrag vilket utgör 19% respektive 8% av den totala tillförseln. Tillrinningens betydelse för belastningen på Lunnerviken är således liten. Returflödet från Vänern dominerar och bidrar med 77% av fosfor- och 90% av kvävetillförseln. Tillrinningsområdet har relativt liten betydelse för näringstillståndet i Lunnerviken. Fosfor- och kvävehalterna i Lunnervikens vatten är också låga och endast marginellt förhöjda jämfört med den utanförliggande referensstationen i öppna Vänern.

Arealförlusterna är för både fosfor och kväve höga från tillrinningsområdet och måttligt höga från närområdet. Vid önskemål om att ytterligare minska näringsbelastningen med vattendrag på Lunnerviken bör åtgärder inom jordbruket prioriteras och då för både fosfor och kväve.

### Bottenviken

De grunda områdena i Bottenviken är relativt sett mindre än i Lunnerviken och den öppna mynningen ger större möjlighet för vågor och vindar att motverka vassutbredningen (Andersson 2000). Precis som i Lunnerviken dominerar erosions- och transportbottnar i Bottenviken. Sedimenten i djuphålan kan dock klassas som på gränsen till ackumulations-sediment. Näringsinnehållet i sedimentet är dock litet och större delen av fosforinnehållet ligger fast bundet.

Bottenviken tillförs ca 0,3 ton fosfor och ca 8 ton kväve per år via tillrinnande vattendrag vilket utgör 4% respektive 1% av den totala tillförseln. Tillrinningens betydelse för belastningen på Bottenviken är således mycket liten. Returflödet från Vänern dominerar och bidrar med 95% av fosfor- och 87% av kvävetillförseln.

Bottenviken hade de lägsta fosforhalterna av samtliga undersökta vikar vilket motsvarar nivåerna på referensstationen i öppna Vänern. Kvävehalterna är möjligen något förhöjda jämfört med referensstationen.

Arealförlusterna är för både fosfor och kväve höga i tillrinningsområdena, framförallt kväveförluster vilka ligger ganska högt i klass fyra. Vid önskemål om att ytterligare minska näringsbelastningen med vattendrag på Bottenviken bör åtgärder som bidrar till minskade kväveutsläpp prioriteras, på jordbrukssidan i närområdet och på reningsverket i Aro 5.

### **Arnöfjorden**

Arnöfjorden är en avsnörd, grund, grumlig och näringsrik vik som har omfattande vassområden och på sikt riskerar total igenväxning. Brunt vatten och skyddade förhållanden har medfört att vassbården stannat på mindre djup än vad som uppmätts i övriga delar av vänerstranden. Ett område där ytterligare tillväxt kan befaras är i den grunda norra/nordvästra delen av viken (Andersson 2000).

Tillflödena är den helt dominerande källan för både fosfor- och kvävetillförseln till Arnöfjorden och bidrar med 3,7 ton fosfor och 87 ton kväve per år. Detta innebär att näringsnivån till stora delar regleras av tillrinningen från land. Sedimentanalyser visar att fosfor kan läcka från sedimenten under syrgasfria förhållanden. Det är främst under längre isläggingsperioder vintertid som syrgasfria förhållanden kan uppstå.

Glumman är det största vattendraget i Arnöfjordens tillrinningsområde. Näringstransporterna i Glumman är lika stora som i Alsterälven trots halva vattentransporten jämfört med Alsterälven. Både fosfor- och kvävehalterna i Arnöfjorden är klart förhöjda jämfört med referensstationen i öppna Vänern. Fosforhalten kan enligt bedömningsgrunderna klassas som hög. Noterbart är också den relativt stora andelen fosfatfosfor av totalfosfor i Arnöfjorden. Tillrinningen har således en påtaglig påverkan på näringstillståndet i Arnöfjorden.

Vad gäller fosfor så är arealförlusterna extremt höga från delavrinningsområdena nr 12 och 8, dock är den transporterade mängden i Aro 8 mycket liten p g a dess ringa areal. Från nästan alla de andra delavrinningsområdena är förlusterna ändå höga. Arnöfjorden är tillsammans med Dybotten det mest prioriterade området vad gäller åtgärder i tillrinningsområdet. Här bör omfattande åtgärder som minskar både fosfor- och kväveutsläpp genomföras. De viktigaste belastningskällorna är åker, vall och betesmark för både kväve och fosfor samt även enskilda avlopp för fosfor.

### **Skattkärrsviken**

Skattkärrsviken har lång strand i förhållande till sjöytan men 3-metersdjupet ligger i nära anslutning till vassens djupgräns så någon vasseexpansion är inte att förvänta (Andersson 2000).

Skattkärrsviken hade de högsta fosforhalterna i sedimentet av samtliga vikar. Sedimentanalyser visade på stor potential att läcka fosfor vid syrgasfria förhållanden. Ett tecken på att syrgasfria förhållanden förekommer var sedimentets svaveldoft. Svavelväte avges från sedimenten vid syrgasbrist. Det är således en uppenbar risk att intern fosforbelastning från sedimenten förekommer i Skattkärrsviken.

Skattkärrsviken tillförs ca 1,1 ton fosfor och ca 24 ton kväve per år via tillrinnande vattendrag vilket utgör 2% respektive 2% av den totala tillförseln. Tillrinningens betydelse för belastningen på Skattkärrsviken är således mycket liten. Returflödet från Vänern dominerar och bidrar med 45% av fosfor- och 96% av kvävetillförseln. Okända källor bidrar med hela 52% av

fosfortillförseln vilket sannolikt utgörs av intern belastning från sedimenten. Fosforhalterna i Skattkärrsviken kan klassas som måttligt höga (22µg/l) och ungefär dubbelt så höga som vid referensstationen i öppna Vätern. Kvävehalterna visar inte på någon höjning alls.

Arealförlusterna av både fosfor och kväve är höga i hela området. Från Aro 23 och 24 är fosforförlusterna extremt höga. Eventuella åtgärder bör framförallt sättas in i dessa områden och vara riktade till både jordbruket och de enskilda avloppen.

### **Alsterälven**

Retentionsberäkningarna tyder på att sjön Alstern under perioder med syrgasbrist läcker fosfor från sedimentet och därmed fungerar som källa istället för fälla för fosfortransporterna vidare ut till Vänerkusten. För att på längre sikt avlasta Alstern rekommenderas åtgärder som minskar belastningen av framförallt fosfor. I Aro 28 och Aro 29 är de största "enskilda" fosforkällorna de enskilda avloppen och eventuella åtgärder bör riktas till dessa.

Arealförlusterna av både fosfor och kväve är höga i Aro 28 respektive 29. I de andra områdena är förlusterna måttligt höga och längst upp i systemet är både fosfor och kväveförlusterna låga. Området längst upp i systemet (Aro 31) består till stor del av skogsmark (77 %, enbart skog 65 %).

### **Kroppkärrssjön-Välsviktjärnet**

De totala årliga transporterna av fosfor och kväve till utanförliggande kuststräcka uppgår till ca 100 kg P respektive 3 000 kg N. Den största kvävekällan är dagvatten, ca 1 500 kg. Fosfor kommer huvudsakligen från vall (öppen mark) och dagvatten (ca. 60 resp. 25 kg). Karlstad kommun arbetar med olika åtgärder för att minska belastningen via dagvatten. Karlstads nedlagda soptipp är en tänkbar belastningskälla för Välsviktjärnet men det saknas dataunderlag för kvantifiera denna påverkan.

Arealförlusterna är måttligt höga i området.

### **Kattviken**

Kattviken är en liten, grund och exponerad vik i norra delen av Kattfjorden. Hela viken täcks av erosionsbottnar (hård lera) med mycket näringsfattiga sediment.

Kattviken tillförs ca 0,1 ton fosfor och ca 2,4 ton kväve per år via tillrinnande vattendrag vilket utgör 52% respektive 18% av den totala tillförseln. Tillrinningen har således relativt stor betydelse för den totala belastningen på Kattviken. Returflödet från Vätern bidrar med 45% av fosfor- och 74% av kvävetillförseln. Fosforhalterna i Kattviken kan klassas som låga till måttligt höga och möjligen något förhöjda jämfört med referensstationen i Kattfjorden.

Arealförlusterna är måttligt höga utom av fosfor i närområdet där klassas fosforförlusten som hög. Om åtgärder ska sättas in bör de riktas mot de enskilda avloppen för att reducera fosforbelastningen och mot dagvattenutsläppen och kanske jordbruket när det gäller kväve.

### **Dybotten**

Vikens vegetation är av en mycket yppig karaktär med både vass, säv och näckrosor som fyller området inomskärs. Här är vattendjupet litet vilket innebär tillväxtmöjligheter om vågbrytare

av något slag etableras eller uppgrundning sker genom att omfattande partikulärt material fortsätter att tillföras i samma utsträckning som hittills (Andersson 2000).

Av de undersökta vikarna är Dybottnen den som är mest påverkad av tillrinning från land. Fosforhalterna kan klassificeras som extremt höga, både i tillflödet och i viken. Vikens areal är liten i jämförelse med tillrinningsområdets areal, vilket gör att inblandningen av Vänervatten i själva viken är mycket begränsad. Tillflödena är den helt dominerande källan för både fosfor- och kvävetillförseln till Dybottnen. Detta innebär att precis som för Arnöfjorden regleras näringsnivån till stora delar av tillrinningen från land. Sedimentanalyser visar att fosfor kan läcka från sedimenten under syrgasfria förhållanden. Det är främst under längre isläggningsperioder vintertid som syrgasfria förhållanden kan uppstå.

De totala årliga vattendragstransporterna av fosfor och kväve till Dybottnen uppgår till ca 0,6 ton fosfor respektive 17 ton kväve vilket i båda fallen motsvarar hela 99% av den totala tillförseln. Den helt dominerande kvävekällan är åkermark, som bidrar med 77% av den totala tillförseln till viken. Fosfor kommer också främst från åkermarken (60 %) men till viss del även från vall (20%) och enskilda avlopp(15%).

Dybottnen hade extremt höga fosforhalter och därmed den mest förhöjda näringsnivån av samtliga studerade vikar. Även kvävehalterna var tydligt förhöjda jämfört med referensstationen i Kattfjorden.

Arealförlusterna av fosfor bedöms höga till extremt höga i Dybottnens tillrinningsområde. För kväve bedöms förlusterna som höga, dock hamnar de ganska högt i klass 4. För att åstadkomma bättre vattenkvalitet i vattendragen bör åtgärder, för att minska förlusterna av både kväve och fosfor, riktas mot jordbruket.

### **Torsviken**

Torsviken är den minsta och mest exponerade av samtliga undersökta vikar. Viken täcks också helt av hårda sandbottnar.

Torsviken tillförs ca 0,04 ton fosfor och ca 1,1 ton kväve per år via tillrinnande vattendrag vilket utgör 61% respektive 27% av den totala tillförseln. Tillrinningen har således relativt stor betydelse för den totala belastningen på Torsviken. Returflödet från Vänern bidrar med 37% av fosfor- och 71% av kvävetillförseln. Fosforhalterna i Torsviken kan klassas som låga och ungefär på samma nivå som vid referensstationen i Kattfjorden.

Torsvikens tillrinningsområde är litet med relativt små utsläppsmängder, men med höga arealförluster.

## 7. Åtgärder

En central fråga för att kunna ta fram åtgärdsprogram för enskilda vikar i Vänern och deras tillrinningsområden är vad olika åtgärder ger i form av minskad näringsbelastning. I Wallin (1994) redovisas effekterna av olika kväve- och fosforreducerande åtgärder för hela Vänern och för de större tillflödena. Den summerad effekten av olika åtgärder beräknas enligt Wallin (1994) kunna minska kvävetillförseln till Vänern med 400 ton/år vilket motsvarar ca 20% av den totala tillförseln. Denna beräkning bygger på åtgärder inom jordbruket samt minskad deposition och minskade utsläpp från avloppsreningsverk. Ökad spridning av stallgödsel på våren i stället för på hösten pekas ut som den enskilt mest betydelsefulla åtgärden inom jordbruket.

I Wallin (1994) utpekas kvävet som ett problem för hela Vänerns avrinningsområde p.g.a. den stora uttransporten till havet medan fosfor mer utgör ett lokalt problem, speciellt i jordbruksintensiva områden. Åtgärdsförslagen begränsas därför till jordbruksåarna Tidån, Lidån, Nossån och Dalbergsån samt Vänerns närområde (t.ex. vänerstranden inom Karlstad kommun). För dessa prioriterade områden beräknades att fosfortillförseln till sjöar och vattendrag kan minskas med 18% genom åtgärdande av enskilda avlopp och mjölkkrumsavlopp samt övergång till fosfatfria disk- och tvättmedel. Detta motsvarar en minskning av den totala fosfortillförseln till Vänern med 10%.

I Wallin (1994) konstateras också att det finns fler möjliga åtgärder som skulle bidra till att ytterligare minska fosforbelastningen, som t.ex. anläggande av kantzoner, dammar och våtmarker. Omläggning av täckdikningsledningar så att dessa leds via en damm eller våtmark till vattendraget är en annan tänkbar åtgärd. Man ansåg dock att underlag saknades för att kunna bedöma potentialen för denna typ av åtgärder inom hela Vänerns avrinningsområde, dvs. hur stora arealer som kan tas i anspråk och var dessa arealer finns. Vidare konstaterades att störst närsaltsreducerande effekt sannolikt erhålls om kantzoner kombineras med omläggning av täckdikningsledningar.

Stora delar av de slutsatser som dras i Wallin (1994) är även tillämpbara för de vänervikar och tillflöden som ingår i föreliggande utredning. Detta gäller speciellt åtgärder för att minska kvävetillförseln, där åtgärder krävs både i stor och liten skala för att nå målen vad gäller belastningen på våra havsområden. När det gäller fosfortillförsel till vikarna så krävs betydligt mer detaljerade uppgifter, både på tillståndet i sjöar och vattendrag och på tillförsel från enskilda källor.

Med hjälp av de källfördelningsmodeller för enskilda vikar som tagits fram i detta projekt har olika scenarier använts för att beräkna effekten av olika åtgärder. Resultaten från dessa scenarier har sedan använts som underlag för de förslag till miljömål och åtgärder som redovisas.

## 7.1 Vilken effekt har olika åtgärder?

Nedan diskuteras vilken kunskap som finns om effekten av olika åtgärder för att minska näringsbelastningen på berörda vikar i Vänern. De åtgärder som tagits med i detta avsnitt bedöms vara de som har störst potential att bidra till minskad näringsämnestransport i de aktuella vattendragen. Av denna anledning berörs inte åtgärder som kväverening i avloppsreningsverk, minskade utsläpp från industrier, lokalt omhändertagande av dagvatten, åtgärder inom skogsbruket etc.

### Enskilda avlopp

Enligt gällande lagstiftning skall enskilda avlopp ha längre gående rening än enbart slamavskiljare. Detta innebär att slamavskiljaren måste kombineras med en markbädd eller infiltrationsanläggning. Ett annat alternativ är att använda torrtoa/mullbänk. I tabell 4 redovisas vad olika reningsmetoder ger i reducerade kväve- och fosforutsläpp.

Inventeringar visar att standarden på enskilda avlopp generellt är dålig. I en inventering av enskilda avlopp i Sjöråsåns, Dofsans och Slafsans avrinningsområden i Skaraborgs län visade det sig att hela 72, 61 respektive 68% av de enskilda avloppen saknade längre gående rening än slamavskiljare (Wallin 1994). Förbättrad rening av enskilda avlopp kan således ge relativt stora utsläppsreduktioner. En reningsstandard motsvarande enbart slamavskiljning ger en reduktion av fosfor och kväve på 15%. Detta ska jämföras med både slamavskiljning och en markbädd som ger 45 % reduktion av fosfor och 40% reduktion av kväve.

Det föreslås att kommunen i egenskap av tillsynsmyndighet inventerar standarden på enskilda avlopp i de mest föroreningskänsliga vattenområdena samt utarbetar åtgärdsplaner och genomför åtgärder i den mån det inte redan har gjorts. De områden som bör prioriteras är Arnöfjordens och Dybottnens tillrinningsområden. Planerna bör samordnas med vattenplaneringen i de kommunala översiktsplanerna och med de kommunala Agenda 21.

Möjligheter att ansluta enskilda avlopp i tillrinningsområdena till Arnöfjorden och Dybottnen till kommunalt VA-nät eller installation som inte medför belastning till vatten, d.v.s. slutentank eller torrtoa/mullbänk, bör utredas. Till skillnad från reningsanläggningar för enskilda fastigheter ger detta en varaktig avlastning av de mest prioriterade vattendragen och vikarna. Eftersom man inte kan ställa lagkrav på att enskilda avlopp ska förses med slutentank eller torrtoa/mullbänk bör man se över möjligheterna till ekonomiskt stöd till detta för fastigheter i Arnöfjordens och Dybottnens tillrinningsområden. Dessutom bör hushåll med enskilda avlopp generellt uppmanas att använda fosfatfria disk- och tvättmedel.

### Jordbruket

Att sätta siffror på effekterna av enskilda åtgärder inom jordbruket i södra Värmland går inte, dels för att man inte gjort undersökningar på dessa jordar, dels för att effekten måste sättas i relation till i vilken omfattning man gör olika åtgärder idag vilket är dåligt känt. Enligt en grov uppskattning gjord av Barbro Ulén, SLU, avd. för vattenvårdslära, kan fosforläckaget totalt minskas med upp till 15%, och kväveläckaget med upp till 25% med olika åtgärder inom jordbruket i södra Värmland. Då är inte effekten av konstgjorda dammar och kantzoner medräknade. Man kan dock på goda grunder anta att effekterna av dessa åtgärder är mycket små eller i många fall försumbara (se nedan)

Uppskattningen att fosforläckaget totalt kan minskas med upp till 15%, och kväveläckaget med upp till 25% inom jordbruket i södra Värmland är baserad på följande åtgärder:

#### *Förbättrad markstruktur*

Detta kan göras genom att minimering packningsskador genom att styra maskinarbeten till lämpliga årstider (gärna på nattjale precis före vårbruket eller tidigt på hösten då marken är som torrast. Bredare däck med minskat marktryck kan också användas. Andra åtgärder som förbättrar markstrukturen är strukturkalkning och förbättring av mullhalten. Åtgärder som förbättrar markstrukturen har goda effekter på fosforläckaget och måttliga effekter på kväveläckaget.

#### *Gårdsbalanser*

Ett sätt att minska gödslingen om det är obalans (speciellt på djurgårdar) är att upprätta gårdsbalanser. Dessa kan kompletteras med markkartering för att uppnå behovsanpassad gödsling. Gårdsbalanser kan ha effekt goda effekter på fosforläckaget och måttliga effekter på kväveläckaget.

#### *Minimerad jordbearbetning*

Ett sätt att minska växtnäringläckaget (främst fosfor) är att minimera jordbearbetning så mycket som möjligt och att undvika höstplöjning. Andelen vårplöjning bedöms kunna öka med 20%.

#### *Spridning av stallgödsel på våren*

För att bäst utnyttja kvävet i växtproduktionen och för att minimera läckaget till vattendrag bör så mycket stallgödsel som möjligt spridas vid vårbruk eller i växande gröda. I Vänerregionen beräknas kväveläckaget vid vårspridning vara 30% mindre än vid höstspridning. Det lägre upptaget i växtproduktionen vid höstspridning beror på förluster till luft och vatten. Målet för de jordbruksdominerade avrinningsområdena samt Vänerens närområde bör vara en total övergång till vårspridning av stallgödsel. Detta är mest angeläget på de lätta jordarna. Det kan dock vara svårt, inte minst ur arbetsfördelningssynpunkt, att sprida all stallgödsel på våren. En viss andel, 20-25%, kan därför spridas på hösten i samband med höstsådd eller på vallar. På lerjordar kan vårspridning innebära risk för jordpackning. Här kan det vara lämpligare att sprida en del stallgödsel till vallar.

#### **Kantzoner**

Att anlägga kantzoner av vegetation mellan jordbruksmark och vattendrag är en miljövårdsåtgärd som visats ett stort intresse på senare tid. En orsak till detta är att kantzoner med gräsbevuxna vegetationsbälten mellan åker och vattendrag berättigar till miljöstöd. Förväntningarna är främst att dessa kantzoner ska reducera åkermarkens läckage av näringsämnen och bekämpningsmedel till vattendraget och därmed bidra till förbättrad vattenkvalitet. Kantzonerna gynnar också den biologiska mångfalden i det annars monotona odlingslandskapet.



Kantzonernas förmåga att förhindra fosfortransport till vattendragen hänger samman med följande faktorer (Syversen, 1997):

- Uppbromsning av vattenflödet vid ytvattenavrinning, och därmed ökad sedimentation av partikulär fosfor
- Stabilisering av slänter, förhindrande av erosion
- Adsorption av löst fosfor och växtupptag

Vegetationsbevuxna kantzoner som skydd för närsaltstransporter från åkermark är framförallt relevanta i områden med ytavrinning (bromsar upp transporten av partikulär fosfor), eller med ett långsamt icke kanaliserat (icke täckdikad) vattenflöde mellan åker och vattendrag.

I en nyligen gjord litteraturstudie av Ulén (1999) konstateras att potentialen för kväveretention i kantzoner oftast är större än för fosfor. Detta går stick i stäv med tidigare uppgifter i t.ex. (Vought m.fl. 1991) om att kantzonerna i första hand har effekt på fosforläckaget. Förutsättningen för effektiv denitrifikation (avgång till luft som kvävgas) är en odränerad zon närmast bäckfåran där vattnet kan transporteras på bred front nära markytan. Detta är oftast svårt att uppnå då täckdikena måste mynna direkt i ett vattendrag eller öppet dike för att fungera.

I Ulén (1999) konstateras att för att ha effekt på både fosfor- och kväveretentionen bör vegetationsbevuxna kantzoner mellan åkermark och vattendrag utformas och skötas på följande sätt:

- Ett ytligt, långsamt och icke kanaliserat (ej täckdikad) flöde fram till kantzonen.
- Hög kolhalt, tidvis syrgasfria förhållanden och lång uppehållstid för vattnet i kantzonen.
- Bäst effekt nås om kantzonen är bevuxen med gräs med spridda träd och buskar. Om maskinell slåtter blir svår genomförbar kan enbart gräs vara ett alternativ.
- Kantzonens vegetation ska skördas och bortföras med jämna intervall för att bibehålla sin förmåga till kväve- och fosforretention. Görs inte detta kan kantzonen på sikt bli en källa istället för en fälla för näringsämnen.

Åkermarken inom de studerade tillrinningsområdena till norra Vänern kan summariskt delas in i tre olika typer; dels lerjordar i Lunnervikens, Bottenvikens och Arnöfjordens tillrinningsområden, dels en kombination av lerjordar och sand/siltjordar i Skattkärrsvikens tillrinningsområde och dels sand/siltjordar och grövre i Kattvikens, Dybottens och Torsvikens tillrinningsområden. Det rör sig således mest om välränerade jordar alternativt lerjordar som sannolikt till största delen är täckdikade. Samtliga områden är också flacka med relativt liten nederbörd. Detta tillsammans med en god dräneringsförmåga gör att ytavrinningen vanligen är liten och att erosionen troligen är av ringa betydelse för näringstransporten från åkermark inom samtliga tillrinningsområden.

Den största potentialen för och det största behovet av kantzoner finns i Arnöfjordens (Glumman) och Skattkärrsvikens (Stordiket) tillrinningsområden. En förutsättning är dock att åkermarken inte är täckdikad alternativt att täckdikningsrören mynnar i våtmarker mellan åker och kantzon. Med det senare alternativet får vattnet sakta infiltrera i kantzonen från våtmarken. Detta kräver dock väsentligt större arealer och mer omfattande skötsel. Bidraget till den biologiska mångfalden blir i gengäld väsentligt större. Kantzoner på täckdikad åkermark

bedöms ha marginell effekt på närsaltretentionen och om återkommande skörd och bortförel av växtmaterial ej görs kan effekten t.o.m. bli den motsatta, dvs. kantzonen kan på sikt börja läcka närsalter.

Sammanfattningsvis är det svårt att sätta siffror på hur effektiva kantzoner kan vara på att reducera näringsläckaget till vattendrag eftersom förutsättningarna kan variera så mycket från fall till fall.

## **Dammar och våtmarker**

Även för dammar och våtmarker finns stora förväntningar på förmågan att reducera närsalts-transporten. Våtmarkens natur- och rekreationsvärde bör inte heller förringas (Leonardsson, 1994). En damm eller våtmarks viktigaste funktion som närsaltsfälla är att bromsa upp vattenflödet och fungera som ett vattenmagasin. I saktflytande vatten sker en retention av näringsämnen genom denitrifikation, adsorption och kemisk bindning av fosfat samt sedimentation och växtupptag. Den viktigaste processen för kväverening är denitrifikationen, vilken är beroende av nitrattransporten och vattenflödet genom våtmarken. Vattenflödet styr uppehållstiden, vilken är avgörande för tiden som denitrifikationen får verka. Är flödet för stort blir uppehållstiden så kort att det mesta nitraten hinner flöda igenom opåverkat oberoende av koncentrationen (Kellner, 1993).

För att vattenflödet ska bli tillräckligt lågt så att resuspendering av sediment undviks, rekommenderas att våtmarkens yta motsvarar minst 1 % av avrinningsområdet (Uusi-Kämpä et al., 1999). Av detta skäl är det orealistiskt att förlägga våtmarken till vattendragets huvudfåra då det krävs en enorm areal för att nå en effektiv rening. För Vänerstrandens del är det därför lämpligare att förlägga mindre våtmarker i biflöden till de större tillflödena, särskilt de som ligger nära mynningen i Väner.

## 7.2 Scenarier

Med hjälp av de vattendragsmodeller som upprättats för tillrinningsområdena till berörda vikar har ett antal scenarier genomförts där effekterna av olika åtgärder simulerats. De reduktioner i utsläpp som använts för de olika utsläppskällorna grundar sig på bedömningar som antas vara realistiska att uppnå med dagens kunskap. Syftet med scenarierna är att belysa effekterna av olika tänkta åtgärder på vikar i Vänern. De åtgärder som ingår i olika scenarier kan delas in i tre olika kategorier:

- Åtgärder för att minska närsaltsutsläppen från enskilda avlopp.
- Åtgärder inom jordbruket för att minska närsaltsläckaget från kordbruksmark.
- Åtgärder för att öka närsaltsretentionen, t.ex. genom anläggande av dammar, våtmarker och kantzoner.

Det finns naturligtvis en rad åtgärder utöver dessa som skulle kunna ingå i olika scenarier. De åtgärder som tagits med i detta avsnitt bedöms dock vara de som har störst potential att bidra till minskad näringsämnestransport i de aktuella vattendragen. Av denna anledning berörs inte åtgärder som kväverening i avloppsreningsverk, minskade utsläpp från industrier, lokalt omhändertagande av dagvatten, åtgärder inom skogsbruket etc. Vad gäller skogsbruket så gäller för övrigt förbud mot skogsgödsling inom hela kommunen. Den enskilda åtgärd som möjligen skulle bidra ytterligare är minskad kvävedeposition, framförallt i Alsterälvens sjörika avrinningsområde.

I tabell 20 redovisas vilka scenarier som använts för att simulera effekterna av olika åtgärder. I figurerna 20-21 redovisas resultaten från scenariosimuleringarna i form av minskad belastning på olika kustområden i norra Vänern.

*Tabell 20. Scenarier som använts för att simulera effekterna av olika åtgärder med hjälp av vattendragsmodellen.*

Nr	Scenarier
1	Fastigheter med enskilda avlopp som ej finns med i kommunens register över utsläppskällor antas ha en rening motsvarande slamavskiljare + markbädd.
2	50% av alla enskilda avlopp förses med sluten tank.
3	100% av alla enskilda avlopp förses med sluten tank.
4	Fosforläckaget från jordbruksmark minskas med 10% och kväveläckaget med 20%.
5	Fosforläckaget från jordbruksmark minskas med 25% och kväveläckaget med 50%.
6	Nya dammar anläggs i samtliga ARO motsvarande 5% av åkermarkens areal.
7	50% av vattendragslängderna som genomkorsar jordbruksmark förses med kantzoner.
9	Fosforläckaget från jordbruksmark minskas med 15% och kväveläckaget med 25%.
10	Genom slumpvis urval förses 50% av alla enskilda avlopp inom respektive ARO med sluten tank.
11	Scenario 2+6+7+9. Summan av rimliga och möjliga åtgärder.

Nedan sammanfattas resultaten från scenario 1-11 i form av minskad kväve- och fosforbelastning med vattendrag på vikar i norra Vänern. Som framgår av figur 20-21 är det stor skillnad på effekten av olika åtgärder i enskilda vikar. Det är även stor skillnad mellan vikarna vad gäller effekten för de enskilda åtgärderna.

Generellt har åtgärder riktade mot enskilda åtgärder störst effekt på fosfortransporten och åtgärder inom jordbruket störst effekt på kvävetransporten. Effekten av våtmarker är ungefär lika stor på både kväve- och fosfortransporterna medan effekten av kantzoner är försumbar för både kväve- och fosfortransporterna.

#### **Scenario 1 (Enskilda avlopp)**

Antalet fastigheter som inte finns registrerade i kommunens register över utsläppskällor (Miljöreda) är drygt 2000 till antalet. I källfördelningsmodellerna har antagits att de har en reningsstandard motsvarande enbart slamavskiljning, dvs. en reduktion av fosfor och kväve på 15%. I detta scenario har antagits att de har både slamavskiljning och en markbädd vilket innebär 45 % reduktion av fosfor och 40% reduktion av kväve.

I detta scenario minskade fosforbelastningen mest i Skattkärrsviken (6%) och minst i Lunnerviken (1%) vilket också återspeglar betydelsen av enskilda avlopp som belastningskälla i dessa områden. Även kvävebelastningen minskade mest i Skattkärrsviken (2%) medan minskningen var 0-1% i övriga områden.

#### **Scenario 2 (Enskilda avlopp)**

I detta scenario har utsläppsmängderna av både fosfor och kväve från alla enskilda fastigheter (ej anslutna till kommunalt VA) halverats. Precis som i scenario 1 minskade fosforbelastningen mest i Skattkärrsviken (16%) och minst i Lunnerviken (3%). Även kvävebelastningen minskade mest i Skattkärrsviken (6%) jämfört med 1% i Lunnerviken.

#### **Scenario 3 (Enskilda avlopp)**

I detta scenario har alla enskilda fastigheter försetts med slutna tank, dvs. utsläppsmängderna av både fosfor och kväve har satts lika med noll. Precis som i scenario 1-3 minskade fosforbelastningen mest i Skattkärrsviken (32%) och minst i Lunnerviken (5%). Minskningen var också betydande i Bottenviken (22%), Knappsjövikens (23%) och Kattvikens (22%). Mönstret är det samma vad gäller kvävebelastningen med den största minskningen i Skattkärrsviken (11%) och den minsta i Lunnerviken (1%).

#### **Scenario 4 (Jordbruk)**

I detta scenario antas att det endast finns begränsade möjligheter att minska kväve- och fosforläckaget från jordbruksmark ytterligare. Fosforläckaget från jordbruksmark minskas därför med 10% och kväveläckaget med 20%.

Detta scenario hade framförallt effekt på kvävebelastningen på vikarna. Belastningen minskade mest i Dybotten och Torsviken (6% för fosfor och 15% för kväve) och minst i Kattviken (2% för fosfor och 6% för kväve).

#### **Scenario 5 (Jordbruk)**

I detta scenario antas att det finns en stor outnyttjad potential att minska kväve- och fosforläckaget från jordbruksmark. Fosforläckaget från jordbruksmark minskas därför med 25% och kväveläckaget med 50%. För kvävet motsvarar detta det nationella miljömålet som säger att

kväveläckaget från jordbruksmark ska halveras (1985 är referensår). Precis som i scenario 4 minskade belastningen mest i Dybotten och Torsviken (15% för fosfor och 38% för kväve) och minst i Kattviken (5% för fosfor och 14% för kväve).

#### **Scenario 6 (Dammar)**

Nya dammar anläggs i samtliga delavrinningsområden motsvarande 5% av åkermarkens areal i resp. delavrinningsområde. I modellen har sjöytan ökat i varje delavrinningsområde motsvarande den areal dammar som anläggs. Detta innebär ökad retention av kväve och fosfor eftersom retentionen i modellen är en funktion av temperatur, potentiell koncentration, sjöyta och åsträckelängd.

Detta scenario gav främst effekt på kväveläckaget. Fosforbelastningen minskade mest i Dybotten och Torsviken (6%) medan den minskade minst i Kattviken och Bottenviken (2-3%). Kväveläckaget minskade med 12-13% i Dybotten och Torsviken medan minskningen var 3-5% i Kattviken och Bottenviken.

#### **Scenario 7 (Kantzoner)**

50% av vattendragslängderna i respektive delavrinningsområde som genomkorsar jordbruksmark förses med kantzoner. Kantzonernas arealer beräknas i respektive delavrinningsområde som dubbla vattendragslängden multiplicerat med 10 m bredd. I detta scenario antas att näringsläckaget från kantzoner motsvarar läckaget från ogödslad vall. Detta innebär väsentligt lägre läckage än från omgivande jordbruksmark. Så länge täckdikningssystem finns som mynnar direkt i diken och vattendrag finns inte underlag till att minska näringsläckaget även från den jordbruksmark som dränerar via kantzonerna.

Detta gav försumbar effekt på fosforläckaget och liten effekt på kväveläckaget. Kväveläckaget minskade med 1-2% i samtliga områden.

#### **Scenario 9 (Jordbruk)**

Detta scenario är baserat på att fosforläckaget från jordbruksmark minskas med 15% och kväveläckaget med 25%. Detta motsvarar den uppskattning som SLU, avd. för vattenvårdslära (Barbro Ulén) gjort av hur mycket fosfor- och kväveläckaget kan minskas med olika åtgärder inom jordbruket i södra Värmland. Då är inte effekten av konstgjorda dammar och kantzoner medräknade.

Precis som i scenario 4-5 minskade belastningen mest i Dybotten och Torsviken (8% för fosfor och 19% för kväve) och minst i Kattviken (2% för fosfor och 7% för kväve)

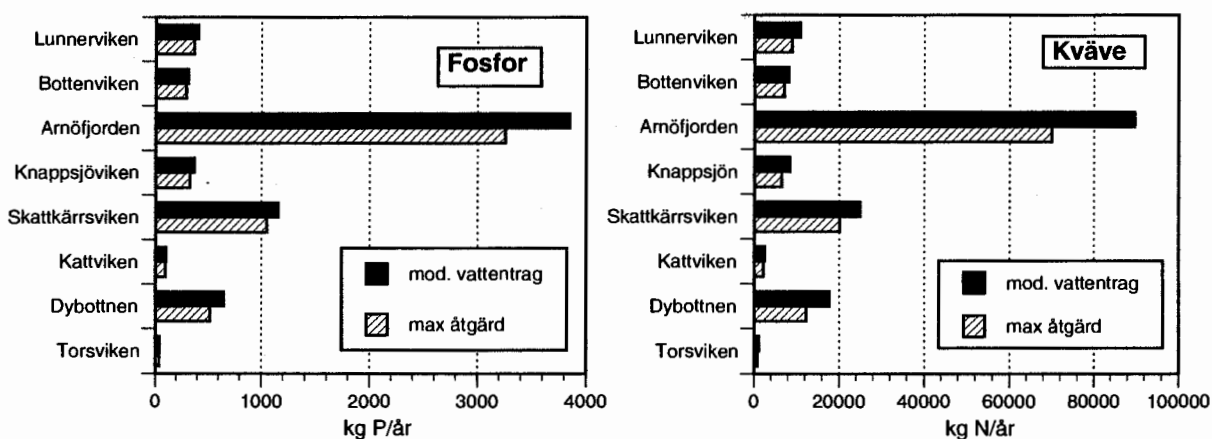
#### **Scenario 10 (Enskilda avlopp)**

I denna rapport pekas två områden ut som mest prioriterade vad gäller åtgärder för att minska fosforbelastningen, nämligen Arnöfjorden och Dybotten. I detta scenario har hälften av antalet enskilda fastigheter i delavrinningsområdena inom Arnöfjordens och Dybottens tillrinningsområden slumpvis valts ut och antagits ha nollutsläpp, dvs. sluten tank eller torrtoa/mullbänk (se kapitel 7.1 för motiven till detta). Fosforbelastningen minskade med 6% i Arnöfjorden och 5% i Dybotten och minskningen i kvävebelastning var 1% i båda vikarna.

### Scenario 11 (Summan av flera scenarier)

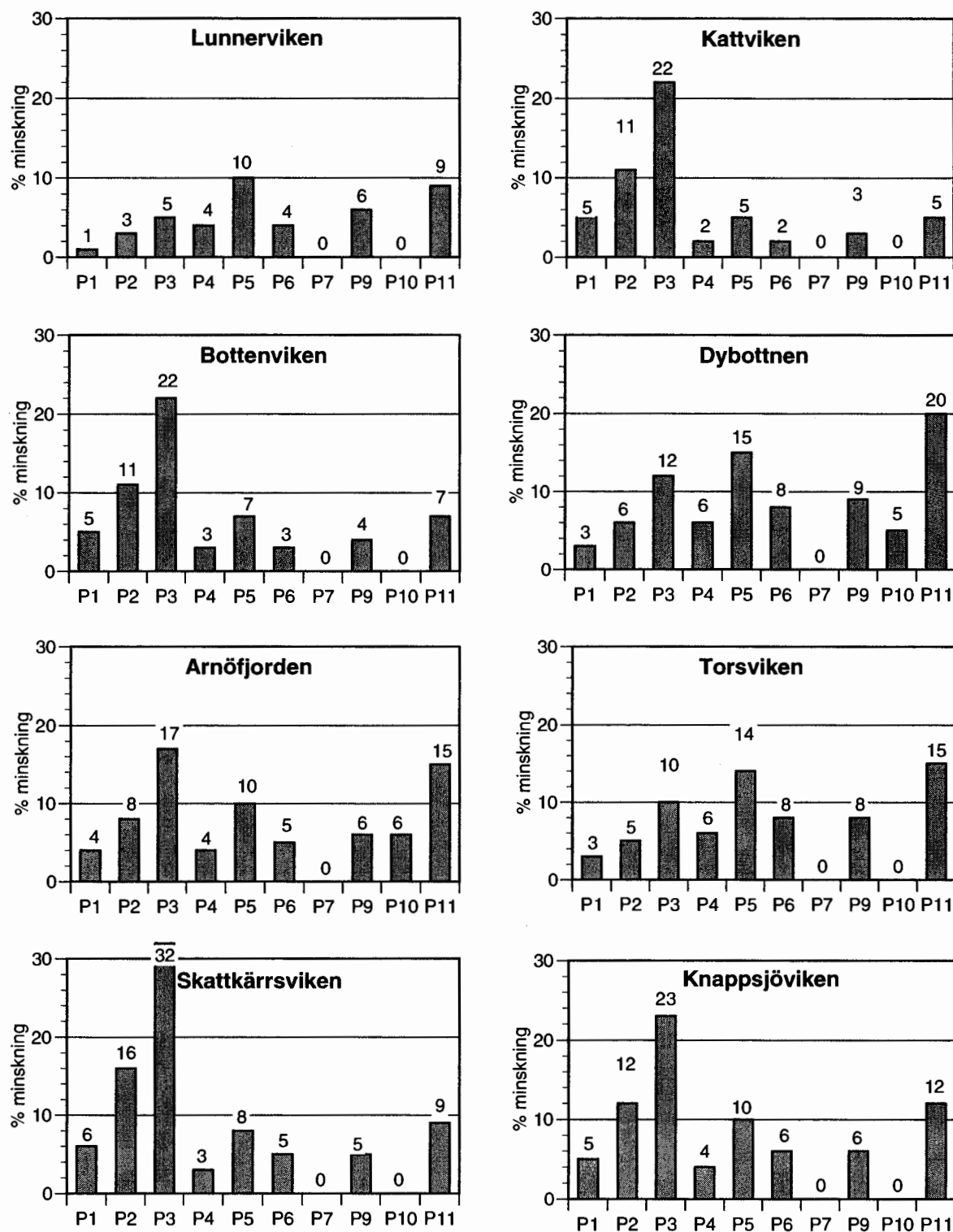
I detta scenario har samtliga rimliga och möjliga åtgärder kombinerats i ett "bästa möjliga" scenario. Scenariot utgör summan av scenario 6+7+9+10. Detta scenario ligger till grund för de miljömål som föreslås för enskilda vikar. Eftersom scenario 10 ingår i detta scenario så ingår även mer omfattande åtgärder i Arnöfjordens och Dybottnens tillrinningsområden vad gäller att minska fosforbelastningen. För dessa kustområden ingår således "maximala" åtgärder medan det för övriga vikar ingår "normala" åtgärder (se tabell 21). Detta innebär i stort sett att åtgärder för att minska både fosfor- och kvävetillförseln ingår för Arnöfjorden och Dybottnen medan åtgärder riktade främst mot kvävetillförseln ingår för övriga vikar.

I figur 19 redovisas den modellerade fosfor- och kvävetransporten i vattendrag jämfört med transporten vid genomförande av de åtgärder som ingår i scenario 11. Fosforbelastningen minskade mest i Dybottnen (20%) följt av Arnöfjorden och Torsviken (15%), Knappsjövik (12%), Skattkärrsviken och Lunnerviken (9%), Bottenviken 7% och Kattviken (5%). Kvävebelastningen minskade mest i Dybottnen (31%), följt av Torsviken (29%), Knappsjövik (24%), Arnöfjorden (22%), Skattkärrsviken (19%), Lunnerviken (18%), Bottenviken (14%) och Kattviken (10%).



Figur 19. Modellerad fosfor- och kvävetransport i vattendrag jämfört med transporten vid genomförande av de åtgärder som ingår i scenario 11.

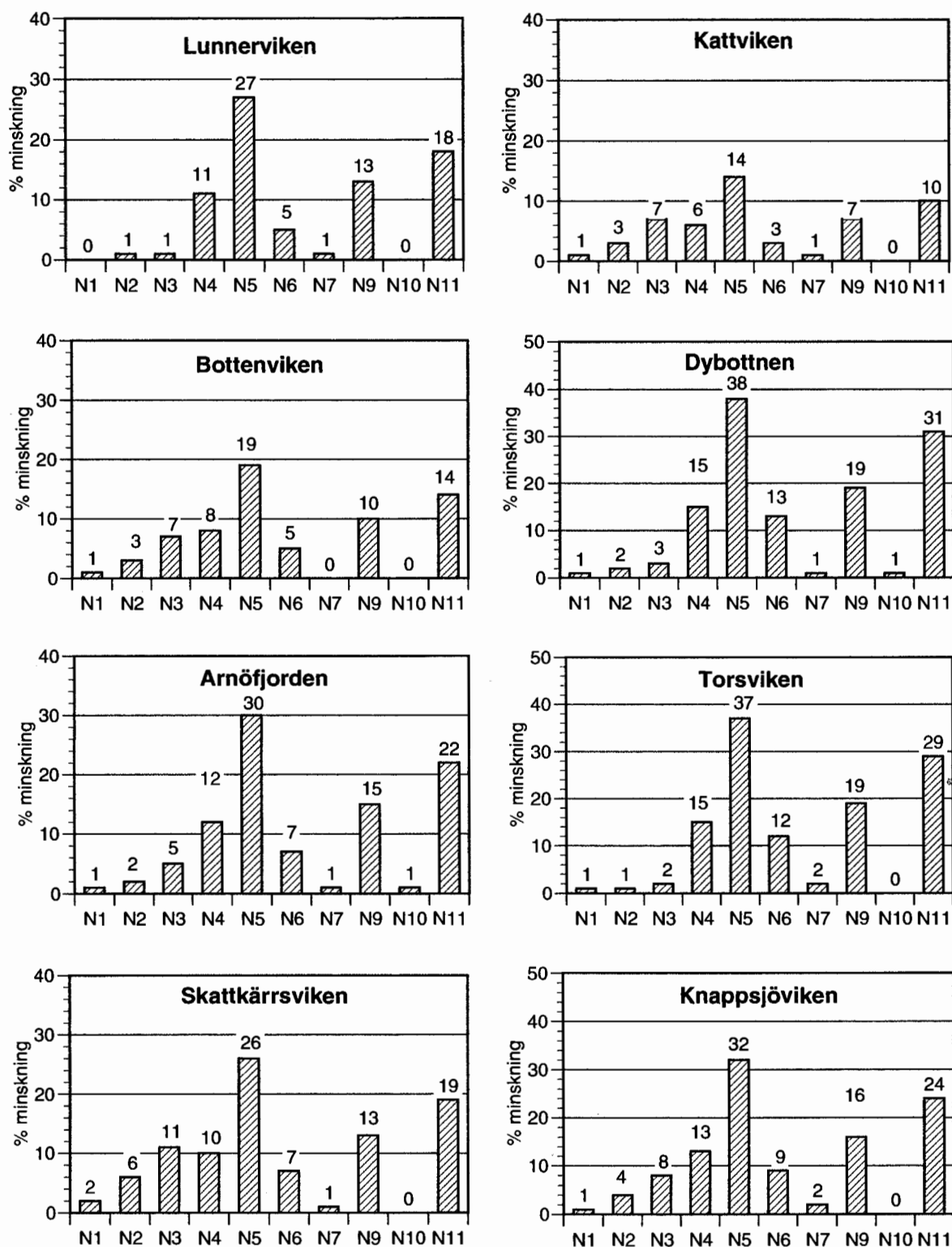
## FOSFOR



Figur 20. Resultaten från scenariosimuleringarna i form av minskad fosforbelastning med vattendrag på olika kustområden i norra Vänern. Scenarierna är numrerade från P1 till P11 där P står för fosfor och siffran för scenarionummer i tabell 21.



## KVÄVE



Figur 21. Resultaten från scenariosimuleringarna i form av minskad kvävebelastning med vattendrag på olika kustområden i norra Vänern. Scenarierna är numrerade från N1 till N11 där N står för kväve och siffran för scenarionummer i tabell 21.

## 7.3 Behov av åtgärder

### ”Expertsystem” för vänervikar

För att kunna göra en samlad bedömning av behovet av dels skörd alt. borttagande av vass samt dels behovet av minskad näringsbelastning på enskilda vikar i norra Vänern har ett ”expertsystem” tagits fram (tabell 21). Detta expertsystem bygger på ett antal frågor som måste besvaras med något av de angivna svarsalternativen. Beroende på kombinationen av svar kan åtgärdsbehovet beskrivas för enskilda vikar. För att sedan mer i detalj veta vilka de mest effektiva åtgärderna är behövs information från källfördelningsmodelleringar och scenarier. Nedan kommenteras frågor och svarsalternativ i tabell 21.

#### 1. Utbreder sig vassen?

*Svarsalternativ: ja/nej/vet ej.*

Om vassen befinner sig i en utbredningsfas eller i ett jämviktstillstånd är viktig information när man ska bedöma risken för framtida igenväxning av en vik.

#### 2. Tillrinningens betydelse för belastningen på viken

*Svarsalternativ: stor/medel/liten*

Ju större betydelse tillrinningen har för den totala näringsbelastningen på en enskild vik desto större är sannolikhet behovet att minska belastningen på viken. Ju större betydelse tillrinningen har för den totala näringsbelastningen på en enskild vik desto viktigare är också åtgärder i tillrinningsområdet.

#### 3. Filtrerar vassen tilloppens mynningsområden?

*Svarsalternativ: ja/nej*

Här görs en bedömning av om vassbälten i tilloppens mynningsområden har en lokal effekt på vattenkvaliteten genom sitt näringsupptag. Vassområden i direkt anslutning till tilloppens mynningsområden har största möjlighet att ta upp näring från det tillrinnande vattnet. Det innebär att om tilloppens mynningsområden är vassbevuxna så ökar förutsättningarna för denna ”näringsfiltrering” medan om mynningsområdena saknar vassvegetation fungerar denna filtrering sämre. Ett sätt att bevara/öka vassens filteregenskaper i bäckmynningar och anslutande områden är upprepad skörd efter vegetationsperioden (vinterskörd). Detta ger en snabbare tillväxt och därmed ett snabbare näringsupptag hos vassen.

#### 4. Filtrerar vassen tillrinningen till hela viken

*Svarsalternativ: ja/nej*

Här görs en bedömning om vassen i tillflödenas mynningsområden kan ha betydelse för filtrering av näringsbelastningen på hela viken.

#### 5. Har vassen betydelse för vikens vattenkvalitet?

*Svarsalternativ: ja/nej*

Om tillrinningen bedöms ha stor betydelse för belastningen på en vik (fråga 2) och om vassen i tillflödenas mynningsområden bedöms ha betydelse för filtrering av näringsbelastningen på hela viken (fråga 4) så har också vassen betydelse för vikens vattenkvalitet. Om så är fallet bör också vassens filteregenskaper bevaras eller förbättras (se nedan).

## 6. Vilken betydelse har vassen för vikens vattenkval?

Svarsalternativ: negativ/positiv

Generellt gäller att vassen har positiv betydelse för vikens vattenkvalitet när den kan fungera som ett filter för näringstillförseln via vattendrag. Vassen kan också ha negativ betydelse för vikens vattenkvalitet när den växer i vikens mynningsområde och därmed begränsar vattenutbytet med öppna Vänern.

## 7. Pågående åtgärder i dag

Svarsalternativ: obetydlig/röjning/vet ej

För att kunna bedöma om dagens vassutbredning i en vik är "naturlig" behövs information om pågående åtgärder, t.ex. vassklippning, muddring etc.

## 8. Rekommenderade åtgärder – vass

Svarsalternativ: skörd/ingen/borttagande

Utifrån svaren på fråga 1-7 görs en bedömning av vilken/vilka åtgärder som rekommenderas i enskilda vikar. Följande åtgärder eller kombinationer av åtgärder berörs:

## 9. Rekommenderade åtgärder i tillrinningsområdet

Svarsalternativ: normal/maximal

Samtliga vikar har en förhöjd näringsnivå jämfört med öppna Vänern. För kväve finns motiv att minska transporterna i samtliga tillflöden till Vänern för att därmed minska uttransporten till havet via Göta älv. Det finns således ett "normalt" åtgärdsbehov i samtliga berörda vikar som i första hand är inriktat på jordbrukets kväveläckage men där många åtgärder också reducerar fosforläckaget. I de vikar där tillrinningen bedöms ha stor inverkan på näringsnivån och där näringsnivåerna också är kraftigt förhöjda räcker det inte med enbart "normala" åtgärder utan här krävs omfattande ("maximala") åtgärdsprogram för att minska näringstillförseln. I tabell 20 rekommenderas "maximala" åtgärder i dessa områden. Detta innebär främst att förutom åtgärder inom jordbruket krävs också åtgärder för att minska utsläppen från enskilda avlopp. Scenario 11 i föregående avsnitt motsvarar de åtgärder som rekommenderas för samtliga vikar och som inkluderar längre gående åtgärder för två vikar, nämligen Arnöfjorden (inkl. Panken) och Dybottnen.

## 10. Fosforåtgärder i tillrinningsområdet

Viktigaste källorna

Här redovisas den/de dominerande källorna för fosfortillförseln till respektive vik via tillflöden.

## 11. Kväveåtgärder i tillrinningsområdet

Viktigaste källorna

Här redovisas den/de dominerande källorna för kvävetillförseln till respektive vik via tillflöden.

## Vassens filteregenskaper

Erfarenheter från sjön Tåkern (Ekstam m.fl. 1985) visar att vinterskörd av vass ger bl.a. följande effekter i skördade områden:

- Ökad instrålning, snabbare isavsmältning och högre temperatur.
- Mindre mängd död vass och därmed bättre syrgasförhållanden, minskad förekomst av svavelväte samt högre pH.
- Ökad förekomst av påväxtalger och djurplankton på våren.
- Fler arter och individer av frisimmande och krypande djur.
- Snabbare näringsupptag och tillväxt hos vassen.
- Snabbare nedbrytning av organiskt material.

Samtliga ovan nämnda effekter av vinterskörd av vass kan betecknas som positiva för vattenmiljön. En förutsättning är dock att den skördade vassen insamlas och bortförs från vattnet.

Förutom ökad vattentemperatur, ökad nedbrytning av organiskt material och ökad produktion av vattenlevande organismer innebär således vinterskörd att vassen kan nyttjas som ett biologiskt filter då den nya vassen i skördade områden har ett snabbare näringsupptag och snabbare tillväxt. Det optimala vore naturligtvis att skörda på sensommaren då vassen har ett maximalt näringsinnehåll. Sommarskörd innebär dock att vassen på sikt utarmas och möjligheterna till återkommande skörd försämras. En viktig förutsättning för att vinterskörd av vass ska ge de positiva effekter på vattenmiljön som anges ovan är att tillväxten inte försämras genom att t.ex. rotsystemet skadas.

Vassbekämpning i kombination med oförändrad näringsbelastning kan innebära att mindre andel av tillförd näring tas upp av vassen och mer tillförs planktonsamhället i det fria vattnet med risk för oönskade eutrofieringseffekter. Vassbekämpning i näringsrika vattenområden med syfte att permanent ta bort vassen bör därför alltid ske i kombination med åtgärder för att minska näringsbelastningen.

Tabell 21. Frågor som används som underlag för att dels bedöma behovet av skörd alt. borttagande av vass samt dels behovet av minskad näringsbelastning på enskilda vikar i norra Väneren.

	Utbreder sig vassen?	Tillrinningens betydelse för belastningen på viken	Filtrerar vassen tillloppens mynningsområden?	Filtrerar vassen tillrinn. till hela viken	Har vassen betydelse för vikens vattenkval.?	Vilken betydelse har vassen för vikens vattenkval.?	Pågående åtgärder i dag	Rek. åtgärder - vass	Rek. åtgärder - tillrinn.omr.	Fosforåtgärder i tillrinn.omr.	Kväveåtgärder i tillrinn.omr.
	ja/nej/vet ej	stor/medel/liten	ja/nej	ja/nej	ja/nej	neg/pos/ingen	obetydl/röjning/vet ej	skörd/ingen/borttagande	Normal/maximal	dominerande källor	dominerande källor
Lunnerviken	nej	liten	ja	nej	nej	-	obetydl	1)	normal	Åker, vall/bete	Åker, vall/bete
Bottenviken	nej	liten	ja	nej	nej	-	obetydl	1)	normal	Åker, avlopp	Åker, skog
Arnöfjorden	ja	stor	ja	ja	ja	neg	röjning	2)	maximal	Åker, vall/bete	Åker, vall/bete
Panken	vet ej	stor	ja	ja	ja	pos	Restaurering av strandängar	4)	maximal	Åker, vall/bete, avlopp	Åker, vall/bete, skog
Skattkärrsviken	nej	liten	-	nej	ja	neg	obetydl	5)	normal	Avlopp, åker	Åker, vall/bete
Välvikstjärnet	nej	stor	ja	ja	ja	pos	obetydl	4)	normal	Vall/bete, punktkällor	Punktkällor, vall/bete,
Kattviken	ja	medel	ja	ja	ja	pos	röjning	6)	normal	Avlopp, vall/bete	Åker, skog
Dybotten	ja	stor	ja	ja	ja	neg	röjning	2, 6)	maximal	Åker, vall/bete, avlopp	Åker
Torsviken	nej	medel	nej	nej	nej	-	obetydlig?	ingen	normal	Åker, vall/bete	Åker

1) Bevara/skydda vassens filteregenskaper i bäckmyningarna och anslutande områden med upprepad skörd efter vegetationsperioden (vinterskörd).

2) Ta bort vassen med rotfilt i vikens mynning för att öka vattenutbytet med Väneren. Bevara/skydda vassens filteregenskaper i bäckmyningen och anslutande områden.

4) Bevara/skydda vassens filteregenskaper med upprepad skörd efter vegetationsperioden (vinterskörd).

5) Ta bort vassen inkl. rotfilt i vikens mynning för att öka vattenutbytet med Väneren.

6) Vassbekämpning för att förhindra total igenväxning av viken. Detta görs troligen redan (jämför med vassutbredningen i Kattviken på 50-talet).

## 7.4 Förslag till miljömål

Åtgärder i vikarna, som t.ex. borttagande av större vassbälten, ger resultat på kort sikt. Det krävs dock också åtgärder i tillrinningsområdet för att denna skötsel ska ha varaktighet och effekt på lång sikt. Minskad näringstransport i vattendragen ger kanske inte mätbara effekter på kort sikt men på lång sikt och i kombination med övriga skötselåtgärder kommer det att påverka vattenkvaliteten i vikarna. Nedan föreslås därför miljömål för vänervikarna som fokuserar på näringstillförseln via vattendrag. Mål som gäller miljötilståndet i vikarna beror på vilka nyttjandeintressen som prioriteras (friluftsliv, fiske, fågelliv, båttrafik, etc.). Eftersom denna rapport enbart handlar om vattenmiljön föreslås inga sådana mål här.

I de åtgärdscenarier som tagits fram för vikarna har samtliga möjliga och rimliga åtgärder kombinerats i ett "bästa möjliga" scenario (scenario 11). Detta scenario gav en minskning av fosfor- och kvävebelastningen med vattendrag på respektive vik. Målet för vikarna föreslås vara att minska fosfor- och kvävebelastningen på vikarna lika mycket som detta scenario gav. Det innebär också att målet blir strängast för de mest påverkade vikarna, Arnöfjorden och Dybottnen. I tabell 22 nedan redovisas belastningsmålen för respektive vik.

De miljömål som föreslås i tabell 22 kan betraktas som kortsiktiga mål (på ca 10 års sikt). Långsiktigt (på ca 20-30 års sikt) bör fosfor- och kvävetillförseln minska med 50%. Det långsiktiga fosformålet gäller enbart de prioriterade vikarna Arnöfjorden och Dybottnen och är baserat på bedömning av bakgrundshalter i djupare sedimentskikt (se kapitel 6.6). Det långsiktiga kvävemålet är baserat på det nationella målet att halvera kvävetillförseln till sjöar och vattendrag.

Tabell 22. Förslag till miljömål för vikar i Vänern i form av minskning av vattendragens belastning på vikarna.

	Fosfor % minskning	Fosfor kg/år minskning	Kväve % minskning	Kväve kg/år minskning
Lunnerviken	10	40	20	2000
Bottenviken	7	20	15	1100
Arnöfjorden	15	600	20	20000
Skattkärrsviken	10	100	20	5000
Kattviken	4	5	10	250
Dybottnen	20	130	30	5500
Torsviken	15	6	30	330

## 7.5 Förslag till åtgärder

En viktig slutsats i källfördelningsanalysen är att åtgärder i tillrinningsområdet främst bör koncentreras till Arnöfjordens och Dybottnens tillrinningsområden och att dessa främst bör syfta till att minska belastningen från åkermark och enskilda avlopp (se tabell 21). Kattviken och Torsviken utgör mellanställning då de i relativt hög grad påverkas av tillförsel från tillrinningsområdet. Anledningen till att åtgärder uppströms dessa vikar inte prioriteras i samma ut-

sträckning är att näringshalterna är så låga. Förslag till vilka källor som bör prioriteras för åtgärder i olika tillrinningsområden redovisas områdesvis i kapitel 6.7.

Det har konstaterats att fosforretentionen i Panken är avvikande låg vilket skulle kunna tyda på intern fosforbelastning från sedimenten. Möjligheterna att minska fosfortillförseln till Arnöfjorden är således små så länge Panken "läcker" fosfor. De massbalansberäkningar för fosfor och kväve som gjorts för Panken bygger dock på ett fåtal mätdata vilket gör dem osäkra. Det bör således vara prioriterat att under en längre period samla in mätdata från Pankens tillflöden och utlopp för att kunna ta fram mer tillförlitliga siffror på närsaltsretentionen. Om även dessa mätningar visar på en intern belastning från sedimenten i Panken så bör den mest prioriterade åtgärden vara att minska/förhindra fosforläckage från sedimenten om belastningen på Arnöfjorden ska kunna minskas.

Andra åtgärder som föreslås berör hur man hanterar vassen i vikarna och deras mynningsområden. I vissa fall bör vassen sparas för att fungera som ett näringsfilter för den näring som tillförs från landsidan. Genom att återkommande skörda och ta bort vassen kan man öka vassens filteregenskaper. Exempel på områden där vassen bör sparas av denna anledning är i Välvikstjärnet. I mynningar av vikar som Dybottnen, Skattkärrsviken och Arnöfjorden bör vassen med rotfilt tas bort för att öka vattenutbytet med Vänern. Följande åtgärder föreslås för enskilda vikar (se tabell 21):

- Vass med rotfilt tas bort i mynningsområdena till Dybottnen, Arnöfjorden och Skattkärrsviken.
- Bevara vassens filteregenskaper med upprepad vasskörd efter vegetationsperioden (vinterskörd) i Välvikstjärnet.
- Bevara vassens filteregenskaper i bäckmynningar och anslutande områden med upprepad vasskörd efter vegetationsperioden (vinterskörd) i Lunnerviken, Bottenviken, Arnöfjorden och Dybottnen. Skördad vass tas bort för att minska belastningen på vattnet. Vassbekämpning i mindre skala kan vidtas i andra områden i dessa vikar (stugområden, badplatser) utan att vattenkvaliteten påverkas negativt.
- Vassbekämpning för att förhindra total igenväxning i Kattviken. För att utarma och hålla tillbaks vassen bör skörd göras i slutet av vegetationsperioden (augusti). Skördad vass tas bort för att minska belastningen på vattnet.

## 7.6 Kostnadseffektivitet

Nedan diskuteras kostnadseffektiviteten för olika åtgärder vad gäller minskning av näringsbelastningen på vikar i norra Vänern. Kostnadseffektiviteten för en enskild åtgärd beror på två olika saker; dels den årliga kostnaden att genomföra åtgärden (för våtmarker/dammar: konstruktionskostnader, markersättning, anläggningskostnader och driftkostnader) och dels retentionen i sjöar och vattendrag uppströms vikarna. Detta innebär att kostnadseffektiviteten ökar för samma åtgärd ju längre nerströms i tillrinningsområdet till vikarna de genomförs.

De framtagna källfördelningsmodellerna för enskilda vikar utgör ett viktigt underlag för att bedöma kostnadseffektiviteten för framrida åtgärder. Med hjälp av de flödesscheman som redovisas i figur 14 kan den totala retentionen beräknas för olika delavrinningsområden. Om det i



framtiden skulle bli aktuellt att köpa och sälja utsläppsrättigheter inom ett avrinningsområde så skulle dessa retentionsberäkningar kunna användas som underlag. Uppströms belägna delavrinningsområden skulle kunna sälja utsläppsrättigheter till nerströms belägna delavrinningsområden. T.ex. skulle djurgårdar nära vattendragens mynningsområden kunna köpa arealer för att sprida stallgödsel långt uppströms i tillrinningsområdena. Denna typ av marknad för utsläppsrättigheter har också testats på Genevadsån, ett tillflöde till Laholmsbukten. Ett rollspel om Genevadsån och kvävebelastning på kustvattnet och på grundvatten har genomförts och kommer snart att redovisas i en forskningsrapport. I detta rollspel mellan olika "aktörer" som påverkar vattenkvaliteten i Genevadsån har också en förstärkt miljöbalk testats. (Lena Gipperth och Staffan Westerlund, Uppsala universitet).

Vad gäller retention av kväve och fosfor i tillrinningsområden till vikar i norra Vänern så finns det således ett bra underlag för bedömning av åtgärders kostnadseffektivitet genom de framtagna källfördelningsmodellerna. Vad gäller kostnader för enskilda åtgärder så finns en del uppgifter om kostnader för kvävereducerande åtgärder från olika delar av landet. Men för åtgärder som syftar till att reducera fosforbelastningen på sjöar och vattendrag finns nästan inga uppgifter alls. Det beror sannolikt på att årgärdsarbetet de senaste åren varit fokuserat på kvävebelastningen på våra havsområden. I tabell 23 nedan redovisas litteraturuppgifter på kostnader för att minska kvävebelastningen vid utsläppskällan, dvs. före retention i nedströms belägna sjöar och vattendrag.

*Tabell 23. Kostnad att avlägsna kväve vid källan.*

<i>Åtgärd</i>	<i>Kr/kg N</i>
Kommunala reningsverk	
Förbättrad kväverening*	30-50
Jordbruk	
"Vintergrön mark"	20-30
Större gödselbehållare*	150-210
Ammoniak från djurhållning*	5-25
Trafik*	10-180
Våtmarker*	4-25
Våtmarker**	14-22
Dammar***	35-45

\* Naturvårdsverket 1995.

\*\* Söderqvist 1997.

\*\*\*Dellien 1997.

Som framgår av tabell 23 framstår kvävereduktion vid kommunala reningsverk, vintergrön åkermark, minskade ammoniakutsläpp från djurgårdar samt våtmarker och dammar som tämligen "billiga" och likvärdiga åtgärder med avseende på kostnad per kg kväve som avlägsnas. Det är ganska dyrt att bygga ut lagringskapaciteten för stallgödsel och att vidta en del av åtgärderna inom trafiksektorn. I Naturvårdsverket (1995) konstateras att en åtgärdsstrategi för att minska kvävebelastningen på havet bör inbegripa både åtgärder inom jordbruket, kväverening i kommunala avloppsreningsverk och anläggning av våtmarker.

## 7.7 Uppföljning - miljöövervakning

En förutsättning för att man ska kunna följa upp föreslagna miljömål för vikarna och effekterna av genomförda åtgärder i både vikar och tillrinningsområden är att det finns en fortlöpande miljöövervakning. I projektet har konstaterats att det är brist på miljöövervakningsdata från det aktuella området och i vissa fall har data från närliggande områden (t.ex. Ölman) "lånats" för att beräkna/skatta halter, vattenflöden och vattendragstransporter. Det föreslås därför att ett urval av de stationer som ingick i de två synoptiska provtagningarna av sjöar, vikar och vattendrag ingår ett långsiktigt miljöövervakningsprogram för Karlstad Kommun. Följande typ av mätstationer anses mest angelägna:

- Mynningsstationer i de vattendrag som mynnar i prioriterade vikar (Arnöfjorden och Dybotten).
- Vattendragsstationer uppströms och nedströms sjöarna Panken och Alstern. Syftet med dessa stationer är främst att kvantifiera den interna fosforbelastningen från sedimenten i dessa sjöar.
- Stationer i sjöarna Panken och Alstern. Syftet med dessa sjöstationer är främst att kontrollera syrgassituationen under perioder med risk för syrgasbrist. Syrgassituationen har betydelse för den interna fosforbelastningen från sedimenten.
- Stationer i Vänervikar. Eftersom det är tillståndet i Arnöfjorden och Dybotten som är mest prioriterat att förbättra så behövs också en fortlöpande miljöövervakning här. Arnöfjorden ingår dock i programmet för samordnad recipientkontroll i norra Vänern varför det främst är Dybotten som behöver kompletteras med en station. En station i Skattkärrsviken bör också ingå för att bl.a. följa upp påverkan från Stordiket och den interna fosforbelastningen från sedimenten.
- Ett skogliga referensområden för att man skall kunna erhålla tillförlitliga regionala/lokala siffror på skogens näringsläckage. Läckaget från skogsmark har sannolikt underskattats i källfördelningsberäkningarna på grund av avsaknaden av denna typ av underlag. Vebäcken som mynnar i Panken föreslås som lämpligt avrinningsområde.

I tabell 24 redovisas för vilka stationer som fortlöpande miljöövervakning föreslås.

Dessutom behövs uppgifter på vattenföring från Glumman för att förbättra tillförlitligheten i transportberäkningarna. Underlag för beräkning av vattenföring borde kunna samlas in från befintliga kraftverk i Glumman. För övriga vattendrags finns också behov av vattenföringsuppgifter men här föreslås att dessa modellberäknas med SMHI:s PULS-modell eller liknande.

Nedan anges vilka variabler som föreslås ingå för vattendrags- respektive sjöstationer.

### **Vattendrag (ytprov, 0,5 m)**

Temperatur, konduktivitet, totalkväve, fosfatfosfor, absorbans, TOC (totalt organiskt kol) och vattenföring.

### **Sjöar/vikar (ytprov + 1 m över botten)**

Temperatur, siktdjup, syrgas, konduktivitet, totalkväve, fosfatfosfor, absorbans, TOC (totalt organiskt kol) och klorofyll.

Tabell 24. Stationer som föreslås ingå i fortlöpande miljöövervakningsprogram samt förslag till provtagningsfrekvens. Närmare uppgifter om stationerna redovisas i bilaga 2.

Stationsnamn	ID	Typ	Prov/år
Glumman, Välingesundet	ArR1	Vattendrag	12 (månatligen)
Panken	ArS2	Sjö	3 (feb, maj, aug)
Glumman, inlopp till Panken	ArR2	Vattendrag	12 (månatligen)
Vebäcken	ArR10	Vattendrag	12 (månatligen)
Stordiket, vid E18-bron	SkR1	Vattendrag	12 (månatligen)
Skattkärrsviken	SkS1	Sjö	2 (maj, aug)
Alsterälven, utlopp från Alstern	HaR1	Vattendrag	12 (månatligen)
Alsterälven, inlopp till Altern	HaR2	Vattendrag	12 (månatligen)
Alstern	HaS1	Sjö	3 (feb, maj, aug)
Dybottenbäcken, nedströms förgreningen av norra och södra grenen (KaR2 resp. KaR3)	ny	Vattendrag	12 (månatligen)
Dybottnen	KaS3	Sjö	2 (maj, aug)

## 8. Referenser

- Andersson, B., 2000. Vänerstranden inom Karlstad kommun – vassvegetation. Skötselplan för vänerstranden inom Karlstad kommun. Bilaga 1. Karlstad kommun, Fastighetskontoret.
- Andersson, B., 1978. Väner – vattenvegetation. – Naturvårdsverkets Limnologiska undersökning, Information nr 21.
- Björndahl, G & Egnéus, H., 1980. Vassens ekologi och fysiologi. – Naturvårdsverket PM 1321.
- Dellien, I, 1997. Närsaltretention i en nyanlagd damm i Skåne. II. Dammars kostnadseffektivitet och potential för närsaltreduktion. – Vatten 53:179-182.
- Ekstan, Bengtsson, Landin, 1985. Konsekvenser för vattenlevande organismer av vasskörd vintertid i sjön Tåkern. – Statens naturvårdsverk, SNV PM 1993.
- Håkansson, L. 1978. Bottnar och sediment. – I: Naturvårdsverket 1978. Väner – en naturresurs. ISBN 91-38-038987-6.
- Johansson, J-Å. & Kvarnäs, H., 1998. Modellering av näringsämnen i Storsjön och dess tillrinningsområde. – Länsstyrelsen Gävleborg, rapport 1998:13.
- Karlstad kommun. 1992. Dagvattenutredning 1992 Kroppkärrssjön Tillrinningsområden. - Stencil.
- Kellner, E. 1992. Dimensionering av dammar för denitrifikation - en enkel modellansats. Seminarier och examensarbeten Nr 20. Avdelningen för vattenvårdslära, Institutionen för markvetenskap, SLU.
- Kvarnäs, H., 1996. Modellering av näringsämnen i Fyrisåns avrinningsområde, källfördelning och retention. – Fyrisåns vattenförbund, Uppsala.
- Kvarnäs, H., 1997. Modellering av näringsämnen i Vätterns tillrinningsområde, källfördelning och retention. – Vätternvårdsförbundet, rapport nr 46.
- Leonardson, L. 1994. Våtmarker som kvävefällor. SNV Rapport 4176.
- Lundqvist, M., Svedlindh, C., Landin, J. & Ekstam, B., 1988. Ekologiska effekter av vasskörd vintertid 1977-1987 i sjön Tåkern. – Naturvårdsverket PM 3549.
- Länsstyrelsen Värmlands län, 1996. Vassenergi Väner, projekt för bättre vattenmiljö. - Länsstyrelsen Värmlands län, rapport 1996:12.

- Löfgren, S. & Olsson, H., 1990. Tillförsel av kväve och fosfor till vattendrag i Sveriges inland. – Naturvårdsverket Rapport 3692.
- Naturvårdsverket 1995. Våtmarker i vattenvårdens tjänst. – Naturvårdsverket informerar, temafakta, sjöar och vattendrag, maj 1995.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. – Naturvårdsverket, rapport 4913.
- SCB. 1998. Statistik för avrinningsområden 1995. Statistiska centralbyråns Statistiska meddelanden Na 11 SM 9701.
- Syversen, N. 1997. Vegetasjonssoner som tiltak for a redusere overflateavrenning fra kornarealer. Jordforsk Rapport 30, As, Norge.
- Söderqvist, T, 1999. Vad bestämmer kostnaden för att anlägga våtmarker som kvävefällor. – Vatten 55:19-26.
- Ulén, B. 1997. Förluster av fosfor från jordbruksmark. – Naturvårdsverket, rapport 4731.
- Ulén, B, 1999. Näringsbelastningen på Ekoln. Stencil, SLU, avd. för vattenvårdslära.
- Uusi-Kämpä, J, Tortula, H, Hartikainen H. & Ylärinta, T. 1997. The interactions of buffer zones and phosphorus runoff. In Buffer zones: their processes and potential in water protection (red. N.E. Haycock), 43-53, Hertfordshire, Storbritannien.
- Uusi-Kämpä, J, Uusitalo, R. Jansson, H., Braskerud, B. & Syversen, N. 1999. Bufferzones and constructed wetlands as filters for agricultural phosphorus (manuscript).
- Wallin, M., 1994. Tillförsel av kväve och fosfor till Vänern 1992 – samt förslag till mål och åtgärder. – Åtgärdsgrupp Vänern, rapport nr 1.
- Wallin, M. & Persson, J., 1995. Kväveretention i Vänern, underlag för beslut om kväverening vid fyra kommunala avloppsreningsverk. – Åtgärdsgrupp Vänern, rapport nr 3.
- Wallsten, M., 1990. Vänern – vattennivåregleringens betydelse för vegetationsutbredning.
- Vought, L, Lacoursiere, J & Voelz, 1991. Streams in the agricultural landscape. – Vatten 47:321-328.
- Vought, L.B, Dahi, J, Pedersen C.L. & Lacoursière, J.O. 1994. Nutrient retention in riparian ecotones. *Ambio*, 23: 342-348.

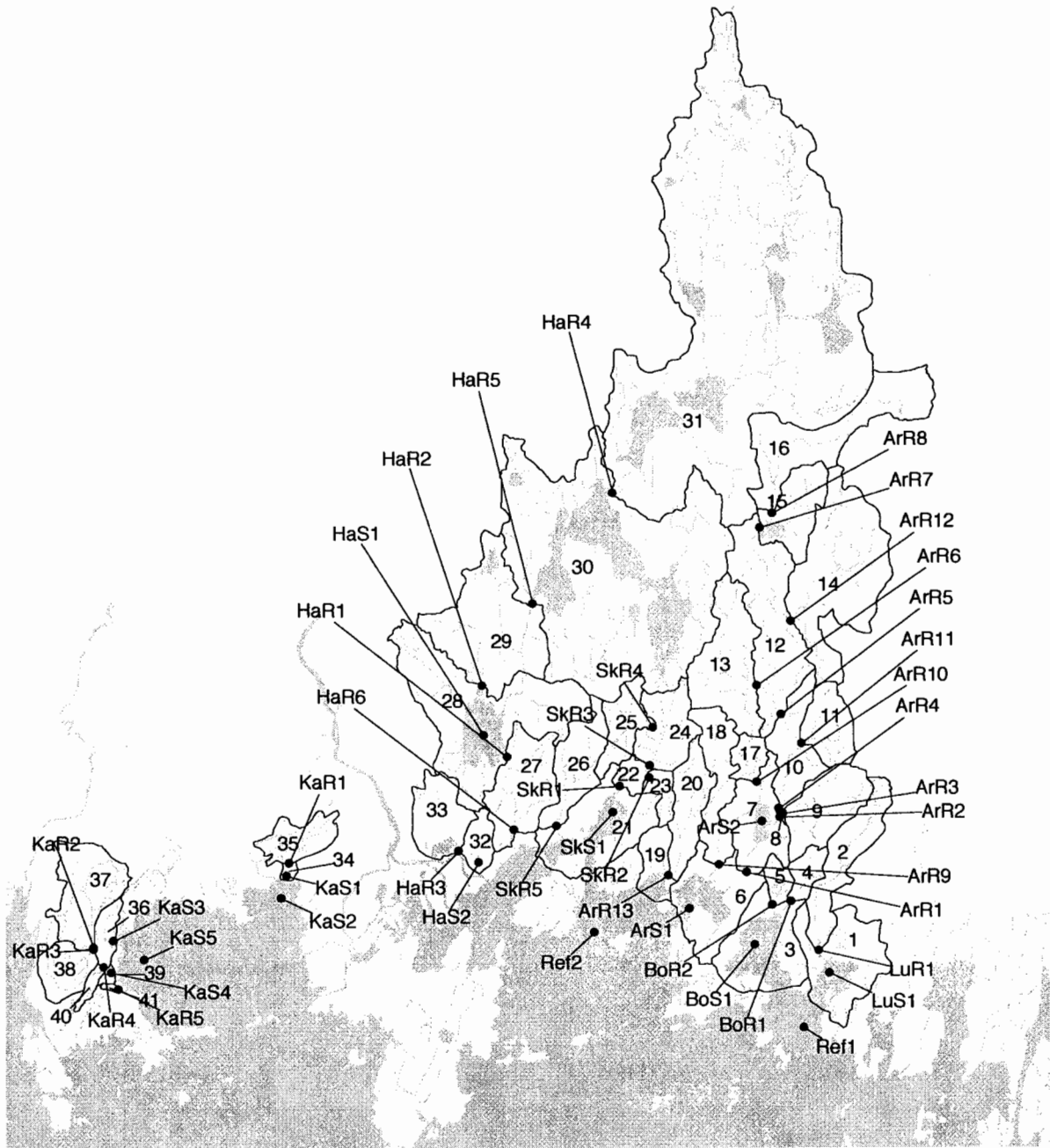
# Bilagor

## Bilaga 1. Delavrinningsområden

Delavrinningsområden Vänerstranden.

Aro	Område	Utlopp X	Utlopp Y
1	Lunnerviken, närområde	-	-
2	Lunnerviksbacken	6582784	1390164
3	Bottenviken, närområde	-	-
4	Väsebacken 1	6585207	1388791
5	Väsebacken 2	6585009	1387881
6	Arnöfjorden, närområde	-	-
7	Glumman, Välingesundet	6586634	1386603
8	Glumman, inlopp till Panken	6589349	1388259
9	Glumman, biflöde vid Väse kyrka	6589516	1388406
10	Glumman, Väse kyrka	6589769	1388205
11	Glumman, Klevbäcken	6592984	1389323
12	Glumman, SV Söre	6594408	1388293
13	Glumman, biflöde vid Västanå	6595844	1387116
14	Glumman, N om Glumstorp	6599189	1388841
15	Glumman, utlopp från Barsjön	6603691	1387270
16	Glumman, inlopp till Barsjön	6604398	1387861
17	Vebäcken	6591402	1390045
18	Silkestabäcken	6587011	1385225
19	Knappsjövik, närområde	-	-
20	Knappsjöbäcken	6587050	1385250
21	Skattkärrsviken, närområde	-	-
22	Stordiket, vid E18-bron	6590863	1380322
23	Stordiket, biflöde vid Ö. Fågelvik	6591318	1381779
24	Stordiket, S om Herrängen	6591900	1381804
25	Stordiket, biflöde vid Kappstad	6593782	1381975
26	Råbäcken, Busteryd	6588920	1377233
27	Alsterälven, Alster	6588730	1375120
28	Alsterälven, utlopp från Alstern	6592323	1374789
29	Alsterälven, inlopp till Alstern	6595838	1373543
30	Alsterälven, utlopp från Gapern	6599900	1376050
31	Alsterälven, inlopp till Gapern	6605400	1380000
32	Välvikstjärnet	6586898	1373781
33	Kroppkärrsjön, utlopp	6587683	1372353
34	Kattviken, närområde	6586461	1363880
35	Kattviksbäcken	6587099	1364020
36	Dybottnen, närområde	-	-
37	Dybottnenbäcken, norra grenen	6582964	1354348
38	Dybottnenbäcken, södra grenen	6582851	1354329
39	Torsviken, närområde	-	-
40	Torsviksbäcken	6581984	1354836
41	Brätviksbäcken	6580860	1355587

## Bilaga 2. Analysresultat



*Provtagningsplatser och stationsbeteckning för vatte kemi-undersökningar.*



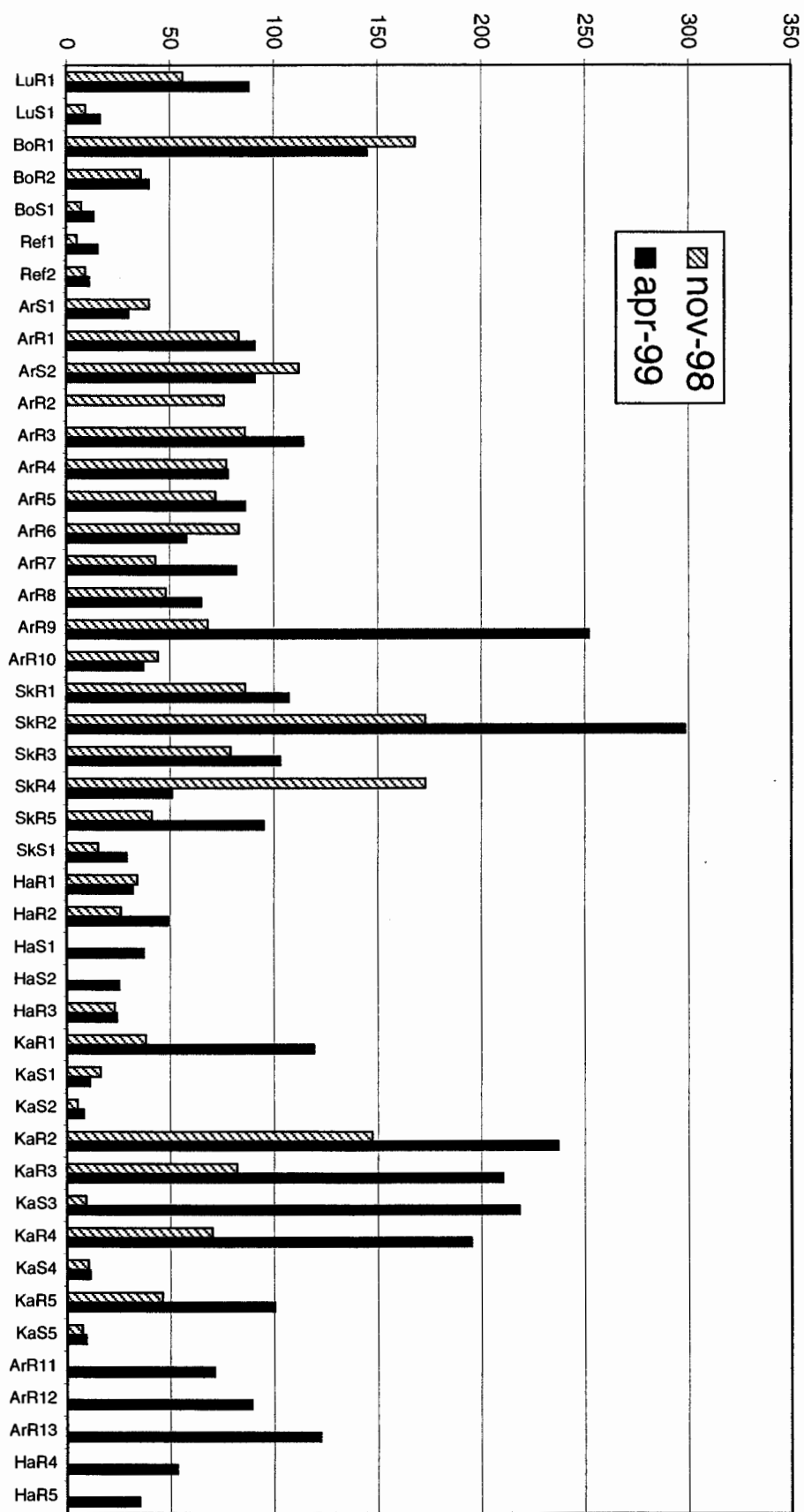
Resultat från vattenkemisk provtagning 1 (nov 1998)

ID	Labkod	Aro	StnNamn	Typ	x_koord	y_koord	År	Mån	Dag	Djup (m)	Temp. (°C)	pH	Kond. (mS/m)	Alk./Acid (mekv/l)	NH4-N (µg/l)	NO2+NO3-N (µg/l)	Tot-N ps (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Övr. P (µg/l)	Tot-P (µg/l)	Slamhalt (mg/l)	TOC (mg/l)	
LuR1	1	2	Lunnerviksbacken	vdrg	6582784	1390164	1998	11	17	0,5	-0,2	6,55	10,8	0,405	124	561	1523	25	31	56	12,1	23,7	
LuS1	2	1	Lunnerviken	sjö	6581654	1390704	1998	11	26	0,5	0,5	7,05	8,88	0,257	15	494	745	3	6	9	4,3	5,4	
BoR1	3	4	Väsebacken 1	vdrg	6585207	1388791	1998	11	17	0,5	2,9	6,53	22,4	0,694	371	993	2551	105	63	168	23,3	19,5	
BoR2	4	5	Väsebacken 2	vdrg	6585009	1387881	1998	11	17	0,1	-0,4	5,29	7,27	-0,028	97	136	1418	14	22	36	7	47,5	
BoS1	5	3	Bottenviken	sjö	6583061	1387012	1998	11	26	0,5	0,3	7,04	8,88	0,253	10	456	904	2	5	7	2,4	5,4	
Ref1	6		Vänerref 1		6578968	1389429	1998	11	26	0,5	2,3	7,2	8,76	0,254	7	443	784	2	3	5	3,6	4,9	
Ref2	7		Vänerref 2		6583659	1379095	1998	11	26	0,5	2,8	7,02	6,39	0,193	10	326	557	5	4	9	2,7	9,3	
ArS1	8	6	Arnöfjorden	sjö	6584840	1383759	1998	11	26	0,5	0,7	6,73	7,89	0,27	25	362	888	19	21	40	10,1	11,1	
ArR1	9	7	Glumman, Välingesundet	vdrg	6586634	1386603	1998	11	19	0,5	-0,5	6,59	8,43	0,34	46	284	1309	50	33	83	17,4	20,4	
ArS2	10	7	Panken	sjö	6589133	1387356	1998	11	30	0,5	0,5	6,55	9,55	0,408	66	341	1410	80	32	112	18,8	19,7	
ArR2	11	8	Glumman, inlopp till Panken	vdrg	6589349	1388259	1998	11	19	0,5	-0,4	6,85	9,3	0,426	64	314	1173	46	30	76	15,8	19,4	
ArR3	12	9	Glumman, biflöde vid Väse kyrka	vdrg	6589516	1388406	1998	11	19	0,5	-0,4	6,78	13,2	0,674	90	286	1250	67	19	86	37,2	19,8	
ArR4	13	10	Glumman, Väse kyrka	vdrg	6589769	1388205	1998	11	19	0,5	-0,2	6,89	8,8	0,407	62	288	1377	43	34	77	14,8	19,3	
ArR5	14	12	Glumman, SV Söre	vdrg	6594408	1388293	1998	11	17	0,5	-0,2	6,62	8,42	0,386	60	253	946	35	37	72	15,6	18,3	
ArR6	15	13	Glumman, biflöde vid Västanå	vdrg	6595844	1387116	1998	11	17	0,5	-0,1	6,5	8,76	0,387	113	229	1250	44	39	83	28,4	20,8	
ArR7	16	15	Glumman, utlopp från Barsjön	vdrg	6603691	1387270	1998	11	17	0,5	2	6,67	6,98	0,238	26	302	1078	18	25	43	7	17,9	
ArR8	17	16	Glumman, inlopp till Barsjön	vdrg	6604398	1387861	1998	11	17	0,5	-0,1	6,83	6,29	0,208	62	298	1035	24	24	48	11,6	15,5	
ArR9	18	18	Silkestabäcken	vdrg	6587011	1385225	1998	11	17	0,2		6,54	19,8	0,942	79	264	1118	19	49	68	31,4	13,9	
ArR10	19	17	Vebäcken	vdrg	6591081	1387110	1998	11	19	0,5	-0,5	5,95	5,15	0,125	53	37	1115	26	18	44	16,4	28,2	
SkR1	20	22	Stordiket, vid E18-bron	vdrg	6590863	1380322	1998	11	18	0,5	-0,1	6,27	11	0,396	123	539	1546	42	44	86	51,6	18,7	
SkR2	21	23	Stordiket, biflöde vid Ö. Fågelvik	vdrg	6591318	1381779	1998	11	18	0,1	-0,3	6,64	22	1,044	202	818	1749	97	76	173	65	12,4	
SkR3	22	24	Stordiket, S om Herrängen	vdrg	6591900	1381804	1998	11	18	0,5	0	6,11	9,22	0,286	106	521	1494	28	51	79	30,4	20,4	
SkR4	23	25	Stordiket, biflöde vid Kappstad	vdrg	6593782	1381975	1998	11	18	0,5	-0,5	6,23	6,24	0,16	154	154	1490	82	91	173	107	29,4	
SkR5	24	26	Råbäcken, Busteryd	vdrg	6588920	1377233	1998	11	18	0,3	-0,5	5,84	5,37	0,052	98	103	782	22	19	41	17,4	27,6	
SkS1	25	21	Skattkärrsviken	sjö	6589607	1379992	1998	11	26	0,5	1,2	6,85	4,81	0,162	15	212	690	6	9	15	2,8	7,7	
HaR1	26	28	Alsterälven, utlopp från Alstern	vdrg	6592323	1374789	1998	11	18	0,5	1,3	6,84	6,2	0,177	12	148	518	17	17	34	7,9	8,2	
HaR2	27	29	Alsterälven, inlopp till Alstern	vdrg	6595838	1373543	1998	11	18	0,5	1,2	6,86	5,95	0,175	25	98	720	6	20	26	5,4	7,4	
HaS1	28	28	Alstern	sjö	6593398	1373622																	
HaS2	29	32	Välvikstjärnet	sjö	6587124	1373364																	
HaR3	30	33	Kroppkärrsjön, utlopp	vdrg	6587683	1372353	1998	11	18	0,3	0,8	6,89	10,2	0,282	57	113	492	5	18	23	2,4	9,2	
KaR1	31	35	Kattviksbäcken	vdrg	6587099	1364020	1998	11	16	0,5	0,7	6,4	8,04	0,233	37	172	642	16	22	38	11,8	23,8	
KaS1	32	34	Kattviken	sjö	6586461	1363880	1998	11	26	0,5	2	6,89	8,76	0,244	17	412	782	8	8	16	6,6	5,4	
KaS2	33		Kattfjorden-ref1	sjö	6585372	1363628	1998	11	26	0,5	3,2	7,21	8,89	0,25	5	294	580	2	3	5	1,9	4,9	
KaR2	34	37	Dybottnenbäcken, norra grenen	vdrg	6582964	1354348	1998	11	16	0,5	1,2	6,82	20,9	1,074	130	2111	2632	79	68	147	34,7	15,9	
KaR3	35	38	Dybottnenbäcken, södra grenen	vdrg	6582851	1354329	1998	11	16	0,3	0,6	6,77	14,4	0,69	87	1929	1449	36	46	82	21	19,6	
KaS3	36	36	Dybottnen	sjö	6583293	1355338	1998	11	26	0,5	0,5	6,97	9,85	0,307	12	538	751	5	4	9	3,1	6,6	
KaR4	37	40	Torsviksbäcken	vdrg	6581984	1354836	1998	11	16	0,5	0,6	6,85	19,7	0,857	54	1439	2595	30	40	70	21,4	17,1	
KaS4	38	39	Torsviken	sjö	6581719	1355230	1998	11	26	0,5	2,2	7,17	9,16	0,253	12	433	796	2	8	10	1,5	5,2	
KaR5	39	41	Bråtviksbäcken	vdrg	6580860	1355587	1998	11	16	0,1	1,2	6,07	10,1	0,24	18	803	1688	18	28	46	10,7	34,1	
KaS5	40		Kattfjorden-ref2	sjö	6582340	1356859	1998	11	26	0,5	4,1	7,25	9,06	0,258	4	479	686	2	5	7	0,9	4,7	
ArR11	41	11	Glumman, Klevbäcken	vdrg	6592984	1389323																	
ArR12	42	14	Glumman, N om Glumstorp	vdrg	6599053	1388787																	
ArR13	43	20	Knappsjöbäcken	vdrg	6587050	1385250																	
HaR4	44	31	Alsterälven, inlopp till Gapern	vdrg	6605400	1380000																	
HaR5	45	30	Alsterälven, utlopp från Gapern	vdrg	6599900	1376050																	

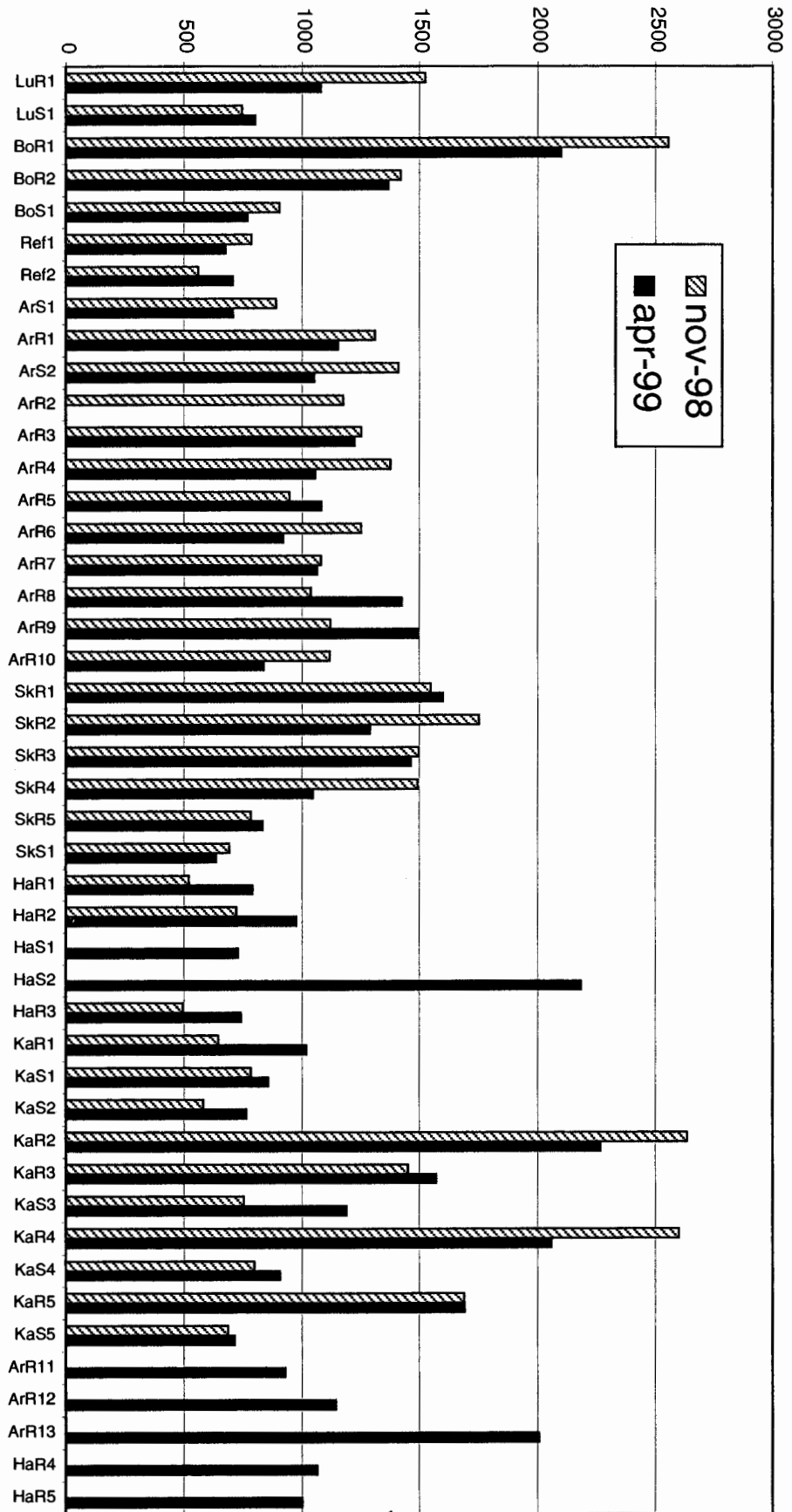
Resultat från vattenkemisk provtagning 2 (maj 1999)

ID	Labkod	Aro	StnNamn	Typ	x_koord	y_koord	År	Mån	Da	Djup (m)	Temp. (°C)	pH	Kond. (mS/m)	Alk./Acid (mekv/l)	NH4-N (µg/l)	NO2+NO3-N (µg/l)	Tot-N ps (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Övr. P (µg/l)	Tot-P (µg/l)	Slamhalt (mg/l)	TOC (mg/l)	
LuR1	1	2	Lunnerviksbacken	vdr	6582784	1390164	1999	4	28	0,5	6,3	6,33	7,69	0,263	137	391	1079	34	54	88	24,9	25,7	
LuS1	2	1	Lunnerviken	sjö	6581654	1390704	1999	5	6	0,5	10,7	7,46	8,68	0,256	8	419	802	3	13	16	3,3	18,7	
BoR1	3	4	Väsebacken 1	vdr	6585207	1388791	1999	4	28	0,5	7,4	6,44	18,1	0,558	815	552	2098	77	68	145	20,7	21	
BoR2	4	5	Väsebacken 2	vdr	6585009	1387881	1999	4	28	0,1	4,8	4,94	5,9	-0,078	71	154	1367	6	34	40	6,8	43,6	
BoS1	5	3	Bottenviken	sjö	6583061	1387012	1999	5	6	0,5	10,7	7,39	8,56	0,253	7	412	769	2	11	13	3	18,8	
Ref1	6		Vänerref 1		6578968	1389429	1999	5	6	0,5	7,9	7,25	6,62	0,193	12	368	674	1	14	15	1,6	21,7	
Ref2	7		Vänerref 2		6583659	1379095	1999	5	6	0,5	9,4	7,24	8,87	0,258	5	469	708	2	9	11	1,6	20,6	
ArS1	8	6	Arnöfjorden	sjö	6584840	1383759	1999	5	6	0,5	10	7,18	6,73	0,228	12	245	708	5	25	30	4,6	22,2	
ArR1	9	7	Glumman, Välingesundet	vdr	6586634	1386603	1999	5	4	0,5	10,7	6,46	6,29	0,264	27	151	1151	25	66	91	19	14,9	
ArS2	10	7	Panken	sjö	6589133	1387356	1999	5	4	0,5	10,5	6,66	6,14	0,245	25	237	1050	27	64	91	20,3	14,8	
ArR2	11	8	Glumman, inlopp till Panken	vdr	6589349	1388259																	
ArR3	12	9	Glumman, biflöde vid Väse kyrka	vdr	6589516	1388406	1999	4	26	0,5		6,65	8,59	0,4	79	364	1223	30	84	114	50,8	22	
ArR4	13	10	Glumman, Väse kyrka	vdr	6589769	1388205	1999	4	26	0,5		6,81	6,02	0,236	51	239	1055	23	55	78	18,6	17,8	
ArR5	14	12	Glumman, SV Söre	vdr	6594408	1388293	1999	4	26	0,5		6,66	6,09	0,24	48	196	1081	23	63	86	18,7	17,6	
ArR6	15	13	Glumman, biflöde vid Västanå	vdr	6595844	1387116	1999	4	26	0,5	5,9	6,37	6,13	0,206	91	187	919	16	42	58	28,8	22,3	
ArR7	16	15	Glumman, utlopp från Barsjön	vdr	6603691	1387270	1999	4	26	0,5	8,1	6,5	5,7	0,203	23	402	1062	34	48	82	14,1	15,9	
ArR8	17	16	Glumman, inlopp till Barsjön	vdr	6604398	1387861	1999	4	26	0,5	5,5	6,62	4,91	0,134	59	276	1422	17	48	65	42	18,4	
ArR9	18	18	Silkestabäcken	vdr	6587011	1385225	1999	4	28	0,4	8,1	6,41	17,7	0,747	51	421	1491	50	202	252	68,9	14,8	
ArR10	19	17	Vebäcken	vdr	6591081	1387110	1999	4	26	0,2	6,9	5,97	3,54	0,036	35	69	837	11	26	37	14,2	25,9	
SkR1	20	22	Stordiket, vid E18-bron	vdr	6590863	1380322	1999	4	27	0,5	7,8	6,1	8,23	0,246	133	676	1599	51	56	107	26,3	18,1	
SkR2	21	23	Stordiket, biflöde vid Ö. Fågelveik	vdr	6591318	1381779	1999	4	27	0,1	11,2	6,82	17,6	0,764	136	659	1288	195	103	298	33,1	13,9	
SkR3	22	24	Stordiket, S om Herrängen	vdr	6591900	1381804	1999	4	27	0,5	6,7	5,93	6,76	0,187	105	494	1462	36	67	103	25,2	18,9	
SkR4	23	25	Stordiket, biflöde vid Kapstad	vdr	6593782	1381975	1999	4	27	0,3	5,6	6,23	4,59	0,086	93	140	1046	17	34	51	14,3	24	
SkR5	24	26	Råbäcken, Busteryd	vdr	6588920	1377233	1999	4	27	0,5	5,7	5,36	3,72	-0,007	63	65	832	44	51	95	35,8	23,4	
SkS1	25	21	Skattkärrsviken	sjö	6589607	1379992	1999	5	6	0,5	8,8	6,95	4,26	0,118	12	193	633	3	26	29	3,3	24,8	
HaR1	26	28	Alsterälven, utlopp från Alstern	vdr	6592323	1374789	1999	4	26	0,5	4	6,53	5,83	0,154	9	223	789	7	25	32	6	8,6	
HaR2	27	29	Alsterälven, inlopp till Alstern	vdr	6595838	1373543	1999	4	26	0,5	5,7	6,69	5,42	0,152	6	184	974	5	44	49	9,6	8,9	
HaS1	28	28	Alstern	sjö	6593398	1373622	1999	5	4	0,5	8,3	6,75	5,66	0,159	12	179	729	8	29	37	5,3	9,6	
HaS2	29	32	Välvikstjärnet	sjö	6587124	1373364	1999	5	4	0,5	12,2	6,74	22,9	0,685	1250	240	2181	3	22	25	3,9	11,2	
HaR3	30	33	Kroppkärrssjön, utlopp	vdr	6587683	1372353	1999	4	27	0,4	8	6,72	17,9	0,3	9	335	739	4	20	24	2,5	9,1	
KaR1	31	35	Kattviksbäcken	vdr	6587099	1364020	1999	4	28	0,4	3,8	6,36	9,7	0,215	63	200	1016	13	106	119	21	21,8	
KaS1	32	34	Kattviken	sjö	6586461	1363880	1999	5	5	0,5	8	6,8	7,83	0,225	5	370	856	2	9	11	2,2	5,8	
KaS2	33		Kattfjorden-ref1	sjö	6585372	1363628	1999	5	5	0,5	7	6,92	7,71	0,218	4	380	763	1	7	8	1,8	5,3	
KaR2	34	37	Dybottnenbäcken, norra grenen	vdr	6582964	1354348	1999	4	28	0,5	4,4	6,66	15,6	0,772	203	1091	2265	98	139	237	20,7	20,1	
KaR3	35	38	Dybottnenbäcken, södra grenen	vdr	6582851	1354329	1999	4	28	0,5	9,5	6,78	12,6	0,615	162	777	1570	82	128	210	29	19,8	
KaS3	36	36	Dybottnen	sjö	6583293	1355338	1999	5	5	0,5	12	6,92	10,7	0,46	28	332	1186	28	190	218	16,3	11,4	
KaR4	37	40	Torsviksbäcken	vdr	6581984	1354836	1999	4	28	0,5	9,7	6,88	13,4	0,647	96	942	2056	75	120	195	26	17,4	
KaS4	38	39	Torsviken	sjö	6581719	1355230	1999	5	5	0,5	8	7,12	8,89	0,251	6	499	906	2	9	11	2	4,8	
KaR5	39	41	Bråtviksbäcken	vdr	6580860	1355587	1999	4	28	0,5	11,2	6,15	7,75	0,173	18	557	1690	16	84	100	25,7	33,1	
KaS5	40		Kattfjorden-ref2	sjö	6582340	1356859	1999	5	5	0,5	7	7,12	8,79	0,247	4	354	714	2	7	9	1,3	4,7	
ArR11	41	11	Glumman, Klevbäcken	vdr	6592984	1389323	1999	4	26	0,5		6,31	4,31	0,085	55	137	930	25	46	71	23,8	21	
ArR12	42	14	Glumman, N om Glumstorp	vdr	6599053	1388787	1999	4	26	0,5	5,9	6,5	5,73	0,215	78	349	1141	36	53	89	21,9	17,7	
ArR13	43	20	Knappsjöbäcken	vdr	6587050	1385250	1999	4	28	0,5	7,8	6,32	12,1	0,321	83	221	2004	53	69	122	39,4	19	
HaR4	44	31	Alsterälven, inlopp till Gapern	vdr	6605400	1380000	1999	4	26	0,5	7,1	6,6	5,26	0,144	9	241	1065	8	45	53	8,2	9,8	
HaR5	45	30	Alsterälven, utlopp från Gapern	vdr	6599900	1376050	1999	4	26	0,5	5,5	6,74	5,4	0,149	6	182	1000	4	31	35	6	8,5	

Totalfosfor µg/l



# Totalkväve µg/l



Bilaga 2. Analysresultat

## Bilaga 2 Analysresultat

### Sedimentprofiler

Lokal	Sedimentdjup cm	Torrsubstans %	Glödningsförlust %	Totalfosfor ug/g TS	Kväve %	Kol %
Lunnerviken	0 - 2	34,5	3,4	569	0,15	1,32
Lunnerviken	4 - 6	45,8	2,7	698	0,12	0,97
Lunnerviken	15 - 17	51,4	2,2	682	0,08	0,57
Bottenviken	0 - 2	19,0	6,9	859	0,33	2,8
Bottenviken	4 - 6	28,9	5,5	778	0,27	2,33
Bottenviken	15 - 17	38,6	5,0	625	0,22	1,98
Arnöfjorden	0 - 2	10,8	13,2	1303	0,61	5,55
Arnöfjorden	4 - 6	15,8	12,6	1093	0,59	5,23
Arnöfjorden	15 - 17	26,2	10,0	665	0,41	4,1
Panken	0 - 2	14,1	10,9	1318	0,44	4,22
Panken	4 - 6	19,0	10,4	1280	0,44	4,21
Panken	15 - 17	30,7	8,5	1053	0,35	3,43
Skattkärrsviken	0 - 2	8,9	12,1	1934	0,43	4,73
Skattkärrsviken	4 - 6	19,5	10,2	1398	0,39	3,97
Skattkärrsviken	15 - 17	28,4	10,3	1640	0,37	4,27
Alstern	0 - 2	12,8	10,9	1519	0,45	3,98
Alstern	4 - 6	19,9	10,2	1410	0,43	3,71
Alstern	15 - 17	33,6	7,6	859	0,28	2,57
Kroppkärrsjön	0 - 2	11,6	13,7	1517	0,59	6,2
Kroppkärrsjön	4 - 6	14,8	13,1	1454	0,59	6,02
Kroppkärrsjön	15 - 17	25,6	10,2	1239	0,4	4,48
Kattviken	0 - 2	76,7	1,0	562	0,05	0,29
Dybottnen	0 - 2	18,2	12,3	1660	0,51	5,61

### Fosforfraktionering - ytsediment (0 - 2 cm)

Lokal	Sed.djup cm	NH <sub>4</sub> Cl-P ug/g TS	NaOH-P ug/g TS	HCl-P ug/g TS	Tot-P ug/g TS	NaOH-org ug/g TS	Resid.-P ug/g TS
Lunnerviken	0 - 2	6	47	351	569	72	93
Bottenviken	0 - 2	13	105	302	859	155	283
Arnöfjorden	0 - 2	24	367	335	1303	267	310
Panken	0 - 2	21	434	274	1318	247	341
Skattkärrsviken	0 - 2	34	769	481	1934	224	427
Alstern	0 - 2	35	694	277	1519	199	314
Kroppkärrsjön	0 - 2	54	444	455	1517	282	282
Kattviken	0 - 2	1	88	144	562	22	306
Dybottnen	0 - 2	40	602	357	1660	311	351

NH <sub>4</sub> Cl-P	lättillgänglig P
NaOH-P	järn- och aluminiumbunden P
HCl-P	kalciumbunden P
Tot-P	total P
NaOH-org	organiskt bunden P i NaOH-fraktionen
Resid.-P	övrig P, svåråtkomlig för organismer

## Bilaga 3. Kustmorfometri - definitioner och beräkningsmetoder

Kustmorfometri - definitioner och beräkningsmetoder.

### Storleksparametrar

- Maximala djupet,  $D_{max}$  (m), är det största kända/uppmätta djupet inom kustområdet.
- Strandlinjelängden,  $L$  (km), är kustlinjelängden inklusive alla öars strandlinjelängder, samt den del av öar som bildar avgränsningslinjen för området.
- Totala arean,  $A$  (km<sup>2</sup>), definieras som vattenytans area plus arean hos de öar som ligger helt inne i kustområdet.
- Vattenytans area,  $a$  (km<sup>2</sup>), dvs. totala arean exklusive öar, holmar och skär.
- Tvärsnittsarean,  $A_t$  (km<sup>2</sup>), är kontaktytan vid avgränsningen mellan kustområdet och utanförliggande hav/omgivande kustområde.
- Bottenytans area,  $A_b$  (km<sup>2</sup>), är den buktade bottenarean.
- Volymen,  $V$  (km<sup>3</sup>), anger vattenvolymen i området.

### Formparametrar

- Medeldjupet,  $D_m$  (m); definieras som kvoten mellan volymen och vattenytans area.
- Relativa djupet,  $D_r$  (%), definieras som kvoten mellan maximala djupet och områdets medeldiameter. Små och djupa kustområden har höga  $D_r$ -värden. Stora och grunda kustområden har låga  $D_r$ -värden.

$$D_r = (D_{max} * \sqrt{\pi}) / (20 * \sqrt{a})$$

- Medellutningen,  $x_m$  (%), definieras som det aritmetiska medelvärdet av alla enskilda lutningar (oberoende av sluttningsriktning) inom området.
- Flikigheten,  $F$  (dimensionslös), är ett mått på graden av oregelbundenhet hos kustlinjen.
- Volymutvecklingen,  $V_d$  (dimensionslös), är ett mått som kan användas för att på ett enkelt sätt kvantifiera hur stora andelar som djupområden och grundområden upptar av området.  $V_d$  definieras som kvoten mellan vattenvolymen ( $V = a * D_m * 1000$  i km<sup>3</sup>) och volymen av en kon, vars basyta är lika med vattenytan ( $a$  i km<sup>2</sup>) och vars höjd är lika med maximala djupet ( $D_{max} * 1000$  i km), dvs.:

$$V_d = (a * D_m * 1000) / (1/3 * D_{max} * 1000 * a) = 3 * D_m / D_{max}$$

### Specialparametrar

- Topografiska öppenheten,  $E$  (dimensionslös), beskriver exponeringsgraden mot öppna havet eller mot omgivande kustområden.  $E$  definieras som kvoten mellan tvärsnittsarean ( $A_t$  i km<sup>2</sup>) och bottenarean ( $A_b$  i km<sup>2</sup>), dvs.:

$$E = 100 * A_t / A_b$$

## Bilaga 4. Modelldata

Markanvändningsklasser i modellens markslag.

MARKSLAG	MARKANVÄNDNING	KÄLLA
Sjö	vatten	GSD-Gröna kartan
	vatten med osäker strandlinje	GSD-Gröna kartan
Skog	barr,blandskog	GSD-Gröna kartan
	lövskog	GSD-Gröna kartan
Hygge	hygge	GSD-Gröna kartan
Myr	blåmyr	GSD-Gröna kartan
	brunmyr	GSD-Gröna kartan
Åker	vårspannmål	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	höstspannmål	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	våroljeväxter	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	höstoljeväxter	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	baljväxter	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	potatis	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	sockerbetor	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	energi	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	övrigt	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
träda	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan	
Vall	vall	SCB:s församlingsstatistik/GSD-Gröna kartan
	öppen mark (betesmark)	GSD-Gröna kartan
Övrig	tätortsbebyggelse	GSD-Gröna kartan
	fritidsbebyggelse	GSD-Gröna kartan
	industrialområde	GSD-Gröna kartan
	berg i dagen	GSD-Gröna kartan

Markanvändningsstatistik för varje delavrinningsområde.

Aro_nr	Total area km <sup>2</sup>	SJÖ		SKOG		HYGGE		MYR		ÅKER		VALLBETE		BEBYGGELSE		ÖVRIGT	
		km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%	km <sup>2</sup>	%
ARO1	12,85	0,00	0%	6,50	51%	0,51	4%	1,71	13%	1,43	11%	1,67	13%	0,40	3%	0,62	5%
ARO2	11,74	0,05	0%	5,65	48%	0,22	2%	1,99	17%	1,78	15%	1,63	14%	0,00	0%	0,42	4%
ARO3	9,58	0,00	0%	5,22	54%	0,28	3%	1,90	20%	1,16	12%	1,02	11%	0,00	0%	0,01	0%
ARO4	3,35	0,00	0%	1,83	54%	0,15	4%	0,05	2%	0,43	13%	0,56	17%	0,30	9%	0,03	1%
ARO5	2,38	0,00	0%	1,98	83%	0,07	3%	0,03	1%	0,12	5%	0,09	4%	0,09	4%	0,00	0%
ARO6	11,06	0,00	0%	4,34	39%	0,14	1%	2,50	23%	1,82	16%	2,00	18%	0,00	0%	0,25	2%
ARO7	11,90	1,30	11%	4,39	37%	0,14	1%	1,27	11%	2,36	20%	2,25	19%	0,00	0%	0,18	2%
ARO8	0,17	0,01	6%	0,04	21%	0,00	0%	0,00	0%	0,03	18%	0,09	55%	0,00	0%	0,00	0%
ARO9	11,78	0,00	0%	4,72	40%	0,45	4%	0,70	6%	3,33	28%	2,48	21%	0,00	0%	0,09	1%
ARO10	9,63	0,14	1%	4,51	47%	0,35	4%	0,11	1%	2,44	25%	1,76	18%	0,00	0%	0,32	3%
ARO11	7,88	0,00	0%	4,49	57%	0,19	2%	1,14	14%	0,99	13%	0,84	11%	0,00	0%	0,23	3%
ARO12	22,14	0,02	0%	8,26	37%	0,41	2%	1,61	7%	6,67	30%	5,17	23%	0,00	0%	0,00	0%
ARO13	17,51	0,00	0%	7,78	44%	0,58	3%	3,22	18%	3,15	18%	2,73	16%	0,00	0%	0,05	0%
ARO14	30,12	0,08	0%	13,85	46%	0,51	2%	5,67	19%	5,86	19%	4,04	13%	0,00	0%	0,12	0%
ARO15	9,88	0,84	9%	4,27	43%	0,12	1%	0,76	8%	1,59	16%	2,30	23%	0,00	0%	0,00	0%
ARO16	21,01	0,06	0%	11,90	57%	0,54	3%	3,83	18%	1,75	8%	2,92	14%	0,00	0%	0,00	0%
ARO17	3,20	0,00	0%	2,63	82%	0,17	5%	0,35	11%	0,01	0%	0,02	1%	0,00	0%	0,01	0%
ARO18	10,44	0,00	0%	5,26	50%	0,40	4%	1,87	18%	1,56	15%	1,07	10%	0,00	0%	0,29	3%
ARO19	3,78	0,00	0%	2,05	54%	0,17	5%	0,30	8%	0,63	17%	0,57	15%	0,00	0%	0,06	1%
ARO20	8,96	0,00	0%	3,94	44%	0,16	2%	0,54	6%	2,39	27%	1,56	17%	0,00	0%	0,37	4%
ARO21	13,01	0,04	0%	6,39	49%	0,25	2%	1,74	13%	1,08	8%	1,79	14%	1,39	11%	0,33	3%
ARO22	2,26	0,00	0%	0,83	37%	0,05	2%	0,01	0%	0,74	33%	0,51	22%	0,00	0%	0,12	5%
ARO23	2,74	0,00	0%	0,64	23%	0,06	2%	0,00	0%	1,07	39%	0,87	32%	0,00	0%	0,09	3%
ARO24	9,41	0,00	0%	4,27	45%	0,22	2%	0,35	4%	2,65	28%	1,80	19%	0,00	0%	0,12	1%
ARO25	6,77	0,00	0%	3,97	59%	0,36	5%	0,65	10%	0,95	14%	0,77	11%	0,00	0%	0,08	1%
ARO26	10,04	0,00	0%	5,12	51%	0,37	4%	3,14	31%	0,56	6%	0,69	7%	0,00	0%	0,15	2%
ARO27	14,06	0,14	1%	9,23	66%	0,88	6%	0,77	6%	1,23	9%	1,39	10%	0,34	2%	0,08	1%
ARO28	36,28	5,79	16%	15,72	43%	0,97	3%	2,85	8%	5,42	15%	4,96	14%	0,35	1%	0,23	1%
ARO29	26,72	0,80	3%	15,05	56%	1,25	5%	1,17	4%	4,30	16%	3,97	15%	0,12	0%	0,07	0%
ARO30	97,74	20,92	21%	49,08	50%	2,32	2%	6,99	7%	9,16	9%	8,64	9%	0,31	0%	0,31	0%
ARO31	172,75	16,60	10%	111,76	65%	5,45	3%	16,35	9%	7,20	4%	13,36	8%	1,33	1%	0,69	0%
ARO32	3,65	0,04	1%	1,75	48%	0,08	2%	0,30	8%	0,00	0%	0,60	16%	0,73	20%	0,15	4%
ARO33	9,36	0,72	8%	4,09	44%	0,04	0%	0,46	5%	0,00	0%	1,17	13%	2,63	28%	0,25	3%
ARO34	0,45	0,00	0%	0,19	43%	0,00	0%	0,08	17%	0,00	0%	0,13	29%	0,00	0%	0,05	11%
ARO35	6,22	0,00	0%	4,11	66%	0,29	5%	0,09	1%	0,40	6%	0,43	7%	0,32	5%	0,58	9%
ARO36	2,90	0,00	0%	1,34	46%	0,08	3%	0,46	16%	0,41	14%	0,43	15%	0,00	0%	0,18	6%
ARO37	12,97	0,01	0%	4,24	33%	0,40	3%	0,23	2%	5,36	41%	2,01	15%	0,00	0%	0,73	6%
ARO38	6,16	0,00	0%	3,16	51%	0,20	3%	0,08	1%	1,83	30%	0,66	11%	0,00	0%	0,23	4%
ARO39	0,48	0,00	0%	0,35	73%	0,00	0%	0,02	4%	0,01	3%	0,07	14%	0,00	0%	0,03	6%
ARO40	1,18	0,00	0%	0,48	41%	0,02	2%	0,00	0%	0,47	39%	0,19	16%	0,00	0%	0,02	1%
ARO41	0,27	0,00	0%	0,18	68%	0,00	0%	0,00	0%	0,04	15%	0,04	14%	0,00	0%	0,01	3%



## Bilaga 4. Modelldata

Vattenföringsdata – underlagsdata för Q i delavrinningsområdena.

*Månadsmedelvattenföring (m<sup>3</sup>/sek) 1988-1999 i Ölman, Hult (källa SMHI).*

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Medel
Jan	5,5	3,8	2,8	0,8	2,0	1,9	2,0	2,0	0,4	0,7	4,4	5,8	2,7
Feb	6,6	3,7	7,6	1,3	1,3	1,7	0,5	5,5	0,3	4,9	2,9	1,3	3,1
Mar	1,3	5,1	3,0	3,1	3,2	1,9	4,0	3,5	0,4	2,1	1,6	5,2	2,9
Apr	7,4	2,9	2,2	2,9	6,3	1,7	6,6	4,6	1,8	1,0	1,7	7,6	3,9
Maj	1,2	1,3	0,3	0,5	2,7	0,5	1,1	3,3	2,7	6,4	1,0	1,5	1,9
Jun	0,9	0,5	1,5	1,0	0,3	0,2	0,3	2,1	1,1	0,6	1,5	0,8	0,9
Jul	3,0	0,3	0,4	0,7	0,3	0,3	0,3	0,8	1,3	0,3	1,1		0,8
Aug	2,5	0,3	0,6	0,6	0,3	1,8	0,6	0,4	0,2	0,3	1,7		0,8
Sep	3,2	0,3	3,0	0,6	0,4	0,9	1,9	0,5	0,4	0,9	1,8		1,3
Okt	4,5	0,5	2,2	1,9	0,5	3,2	1,7	0,8	1,0	1,2	5,0		2,0
Nov	1,6	1,0	2,8	3,8	4,1	1,9	2,9	0,8	5,9	2,1	1,9		2,6
Dec	2,4	0,7	0,9	1,3	2,8	3,7	3,7	0,5	2,4	3,0	4,0		2,3
Medel	3,3	1,7	2,3	1,5	2,0	1,6	2,1	2,1	1,5	2,0	2,4	3,7	2,2

*Månadsmedelvattenföring (m<sup>3</sup>/sek) 1988-1999 i Alsterälven, Alster (källa SMHI).*

	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	Medel
Jan	6,5	4,5	3,0	4,5	3,0	3,0	5,0	5,3	0,9	2,0	7,0	7,5	4,4
Feb	7,0	4,5	10,0	3,0	2,2	2,8	4,0	5,5	0,7	2,0	5,0	4,0	4,2
Mar	5,0	8,0	9,0	6,0	5,0	2,5	5,5	6,0	0,6	4,0	4,5	3,0	4,9
Apr	8,5	5,5	5,0	7,0	6,0	2,8	13,0	8,5	0,9	2,5	3,0	12,0	6,2
Maj	6,0	3,6	1,5	1,5	7,0	2,0	4,0	9,5	4,0	10,0	3,0	4,5	4,7
Jun	1,5	1,2	0,7	1,7	1,0	1,0	1,3	4,5	2,5	2,5	1,8	2,5	1,9
Jul	2,5	0,5	1,0	2,5	0,5	1,0	0,6	2,0	3,0	1,0	2,0		1,5
Aug	3,5	0,8	0,8	1,0	0,5	4,0	0,4	1,3	0,8	0,6	2,2		1,4
Sep	4,5	0,8	2,0	1,3	0,7	2,8	1,8	1,0	0,7	0,6	3,0		1,7
Okt	4,0	0,5	3,0	3,5	0,5	4,0	2,2	1,2	1,5	1,0	4,5		2,4
Nov	4,5	1,5	4,0	6,0	2,5	3,8	3,0	1,5	9,0	3,0	5,0		4,0
Dec	2,0	1,0	3,5	3,0	5,2	5,5	4,0	1,6	5,5	5,0	4,5		3,7
Medel	4,6	2,7	3,6	3,4	2,8	2,9	3,7	4,0	2,5	2,9	3,8	5,6	3,6

## Bilaga 4. Modelldata

Årliga kväve- och fosforutsläpp från avloppsreningsverk.

Avloppsreningsverk	Anslutna (pe)	X	Y	År	tot-N (ton)	tot-P (ton)
Molkom	2005	6610200	1382330	1988		0,294
				1989		0,255
				1990		0,164
				1991		0,279
				1992		0,267
				1993	4,9	0,13
				1994	5,54	0,143
				1995	5,58	0,103
				1996	5,98	0,103
				1997	4,93	0,14
Lindfors	170	6610580	1388370	1988		0,0096
				1989		0,011
				1990		0,009
				1991		0,014
				1992		0,01
				1993	0,46	0,012
				1994	0,85	0,055
				1995	0,76	0,032
				1996	406	0,022
				1997	0,86	0,037
Blombacka	170	6611150	1386190	1988		0,02
				1989		0,018
				1990		0,019
				1991		0,045
				1992		0,012
				1993	0,76	0,022
				1994	0,71	0,044
				1995	0,49	0,035
				1996	0,535	0,015
				1997	0,68	0,02
Mjölntorpet		6590000	1374500	årssnitt	0,055	0,0135
Ulvby	294	6597300	1374300	1988		0,025
				1989		0,011
				1990		0,023
				1991		0,008
				1992		0,012
				1993	0,5	0,02
				1994	0,62	0,005
				1995	0,685	0,013
				1996	0,99	0,016
				1997	0,96	0,01
1998	0,5	0,007				
Väse	580	6585430	1388500	1988		0,102
				1989		0,029
				1990		0,0195
				1991		0,023
				1992		0,017
				1993	1,18	0,02
				1994	2,5	0,039
				1995	2,38	0,026
				1996	1,59	0,02
				1997	1,25	0,02
1998	1,5	0,03				

## Bilaga 4. Modelldata

Årliga utsläpp för fosfor och kväve i dagvatten i delavrinningsområdena.

### Fosfor (kg)

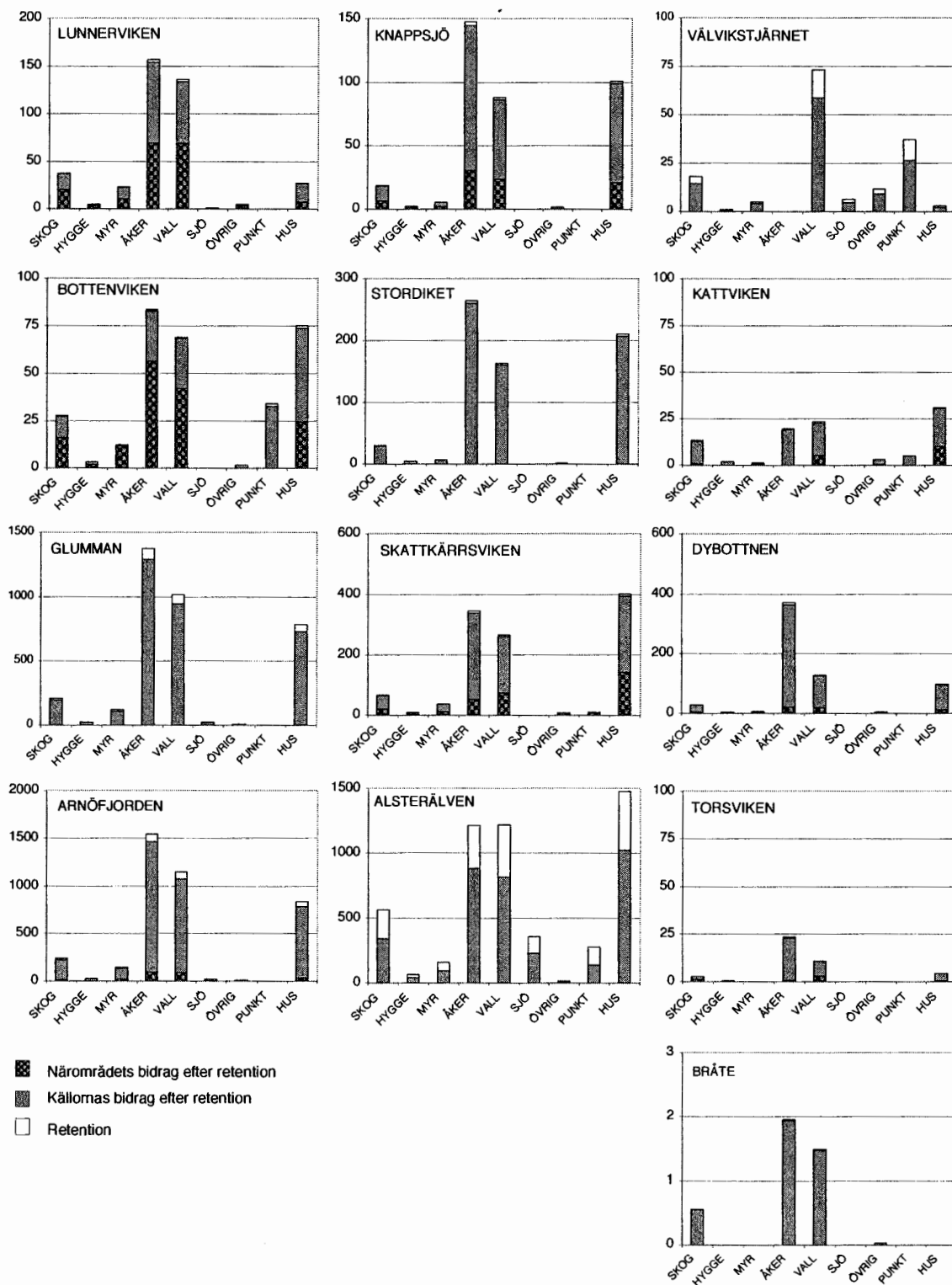
År	Aro4	Aro5	Aro21	Aro27	Aro29	Aro31	Aro32	Aro33	Aro35
1988	3	103	10	17	26	457	3	45	6
1989	2	29	5	15	11	409	1	24	3
1990	3	20	10	17	24	324	2	43	6
1991	2	23	7	16	9	466	2	31	4
1992	2	18	8	16	13	339	2	34	5
1993	2	21	7	16	21	214	2	30	4
1994	3	40	9	17	6	327	2	40	6
1995	2	27	8	16	14	235	2	34	5
1996	2	21	7	16	16	162	2	29	4
1997	3	21	9	16	11	231	2	39	5
1998	3	21	9	16	11	231	2	39	5
<b>Medel</b>	<b>3</b>	<b>31</b>	<b>8</b>	<b>16</b>	<b>15</b>	<b>309</b>	<b>2</b>	<b>35</b>	<b>5</b>

### Kväve (kg)

År	Aro4	Aro 5	Aro 21	Aro 27	Aro 29	Aro 31	Aro 32	Aro 33	Aro 35
1988	242	1252	769	341	591	7381	192	3340	475
1989	129	1218	410	208	549	6793	102	1783	254
1990	234	1249	743	331	588	7339	185	3228	459
1991	168	1230	534	254	563	6996	133	2321	330
1992	186	1235	592	275	570	7090	147	2570	366
1993	161	1228	511	245	560	6958	127	2219	316
1994	215	2564	682	309	701	8219	170	2964	422
1995	185	2435	590	274	755	7797	147	2561	364
1996	160	1638	509	244	1050	7756	127	2210	314
1997	209	1313	665	302	1038	7561	166	2888	411
1998	209	1313	665	302	1038	7561	166	2888	411
<b>Medel</b>	<b>191</b>	<b>1516</b>	<b>606</b>	<b>280</b>	<b>727</b>	<b>7405</b>	<b>151</b>	<b>2634</b>	<b>375</b>

## Bilaga 5. Modellresultat

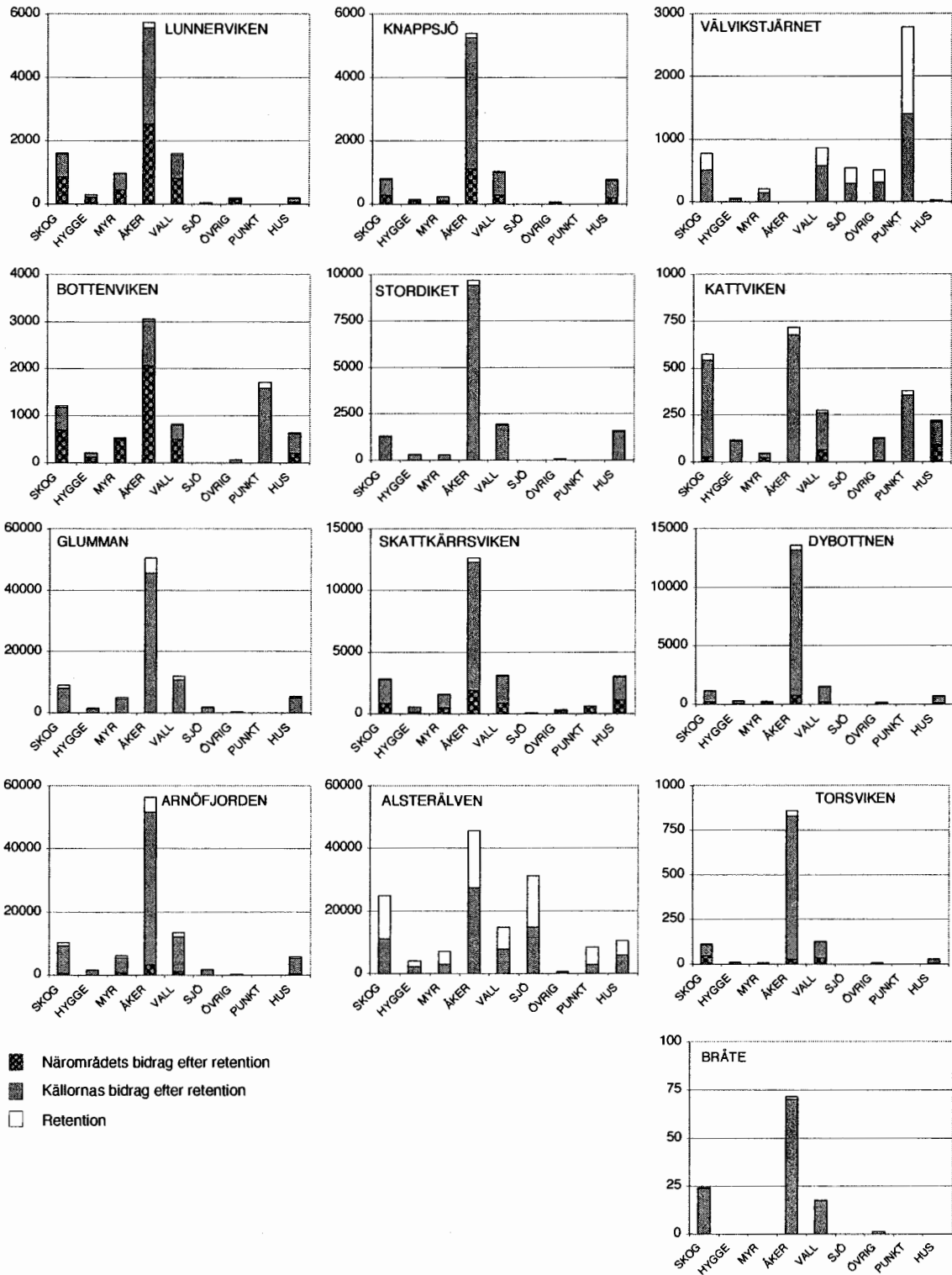
### Fosfor (kg/år)



Källfördelning för fosfor till vikarna före och efter retention i kg/år, medelvärde för perioden 1988-98.

## Bilaga 5. Modellresultat

Kväve (kg/år)



Källfördelning för kväve till vikarna före och efter retention i kg/år, medelvärde för perioden 1988-98.

## Bilaga 5. Modellresultat

Källfördelning av fosfor i de olika avrinningsområdena

Fosfor (kg/år), medel 1988-98

OMRÅDE	SKOG	HYGGE	MYR	ÅKER	VALL	SJÖ	ÖVRIG	PUNKT	HUS	Totalt
Aro1	20	3	10	69	69	0	3	0	7	181
Aro2	17	1	12	85	65	0	1	0	20	201
S:a till Lunnerviken	37	4	22	154	134	0	4	0	27	383
Aro3	16	2	12	56	42	0	0	0	24	152
Aro4	6	1	0	21	23	0	1	3	30	84
Aro5	6	0	0	6	3	0	0	30	19	65
S:a till Bottenviken	27	3	12	83	68	0	1	33	74	301
Aro7	13	1	8	111	90	10	1	0	69	303
Aro8	0	0	0	1	4	0	0	0	3	8
Aro9	14	3	4	155	98	0	0	0	49	323
Aro10	13	2	1	114	70	1	1	0	80	282
Aro11	13	1	7	45	33	0	1	0	46	145
Aro12	24	2	9	312	205	0	0	0	143	696
Aro13	23	3	19	145	107	0	0	0	82	379
Aro14	40	3	33	268	157	1	0	0	143	645
Aro15	11	1	4	67	82	6	0	0	52	222
Aro16	31	3	20	72	102	0	0	0	55	283
Aro17	8	1	2	1	1	0	0	0	10	22
S:a från Glumman	190	20	106	1293	946	18	3	0	731	3307
Aro6	13	1	15	88	82	0	1	0	31	231
Aro18	16	2	11	75	43	0	1	0	23	172
S:a till Arnöfjorden	219	23	132	1457	1071	18	5	0	784	3710
Aro19	6	1	2	31	23	0	0	0	20	84
Aro20	12	1	3	114	63	0	1	0	78	273
S:a till Knappsjövik	18	2	5	145	86	0	1	0	99	356
Aro22	3	0	0	36	21	0	0	0	12	73
Aro23	2	0	0	51	35	0	0	0	51	141
Aro24	13	1	2	128	73	0	0	0	116	333
Aro25	12	2	4	44	31	0	0	0	27	120
S:a från Stordiket	29	4	6	260	160	0	1	0	207	667
Aro21	19	2	10	51	72	0	5	8	142	311
Aro26	15	2	19	27	28	0	0	0	46	139
S:a till Skattkärrsviken	64	8	35	338	261	0	7	8	395	1116
Aro27	26	5	4	54	52	1	1	16	23	183
Aro28	41	5	15	226	175	44	2	0	294	802
Aro29	39	6	6	178	139	6	0	14	195	584
Aro30	95	9	27	283	226	117	1	0	267	1026
Aro31	137	13	40	140	220	58	2	107	240	960
S:a från Alsterälven	339	39	93	882	813	226	7	137	1019	3554
Aro32	5	0	2	0	24	0	3	2	0	35
Aro33	9	0	2	0	34	4	6	25	2	84
S:a från Vålvikstjärnet	14	1	4	0	59	4	9	27	2	120
Aro34	1	0	0	0	5	0	0	0	10	17
Aro35	12	2	1	19	17	0	3	5	20	78
S:a till Katviken	13	2	1	19	23	0	3	5	30	95
Aro36	4	0	3	20	17	0	1	0	10	55
Aro37	13	2	1	257	81	0	2	0	63	420
Aro38	10	1	0	88	27	0	1	0	22	148
S:a till Dybottnen	26	4	5	364	125	0	3	0	95	623
Aro39	1	0	0	1	3	0	0	0	0	5
Aro40	1	0	0	22	8	0	0	0	4	36
S:a till Torsviken	3	0	0	23	11	0	0	0	4	41
Aro41	1	0	0	2	1	0	0	0	0	4

## Bilaga 5. Modellresultat

Källfördelning av kväve i de olika avrinningsområdena

Kväve (kg/år), medel 1988-98

OMRÅDE	SKOG	HYGGE	MYR	ÅKER	VALL	SJÖ	ÖVRIG	PUNKT	HUS	Totalt
Aro1	854	201	450	2521	800	0	134	0	47	5006
Aro2	716	82	505	3033	749	35	53	0	128	5301
S:a till Lunnerviken	1570	283	955	5554	1549	35	187	0	176	10307
Aro3	688	112	502	2052	488	0	1	0	196	4038
Aro4	237	57	14	755	266	0	43	186	276	1834
Aro5	241	27	7	198	39	0	11	1389	131	2043
S:a till Bottenviken	1166	196	523	3005	793	0	54	1576	603	7915
Aro7	553	55	319	3996	1033	863	23	0	501	7343
Aro8	5	0	0	51	42	7	0	0	19	123
Aro9	581	167	174	5509	1109	1	12	0	324	7875
Aro10	563	131	28	4090	798	95	40	0	542	6286
Aro11	547	69	277	1609	371	0	28	0	291	3193
Aro12	1025	152	399	11117	2336	12	0	0	915	15956
Aro13	943	210	781	5128	1205	0	6	0	528	8800
Aro14	1661	184	1360	9440	1765	49	14	0	922	15395
Aro15	441	38	157	2205	864	457	0	0	313	4475
Aro16	1191	163	767	2356	1064	32	0	0	335	5908
Aro17	318	61	84	24	9	0	1	0	65	562
S:a från Glumman	7827	1229	4346	45524	10595	1516	124	0	4754	75916
Aro6	571	56	656	3222	957	0	33	0	258	5753
Aro18	684	155	487	2724	505	0	38	0	163	4756
S:a till Arnöfjorden	9082	1441	5490	51470	12057	1516	195	0	5175	86425
Aro19	270	68	79	1112	273	0	7	0	188	1998
Aro20	507	60	139	4126	728	1	48	0	557	6166
S:a till Knappsjöviken	777	128	218	5238	1001	1	55	0	745	8164
Aro22	110	22	2	1326	244	0	16	0	80	1799
Aro23	82	23	0	1861	410	0	12	0	398	2787
Aro24	555	87	91	4632	851	0	16	0	854	7085
Aro25	495	134	161	1589	349	2	10	0	183	2923
S:a från Stordiket	1242	266	254	9407	1854	2	53	0	1515	14593
Aro21	822	97	447	1862	839	27	223	587	1084	5988
Aro26	666	146	817	985	329	0	20	0	335	3298
S:a till Skattkärrsviken	2730	510	1518	12254	3022	29	296	587	2934	23879
Aro27	1129	323	189	2036	625	101	52	279	159	4894
Aro28	1738	323	629	8133	2016	3649	64	0	2017	18569
Aro29	1641	408	255	6355	1592	494	20	646	1271	12682
Aro30	3159	448	900	7997	2044	7677	40	0	1426	23691
Aro31	3224	471	943	2819	1416	2731	58	1740	924	14327
S:a från Alsterälven	10890	1973	2917	27339	7693	14652	235	2666	5796	74162
Aro32	229	30	79	0	283	30	115	148	1	768
Aro33	273	9	61	0	285	254	192	1327	9	2480
S:a från Välvikstjärnet	502	39	140	0	569	284	307	1475	10	3325
Aro34	25	0	20	0	62	0	6	0	90	204
Aro35	516	108	23	675	198	0	113	353	119	2103
S:a till Kattviken	541	108	43	675	259	0	119	353	208	2307
Aro36	172	30	118	707	201	0	23	0	76	1327
Aro37	546	154	60	9261	940	4	94	0	435	11493
Aro38	406	78	21	3165	307	0	30	0	149	4157
S:a till Dybotten	1124	262	199	13133	1448	4	147	0	660	16977
Aro39	46	0	5	25	33	0	4	0	2	114
Aro40	62	9	1	801	89	0	2	0	25	989
S:a till Torsviken	108	9	6	826	122	0	6	0	27	1103
Aro41	24	0	0	70	17	0	1	0	0	112

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Lunnerviken.

Ar	Månad	Lunnerviksbacken				När område			
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	2	0,321	49	1273	1	0,352	46	1217
1988	2	2	0,383	56	1378	1	0,420	53	1305
1988	3	2	0,076	11	282	1	0,083	9	270
1988	4	2	0,431	67	1568	1	0,471	64	1475
1988	5	2	0,071	10	262	1	0,078	9	252
1988	6	2	0,049	7	176	1	0,054	6	172
1988	7	2	0,176	25	679	1	0,193	23	648
1988	8	2	0,143	20	556	1	0,156	18	534
1988	9	2	0,185	25	711	1	0,203	23	683
1988	10	2	0,263	39	1053	1	0,288	36	1012
1988	11	2	0,091	12	347	1	0,100	11	338
1988	12	2	0,140	19	550	1	0,153	18	530
1989	1	2	0,219	31	867	1	0,240	29	831
1989	2	2	0,215	27	742	1	0,235	25	705
1989	3	2	0,295	44	1113	1	0,323	41	1049
1989	4	2	0,166	22	600	1	0,182	20	568
1989	5	2	0,074	10	274	1	0,081	9	263
1989	6	2	0,028	4	96	1	0,031	4	98
1989	7	2	0,019	3	65	1	0,021	3	70
1989	8	2	0,020	3	69	1	0,022	3	74
1989	9	2	0,017	3	54	1	0,019	2	61
1989	10	2	0,029	5	107	1	0,032	4	110
1989	11	2	0,060	8	226	1	0,066	7	222
1989	12	2	0,043	6	162	1	0,047	5	161
1990	1	2	0,161	22	632	1	0,176	20	608
1990	2	2	0,443	64	1539	1	0,485	60	1457
1990	3	2	0,176	25	660	1	0,192	23	625
1990	4	2	0,127	17	457	1	0,139	15	434
1990	5	2	0,017	3	53	1	0,018	2	58
1990	6	2	0,087	12	315	1	0,095	10	302
1990	7	2	0,021	4	73	1	0,023	3	77
1990	8	2	0,035	5	131	1	0,039	4	131
1990	9	2	0,174	23	667	1	0,191	22	642
1990	10	2	0,128	18	508	1	0,140	16	491
1990	11	2	0,160	21	616	1	0,175	20	596
1990	12	2	0,051	7	196	1	0,056	6	194
1991	1	2	0,045	7	169	1	0,049	6	169
1991	2	2	0,075	9	252	1	0,082	8	245
1991	3	2	0,183	26	692	1	0,200	24	650
1991	4	2	0,168	23	608	1	0,184	21	574
1991	5	2	0,030	5	105	1	0,033	4	107
1991	6	2	0,057	8	202	1	0,062	7	196
1991	7	2	0,042	6	155	1	0,046	5	154
1991	8	2	0,033	5	121	1	0,036	4	122
1991	9	2	0,037	5	135	1	0,040	4	133
1991	10	2	0,108	15	428	1	0,118	13	414
1991	11	2	0,220	30	849	1	0,240	28	818
1991	12	2	0,075	10	292	1	0,082	9	284
1992	1	2	0,113	16	444	1	0,124	14	428
1992	2	2	0,077	10	271	1	0,084	9	261
1992	3	2	0,186	26	706	1	0,203	24	661
1992	4	2	0,366	55	1341	1	0,400	52	1252
1992	5	2	0,157	22	588	1	0,172	20	558
1992	6	2	0,016	3	50	1	0,018	2	55
1992	7	2	0,015	3	49	1	0,017	2	55
1992	8	2	0,018	3	62	1	0,020	2	67
1992	9	2	0,022	4	72	1	0,024	3	78
1992	10	2	0,031	5	114	1	0,033	4	116
1992	11	2	0,240	33	936	1	0,263	31	895
1992	12	2	0,165	23	658	1	0,181	21	627
1993	1	2	0,110	15	430	1	0,120	14	416
1993	2	2	0,100	12	341	1	0,110	11	329
1993	3	2	0,112	15	418	1	0,123	14	398
1993	4	2	0,101	13	364	1	0,111	12	345
1993	5	2	0,027	4	95	1	0,030	3	96
1993	6	2	0,014	3	41	1	0,015	2	48
1993	7	2	0,015	3	45	1	0,016	2	53
1993	8	2	0,102	14	395	1	0,112	13	382
1993	9	2	0,054	8	201	1	0,060	6	199
1993	10	2	0,185	26	739	1	0,202	24	711
1993	11	2	0,109	14	424	1	0,120	13	407
1993	12	2	0,213	30	846	1	0,233	28	809
1994	1	2	0,118	16	460	1	0,129	15	445
1994	2	2	0,031	4	99	1	0,034	4	102
1994	3	2	0,234	34	883	1	0,256	31	834
1994	4	2	0,383	58	1396	1	0,420	55	1312
1994	5	2	0,063	9	232	1	0,069	8	225
1994	6	2	0,020	3	63	1	0,022	3	68



## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Lunnerviken.

År	Månad	Lunnerviksbäcken				Närrområde			
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1994	7	2	0,016	3	48	1	0,017	2	56
1994	8	2	0,032	5	120	1	0,035	4	120
1994	9	2	0,112	15	426	1	0,122	13	411
1994	10	2	0,099	14	392	1	0,108	12	381
1994	11	2	0,170	23	656	1	0,186	21	634
1994	12	2	0,213	30	847	1	0,233	28	809
1995	1	2	0,117	16	462	1	0,128	15	442
1995	2	2	0,316	43	1096	1	0,346	40	1039
1995	3	2	0,204	29	771	1	0,223	27	725
1995	4	2	0,267	38	969	1	0,292	35	914
1995	5	2	0,192	27	721	1	0,210	25	682
1995	6	2	0,122	16	447	1	0,133	15	425
1995	7	2	0,047	7	175	1	0,052	6	172
1995	8	2	0,022	4	77	1	0,025	3	83
1995	9	2	0,030	5	106	1	0,033	4	110
1995	10	2	0,047	7	182	1	0,051	6	179
1995	11	2	0,044	6	163	1	0,048	5	163
1995	12	2	0,029	5	106	1	0,032	4	109
1996	1	2	0,023	4	81	1	0,025	3	86
1996	2	2	0,016	3	45	1	0,017	2	52
1996	3	2	0,022	4	71	1	0,024	3	76
1996	4	2	0,107	14	385	1	0,117	13	364
1996	5	2	0,154	21	577	1	0,168	20	547
1996	6	2	0,063	9	226	1	0,069	7	218
1996	7	2	0,078	11	295	1	0,085	10	286
1996	8	2	0,013	2	38	1	0,014	2	47
1996	9	2	0,021	4	73	1	0,023	3	78
1996	10	2	0,058	8	225	1	0,063	7	220
1996	11	2	0,342	51	1330	1	0,374	48	1273
1996	12	2	0,137	19	542	1	0,150	17	520
1997	1	2	0,039	6	147	1	0,043	5	148
1997	2	2	0,286	38	992	1	0,313	35	940
1997	3	2	0,125	17	470	1	0,136	16	443
1997	4	2	0,057	8	199	1	0,062	7	194
1997	5	2	0,374	59	1412	1	0,409	55	1330
1997	6	2	0,033	5	114	1	0,036	4	115
1997	7	2	0,020	3	67	1	0,022	3	72
1997	8	2	0,018	3	59	1	0,020	2	66
1997	9	2	0,055	8	208	1	0,060	7	202
1997	10	2	0,069	10	271	1	0,076	8	266
1997	11	2	0,120	16	459	1	0,131	14	445
1997	12	2	0,172	24	678	1	0,188	22	651
1998	1	2	0,254	37	1004	1	0,278	35	963
1998	2	2	0,160	21	574	1	0,175	19	545
1998	3	2	0,094	13	353	1	0,103	12	333
1998	4	2	0,100	13	357	1	0,110	12	342
1998	5	2	0,060	9	223	1	0,066	7	214
1998	6	2	0,087	12	314	1	0,095	10	302
1998	7	2	0,063	9	235	1	0,069	8	230
1998	8	2	0,100	14	387	1	0,110	12	375
1998	9	2	0,104	14	400	1	0,114	12	384
1998	10	2	0,288	43	1156	1	0,316	40	1110
1998	11	2	0,109	14	416	1	0,119	13	403
1998	12	2	0,232	33	919	1	0,254	31	881
1999	1	2	0,337	52	1335	1	0,369	49	1277
1999	2	2	0,074	9	252	1	0,081	8	241
1999	3	2	0,303	46	1148	1	0,332	43	1079
1999	4	2	0,440	69	1598	1	0,481	65	1505
1999	5	2	0,087	12	325	1	0,095	11	310
1999	6	2	0,046	7	163	1	0,051	6	160

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Bottenviken.

År	Månad	Väsebacken-1			Väsebacken-2			Närområde		
		Aro (m <sup>3</sup> /s)	Q (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro (m <sup>3</sup> /s)	Q (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro (m <sup>3</sup> /s)	Q (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	4 0,092	16	388	5 0,065	14	254	3 0,262	34	929
1988	2	4 0,109	18	389	5 0,078	15	253	3 0,313	39	995
1988	3	4 0,022	5	98	5 0,015	11	131	3 0,062	8	218
1988	4	4 0,123	21	456	5 0,087	16	274	3 0,352	47	1124
1988	5	4 0,020	5	95	5 0,014	11	129	3 0,058	8	204
1988	6	4 0,014	4	84	5 0,010	10	120	3 0,040	6	144
1988	7	4 0,050	10	286	5 0,036	12	202	3 0,144	18	502
1988	8	4 0,041	8	202	5 0,029	12	174	3 0,116	15	416
1988	9	4 0,053	10	239	5 0,038	12	192	3 0,151	18	528
1988	10	4 0,075	14	343	5 0,053	14	235	3 0,215	27	774
1988	11	4 0,026	6	115	5 0,018	11	141	3 0,074	9	269
1988	12	4 0,040	8	169	5 0,028	12	165	3 0,114	14	413
1989	1	4 0,063	11	254	5 0,044	7	201	3 0,179	23	639
1989	2	4 0,061	10	233	5 0,044	6	188	3 0,175	20	545
1989	3	4 0,084	15	332	5 0,060	8	226	3 0,241	31	804
1989	4	4 0,047	9	195	5 0,034	6	171	3 0,136	16	442
1989	5	4 0,021	5	113	5 0,015	5	135	3 0,061	8	213
1989	6	4 0,008	3	57	5 0,006	4	102	3 0,023	4	88
1989	7	4 0,006	3	43	5 0,004	4	89	3 0,016	3	67
1989	8	4 0,006	3	57	5 0,004	4	93	3 0,016	4	70
1989	9	4 0,005	3	38	5 0,003	4	82	3 0,014	3	60
1989	10	4 0,008	4	71	5 0,006	4	107	3 0,024	4	97
1989	11	4 0,017	5	96	5 0,012	5	128	3 0,049	7	182
1989	12	4 0,012	4	66	5 0,009	4	114	3 0,035	5	136
1990	1	4 0,046	9	208	5 0,033	5	179	3 0,131	16	471
1990	2	4 0,127	21	460	5 0,090	9	278	3 0,362	45	1110
1990	3	4 0,050	9	202	5 0,036	5	175	3 0,143	18	485
1990	4	4 0,036	7	164	5 0,026	5	157	3 0,104	13	341
1990	5	4 0,005	3	36	5 0,003	3	82	3 0,014	3	58
1990	6	4 0,025	6	156	5 0,018	4	150	3 0,071	9	242
1990	7	4 0,006	3	68	5 0,004	3	98	3 0,017	4	73
1990	8	4 0,010	4	68	5 0,007	3	111	3 0,029	5	113
1990	9	4 0,050	9	237	5 0,035	5	189	3 0,142	17	497
1990	10	4 0,036	7	175	5 0,026	5	166	3 0,104	13	383
1990	11	4 0,046	8	205	5 0,032	5	179	3 0,131	16	462
1990	12	4 0,015	4	75	5 0,010	4	120	3 0,042	6	161
1991	1	4 0,013	4	68	5 0,009	4	115	3 0,037	6	142
1991	2	4 0,021	5	90	5 0,015	4	128	3 0,061	8	199
1991	3	4 0,052	10	214	5 0,037	6	180	3 0,149	19	504
1991	4	4 0,048	9	196	5 0,034	5	172	3 0,137	16	447
1991	5	4 0,009	3	53	5 0,006	4	103	3 0,025	4	95
1991	6	4 0,016	5	120	5 0,011	4	133	3 0,046	6	162
1991	7	4 0,012	4	72	5 0,009	4	115	3 0,034	5	131
1991	8	4 0,009	4	78	5 0,007	4	112	3 0,027	5	106
1991	9	4 0,010	4	86	5 0,007	4	116	3 0,030	5	115
1991	10	4 0,031	6	143	5 0,022	5	153	3 0,088	11	325
1991	11	4 0,063	11	274	5 0,045	6	208	3 0,179	22	629
1991	12	4 0,021	5	103	5 0,015	4	134	3 0,061	8	228
1992	1	4 0,032	7	145	5 0,023	4	154	3 0,093	12	336
1992	2	4 0,022	5	99	5 0,016	4	131	3 0,063	8	211
1992	3	4 0,053	10	217	5 0,038	5	181	3 0,152	19	512
1992	4	4 0,104	18	417	5 0,074	8	257	3 0,299	39	957
1992	5	4 0,045	8	185	5 0,032	5	168	3 0,128	16	435
1992	6	4 0,005	3	35	5 0,003	3	80	3 0,013	3	56
1992	7	4 0,004	3	55	5 0,003	3	84	3 0,013	3	56
1992	8	4 0,005	3	64	5 0,004	3	92	3 0,015	3	65
1992	9	4 0,006	3	51	5 0,004	3	93	3 0,018	4	73
1992	10	4 0,009	4	71	5 0,006	3	108	3 0,025	4	102
1992	11	4 0,069	12	304	5 0,049	6	219	3 0,196	24	687
1992	12	4 0,047	9	201	5 0,033	5	178	3 0,135	17	486
1993	1	4 0,031	6	138	5 0,022	4	151	3 0,090	11	327
1993	2	4 0,029	6	114	5 0,020	4	139	3 0,082	10	262
1993	3	4 0,032	6	134	5 0,023	5	147	3 0,091	12	314
1993	4	4 0,029	6	128	5 0,020	4	143	3 0,082	10	274
1993	5	4 0,008	3	58	5 0,006	3	102	3 0,022	4	87
1993	6	4 0,004	3	40	5 0,003	3	75	3 0,011	3	50
1993	7	4 0,004	3	61	5 0,003	3	83	3 0,012	3	54
1993	8	4 0,029	6	156	5 0,021	5	154	3 0,083	11	302
1993	9	4 0,016	4	84	5 0,011	4	123	3 0,044	6	164
1993	10	4 0,053	10	265	5 0,037	6	201	3 0,151	19	548

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Bottenviken.

År	Månad	Väsebäcken-1				Väsebäcken-2				Närområde			
		Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1993	11	4	0,031	6	150	5	0,022	5	155	3	0,089	11	320
1993	12	4	0,061	11	248	5	0,043	6	199	3	0,174	22	623
1994	1	4	0,034	7	146	5	0,024	6	260	3	0,096	12	349
1994	2	4	0,009	3	49	5	0,006	5	191	3	0,026	4	91
1994	3	4	0,067	12	269	5	0,047	8	309	3	0,191	24	642
1994	4	4	0,109	19	407	5	0,078	10	364	3	0,313	41	1002
1994	5	4	0,018	5	87	5	0,013	5	227	3	0,052	7	184
1994	6	4	0,006	3	48	5	0,004	4	171	3	0,016	3	66
1994	7	4	0,004	3	35	5	0,003	4	154	3	0,013	3	56
1994	8	4	0,009	4	119	5	0,007	5	216	3	0,026	5	105
1994	9	4	0,032	7	188	5	0,023	6	271	3	0,091	11	323
1994	10	4	0,028	6	143	5	0,020	6	256	3	0,081	10	301
1994	11	4	0,049	9	208	5	0,034	7	288	3	0,139	17	491
1994	12	4	0,061	11	273	5	0,043	8	314	3	0,174	22	623
1995	1	4	0,033	7	145	5	0,024	5	250	3	0,096	12	347
1995	2	4	0,090	14	329	5	0,064	8	325	3	0,258	30	796
1995	3	4	0,058	10	240	5	0,041	6	287	3	0,166	21	560
1995	4	4	0,076	13	302	5	0,054	7	311	3	0,218	27	702
1995	5	4	0,055	10	235	5	0,039	6	284	3	0,157	20	528
1995	6	4	0,035	7	186	5	0,025	5	260	3	0,100	12	334
1995	7	4	0,013	4	91	5	0,010	4	212	3	0,038	6	144
1995	8	4	0,006	3	55	5	0,005	4	174	3	0,018	4	77
1995	9	4	0,009	4	67	5	0,006	4	189	3	0,025	4	97
1995	10	4	0,013	4	85	5	0,009	4	211	3	0,038	6	149
1995	11	4	0,013	4	66	5	0,009	4	202	3	0,036	5	137
1995	12	4	0,008	3	50	5	0,006	4	184	3	0,024	4	96
1996	1	4	0,007	3	44	5	0,005	3	121	3	0,019	4	79
1996	2	4	0,005	3	33	5	0,003	3	100	3	0,013	3	54
1996	3	4	0,006	3	41	5	0,004	3	118	3	0,018	4	71
1996	4	4	0,030	6	129	5	0,022	4	177	3	0,087	11	289
1996	5	4	0,044	8	200	5	0,031	5	205	3	0,126	16	426
1996	6	4	0,018	5	99	5	0,013	4	160	3	0,051	7	179
1996	7	4	0,022	5	116	5	0,016	4	170	3	0,064	8	230
1996	8	4	0,004	3	50	5	0,003	3	97	3	0,011	3	50
1996	9	4	0,006	3	67	5	0,004	3	123	3	0,018	4	73
1996	10	4	0,016	5	98	5	0,012	4	160	3	0,047	7	180
1996	11	4	0,098	17	407	5	0,069	8	297	3	0,279	36	971
1996	12	4	0,039	7	167	5	0,028	5	197	3	0,112	14	405
1997	1	4	0,011	4	62	5	0,008	4	116	3	0,032	5	126
1997	2	4	0,082	13	286	5	0,058	7	217	3	0,233	27	721
1997	3	4	0,036	7	150	5	0,025	5	160	3	0,102	13	348
1997	4	4	0,016	4	78	5	0,012	4	126	3	0,047	6	161
1997	5	4	0,107	19	437	5	0,076	9	271	3	0,305	41	1015
1997	6	4	0,010	4	70	5	0,007	3	114	3	0,027	5	101
1997	7	4	0,006	3	51	5	0,004	3	96	3	0,016	4	69
1997	8	4	0,005	4	87	5	0,004	3	101	3	0,015	3	64
1997	9	4	0,016	5	102	5	0,011	4	134	3	0,045	6	167
1997	10	4	0,020	5	119	5	0,014	4	143	3	0,057	8	214
1997	11	4	0,034	7	172	5	0,024	5	168	3	0,098	12	349
1997	12	4	0,049	9	203	5	0,035	5	186	3	0,140	17	504
1998	1	4	0,073	13	291	5	0,052	7	222	3	0,208	26	738
1998	2	4	0,046	8	175	5	0,032	5	171	3	0,131	15	424
1998	3	4	0,027	6	119	5	0,019	4	146	3	0,077	10	265
1998	4	4	0,029	6	120	5	0,020	4	147	3	0,082	10	272
1998	5	4	0,017	5	119	5	0,012	4	139	3	0,049	7	176
1998	6	4	0,025	6	124	5	0,018	4	146	3	0,071	9	242
1998	7	4	0,018	5	98	5	0,013	4	134	3	0,051	7	188
1998	8	4	0,029	7	181	5	0,020	5	167	3	0,082	10	296
1998	9	4	0,030	6	154	5	0,021	4	160	3	0,085	11	303
1998	10	4	0,082	15	356	5	0,058	7	248	3	0,235	30	848
1998	11	4	0,031	7	160	5	0,022	5	163	3	0,089	11	318
1998	12	4	0,066	12	268	5	0,047	6	213	3	0,189	24	676
1999	1	4	0,096	17	379	5	0,068	8	259	3	0,275	37	974
1999	2	4	0,021	5	89	5	0,015	4	133	3	0,060	7	196
1999	3	4	0,087	15	331	5	0,061	7	233	3	0,248	32	826
1999	4	4	0,126	22	450	5	0,089	9	279	3	0,359	48	1147
1999	5	4	0,025	6	147	5	0,018	4	153	3	0,071	9	248
1999	6	4	0,013	4	83	5	0,009	4	124	3	0,038	6	135

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Arnöfjorden.

År	Månad	Glumman				Silkestabäcken				Närområde			
		Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	7	3,98	747	18053	18	0,29	40	1120	6	0,30	54	1328
1988	2	7	4,74	849	19715	18	0,34	46	1207	6	0,36	61	1439
1988	3	7	0,94	185	4030	18	0,07	9	256	6	0,07	12	314
1988	4	7	5,33	1017	22580	18	0,38	55	1368	6	0,41	74	1638
1988	5	7	0,88	175	3742	18	0,06	9	239	6	0,07	12	294
1988	6	7	0,61	130	2469	18	0,04	6	164	6	0,05	9	205
1988	7	7	2,18	392	9689	18	0,16	21	602	6	0,17	28	721
1988	8	7	1,77	320	7893	18	0,13	17	496	6	0,13	22	595
1988	9	7	2,29	399	10054	18	0,17	21	631	6	0,18	28	752
1988	10	7	3,25	596	14881	18	0,23	32	930	6	0,25	43	1102
1988	11	7	1,13	208	4874	18	0,08	10	315	6	0,09	14	380
1988	12	7	1,73	313	7775	18	0,12	16	491	6	0,13	22	587
1989	1	7	2,72	491	12288	18	0,20	26	767	6	0,21	35	912
1989	2	7	2,66	432	10612	18	0,19	23	655	6	0,20	31	786
1989	3	7	3,65	677	16002	18	0,26	36	975	6	0,28	49	1169
1989	4	7	2,05	358	8638	18	0,15	19	531	6	0,16	25	642
1989	5	7	0,92	181	3916	18	0,07	9	249	6	0,07	12	306
1989	6	7	0,35	89	1301	18	0,03	4	96	6	0,03	6	124
1989	7	7	0,24	70	822	18	0,02	3	69	6	0,02	5	93
1989	8	7	0,25	71	868	18	0,02	4	73	6	0,02	5	97
1989	9	7	0,21	62	675	18	0,02	3	61	6	0,02	4	83
1989	10	7	0,36	92	1429	18	0,03	4	106	6	0,03	6	136
1989	11	7	0,74	150	3140	18	0,05	7	209	6	0,06	10	256
1989	12	7	0,53	120	2229	18	0,04	6	153	6	0,04	8	191
1990	1	7	1,99	358	8954	18	0,14	19	563	6	0,15	25	672
1990	2	7	5,49	969	22033	18	0,40	53	1347	6	0,42	70	1605
1990	3	7	2,17	391	9484	18	0,16	21	583	6	0,17	28	703
1990	4	7	1,57	278	6570	18	0,11	14	407	6	0,12	19	494
1990	5	7	0,21	63	674	18	0,02	3	59	6	0,02	4	81
1990	6	7	1,07	200	4482	18	0,08	10	284	6	0,08	14	347
1990	7	7	0,27	75	948	18	0,02	4	77	6	0,02	5	101
1990	8	7	0,44	105	1787	18	0,03	5	126	6	0,03	7	159
1990	9	7	2,16	375	9439	18	0,16	20	593	6	0,16	26	708
1990	10	7	1,58	288	7177	18	0,11	15	455	6	0,12	20	544
1990	11	7	1,98	346	8656	18	0,14	18	550	6	0,15	24	656
1990	12	7	0,64	137	2710	18	0,05	7	184	6	0,05	9	227
1991	1	7	0,56	124	2287	18	0,04	6	161	6	0,04	8	200
1991	2	7	0,93	168	3528	18	0,07	8	232	6	0,07	11	285
1991	3	7	2,26	407	10086	18	0,16	21	606	6	0,17	29	731
1991	4	7	2,08	362	8745	18	0,15	19	537	6	0,16	25	649
1991	5	7	0,38	95	1395	18	0,03	5	105	6	0,03	6	135
1991	6	7	0,70	143	2864	18	0,05	7	187	6	0,05	9	232
1991	7	7	0,52	119	2119	18	0,04	6	148	6	0,04	8	185
1991	8	7	0,41	100	1641	18	0,03	5	118	6	0,03	7	149
1991	9	7	0,45	105	1880	18	0,03	5	128	6	0,03	7	161
1991	10	7	1,33	247	6047	18	0,10	13	384	6	0,10	17	461
1991	11	7	2,72	475	11950	18	0,20	25	754	6	0,21	34	894
1991	12	7	0,93	182	4114	18	0,07	9	266	6	0,07	12	323
1992	1	7	1,40	259	6288	18	0,10	13	398	6	0,11	18	479
1992	2	7	0,95	177	3887	18	0,07	9	246	6	0,07	12	302
1992	3	7	2,30	414	10370	18	0,17	22	616	6	0,18	29	742
1992	4	7	4,53	836	19646	18	0,33	45	1163	6	0,35	61	1394
1992	5	7	1,94	350	8404	18	0,14	18	522	6	0,15	25	630
1992	6	7	0,20	60	623	18	0,01	3	56	6	0,02	4	77
1992	7	7	0,19	59	626	18	0,01	3	56	6	0,01	4	77
1992	8	7	0,23	67	780	18	0,02	3	67	6	0,02	5	89
1992	9	7	0,27	74	902	18	0,02	4	77	6	0,02	5	101
1992	10	7	0,38	95	1523	18	0,03	5	112	6	0,03	6	142
1992	11	7	2,97	522	13367	18	0,21	28	824	6	0,23	37	977
1992	12	7	2,04	368	9486	18	0,15	19	580	6	0,16	26	692
1993	1	7	1,36	252	6037	18	0,10	13	387	6	0,10	17	466
1993	2	7	1,24	213	4796	18	0,09	11	309	6	0,10	15	376
1993	3	7	1,39	256	5969	18	0,10	13	374	6	0,11	18	454
1993	4	7	1,25	227	5282	18	0,09	12	325	6	0,10	16	397
1993	5	7	0,34	88	1298	18	0,02	4	94	6	0,03	6	123
1993	6	7	0,17	53	511	18	0,01	3	49	6	0,01	4	69
1993	7	7	0,18	57	550	18	0,01	3	53	6	0,01	4	74
1993	8	7	1,26	236	5535	18	0,09	12	357	6	0,10	16	430
1993	9	7	0,67	139	2752	18	0,05	7	189	6	0,05	9	232
1993	10	7	2,29	411	10468	18	0,16	22	655	6	0,17	29	779

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Arnöfjorden.

År	Månad	Glumman				Silkestabäcken				Närområde			
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1993	11	7	1,35	244	6094	18	0,10	12	378	6	0,10	17	454
1993	12	7	2,64	476	12072	18	0,19	25	747	6	0,20	34	888
1994	1	7	1,46	268	6464	18	0,11	14	414	6	0,11	18	497
1994	2	7	0,39	91	1297	18	0,03	4	100	6	0,03	6	129
1994	3	7	2,90	526	12680	18	0,21	28	776	6	0,22	38	932
1994	4	7	4,74	884	20167	18	0,34	48	1218	6	0,36	64	1459
1994	5	7	0,79	160	3272	18	0,06	8	214	6	0,06	11	265
1994	6	7	0,25	69	802	18	0,02	3	68	6	0,02	5	91
1994	7	7	0,19	60	588	18	0,01	3	56	6	0,02	4	78
1994	8	7	0,40	99	1633	18	0,03	5	116	6	0,03	7	148
1994	9	7	1,38	248	6035	18	0,10	13	382	6	0,11	17	459
1994	10	7	1,23	230	5495	18	0,09	12	354	6	0,09	16	426
1994	11	7	2,11	367	9229	18	0,15	19	585	6	0,16	26	697
1994	12	7	2,64	476	12110	18	0,19	25	747	6	0,20	34	888
1995	1	7	1,45	266	6625	18	0,10	14	411	6	0,11	18	494
1995	2	7	3,91	654	15672	18	0,28	35	963	6	0,30	47	1150
1995	3	7	2,52	454	11196	18	0,18	24	675	6	0,19	32	812
1995	4	7	3,30	585	13944	18	0,24	31	850	6	0,25	42	1022
1995	5	7	2,37	427	10342	18	0,17	23	636	6	0,18	30	766
1995	6	7	1,51	268	6420	18	0,11	14	398	6	0,12	19	482
1995	7	7	0,58	129	2459	18	0,04	6	164	6	0,04	8	205
1995	8	7	0,28	77	969	18	0,02	4	81	6	0,02	5	106
1995	9	7	0,37	93	1400	18	0,03	4	107	6	0,03	6	136
1995	10	7	0,58	128	2553	18	0,04	6	169	6	0,04	8	209
1995	11	7	0,55	120	2230	18	0,04	6	155	6	0,04	8	192
1995	12	7	0,36	92	1412	18	0,03	4	105	6	0,03	6	134
1996	1	7	0,29	79	1032	18	0,02	4	84	6	0,02	5	110
1996	2	7	0,20	57	544	18	0,01	3	53	6	0,02	4	74
1996	3	7	0,27	75	894	18	0,02	4	76	6	0,02	5	100
1996	4	7	1,32	238	5575	18	0,10	12	343	6	0,10	16	418
1996	5	7	1,90	344	8281	18	0,14	18	511	6	0,15	24	618
1996	6	7	0,78	155	3237	18	0,06	8	207	6	0,06	10	256
1996	7	7	0,96	188	4132	18	0,07	9	269	6	0,07	13	328
1996	8	7	0,16	52	457	18	0,01	3	48	6	0,01	4	68
1996	9	7	0,27	73	939	18	0,02	4	76	6	0,02	5	101
1996	10	7	0,71	149	3153	18	0,05	7	208	6	0,05	10	254
1996	11	7	4,23	772	18885	18	0,30	42	1169	6	0,32	56	1382
1996	12	7	1,70	308	7715	18	0,12	16	482	6	0,13	21	577
1997	1	7	0,49	113	1986	18	0,04	5	141	6	0,04	7	177
1997	2	7	3,54	585	14261	18	0,25	31	871	6	0,27	42	1041
1997	3	7	1,54	282	6858	18	0,11	15	416	6	0,12	20	504
1997	4	7	0,71	144	2772	18	0,05	7	186	6	0,05	10	231
1997	5	7	4,62	891	20335	18	0,33	48	1234	6	0,35	65	1476
1997	6	7	0,41	99	1546	18	0,03	5	112	6	0,03	6	143
1997	7	7	0,25	72	832	18	0,02	4	72	6	0,02	5	96
1997	8	7	0,22	66	720	18	0,02	3	66	6	0,02	5	88
1997	9	7	0,68	141	2976	18	0,05	7	191	6	0,05	9	235
1997	10	7	0,86	172	3796	18	0,06	9	249	6	0,07	11	302
1997	11	7	1,48	264	6467	18	0,11	14	412	6	0,11	18	494
1997	12	7	2,12	382	9597	18	0,15	20	602	6	0,16	27	718
1998	1	7	3,15	575	14191	18	0,23	31	887	6	0,24	41	1054
1998	2	7	1,98	335	8257	18	0,14	17	508	6	0,15	23	611
1998	3	7	1,16	220	5159	18	0,08	11	314	6	0,09	15	383
1998	4	7	1,24	226	5059	18	0,09	11	322	6	0,09	15	394
1998	5	7	0,75	155	3188	18	0,05	8	204	6	0,06	10	253
1998	6	7	1,07	200	4438	18	0,08	10	285	6	0,08	14	348
1998	7	7	0,78	159	3279	18	0,06	8	218	6	0,06	11	268
1998	8	7	1,24	232	5426	18	0,09	12	350	6	0,09	16	422
1998	9	7	1,29	234	5726	18	0,09	12	357	6	0,10	16	430
1998	10	7	3,57	660	16343	18	0,26	36	1020	6	0,27	48	1207
1998	11	7	1,34	242	5856	18	0,10	12	375	6	0,10	17	450
1998	12	7	2,87	520	13019	18	0,21	28	812	6	0,22	37	965
1999	1	7	4,17	790	18888	18	0,30	43	1175	6	0,32	57	1392
1999	2	7	0,91	166	3613	18	0,07	8	228	6	0,07	11	281
1999	3	7	3,75	699	16627	18	0,27	38	1002	6	0,29	50	1201
1999	4	7	5,44	1043	22947	18	0,39	57	1397	6	0,41	76	1671
1999	5	7	1,08	207	4667	18	0,08	10	292	6	0,08	14	357
1999	6	7	0,57	124	2253	18	0,04	6	154	6	0,04	8	193

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Skattkärrsviken.

År	Månad	Stordiket			Råbäcken			Närområde					
		Aro (m3/s)	Q (kg/mån)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro (m3/s)	Q (kg/mån)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro (m3/s)	Q (kg/mån)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	22	0,580	136	3247	26	0,275	28	755	21	0,356	56	1274
1988	2	22	0,692	154	3555	26	0,328	31	789	21	0,425	61	1263
1988	3	22	0,138	40	824	26	0,065	8	180	21	0,084	20	327
1988	4	22	0,777	183	4071	26	0,369	37	873	21	0,478	72	1463
1988	5	22	0,128	38	774	26	0,061	8	169	21	0,079	20	318
1988	6	22	0,089	31	553	26	0,042	7	123	21	0,055	17	283
1988	7	22	0,318	75	1805	26	0,151	16	406	21	0,195	36	930
1988	8	22	0,257	63	1490	26	0,122	13	343	21	0,158	30	668
1988	9	22	0,335	76	1861	26	0,159	16	436	21	0,206	34	790
1988	10	22	0,474	110	2692	26	0,225	23	637	21	0,291	47	1132
1988	11	22	0,164	44	965	26	0,078	9	228	21	0,101	21	392
1988	12	22	0,252	62	1467	26	0,119	13	342	21	0,155	28	566
1989	1	22	0,396	92	2249	26	0,188	19	523	21	0,243	39	842
1989	2	22	0,388	82	1968	26	0,184	17	437	21	0,238	36	762
1989	3	22	0,532	124	2916	26	0,252	25	631	21	0,327	51	1074
1989	4	22	0,300	69	1630	26	0,142	14	351	21	0,184	31	637
1989	5	22	0,134	39	804	26	0,063	8	176	21	0,082	21	374
1989	6	22	0,051	24	352	26	0,024	5	79	21	0,031	15	195
1989	7	22	0,035	21	270	26	0,017	5	62	21	0,021	13	150
1989	8	22	0,036	21	278	26	0,017	5	65	21	0,022	14	193
1989	9	22	0,031	20	241	26	0,015	4	58	21	0,019	13	134
1989	10	22	0,052	25	374	26	0,025	5	89	21	0,032	15	240
1989	11	22	0,108	34	667	26	0,051	7	158	21	0,067	18	326
1989	12	22	0,077	29	511	26	0,037	6	120	21	0,047	16	227
1990	1	22	0,290	69	1672	26	0,137	14	389	21	0,178	31	689
1990	2	22	0,800	174	3960	26	0,379	35	878	21	0,492	70	1489
1990	3	22	0,317	75	1776	26	0,150	15	385	21	0,195	33	660
1990	4	22	0,229	56	1268	26	0,109	12	274	21	0,141	27	538
1990	5	22	0,030	20	241	26	0,014	5	55	21	0,019	13	127
1990	6	22	0,156	42	902	26	0,074	9	200	21	0,096	23	513
1990	7	22	0,039	22	291	26	0,018	5	67	21	0,024	14	226
1990	8	22	0,064	27	435	26	0,030	6	101	21	0,039	16	232
1990	9	22	0,314	72	1754	26	0,149	15	411	21	0,193	33	783
1990	10	22	0,230	57	1357	26	0,109	12	321	21	0,142	27	587
1990	11	22	0,289	67	1626	26	0,137	14	385	21	0,177	31	682
1990	12	22	0,093	32	597	26	0,044	7	140	21	0,057	17	258
1991	1	22	0,081	30	533	26	0,039	6	125	21	0,050	16	233
1991	2	22	0,135	37	747	26	0,064	8	167	21	0,083	19	363
1991	3	22	0,330	78	1845	26	0,156	16	400	21	0,203	34	702
1991	4	22	0,303	70	1647	26	0,144	14	355	21	0,186	31	638
1991	5	22	0,055	25	380	26	0,026	5	85	21	0,034	15	183
1991	6	22	0,102	33	620	26	0,048	7	138	21	0,063	19	398
1991	7	22	0,076	29	501	26	0,036	6	114	21	0,047	16	246
1991	8	22	0,059	26	410	26	0,028	6	95	21	0,036	16	262
1991	9	22	0,066	27	438	26	0,031	6	103	21	0,041	16	290
1991	10	22	0,194	50	1159	26	0,092	11	274	21	0,119	24	482
1991	11	22	0,396	89	2196	26	0,188	18	520	21	0,244	39	908
1991	12	22	0,135	39	830	26	0,064	8	194	21	0,083	20	350
1992	1	22	0,204	52	1207	26	0,097	11	281	21	0,126	25	486
1992	2	22	0,139	38	788	26	0,066	8	176	21	0,085	20	333
1992	3	22	0,335	79	1874	26	0,159	16	406	21	0,206	35	713
1992	4	22	0,660	152	3474	26	0,313	31	745	21	0,406	62	1348
1992	5	22	0,283	68	1598	26	0,134	14	347	21	0,174	30	605
1992	6	22	0,029	20	230	26	0,014	4	53	21	0,018	12	122
1992	7	22	0,028	20	227	26	0,013	4	53	21	0,017	13	184
1992	8	22	0,033	21	259	26	0,016	5	61	21	0,020	14	213
1992	9	22	0,039	22	288	26	0,018	5	68	21	0,024	14	174
1992	10	22	0,055	25	390	26	0,026	5	93	21	0,034	15	240
1992	11	22	0,434	98	2393	26	0,206	20	566	21	0,266	42	1009
1992	12	22	0,298	71	1719	26	0,141	15	401	21	0,183	32	674
1993	1	22	0,199	51	1175	26	0,094	11	273	21	0,122	24	461
1993	2	22	0,181	45	971	26	0,086	9	217	21	0,111	22	380
1993	3	22	0,202	52	1167	26	0,096	11	254	21	0,124	24	443
1993	4	22	0,182	47	1029	26	0,086	10	223	21	0,112	23	424
1993	5	22	0,049	24	349	26	0,023	5	78	21	0,030	15	198
1993	6	22	0,025	19	206	26	0,012	4	48	21	0,016	12	135
1993	7	22	0,026	19	220	26	0,013	4	51	21	0,016	13	200
1993	8	22	0,184	49	1093	26	0,087	10	252	21	0,113	24	516
1993	9	22	0,098	32	610	26	0,047	7	143	21	0,060	18	284
1993	10	22	0,333	79	1921	26	0,158	16	455	21	0,205	36	878

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Skattkärrsviken.

År	Månad	Stordicket			Råbäcken				Närområdet				
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1993	11	22	0,197	50	1141	26	0,094	10	270	21	0,121	24	508
1993	12	22	0,385	90	2190	26	0,182	18	511	21	0,236	38	823
1994	1	22	0,213	54	1251	26	0,101	11	291	21	0,131	25	488
1994	2	22	0,057	24	361	26	0,027	5	82	21	0,035	14	168
1994	3	22	0,423	98	2337	26	0,200	20	506	21	0,260	42	872
1994	4	22	0,692	160	3634	26	0,328	32	779	21	0,425	64	1309
1994	5	22	0,115	36	702	26	0,054	8	154	21	0,070	19	292
1994	6	22	0,036	21	267	26	0,017	5	61	21	0,022	13	165
1994	7	22	0,028	20	230	26	0,013	4	54	21	0,017	12	122
1994	8	22	0,059	26	406	26	0,028	6	94	21	0,036	18	389
1994	9	22	0,201	51	1157	26	0,095	11	271	21	0,124	26	625
1994	10	22	0,179	47	1074	26	0,085	10	254	21	0,110	23	481
1994	11	22	0,307	71	1723	26	0,146	15	408	21	0,189	32	693
1994	12	22	0,385	90	2190	26	0,182	18	511	21	0,236	39	904
1995	1	22	0,211	54	1244	26	0,100	11	289	21	0,130	25	489
1995	2	22	0,571	120	2853	26	0,271	25	633	21	0,351	50	1071
1995	3	22	0,368	86	2045	26	0,174	18	443	21	0,226	37	782
1995	4	22	0,482	108	2562	26	0,228	22	550	21	0,296	46	974
1995	5	22	0,346	81	1931	26	0,164	17	418	21	0,213	36	764
1995	6	22	0,220	54	1231	26	0,104	11	272	21	0,135	27	611
1995	7	22	0,085	30	549	26	0,040	7	125	21	0,052	18	306
1995	8	22	0,040	22	303	26	0,019	5	71	21	0,025	14	186
1995	9	22	0,055	25	376	26	0,026	5	89	21	0,034	15	228
1995	10	22	0,084	30	554	26	0,040	6	131	21	0,052	17	291
1995	11	22	0,079	29	512	26	0,038	6	121	21	0,049	16	229
1995	12	22	0,052	25	372	26	0,025	5	88	21	0,032	14	177
1996	1	22	0,042	23	311	26	0,020	5	73	21	0,026	14	153
1996	2	22	0,028	19	220	26	0,014	4	51	21	0,018	12	116
1996	3	22	0,039	22	292	26	0,019	5	66	21	0,024	13	142
1996	4	22	0,192	49	1080	26	0,091	10	233	21	0,118	24	428
1996	5	22	0,278	67	1568	26	0,132	14	340	21	0,171	31	653
1996	6	22	0,113	35	678	26	0,054	7	151	21	0,069	19	333
1996	7	22	0,141	40	850	26	0,067	9	192	21	0,086	21	387
1996	8	22	0,023	19	201	26	0,011	4	48	21	0,014	13	165
1996	9	22	0,039	22	287	26	0,018	5	68	21	0,024	14	225
1996	10	22	0,104	34	662	26	0,049	7	157	21	0,064	18	334
1996	11	22	0,617	141	3362	26	0,292	29	796	21	0,379	58	1344
1996	12	22	0,247	61	1442	26	0,117	13	337	21	0,152	28	559
1997	1	22	0,071	28	477	26	0,034	6	112	21	0,044	16	214
1997	2	22	0,516	108	2589	26	0,245	22	575	21	0,317	45	935
1997	3	22	0,225	56	1289	26	0,107	12	280	21	0,138	26	498
1997	4	22	0,103	33	620	26	0,049	7	135	21	0,063	18	262
1997	5	22	0,674	161	3669	26	0,320	33	793	21	0,414	65	1406
1997	6	22	0,060	26	400	26	0,029	6	90	21	0,037	15	235
1997	7	22	0,036	22	278	26	0,017	5	64	21	0,022	14	173
1997	8	22	0,032	21	256	26	0,015	5	60	21	0,020	15	281
1997	9	22	0,099	32	617	26	0,047	7	145	21	0,061	18	346
1997	10	22	0,125	38	778	26	0,059	8	184	21	0,077	20	402
1997	11	22	0,216	53	1238	26	0,102	11	293	21	0,133	26	574
1997	12	22	0,309	73	1781	26	0,147	15	416	21	0,190	32	677
1998	1	22	0,459	107	2590	26	0,217	22	602	21	0,282	44	959
1998	2	22	0,289	65	1543	26	0,137	14	343	21	0,178	29	578
1998	3	22	0,169	46	994	26	0,080	10	216	21	0,104	22	398
1998	4	22	0,181	47	1020	26	0,086	10	221	21	0,111	23	397
1998	5	22	0,109	35	673	26	0,052	7	147	21	0,067	20	394
1998	6	22	0,156	42	902	26	0,074	9	200	21	0,096	22	411
1998	7	22	0,113	35	703	26	0,054	8	159	21	0,070	19	327
1998	8	22	0,181	48	1074	26	0,086	10	247	21	0,111	25	595
1998	9	22	0,188	48	1088	26	0,089	10	255	21	0,116	24	516
1998	10	22	0,520	121	2944	26	0,247	25	697	21	0,320	50	1175
1998	11	22	0,196	50	1133	26	0,093	10	268	21	0,120	25	536
1998	12	22	0,418	97	2373	26	0,198	20	554	21	0,257	41	886
1999	1	22	0,608	144	3403	26	0,289	29	791	21	0,374	57	1245
1999	2	22	0,133	37	737	26	0,063	8	165	21	0,082	19	303
1999	3	22	0,547	128	2996	26	0,259	26	648	21	0,336	52	1071
1999	4	22	0,793	187	4154	26	0,376	38	891	21	0,488	73	1444
1999	5	22	0,157	43	930	26	0,075	9	203	21	0,097	23	483
1999	6	22	0,083	30	522	26	0,040	6	117	21	0,051	17	279

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve i Alsterälven.

Alsterälven											
År	Månad	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	År	Månad	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	27	6,324	608	14050	1993	10	27	3,891	359	8212
1988	2	27	6,811	611	13604	1993	11	27	3,697	327	8657
1988	3	27	4,865	459	9599	1993	12	27	5,351	498	12835
1988	4	27	8,270	786	17382	1994	1	27	4,865	453	9387
1988	5	27	5,838	557	12041	1994	2	27	3,892	322	5438
1988	6	27	1,459	116	1506	1994	3	27	5,351	502	10774
1988	7	27	2,433	225	3710	1994	4	27	12,648	1284	29031
1988	8	27	3,405	318	6212	1994	5	27	3,891	359	6564
1988	9	27	4,378	399	8514	1994	6	27	1,264	94	1289
1988	10	27	3,891	366	7672	1994	7	27	0,584	47	460
1988	11	27	4,378	397	8490	1994	8	27	0,389	35	289
1988	12	27	1,946	172	2443	1994	9	27	1,751	145	2187
1989	1	27	4,378	408	8768	1994	10	27	2,141	189	2875
1989	2	27	4,379	368	7460	1994	11	27	2,919	256	4402
1989	3	27	7,784	759	16922	1994	12	27	3,891	360	9139
1989	4	27	5,351	488	10385	1995	1	27	5,157	479	12638
1989	5	27	3,502	324	6212	1995	2	27	5,351	448	9594
1989	6	27	1,168	85	1222	1995	3	27	5,838	548	14321
1989	7	27	0,487	42	400	1995	4	27	8,270	776	17208
1989	8	27	0,779	57	856	1995	5	27	9,243	915	20219
1989	9	27	0,779	55	807	1995	6	27	4,378	392	8787
1989	10	27	0,487	42	427	1995	7	27	1,946	169	2515
1989	11	27	1,459	115	1547	1995	8	27	1,265	99	1180
1989	12	27	0,973	70	1064	1995	9	27	0,973	68	933
1990	1	27	2,918	265	4915	1995	10	27	1,168	89	1524
1990	2	27	9,730	866	19846	1995	11	27	1,459	114	1516
1990	3	27	8,756	861	19272	1995	12	27	1,557	129	1639
1990	4	27	4,865	438	9232	1996	1	27	0,876	62	869
1990	5	27	1,460	120	1520	1996	2	27	0,681	50	553
1990	6	27	0,681	53	731	1996	3	27	0,584	48	407
1990	7	27	0,973	72	1092	1996	4	27	0,876	60	1098
1990	8	27	0,779	57	846	1996	5	27	3,891	356	7146
1990	9	27	1,946	164	2373	1996	6	27	2,432	209	3706
1990	10	27	2,918	265	5173	1996	7	27	2,918	263	4350
1990	11	27	3,892	347	6768	1996	8	27	0,779	57	801
1990	12	27	3,405	311	5903	1996	9	27	0,681	52	787
1991	1	27	4,378	411	7771	1996	10	27	1,460	119	1757
1991	2	27	2,919	241	3527	1996	11	27	8,757	827	21922
1991	3	27	5,838	556	14751	1996	12	27	5,351	497	12530
1991	4	27	6,811	634	13976	1997	1	27	1,946	169	2206
1991	5	27	1,460	120	1232	1997	2	27	1,947	150	2348
1991	6	27	1,655	137	1777	1997	3	27	3,891	357	8847
1991	7	27	2,433	221	3164	1997	4	27	2,432	209	2748
1991	8	27	0,973	71	1098	1997	5	27	9,729	974	22400
1991	9	27	1,264	95	1643	1997	6	27	2,432	210	3098
1991	10	27	3,405	316	6693	1997	7	27	0,973	71	929
1991	11	27	5,838	538	11681	1997	8	27	0,584	48	544
1991	12	27	2,918	269	5116	1997	9	27	0,583	47	785
1992	1	27	2,918	267	5023	1997	10	27	0,973	71	1143
1992	2	27	2,140	177	2784	1997	11	27	2,919	256	4824
1992	3	27	4,865	457	13415	1997	12	27	4,865	451	10215
1992	4	27	5,838	537	17367	1998	1	27	6,811	648	14431
1992	5	27	6,811	654	13622	1998	2	27	4,697	405	9535
1992	6	27	0,973	68	1014	1998	3	27	4,378	404	10221
1992	7	27	0,487	42	481	1998	4	27	2,919	255	3753
1992	8	27	0,487	42	462	1998	5	27	2,918	266	5075
1992	9	27	0,681	51	608	1998	6	27	1,751	144	1770
1992	10	27	0,487	42	426	1998	7	27	1,946	169	2145
1992	11	27	2,432	213	4724	1998	8	27	2,141	190	2634
1992	12	27	5,059	476	13616	1998	9	27	2,919	256	5841
1993	1	27	2,918	263	4511	1998	10	27	4,378	405	9073
1993	2	27	2,724	219	3030	1998	11	27	4,865	437	9983
1993	3	27	2,433	217	3302	1998	12	27	4,378	404	8906
1993	4	27	2,725	237	4572	1999	1	27	7,298	699	15694
1993	5	27	1,946	169	2482	1999	2	27	3,892	321	7124
1993	6	27	0,973	68	1078	1999	3	27	2,918	264	6002
1993	7	27	0,973	72	1007	1999	4	27	11,676	1161	23832
1993	8	27	3,891	358	6757	1999	5	27	4,378	406	8909
1993	9	27	2,725	237	3697	1999	6	27	2,432	210	3098



## Bilaga5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Kattviken.

Ar	Månad	Kattviksbäcken				Närområde			
		Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	35	0,170	17	496	34	0,012	3	37
1988	2	35	0,203	18	469	34	0,015	3	38
1988	3	35	0,040	4	99	34	0,003	1	14
1988	4	35	0,228	22	555	34	0,017	3	42
1988	5	35	0,038	4	97	34	0,003	1	13
1988	6	35	0,026	4	91	34	0,002	1	11
1988	7	35	0,093	11	394	34	0,007	2	23
1988	8	35	0,076	8	256	34	0,005	2	20
1988	9	35	0,098	10	303	34	0,007	2	24
1988	10	35	0,139	14	449	34	0,010	2	32
1988	11	35	0,048	5	126	34	0,003	1	16
1988	12	35	0,074	7	196	34	0,005	1	20
1989	1	35	0,116	11	306	34	0,008	2	27
1989	2	35	0,114	10	279	34	0,008	2	24
1989	3	35	0,156	15	401	34	0,011	2	32
1989	4	35	0,088	8	229	34	0,006	2	21
1989	5	35	0,039	5	128	34	0,003	1	14
1989	6	35	0,015	3	53	34	0,001	1	10
1989	7	35	0,010	2	33	34	0,001	1	9
1989	8	35	0,011	3	55	34	0,001	1	9
1989	9	35	0,009	2	26	34	0,001	1	9
1989	10	35	0,015	3	76	34	0,001	1	10
1989	11	35	0,032	4	108	34	0,002	1	13
1989	12	35	0,023	3	61	34	0,002	1	11
1990	1	35	0,085	8	256	34	0,006	2	22
1990	2	35	0,235	22	577	34	0,017	3	42
1990	3	35	0,093	9	232	34	0,007	2	22
1990	4	35	0,067	7	195	34	0,005	1	18
1990	5	35	0,009	2	23	34	0,001	1	8
1990	6	35	0,046	6	205	34	0,003	1	14
1990	7	35	0,011	3	73	34	0,001	1	9
1990	8	35	0,019	3	68	34	0,001	1	10
1990	9	35	0,092	9	306	34	0,007	2	23
1990	10	35	0,068	7	216	34	0,005	1	19
1990	11	35	0,085	8	255	34	0,006	2	22
1990	12	35	0,027	3	73	34	0,002	1	12
1991	1	35	0,024	3	64	34	0,002	1	11
1991	2	35	0,040	4	91	34	0,003	1	13
1991	3	35	0,097	9	251	34	0,007	2	23
1991	4	35	0,089	8	228	34	0,006	2	21
1991	5	35	0,016	3	45	34	0,001	1	10
1991	6	35	0,030	5	154	34	0,002	1	12
1991	7	35	0,022	3	73	34	0,002	1	11
1991	8	35	0,017	3	87	34	0,001	1	10
1991	9	35	0,019	3	101	34	0,001	1	11
1991	10	35	0,057	6	166	34	0,004	1	17
1991	11	35	0,116	11	350	34	0,008	2	27
1991	12	35	0,040	4	111	34	0,003	1	14
1992	1	35	0,060	6	166	34	0,004	1	18
1992	2	35	0,041	4	104	34	0,003	1	14
1992	3	35	0,098	9	253	34	0,007	2	23
1992	4	35	0,194	19	524	34	0,014	3	37
1992	5	35	0,083	8	212	34	0,006	2	20
1992	6	35	0,009	2	21	34	0,001	1	8
1992	7	35	0,008	2	51	34	0,001	1	8
1992	8	35	0,010	3	66	34	0,001	1	9
1992	9	35	0,011	2	45	34	0,001	1	9
1992	10	35	0,016	3	76	34	0,001	1	10
1992	11	35	0,127	12	395	34	0,009	2	29
1992	12	35	0,088	8	240	34	0,006	2	22
1993	1	35	0,058	6	154	34	0,004	1	17
1993	2	35	0,053	5	121	34	0,004	1	15
1993	3	35	0,059	6	144	34	0,004	1	17
1993	4	35	0,054	6	142	34	0,004	1	15
1993	5	35	0,014	3	55	34	0,001	1	9
1993	6	35	0,007	2	28	34	0,001	1	8
1993	7	35	0,008	2	60	34	0,001	1	8
1993	8	35	0,054	6	193	34	0,004	1	17
1993	9	35	0,029	4	88	34	0,002	1	12
1993	10	35	0,098	10	351	34	0,007	2	25
1993	11	35	0,058	6	182	34	0,004	1	17
1993	12	35	0,113	11	297	34	0,008	2	27
1994	1	35	0,062	6	165	34	0,005	1	18
1994	2	35	0,017	2	38	34	0,001	1	10
1994	3	35	0,124	12	320	34	0,009	2	27
1994	4	35	0,203	20	492	34	0,015	3	38
1994	5	35	0,034	4	87	34	0,002	1	13
1994	6	35	0,011	2	41	34	0,001	1	9

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Kattviken.

Ar	Månad	Kattviksbäcken				Närområde			
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1994	7	35	0,008	2	22	34	0,001	1	8
1994	8	35	0,017	4	159	34	0,001	1	10
1994	9	35	0,059	7	253	34	0,004	1	17
1994	10	35	0,053	6	173	34	0,004	1	17
1994	11	35	0,090	9	254	34	0,007	2	23
1994	12	35	0,113	11	347	34	0,008	2	27
1995	1	35	0,062	6	164	34	0,004	1	18
1995	2	35	0,168	15	403	34	0,012	2	32
1995	3	35	0,108	10	285	34	0,008	2	24
1995	4	35	0,142	13	367	34	0,010	2	29
1995	5	35	0,102	10	285	34	0,007	2	23
1995	6	35	0,065	7	240	34	0,005	1	17
1995	7	35	0,025	4	105	34	0,002	1	11
1995	8	35	0,012	2	51	34	0,001	1	9
1995	9	35	0,016	3	70	34	0,001	1	10
1995	10	35	0,025	4	94	34	0,002	1	11
1995	11	35	0,023	3	62	34	0,002	1	12
1995	12	35	0,015	2	41	34	0,001	1	10
1996	1	35	0,012	2	32	34	0,001	1	9
1996	2	35	0,008	2	19	34	0,001	1	8
1996	3	35	0,011	2	28	34	0,001	1	9
1996	4	35	0,056	6	141	34	0,004	1	16
1996	5	35	0,082	8	243	34	0,006	2	20
1996	6	35	0,033	4	112	34	0,002	1	13
1996	7	35	0,041	5	133	34	0,003	1	14
1996	8	35	0,007	2	43	34	0,000	1	8
1996	9	35	0,011	3	72	34	0,001	1	9
1996	10	35	0,031	4	113	34	0,002	1	13
1996	11	35	0,181	18	528	34	0,013	3	38
1996	12	35	0,073	7	192	34	0,005	1	20
1997	1	35	0,021	3	56	34	0,002	1	11
1997	2	35	0,152	13	339	34	0,011	2	30
1997	3	35	0,066	7	167	34	0,005	1	18
1997	4	35	0,030	4	75	34	0,002	1	12
1997	5	35	0,198	20	549	34	0,014	3	38
1997	6	35	0,018	3	73	34	0,001	1	10
1997	7	35	0,011	2	45	34	0,001	1	9
1997	8	35	0,010	3	102	34	0,001	1	9
1997	9	35	0,029	4	122	34	0,002	1	12
1997	10	35	0,037	5	145	34	0,003	1	14
1997	11	35	0,063	7	216	34	0,005	1	18
1997	12	35	0,091	9	240	34	0,007	2	23
1998	1	35	0,135	13	353	34	0,010	2	30
1998	2	35	0,085	8	198	34	0,006	2	20
1998	3	35	0,050	5	128	34	0,004	1	15
1998	4	35	0,053	5	128	34	0,004	1	15
1998	5	35	0,032	5	149	34	0,002	1	12
1998	6	35	0,046	5	144	34	0,003	1	14
1998	7	35	0,033	4	108	34	0,002	1	13
1998	8	35	0,053	7	242	34	0,004	1	16
1998	9	35	0,055	6	191	34	0,004	1	17
1998	10	35	0,153	15	457	34	0,011	2	34
1998	11	35	0,058	6	201	34	0,004	1	17
1998	12	35	0,123	11	323	34	0,009	2	29
1999	1	35	0,179	17	467	34	0,013	3	38
1999	2	35	0,039	4	89	34	0,003	1	13
1999	3	35	0,161	15	392	34	0,012	2	33
1999	4	35	0,233	23	538	34	0,017	3	42
1999	5	35	0,046	6	185	34	0,003	1	15
1999	6	35	0,024	4	91	34	0,002	1	11

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Dybotten.

År	Månad	Dybottenbäcken N				Dybottenbäcken S				Närområde			
		Aro (m <sup>3</sup> /s)	Q (kg/mån)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro (m <sup>3</sup> /s)	Q (kg/mån)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro (m <sup>3</sup> /s)	Q (kg/mån)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	37	0,355	98	2677	38	0,168	34	972	36	0,079	13	313
1988	2	37	0,423	111	2957	38	0,201	39	1068	36	0,095	14	338
1988	3	37	0,084	23	631	38	0,040	8	226	36	0,019	3	73
1988	4	37	0,476	134	3414	38	0,226	47	1227	36	0,106	17	383
1988	5	37	0,078	21	588	38	0,037	8	211	36	0,018	3	68
1988	6	37	0,055	16	399	38	0,026	6	143	36	0,012	2	47
1988	7	37	0,195	50	1462	38	0,092	18	528	36	0,044	7	169
1988	8	37	0,158	41	1190	38	0,075	14	431	36	0,035	5	140
1988	9	37	0,205	51	1500	38	0,097	18	545	36	0,046	7	177
1988	10	37	0,290	77	2200	38	0,138	27	801	36	0,065	10	260
1988	11	37	0,101	26	742	38	0,048	9	269	36	0,022	3	89
1988	12	37	0,154	40	1168	38	0,073	14	424	36	0,034	5	138
1989	1	37	0,242	63	1831	38	0,115	22	665	36	0,054	8	215
1989	2	37	0,237	56	1604	38	0,113	20	579	36	0,053	7	184
1989	3	37	0,326	88	2421	38	0,155	31	871	36	0,073	11	273
1989	4	37	0,183	46	1321	38	0,087	16	474	36	0,041	6	150
1989	5	37	0,082	22	614	38	0,039	8	220	36	0,018	3	71
1989	6	37	0,031	11	229	38	0,015	4	82	36	0,007	2	28
1989	7	37	0,021	9	161	38	0,010	3	58	36	0,005	1	20
1989	8	37	0,022	9	168	38	0,010	3	60	36	0,005	1	21
1989	9	37	0,019	8	138	38	0,009	3	49	36	0,004	1	18
1989	10	37	0,032	11	246	38	0,015	4	89	36	0,007	2	31
1989	11	37	0,066	18	490	38	0,031	6	178	36	0,015	2	60
1989	12	37	0,047	14	360	38	0,022	5	130	36	0,011	2	44
1990	1	37	0,177	46	1342	38	0,084	16	487	36	0,040	6	158
1990	2	37	0,490	127	3302	38	0,233	45	1192	36	0,109	16	377
1990	3	37	0,194	50	1445	38	0,092	18	520	36	0,043	6	164
1990	4	37	0,140	35	1011	38	0,067	12	363	36	0,031	5	115
1990	5	37	0,018	8	138	38	0,009	3	49	36	0,004	1	17
1990	6	37	0,096	25	695	38	0,045	9	250	36	0,021	3	81
1990	7	37	0,024	9	179	38	0,011	3	64	36	0,005	1	22
1990	8	37	0,039	13	298	38	0,019	4	107	36	0,009	2	36
1990	9	37	0,192	48	1410	38	0,091	17	512	36	0,043	6	167
1990	10	37	0,141	36	1073	38	0,067	13	390	36	0,032	5	128
1990	11	37	0,177	44	1299	38	0,084	16	473	36	0,040	6	154
1990	12	37	0,057	17	433	38	0,027	6	157	36	0,013	2	52
1991	1	37	0,050	15	379	38	0,024	5	137	36	0,011	2	46
1991	2	37	0,083	21	563	38	0,039	7	203	36	0,018	3	66
1991	3	37	0,202	52	1504	38	0,096	18	540	36	0,045	7	171
1991	4	37	0,186	46	1336	38	0,088	16	480	36	0,041	6	151
1991	5	37	0,034	11	254	38	0,016	4	91	36	0,008	2	30
1991	6	37	0,062	17	455	38	0,030	6	164	36	0,014	2	54
1991	7	37	0,047	14	354	38	0,022	5	127	36	0,010	2	42
1991	8	37	0,036	12	277	38	0,017	4	100	36	0,008	2	34
1991	9	37	0,040	13	299	38	0,019	4	108	36	0,009	2	37
1991	10	37	0,119	31	905	38	0,056	11	329	36	0,027	4	108
1991	11	37	0,243	61	1781	38	0,115	22	648	36	0,054	8	211
1991	12	37	0,083	22	629	38	0,039	8	228	36	0,018	3	75
1992	1	37	0,125	32	949	38	0,059	11	344	36	0,028	4	112
1992	2	37	0,085	22	598	38	0,040	8	215	36	0,019	3	70
1992	3	37	0,205	53	1529	38	0,097	19	549	36	0,046	7	173
1992	4	37	0,404	110	2902	38	0,192	39	1043	36	0,090	14	326
1992	5	37	0,173	45	1293	38	0,082	16	465	36	0,039	6	147
1992	6	37	0,018	8	130	38	0,009	3	46	36	0,004	1	16
1992	7	37	0,017	8	127	38	0,008	3	45	36	0,004	1	16
1992	8	37	0,020	8	152	38	0,010	3	55	36	0,004	1	19
1992	9	37	0,024	9	176	38	0,011	3	63	36	0,005	1	22
1992	10	37	0,034	12	259	38	0,016	4	94	36	0,008	2	32
1992	11	37	0,265	68	1948	38	0,126	24	709	36	0,059	9	230
1992	12	37	0,182	47	1382	38	0,087	17	502	36	0,041	6	163
1993	1	37	0,122	32	921	38	0,058	11	334	36	0,027	4	109
1993	2	37	0,111	27	753	38	0,053	9	271	36	0,025	4	88
1993	3	37	0,124	32	924	38	0,059	11	332	36	0,028	4	106
1993	4	37	0,112	28	807	38	0,053	10	289	36	0,025	4	92
1993	5	37	0,030	11	227	38	0,014	4	81	36	0,007	2	27
1993	6	37	0,016	7	111	38	0,007	3	39	36	0,003	1	14
1993	7	37	0,016	8	121	38	0,008	3	43	36	0,004	1	16
1993	8	37	0,113	30	853	38	0,054	10	309	36	0,025	4	101
1993	9	37	0,060	17	444	38	0,029	6	161	36	0,013	2	54
1993	10	37	0,204	53	1549	38	0,097	19	564	36	0,046	7	184

## Bilaga5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Dybotten.

År	Månad	Dybottenbäcken N				Dybottenbäcken S				Närområde			
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1993	11	37	0,121	31	891	38	0,057	11	324	36	0,027	4	106
1993	12	37	0,235	61	1780	38	0,112	22	646	36	0,053	8	209
1994	1	37	0,130	34	986	38	0,062	12	358	36	0,029	4	117
1994	2	37	0,035	11	237	38	0,016	4	85	36	0,008	2	29
1994	3	37	0,259	68	1925	38	0,123	24	692	36	0,058	9	218
1994	4	37	0,423	116	3039	38	0,201	41	1092	36	0,095	15	341
1994	5	37	0,070	20	526	38	0,033	7	189	36	0,016	3	61
1994	6	37	0,022	9	160	38	0,010	3	57	36	0,005	1	20
1994	7	37	0,017	8	129	38	0,008	3	46	36	0,004	1	16
1994	8	37	0,036	12	273	38	0,017	4	99	36	0,008	2	34
1994	9	37	0,123	31	905	38	0,058	11	329	36	0,028	4	108
1994	10	37	0,109	29	834	38	0,052	10	303	36	0,024	4	100
1994	11	37	0,188	47	1382	38	0,089	17	503	36	0,042	6	164
1994	12	37	0,235	61	1780	38	0,112	22	646	36	0,053	8	209
1995	1	37	0,129	33	980	38	0,061	12	355	36	0,029	4	116
1995	2	37	0,349	85	2358	38	0,166	30	851	36	0,078	11	270
1995	3	37	0,225	59	1675	38	0,107	21	602	36	0,050	8	190
1995	4	37	0,295	76	2119	38	0,140	27	762	36	0,066	10	239
1995	5	37	0,212	55	1577	38	0,101	19	567	36	0,047	7	179
1995	6	37	0,135	34	976	38	0,064	12	351	36	0,030	4	112
1995	7	37	0,052	16	394	38	0,025	5	142	36	0,012	2	47
1995	8	37	0,025	10	188	38	0,012	3	68	36	0,006	1	24
1995	9	37	0,033	11	247	38	0,016	4	89	36	0,007	2	31
1995	10	37	0,052	15	396	38	0,025	5	144	36	0,012	2	48
1995	11	37	0,049	14	361	38	0,023	5	131	36	0,011	2	44
1995	12	37	0,032	11	245	38	0,015	4	88	36	0,007	2	30
1996	1	37	0,025	10	194	38	0,012	3	70	36	0,006	1	24
1996	2	37	0,017	8	121	38	0,008	3	43	36	0,004	1	15
1996	3	37	0,024	9	180	38	0,011	3	64	36	0,005	1	22
1996	4	37	0,118	30	850	38	0,056	10	305	36	0,026	4	97
1996	5	37	0,170	44	1267	38	0,081	15	455	36	0,038	6	144
1996	6	37	0,069	19	505	38	0,033	7	181	36	0,015	3	59
1996	7	37	0,086	23	650	38	0,041	8	234	36	0,019	3	76
1996	8	37	0,014	7	106	38	0,007	2	38	36	0,003	1	14
1996	9	37	0,024	9	175	38	0,011	3	63	36	0,005	1	22
1996	10	37	0,064	18	486	38	0,030	6	177	36	0,014	2	59
1996	11	37	0,377	101	2766	38	0,179	36	1007	36	0,084	13	326
1996	12	37	0,151	39	1147	38	0,072	14	416	36	0,034	5	136
1997	1	37	0,044	14	332	38	0,021	5	120	36	0,010	2	41
1997	2	37	0,316	76	2133	38	0,150	27	770	36	0,071	10	244
1997	3	37	0,138	36	1029	38	0,065	13	369	36	0,031	5	117
1997	4	37	0,063	18	457	38	0,030	6	164	36	0,014	2	53
1997	5	37	0,413	117	3065	38	0,196	41	1103	36	0,092	15	346
1997	6	37	0,037	12	269	38	0,017	4	97	36	0,008	2	32
1997	7	37	0,022	9	168	38	0,011	3	60	36	0,005	1	21
1997	8	37	0,020	8	150	38	0,009	3	54	36	0,004	1	19
1997	9	37	0,061	17	450	38	0,029	6	163	36	0,014	2	54
1997	10	37	0,077	21	584	38	0,036	7	212	36	0,017	3	71
1997	11	37	0,132	33	972	38	0,063	12	354	36	0,030	4	116
1997	12	37	0,189	49	1434	38	0,090	17	521	36	0,042	6	169
1998	1	37	0,281	75	2119	38	0,133	26	770	36	0,063	10	248
1998	2	37	0,177	43	1241	38	0,084	15	448	36	0,040	6	143
1998	3	37	0,104	27	776	38	0,049	10	279	36	0,023	4	89
1998	4	37	0,111	28	799	38	0,053	10	287	36	0,025	4	91
1998	5	37	0,067	19	502	38	0,032	7	180	36	0,015	3	58
1998	6	37	0,096	25	696	38	0,045	9	250	36	0,021	3	81
1998	7	37	0,069	19	525	38	0,033	7	189	36	0,016	3	62
1998	8	37	0,111	29	837	38	0,053	10	303	36	0,025	4	99
1998	9	37	0,115	29	847	38	0,055	10	307	36	0,026	4	101
1998	10	37	0,319	86	2413	38	0,151	30	879	36	0,071	11	285
1998	11	37	0,120	30	883	38	0,057	11	321	36	0,027	4	106
1998	12	37	0,256	67	1935	38	0,122	24	703	36	0,057	9	227
1999	1	37	0,372	103	2809	38	0,177	37	1020	36	0,083	13	328
1999	2	37	0,081	20	555	38	0,039	7	200	36	0,018	3	65
1999	3	37	0,335	91	2489	38	0,159	32	895	36	0,075	12	281
1999	4	37	0,486	137	3484	38	0,231	48	1252	36	0,109	18	391
1999	5	37	0,096	26	721	38	0,046	9	259	36	0,022	3	83
1999	6	37	0,051	15	373	38	0,024	5	134	36	0,011	2	44

## Bilaga5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Torsviken.

Ar	Månad	Torsviksbäcken				Närområde			
		Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m3/s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1988	1	40	0,032	9	232	39	0,013	1	28
1988	2	40	0,039	10	256	39	0,016	1	29
1988	3	40	0,008	2	53	39	0,003	0	6
1988	4	40	0,043	12	296	39	0,017	2	33
1988	5	40	0,007	2	50	39	0,003	0	6
1988	6	40	0,005	1	33	39	0,002	0	4
1988	7	40	0,018	4	126	39	0,007	1	15
1988	8	40	0,014	3	102	39	0,006	0	12
1988	9	40	0,019	4	129	39	0,008	1	16
1988	10	40	0,027	7	190	39	0,011	1	23
1988	11	40	0,009	2	63	39	0,004	0	8
1988	12	40	0,014	3	100	39	0,006	0	12
1989	1	40	0,022	5	158	39	0,009	1	19
1989	2	40	0,022	5	138	39	0,009	1	16
1989	3	40	0,030	8	210	39	0,012	1	23
1989	4	40	0,017	4	114	39	0,007	1	13
1989	5	40	0,007	2	52	39	0,003	0	6
1989	6	40	0,003	1	18	39	0,001	0	2
1989	7	40	0,002	1	13	39	0,001	0	2
1989	8	40	0,002	1	13	39	0,001	0	2
1989	9	40	0,002	1	10	39	0,001	0	2
1989	10	40	0,003	1	20	39	0,001	0	3
1989	11	40	0,006	1	41	39	0,002	0	5
1989	12	40	0,004	1	30	39	0,002	0	4
1990	1	40	0,016	4	115	39	0,007	1	14
1990	2	40	0,045	11	286	39	0,018	2	33
1990	3	40	0,018	4	124	39	0,007	1	14
1990	4	40	0,013	3	87	39	0,005	0	10
1990	5	40	0,002	1	11	39	0,001	0	1
1990	6	40	0,009	2	59	39	0,004	0	7
1990	7	40	0,002	1	14	39	0,001	0	2
1990	8	40	0,004	1	24	39	0,001	0	3
1990	9	40	0,018	4	121	39	0,007	1	15
1990	10	40	0,013	3	92	39	0,005	0	11
1990	11	40	0,016	4	112	39	0,006	1	14
1990	12	40	0,005	1	36	39	0,002	0	5
1991	1	40	0,005	1	31	39	0,002	0	4
1991	2	40	0,008	2	48	39	0,003	0	6
1991	3	40	0,018	4	130	39	0,007	1	15
1991	4	40	0,017	4	115	39	0,007	1	13
1991	5	40	0,003	1	21	39	0,001	0	3
1991	6	40	0,006	1	38	39	0,002	0	5
1991	7	40	0,004	1	29	39	0,002	0	4
1991	8	40	0,003	1	23	39	0,001	0	3
1991	9	40	0,004	1	24	39	0,001	0	3
1991	10	40	0,011	3	77	39	0,004	0	10
1991	11	40	0,022	5	154	39	0,009	1	19
1991	12	40	0,008	2	53	39	0,003	0	7
1992	1	40	0,011	3	81	39	0,005	0	10
1992	2	40	0,008	2	51	39	0,003	0	6
1992	3	40	0,019	5	132	39	0,008	1	15
1992	4	40	0,037	10	251	39	0,015	1	28
1992	5	40	0,016	4	111	39	0,006	1	13
1992	6	40	0,002	1	10	39	0,001	0	1
1992	7	40	0,002	1	10	39	0,001	0	1
1992	8	40	0,002	1	12	39	0,001	0	2
1992	9	40	0,002	1	14	39	0,001	0	2
1992	10	40	0,003	1	21	39	0,001	0	3
1992	11	40	0,024	6	168	39	0,010	1	21
1992	12	40	0,017	4	119	39	0,007	1	15
1993	1	40	0,011	3	79	39	0,004	0	10
1993	2	40	0,010	2	64	39	0,004	0	8
1993	3	40	0,011	3	79	39	0,005	0	9
1993	4	40	0,010	2	69	39	0,004	0	8
1993	5	40	0,003	1	18	39	0,001	0	2
1993	6	40	0,001	1	8	39	0,001	0	1
1993	7	40	0,001	1	9	39	0,001	0	1
1993	8	40	0,010	2	73	39	0,004	0	9
1993	9	40	0,005	1	37	39	0,002	0	5
1993	10	40	0,019	5	133	39	0,007	1	17
1993	11	40	0,011	3	76	39	0,004	0	10
1993	12	40	0,022	5	153	39	0,009	1	19
1994	1	40	0,012	3	84	39	0,005	0	10
1994	2	40	0,003	1	19	39	0,001	0	2
1994	3	40	0,024	6	166	39	0,010	1	19
1994	4	40	0,039	10	264	39	0,016	1	29
1994	5	40	0,006	2	44	39	0,003	0	5
1994	6	40	0,002	1	12	39	0,001	0	2

## Bilaga 5. Modellresultat

Modellerade månadstransporter av fosfor och kväve till Torsviken.

Ar	Månad	Torsviksbäcken				Närområde			
		Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)	Aro	Q (m <sup>3</sup> /s)	mod P-trp (kg/mån)	mod N-trp (kg/mån)
1994	7	40	0,002	1	10	39	0,001	0	1
1994	8	40	0,003	1	22	39	0,001	0	3
1994	9	40	0,011	3	77	39	0,005	0	10
1994	10	40	0,010	2	71	39	0,004	0	9
1994	11	40	0,017	4	119	39	0,007	1	15
1994	12	40	0,022	5	153	39	0,009	1	19
1995	1	40	0,012	3	84	39	0,005	0	10
1995	2	40	0,032	7	204	39	0,013	1	23
1995	3	40	0,021	5	145	39	0,008	1	16
1995	4	40	0,027	7	183	39	0,011	1	20
1995	5	40	0,019	5	136	39	0,008	1	15
1995	6	40	0,012	3	84	39	0,005	0	10
1995	7	40	0,005	1	33	39	0,002	0	4
1995	8	40	0,002	1	15	39	0,001	0	2
1995	9	40	0,003	1	20	39	0,001	0	3
1995	10	40	0,005	1	33	39	0,002	0	4
1995	11	40	0,004	1	30	39	0,002	0	4
1995	12	40	0,003	1	20	39	0,001	0	3
1996	1	40	0,002	1	15	39	0,001	0	2
1996	2	40	0,002	1	9	39	0,001	0	1
1996	3	40	0,002	1	14	39	0,001	0	2
1996	4	40	0,011	2	73	39	0,004	0	8
1996	5	40	0,016	4	109	39	0,006	1	12
1996	6	40	0,006	2	42	39	0,003	0	5
1996	7	40	0,008	2	55	39	0,003	0	7
1996	8	40	0,001	0	8	39	0,001	0	1
1996	9	40	0,002	1	14	39	0,001	0	2
1996	10	40	0,006	1	41	39	0,002	0	5
1996	11	40	0,034	9	239	39	0,014	1	29
1996	12	40	0,014	3	98	39	0,006	0	12
1997	1	40	0,004	1	27	39	0,002	0	4
1997	2	40	0,029	7	184	39	0,012	1	21
1997	3	40	0,013	3	88	39	0,005	0	10
1997	4	40	0,006	1	38	39	0,002	0	4
1997	5	40	0,038	10	266	39	0,015	2	30
1997	6	40	0,003	1	22	39	0,001	0	3
1997	7	40	0,002	1	13	39	0,001	0	2
1997	8	40	0,002	1	12	39	0,001	0	2
1997	9	40	0,006	1	38	39	0,002	0	5
1997	10	40	0,007	2	49	39	0,003	0	6
1997	11	40	0,012	3	83	39	0,005	0	10
1997	12	40	0,017	4	123	39	0,007	1	15
1998	1	40	0,026	6	183	39	0,010	1	22
1998	2	40	0,016	4	107	39	0,006	1	12
1998	3	40	0,009	2	66	39	0,004	0	8
1998	4	40	0,010	2	68	39	0,004	0	8
1998	5	40	0,006	2	42	39	0,002	0	5
1998	6	40	0,009	2	59	39	0,004	0	7
1998	7	40	0,006	2	44	39	0,003	0	5
1998	8	40	0,010	2	71	39	0,004	0	9
1998	9	40	0,011	2	72	39	0,004	0	9
1998	10	40	0,029	7	209	39	0,012	1	26
1998	11	40	0,011	3	75	39	0,004	0	9
1998	12	40	0,023	6	167	39	0,009	1	20
1999	1	40	0,034	9	243	39	0,014	1	29
1999	2	40	0,007	2	47	39	0,003	0	6
1999	3	40	0,031	8	216	39	0,012	1	24
1999	4	40	0,044	12	302	39	0,018	2	33
1999	5	40	0,009	2	61	39	0,004	0	7
1999	6	40	0,005	1	31	39	0,002	0	4

## **Bilaga 6. Morfometrisk undersökning av Panken, Kroppkärrsjön & Alstern**

Inom ramen för projekt Vänerstranden utfördes morfometriska undersökningar av sjöarna Panken, Kroppkärrsjön och Alstern. Lodningar gjordes i Panken och Kroppkärrsjön. Djupdata över Alstern fanns från en tidigare lodning och har erhållits från Miljökontoret i Karlstads kommun.

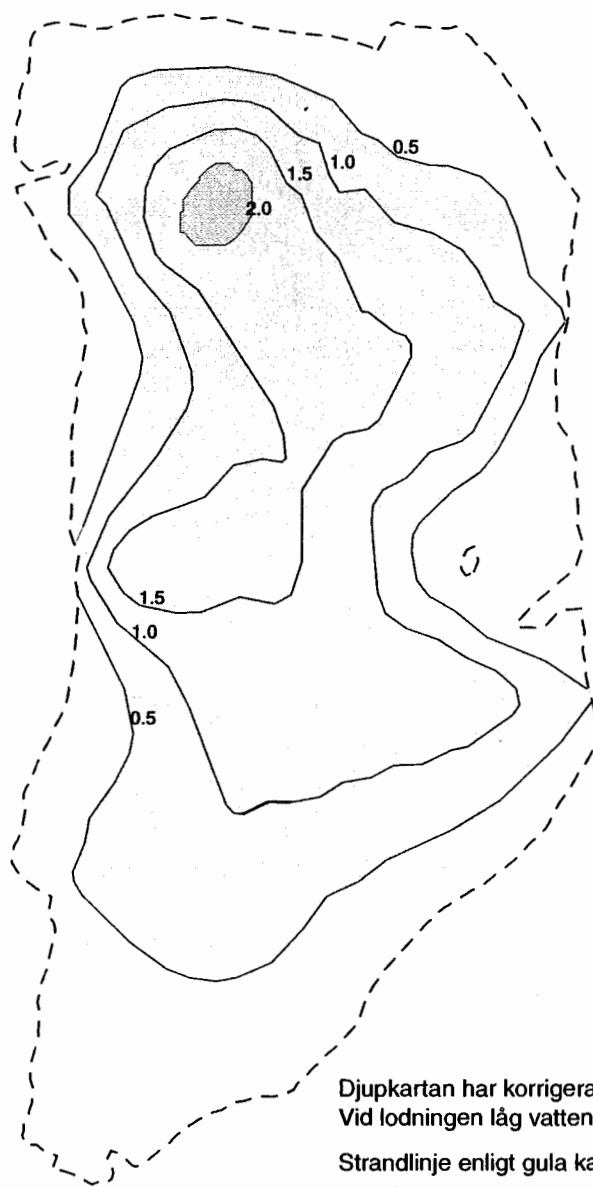
Lodningar utfördes från båt med skrivande ekolod (Lowrance). Bottenavläsningen gjordes med konstant hastighet på båten och längs utvalda transekter (syftlinjer) mellan kända punkter på land. Vid transekternas start- och slutpunkter uppskattades avståndet till land. Panken lodades längs fyra transekter och Kroppkärrsjön längs 6 transekter.

Ekogrammet digitaliserades och interpolerade djupkurvor mellan transekterna beräknades m.h.a. en applikation utvecklad i Arc/Info (GIS-mjukvara). Interpoleringen gjordes med ett utjämnande filter, en teknik som döljer snabba djupförändringar och ger en mera utjämnad djupkarta. Strandlinjen digitaliserades från Gula kartan och för Panken som har en mycket varierande strandlinje har den normalstrandlinje som angetts i kartan använts. Vid lodningen låg vattenståndet i Vänern ca 1 meter över medelvattenståndet. Då inga nivåskillnader mellan Vänern och Panken föreligger har 1 m räknats bort i ekogrammet och djupkartan är således justerad till normalvattenstånd .

Volym, medeldjup och maxdjup har beräknats utifrån den digitala djupkartan och resultaten redovisas tillsammans med djupkartorna.

## Panken

sjöyta 2,0 km<sup>2</sup>  
maxdjup 2,2 m  
medeldjup 0,8 m  
volym 1,6 milj m<sup>3</sup>



Djupkartan har korrigerats till medelvattenstånd.  
Vid lodningen låg vattenståndet 1 meter över normalt  
Strandlinje enligt gula karta (osäker)

13 87

13 88

1 km

Lodning: Mats Wallin och Mikael Östlund 990520  
Bearbetning: Jakob Nisell  
Institutionen för Miljöanalys, SLU



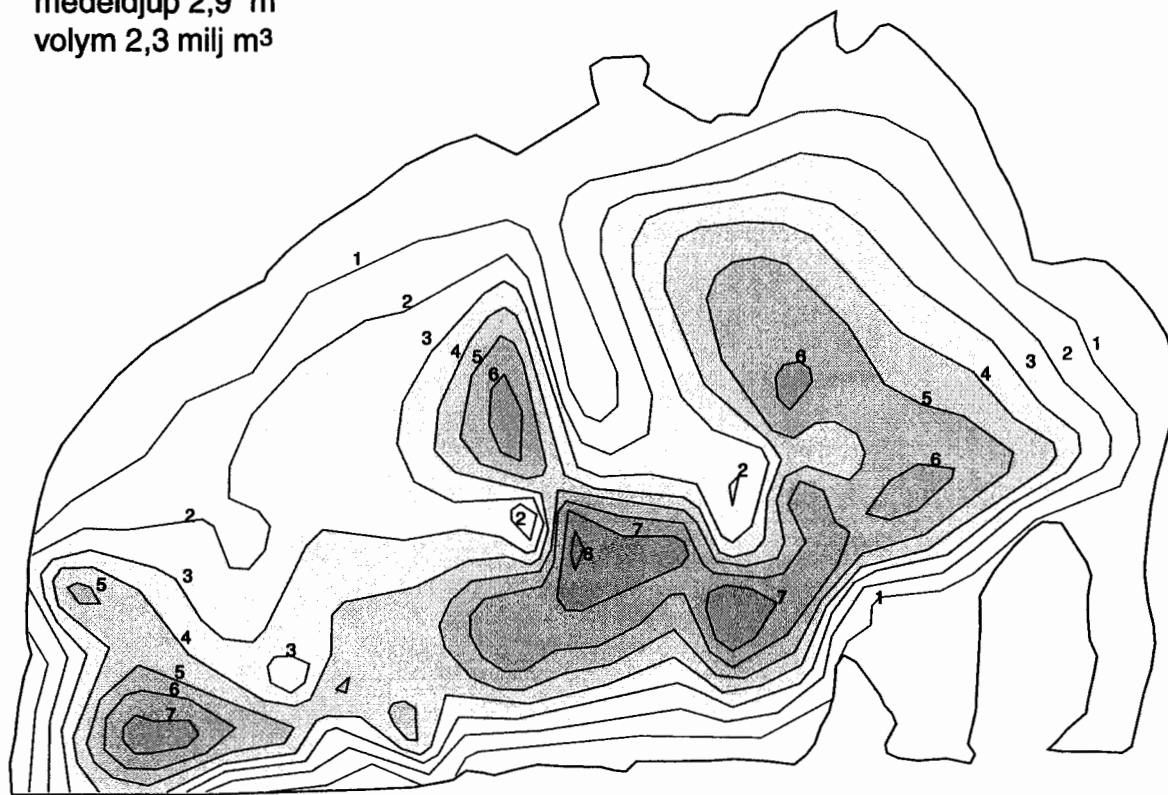
# Kroppkärrsjön

sjöyta 0,80 km<sup>2</sup>

maxdjup 8,1 m

medeldjup 2,9 m

volym 2,3 milj m<sup>3</sup>



13 71

13 72

1 km

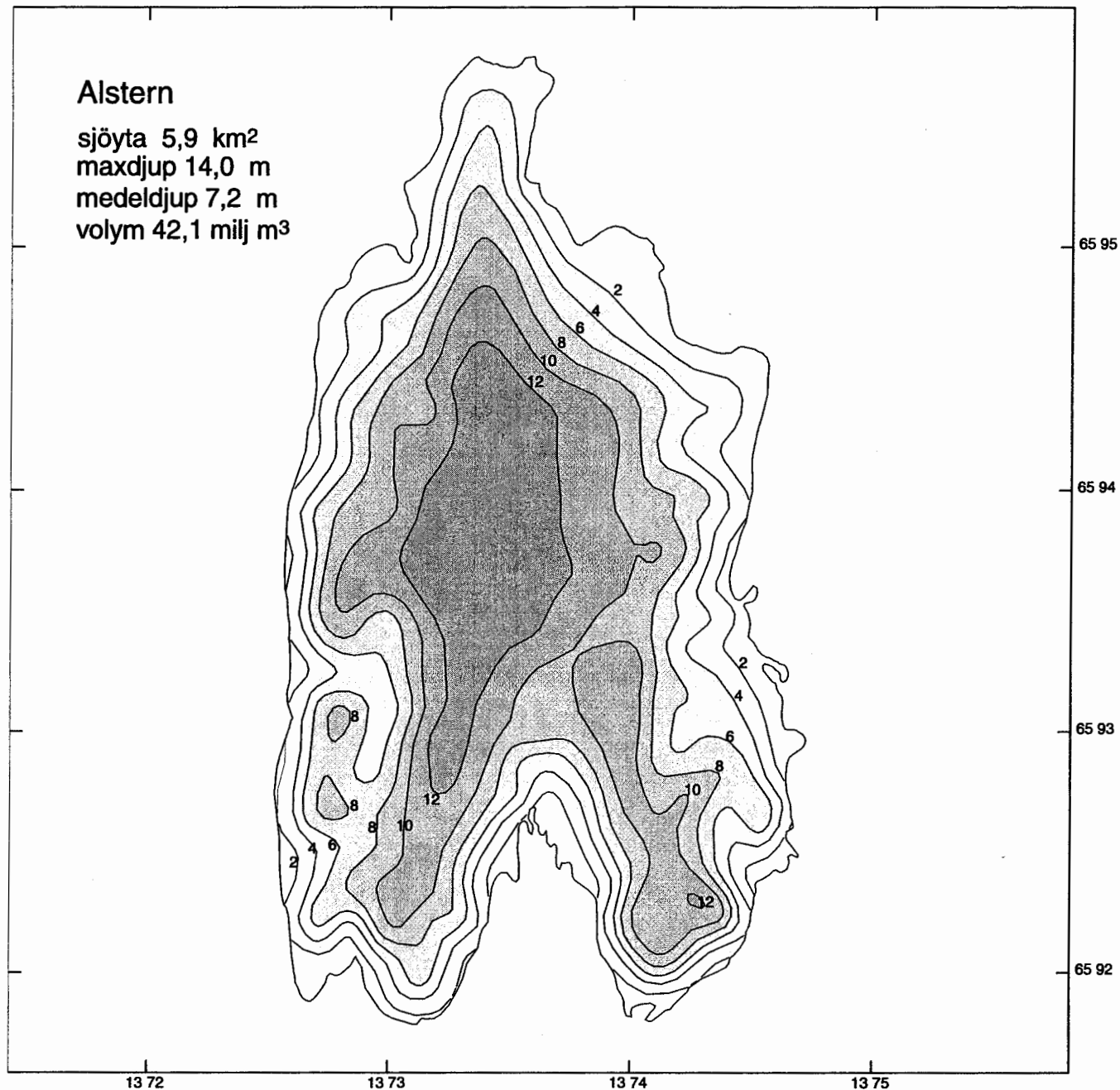
Lodning: Mats Wallin och Mikael Östlund 990520

Bearbetning: Jakob Nisell

Institutionen för Miljöanalys, SLU

# Alstern

sjöyta 5,9 km<sup>2</sup>  
maxdjup 14,0 m  
medeldjup 7,2 m  
volym 42,1 milj m<sup>3</sup>



13 72

13 73

13 74

13 75

65 95

65 94

65 93

65 92

1 km

Lodningsdata från Karlstad kommun  
Bearbetning: Jakob Nisell  
Institutionen för Miljöanalys, SLU