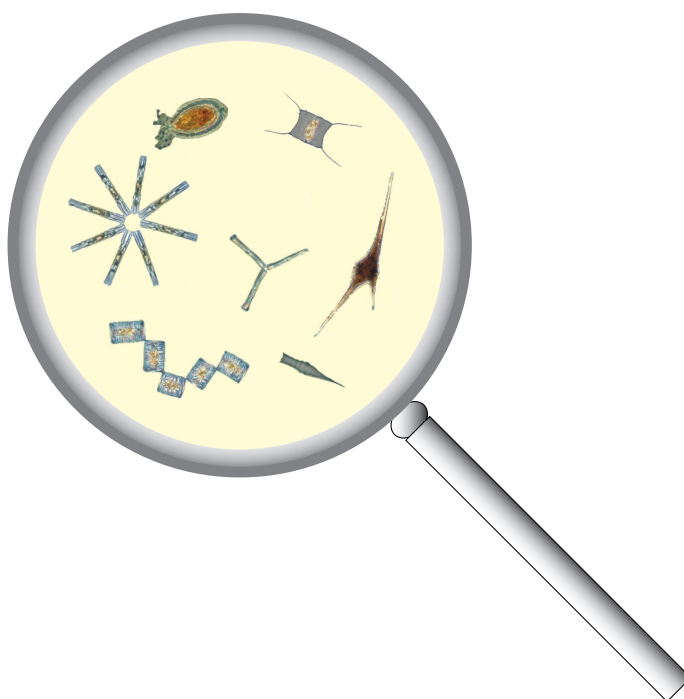


Kolbäcksån

Recipientkontroll 1999





Kolbäcksån

Recipientkontroll 1999

Av

Lars Sonesten, Willem Goedkoop, Eva Herlitz och Anne-Marie Wiederholm

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

Omslagsillustration: Växtplankton från Kolbäckens sjöar. Underlagsbilder: Mikroskopfotografier tagna av Eva Herlitz och Anne-Marie Wiederholm, IMA. Formgivning av Lars Sonesten, IMA.

Tryck: Institutionen för Miljöanalys, SLU
Uppsala, november 2000

ISBN: 91-576-6003-4

Förord

På uppdrag av Kolbäckens vattenvårdsförbund har Institutionen för miljöanalys vid SLU i Uppsala, utfört den samordnade recipientkontrollen av sjöar och vattendrag i avrinningsområdet under 1999. Recipientkontrollen utförs enligt ett program gällande 1997-1999.

Föreliggande årsredogörelse beskriver huvuddragen av resultaten 1999, samt en bedömning av miljötillståndet för perioden 1997-1999. Analysresultaten för undersökningsåret 1999 bifogas även i sin helhet i tabellform. Samtliga analysdata finns dessutom tillgängliga via Internet på institutionens hemsida, <http://www.ma.slu.se>.

Provtagningar och analyser har gjorts av institutionens ackrediterade kemiska och biologiska laboratorier. Lars Sonesten har varit huvudansvarig för rapportens utformning, insamling och utvärdering av bakgrundsmaterial, samt utvärdering av klimat- och vattenkemiska förhållanden. Lars Eriksson har utfört bottenfaunanalyserna och Willem Goedkoop har ansvarat för utvärderingen av dessa. Eva Herlitz och Anne-Marie Wiederholm har analyserat och utvärderat växtplanktonmaterialet. Jakob Nisell har bidragit med uppgifter på markanvändning, samt delar av kartmaterialet. Dessutom har Mats Wallin, Gunnar Persson och Jens Fölster bidragit med synpunkter på innehållet i rapporten.

Uppsala, 1 november 2000

Innehållsförteckning

FÖRORD	
SAMMANFATTNING	5
MILJÖTILLSTÅNDET I KOLBÄCKSÅN	7
ÖVERVAKNINGSPROGRAM FÖR KOLBÄCKSÅN	8
Provtagningsprogrammet	8
Vattenkemi och ämnestransportberäkningar	8
Växtplankton	10
Bottenfauna	11
YTRE FÖRHÅLLANDEN OCH VÄDERLEK	12
Mänsklig påverkan	13
<i>Närsalter och organiskt material</i>	13
<i>Metaller</i>	14
<i>Försurning/kalkning</i>	15
Väderlek och vattenföring 1999	16
KOLBÄCKSÅN 1999 OCH PERIODEN 1997-1999	18
Vattenkemi	18
<i>Näringsämnen</i>	19
<i>Syrgastillstånd och syrgastärande ämnen</i>	24
<i>Ljusförhållanden</i>	26
<i>Surhet/försurning</i>	29
<i>Metaller</i>	30
Växtplankton	34
<i>Sjövis sammanfattning</i>	36
Bottenfauna	38
<i>Artsammansättningen i sjöarna</i>	38
<i>Bedömning av miljötillståndet</i>	42
<i>Sjövis sammanfattning</i>	47
LITTERATURFÖRTECKNING	50
BILAGOR	
Bilaga 1. Provtagningsplatsernas lägeskoordinater	
Bilaga 2. Vattenkemiska analysmetoder	
Bilaga 3. Analysresultat för vattenkemi – tabeller	
Bilaga 4. Analysresultat för vattenkemi – figurer	
Bilaga 5. Ämnestransporter och arealspecifika förluster – tabeller	
Bilaga 6. Ämnestransporter – figurer	
Bilaga 7. Syrgas- och temperaturprofiler – figurer	
Bilaga 8. Växtplankton – antal och biovolym	
Bilaga 9. Växtplankton – index	
Bilaga 10. Bottenfauna – antal och biomassor	

Sammanfattning

Kolbäckens vattensystem undersöktes 1999 inom ramen för det samordnade recipientkontrollprogrammet 1997-1999. Undersökningsprogrammet omfattar provtagning av vattenkemi, växtplankton och bottenfauna i 12 sjöar, samt enbart vattenkemi i 9 vattendrag. Provtagningar för vattenkemi utfördes i sjöarna under vinter/vårvinter (februari-mars) samt i augusti. I vattendragen utfördes månadsvisa provtagningar. Växtplanktonprover togs i augusti i sjöarnas epilimnion (vattenvolymen ovanför temperatursprångskiktet). Prov på bottendjur togs i sjöarnas litoralzon (strandområde) i augusti, samt i profundalonen (djupbotten) och sublitoralen (grunda bottenar) under februari-mars.

Vädret under perioden 1997-1999 har varit mycket varierande. Undersökningsperiodens samtliga vintrar har varit milda. Periodens första år hade dessutom en varmare sommar än normalt. Vattenföringen var lägre än normalt under 1997, till följd av en ojämn nederbörd under året. Det följande året kännetecknas av en sval och blöt sommar, samt fortsatt hög nederbörd under hösten. Vattenföringen i åsystemet var på grund av den kraftiga nederbörden något högre än normalt. Periodens sista år, 1999, inledes med en mild och mycket nederbördsrik vinter och vår. Den höga nederbörden resulterade i rekordhög vattenstånd och vattenflöden. Vattenflödet i april tangerade till och med rekordflödet 1967 och var drygt dubbelt så högt som normalt för april under perioden 1965-1999. Början av sommaren var däremot kyligare än normalt, medan månaderna juli-september var varma och torra. Detta resulterade i lågt vattenflöde under hösten. Året 1999 avslutades dock med en blöt och stormrik månad. Sammantaget var dock medelvattenföringen för året 30,5 m³/s, vilket endast är något över det normala.

Såväl totalfosfor- som fosfathalterna i sjöar och vattendrag har varit låga under hela undersökningsperioden i de övre delarna av Kolbäckens vattensystem, men halterna ökar successivt ner genom systemet. Det största fosfortillskottet sker i nedre delen av vattensystemet där Kolbäckens rinner genom jordbruksmarker. Förhöjda fosfathalter förekommer periodvis i bottenvattnet av sjöarna Södra Barken, Stora Aspen, Trätten och Freden i samband med stabil temperaturskiktning och låga syrgashalter. Den sammanlagda transporten av totalfosfor till Mälaren under 1999 var ca 27,4 ton, vilket är i nivå med normala transportmängder under 1990-talet. Utförseln av fosfor under 1997 var däremot rekordlåg, endast 18,6 ton, vilket berodde på den låga vattenföringen detta år.

Totalkvävehalterna i sjöar och vattendrag har under 1997-1999 varit måttligt höga till höga och ökar, liksom fosforhalterna, efter hand nedströms i systemet. Den totala kvävetransporten under 1999 var ca 657 ton, vilket var något mindre än medeltransporten 717 ton per år under 1997-1999. Detta kan jämföras med de ca 400 ton kväve som årligen tillförs vattensystemet från olika kända punktkällor.

Dåliga syrgasförhållanden uppträder i bottenvattnet under vissa perioder med stabil temperaturskiktning i sjöarna från och med Södra Barken och nedströms i systemet, dvs vattensystemets näringsrikaste sjöar.

Buffertkapaciteten i områdets sjöar och vattendrag var i allmänhet god eller mycket god (alkalinitet högre än 0,1 resp 0,2 mekv/l). Endast de i den övre delen av vattensystemet liggande provpunkterna, Pellabäcken, Saxen och dess utlopp, samt Bysjön, förekommer låga pH-värden ($\text{pH} < 6,2$) och låg alkalinitet ($< 0,1$ mekv/l) vid enstaka tillfällen. I Pellabäcken var alkaliniteten tidvis obefintlig. Saxens och Pellabäckens avrinningsområden tillhör några av de få delavrinningsområden inom Kolbäcksåns vattensystem som ej kalkas. Även i den mycket näringsrika Trätten förekommer det vintertid stundom låga pH-värden.

Saxen har under hela undersökningsperioden uppvisat höga till mycket höga halter av koppar, zink, kadmium och bly i jämförelse med övriga sjöar i systemet. Förhöjda halter av flera metaller har också konstaterats i Stora Aspens bottenvatten i augusti, i samband med låga syrgashalter och sänkta pH-värden. Transporten av zink och kadmium till Mälaren kan nästan helt tillskrivas utflödet från Saxen, medan mängden av koppar och bly som transporteras i systemet successivt ökar ner i systemet. Transporten av legeringsmetallerna krom, nickel, kobolt och volfram ökar däremot kraftigt i det industritäta området kring Fagersta, Surahammar och Hallstahammar. De uttransporterade mängderna av zink och bly är ungefär lika stora som de sammanlagda utsläppen från olika punktkällor, medan transporten av koppar, nickel, krom, volfram och kobolt är mycket större än vad som kommer från punktsläppen. Detta kan bero på utläckage från omgivande marker och sediment, samt eventuella utsläpp som ej ingår i denna sammanställning. Transporten av kadmium till Mälaren är däremot mindre än vad som släpps ut från de enskilda källorna, vilket kan bero på fastläggning i sjöarnas sediment.

I de flesta av Kolbäcksåns sjöar dominerade kiselalger växtplanktonsamhället i augusti både 1998 och 1999. Kiselalger är genomgående mycket vanliga i sjösystemets växtplanktonflora. Cyanobakterier och den stora flagellaten *Gonyostomum semen* (gubbslem) var däremot mer betydelsefulla den varma sommaren 1997. De största växtplanktonvolymerna uppmättes i den mer näringsrika nedre delen av sjösystemet, framförallt i den mycket näringsrika Trätten, men även i Östersjön, Stora Aspen och Freden är planktonförekomsten stundom hög eller mycket hög. I övriga sjöar är växtplanktonvolymen vanligen liten eller mycket liten.

De olika sjöarna i uppvisar en stor variation i litoralbottenfaunasammansättning, totalt hittades 161 olika taxa (olika sorters djur) 1998 och 133 taxa vid 1999 års undersökning. Sublitoral- och profundalproverna uppvisade däremot mindre diversitet med ca 60 respektive 35 taxa.

De undersökta sjöarna hade en mycket divers bottenfaunasammansättning (högt till mycket högt Shannonindex) och Medins surhetsindex visar att litoralfaunan i Kolbäcksåns sjöar inte uppvisar några skador av låga pH-värden.

ASPT- och DFI-index, som beräknas utgående från djurförekomsten och används för bedömning av miljö kvalitet med litoralfaunan, visar på måttliga till tydliga effekter av störningar i vattensystemets sjöar (bedömningsklass 2 eller 3). Speciellt i de nedre delarna av Kolbäcksåns vattensystem är graden av påverkan större enligt dessa index, men även Saxen och Bysjön har indexvärden som tyder på störningar.

Även profundalfaunans sammansättning, som använts för att beräkna två andra index (BQI- och $O/C_{(z)}$ -index), tyder på en högre grad av påverkan på sjöar i den nedre mer näringsrika delen av systemet, medan sjöarna i den övre delen är mindre påverkade. En jämförelse av dessa två index visar att det kan vara vådligt att förlita sig på enbart en typ av index, speciellt utan vetskap om vattenkemi, samt belastningssituationen och dess förändringar med tiden. Miljötillståndet i Saxen, som är den mest metallbelastade av de undersökta sjöarna, bedöms enligt $O/C_{(z)}$ -indexet som ostört, medan BQI-indexet anger tydliga effekter av störning. $O/C_{(z)}$ -indexets missvisande resultat beror på avsaknaden av oligochaeter (glattmaskar) i profundalzonen. Detta kan bero på näringsfattiga förhållanden, men eftersom oligochaeterna är känsliga för metallföroreningar, kan det också bero på rent toxiska effekter. De extremt höga metallhalter i Saxens sediment och vatten tyder på att det sistnämnda är en trolig orsak, eventuellt i kombination med den låga näringsnivån i sjön.

Miljötillståndet i Kolbäcksån

Förhållandena i Kolbäcksåns vattensystem har successivt förbättrats under de tre senaste decennierna. Framförallt har situationen inom problemområdena fosfor- och metallutsläpp förbättrats avsevärt. Detta beror dels på utbyggnaden av reningsverk, dels på nedläggningar och omstruktureringar inom industrin i området. Generellt sett är sjöarna i den nedre delen av vattensystemet mer påverkade av närsalter än sjöarna i åns övre delar. Detta speglas i högre växtplanktonbiomassa och fler eutrofi-indikerande planktonarter, i den nedre delen av åns sjöar. Denna eutrofiering av vattnet under dess väg ner till Mälaren återspeglas även i olika bottenfaunaindex.

Miljötillståndet med avseende på metaller i sjöar och vattendrag, beror till stor del på rester från, den numera nedlagda, sulfidmalmbrytningen vid Saxberget, samt på utsläpp inom det industritäta området kring Fagersta, Surahammar och Hallstahammar. Därutöver tillkommer läckage från övrig nedlagd gruv- och metallhantering, vars omfattning ej är helt känd.

Bottenfaunasammansättningen i sjöarnas profundalområden är mer påverkade än i litoralzonerna, vilket tyder på att metallföroreningar som är rester från gamla utsläpp ligger kvar i bottensedimenten.

Miljöövervakningsprogram för Kolbäcksåns avrinningsområde

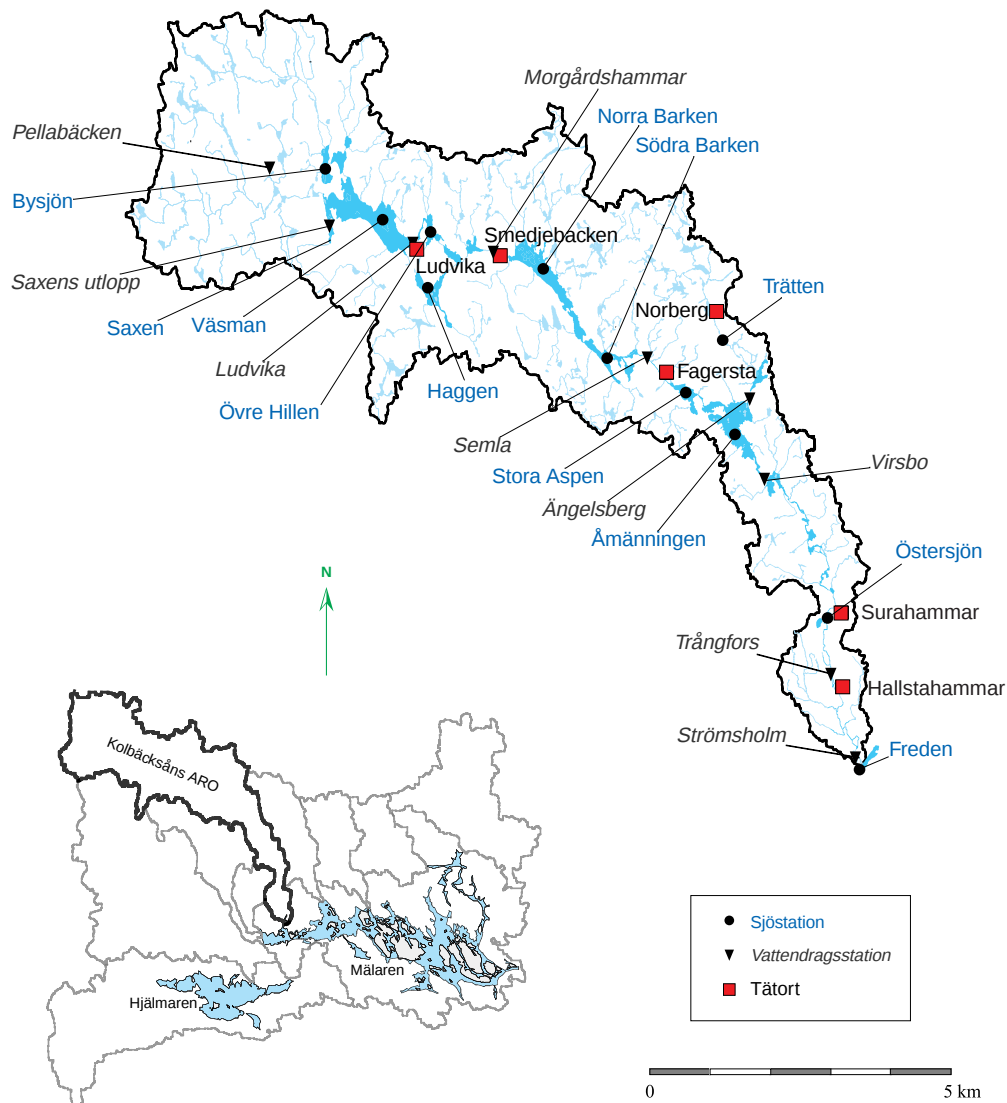
Provtagningsprogrammet

Målsättningen med den fortlöpande undersökningen av Kolbäcksån är att belysa det aktuella tillståndet och utvecklingstendenser i vattendraget med avseende på föroreningar och andra störningar i vattenmiljön. Därtill skall den vara ett underlag för planering, utförande och utvärdering av olika miljöskyddande åtgärder. Sammantaget skall den vattenkemiska undersökningen och studierna av växtplankton och botten djur åskådliggöra eventuella effekter av utsläpp från enstaka föroreningskällor och annan påverkan inom avrinningsområdet.

Undersökningarna av vattnets kemiska sammansättning avser bland annat att beräkna hur stora mängder av olika närsalter och tungmetaller som transporteras med vattnet i ån, samt att åskådliggöra belastningar från enstaka föroreningskällor. Växtplanktonundersökningarna i sjöarna i vattensystemet syftar till att beskriva tillstånd och förändringar i sjöarnas öppna vattenmassa med avseende på växtplanktonsamhällets artsammansättning, relativ förekomst av olika arter, samt individtäthet och biovolym av växtplankton. Växtplanktons fundamental roll som primärproducent i sjöekosystem, gör att information om biovolym och artsammansättning hos växtplankton är nödvändig för att tolka förändringar på andra trofnivåer (t ex djurplankton, bottenfauna och fisk). Bottenfaunasamhällets kvalitativa och kvantitativa sammansättning förändras vid miljöpåverkan, och resultaten kan därför användas för att bedöma sjöekosystemets samlade påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom ett avrinningsområde. Profundal- och sublitoralsamhällen, på djupbottnar respektive strandnära djupbottnar, är speciellt lämpliga för att bedöma tillstånd och förändringar i sjöars näringstillstånd. Den ansamling av organiskt material på djupbottnarna som sker när en sjö eutrofieras ökar syrgastäringen i sedimentet, vilket leder till att känsliga taxa gradvis slås ut. Litoralfaunans artsammansättning på de grunda bottnarna vid stränder kan också användas för att bedöma surhetstillstånd och den ger dessutom ett mått på den biologiska mångfalden.

Vattenkemi och ämnestransportberäkningar

Prov för vattenkemiska analyser har tagits vid 9 platser i rinnande vatten och i 12 sjöar inom Kolbäcksåns vattensystem (figur 1, samt provtagningskoordinater enligt bilaga 1). I vattendragen har ytprov (0,5 m) tagits i mitten av varje månad. I sjöarna togs yt- och bottenprov (0,5 m respektive 0,5 m över botten) i slutet av februari eller början av mars, samt i slutet av augusti. Samtliga prov analyserades med avseende på: temperatur, konduktivitet, pH, alkalinitet/aciditet, absorbans, totala mängderna av organiskt kol (TOC), fosfor (Tot-P) och kväve (Tot-N), samt fosfatfosfor, ammonium- och nitrit/nitratkväve och kisel. Dessutom analyserades slamhalten i prov från rinnande vatten och i sjöarna bestämdes även siktdjupet, samt temperatur- och syrgasprofiler. Vid ett flertal stationer ingick även metaller och större konstituenten (tabell 1). Vattenkemianalyserna har utförts av Institutionen för miljöanalys ackrediterade laboratorium. Analysmetoder, samt mätområde och mätprecision anges i bilaga 2.



Figur 1. Provtagningsplatser i sjöar och vattendrag inom Kolbäckssåns avrinningsområde som är en del av Mälarens avrinningsområde.

Ämnestransporter har beräknats genom att halter har multiplicerats med dygnsmedelvattenföringen. I Kolbäckssåns huvudfåra har dygnsmedelvattenföringen beräknats genom arealproportionering av vattenföringen uppmätt vid en närliggande kraftstation. För biflödesstationerna Pellabäcken, Saxens utlopp och Ängelsberg har vattenföringen beräknats med PULS-modellen (Bergström 1992). Genom linjär interpolering av resultaten från de månadsvisa provtagningarna har halterna beräknats för varje dygn. Slutligen har halter och flöden multiplicerats dygnsvis och de därigenom framräknade transporterna summerats till månads- och årstransporter.

Arealspecifika förluster av närsalter och organiskt material, samt slam, har beräknats för dels hela det uppströms en provtagningsplats liggande avrinningsområdet, dels för närområdet (hela avrinningsområdet minus eventuella uppströms liggande delavrinningsområden med egna provtagningsplatser).

Tabell 1. Vattenkemiska parametrar som ingår i den utökade vattenkemisk undersökningen av vissa sjöar och vattendrag, utöver den grundläggande undersökningen.

Station	Metaller		Större konstituerer Ca, Mg, Na, K, Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻
	Fe, Mn, Cu, Zn, Cd, Pb	Cr, Ni, W, Co	
<i>Sjöar</i>			
Bysjön	X		
Saxen	X		
Väsman	X		
Övre Hillen	X		
Haggen			
N. Barken	X		
S. Barken	X		
St. Aspen	X	X	
Trätten			
Åmänningen	X	X	
Östersjön	X	X	
Freden	X	X	
<i>Vattendrag</i>			
Pellabäcken	X		X
Saxens utlopp	X		X
Ludvika	X		X
Morgårdshammar	X		X
Semla	X	X	X
Ängelsberg	X		
Virso	X	X	
Trångfors	X	X	
Strömsholm	X	X	X

Växtplankton

Växtplanktonprov togs centralt i sjöarna i slutet av augusti i samband med provtagningen för vattenkemi. På varje provtagningsstation togs ett blandprov med rörhämtnare från ett skikt motsvarande 75% av epilimnions djup (vattenvolymen ovanför temperatursprångskiktet). Provet konserverades med surgjord jodjodkaliumlösning och analyserades kvantitativt med avseende på antal och biovolym av ingående arter. Parallellt med de kvantitativa provtagningarna insamlades även ett kvalitativt håvprov (maskstorlek 25 µm) för att möjliggöra kontroll av artbestämningar. Detta prov konserverades med formalin.

Efter sedimentation i planktonräknekammare av lämplig provvolym (2 ml från Trätten, 5 ml från St. Aspen, Åmänningen, Östersjön och Freden, samt 10 ml från vardera Bysjön, Saxen, Väsman, Övre Hillen, Haggen, N. Barken och S. Barken) analyserades de kvantitativa proverna med omvänt mikroskop. Volymerna valdes för att ca 100 individer av de vanligaste taxa skulle påträffas under analysen (Naturvårdsverket 1996). Antal per liter av ingående taxa, samt deras biovolym bestämdes, och utifrån antalet beräknades frekvensen i en femgradig skala. Trofiskt sjöindex enligt Hörnström (1979) beräknades. Indexet kan variera mellan 11 och 100 där 100 motsvarar det mest eutrofa vattnet. Den totala volymen av planktiska alger, vattenblommade cyanobakterier och *Gonyostomum semen*, har bedömts enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999).

Bottenfauna

Bottenfaunaprov togs dels från sjöarnas profundal- (djupbotten) och sublitoralbottnar (4-6 m) från is under vintern (22 februari– 2 mars), dels i sjöarnas strandzon den 27 augusti. Provplatsernas koordinater anges i bilaga 1, samt finns utförligt beskrivna i årsrapporten för 1998 (bilaga 9 i Eriksson m fl 1999). Från mjukbottnar togs fem profundal och fem sublitoralprov jämnt spridda inom 200 m radie från respektive provtagningsstations mittpunkt. Provtagningsmetodik och utrustning följer Svensk Standard SS 028190. Proverna sållades (maskstorlek 0,5 mm) och konserverades sedan i etanol (slutkoncentration 70–80%). På vindexponerade stenbottnar i sjöarnas litoral (strandzon) togs fem s k sparkprov per lokal (SS-EN 27828). Djuren infångades med handhåv med maskstorleken 0,5 mm och även dessa prov konserverades i etanol till en slutkoncentration av 70-80%. Vid analysen av de insamlade proverna sker en taxonomisk bestämning djuren så långt det är möjligt och/eller relevant. Resultaten redovisas som taxa som i vissa fall är arter, men i andra fall kan vara släkte, familj, ordning eller dylikt. De insamlade delproven från varje provplats har analyserats separat, men vid beräkningar av olika biologiska index har den sammanvägda informationen från de fem proven använts. Förutom olika index redovisas även antalet taxa, djurtätheten, samt förekomst av rödlistade arter i proverna. Resultaten från denna undersökning jämförs även med data från ett antal närliggande tids-seriesjöar inom det nationella miljöövervakningsprogrammet.

Bottenfaunaindex

Biologiska index ger ett värde på miljökvaliteten genom att sammanväga den information om miljötillståndet (ekologisk kvalitet) som finns i hela organismsamhället. Fyra index baserade på bottenfaunasammansättningen i litoralzonen och två index som baseras på sammansättningen på djupbottnar har använts i denna utvärdering. För detaljerad beskrivning av dessa index uppbyggnad och hur de beräknas hänvisas till "Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag" (Naturvårdsverket 1999):

Litoralfaunaindex

ASPT (Average Score Per Taxon), ett renvattenindex som är en vidareutveckling från det engelska BMWP-indexet (Brittish Monitoring Working Party) (Armitage m. fl. 1983). ASPT indexet beräknas i två steg. I det första steget identifieras djur i provet till familjenivå (klass för Oligochaeta) och får poäng som är baserade på kännedom av deras toleransnivå. I ASPT indexet bidrar känsliga taxa med höga indikatorvärden ("scores" på en skala från 1 till 10), medan taxa som är mer tåliga mot föroreningar bidrar med lägre värden. I det andra steget summeras poängen för samtliga familjer (och Oligochaeta) och summan divideras med det totala antalet ingående familjer. Denna normering gör indexet mindre känslig för antalet ingående taxa och för provtagningsinsatsen. Ett högt ASPT-indexvärde indikerar "bra" miljöförhållanden.

Danskt Fauna Index (DFI) (Skriver m fl 1999) är i likhet med ASPT ett index för graden av eutrofiering och/eller organisk förorening. Med DFI undersöker man om djur tillhörande olika nyckelgrupper med varierande grad av tolerans finns i proverna. Även för DFI gäller att ett högt värde är indikerar "god" miljökvalitet. Även om DFI och ASPT i första hand indikerar graden av organisk belastning/eutrofiering, så påverkas indexvärdena även av föroreningar med toxiska substanser, exempelvis tungmetaller.

Shannons diversitetsindex (Shannon 1948) integrerar artrikedomen och arternas relativa förekomst i proverna. Diversiteten är hög om artrikedomen är stor och arternas relativa förekomst i proverna är lika stor. Diversitet ger ett indirekt mått på bottnarnas kondition och mångformighet.

Medins surhetsindex (Henriksson & Medin 1986) är utvecklat för svenska förhållanden och ger en bild av miljöskador som uppstår genom att faunan exponeras för surt vatten. Indexet skiljer således inte mellan skador som uppstår genom försurning och naturlig surhet (exempelvis organiska anjoner, humusämnen), eller genom direkta pH effekter och indirekta effekter till följd av en ökad rörlighet av metaller.

Profundalfaunaindex

På de djupa bottnarna i profundalen begränsas många taxa av syrgaskoncentrationen i bottenvattnet. Syrgastäringen är kopplad till mängden organiskt material som årligen sedimenterar eller som sedan tidigare finns i sedimentet. Låga syrgashalter eller rentav syrgasbrist förekommer framförallt i skiktade sjöar sommar- och vintertid, då ingen ny syrgas tillförs vattnet i de djupa delarna. För bedömningar av miljötillståndet i profundal-zonen har följande två index använts:

BQI, eller *Benthic Quality Index* (Wiederholm 1980) utnyttjar kunskapen om att olika arter av fjädermygglarver har varierande känslighet för låga syrgashalter i bottenvattnet. BQI beräknas utifrån förekomst och populationstäthet av olika indikatortaxa av fjädermygglarver i proverna. Ett högt BQI-värde indikerar opåverkade förhållanden, medan ett lågt värde tyder på antingen markanta eutrofieringseffekter, organisk belastning eller på naturligt näringsrika förhållanden.

O/C_(z) indexet (Wiederholm 1980) utnyttjar kunskapen om att den relativa andelen glattmaskar (Oligochaeta) i bottenfaunan ökar med ökande halt organiskt material i sedimentet. O/C_(z) beräknas utifrån kvoten mellan antalet glattmaskar och summan av antalet glattmaskar och sedimentbundna fjädermygglarver. Eftersom kvoten ökar med ökande djup, görs vid indexberäkningen en normering för provtagningsdjupet.

Yttre förhållanden och väderlek

Kolbäcksåns avrinningsområde är, med sina 3117 km², det tredje största av Mälarens delavrinningsområden (figur 1). Den stora ytan gör att vattensystemet utgör det näst största tillflödet till Mälaren (medelvattenflöde ca 29 m³/s), endast Arbågaåns tillflöde är större (Wallin m fl, 2000). Kolbäcksån karaktäriseras av att ett flertal stora sjöar ligger längs huvudfåran. Detta ger vattensystemet en viss tröghet i sin respons på föroreningar, eftersom sjöarna fungerar som sedimentationsbassänger. Ytterligare tröget i systemet orsakas av Kolbäcksåns många regleringsföretag. Sammantaget innebär detta att föroreningar till viss del bromsas upp och fastläggs i sjösedimenten. Dessa föroreningar kan eventuellt frigöras från bottnarna vid en senare tidpunkt och därigenom bli mer tillgängliga för organismer i sjön.

Området kan delas in i två geografiska regioner. De norra delarna ner till sjön Stora Aspen, är av norrlandskaraktär med höjder och bergknallar upp till 350 meter över havet eller mer

(Andersson, 1981). Mellan dessa höjder går stora dalgångar, vilket ger stora höjdskillnader inom delområdet. Längre ner i vattensystemet blir höjdskillnaderna allt mindre och höjderna når sällan över 100 m ö h. Den totala höjdskillnaden mellan Väsman och Fredsviken i Mälaren är 154 m. Bergrunden i den norra delen av avrinningsområdet domineras av urgraniter, med inslag av malmförande sura leptiter i området mellan Väsman norra del och St. Aspen, samt även en del stråk med kalksten. Det södra området dominerar av yngre graniter och olika typer av gnejs (Andersson, 1981). Moränjordar dominerar avrinningsområdet, förutom i områdets nedre del där lerjordar tar vid.

Markanvändningen inom Kolbäcksåns avrinningsområde domineras av skog (67%), med inslag av sjöar, våtmarker och hyggen (tabell 2). Endast ca 4% av den totala ytan utgörs av uppodlad jordbruksmark. En stor del av jordbruksmarken är belägen i åns nedre del, där området mellan Strömsholm och Trångfors består av ca 34% jordbruksmark.

Tabell 2. Markanvändning inom Kolbäcksåns avrinningsområde (ARO). Markanvändningen avser hela avrinningsområdet uppströms de olika provtagningsplatserna (källa: Gröna kartan).

station	Yta km ²	Yta %	Markanvändning i %								
			Sjö	Skog*	Lövskog	Hygge	Våtmark	Åker	Öppen mark	Berg	Bebyggelse
Pellabäcken	10	0,3	0	89	0	3	6	0	0	1	0
Saxens utlopp	33	1	3	75	2	7	3	3	7	0	0
Ludvika	1149	37	8	70	1	6	11	1	2	1	0
Morgårdshammar	1520	49	9	70	1	6	10	1	2	1	1
Semla	2206	71	9	70	1	6	8	2	2	1	1
Ängelsberg	243	8	9	68	1	7	9	2	3	0	1
Virso	2682	86	10	69	1	6	8	2	3	1	1
Trångfors	2996	96	9	67	1	6	9	2	3	2	1
Strömsholm	3117	100	9	66	1	6	9	4	3	2	1

* Barr- och blandskog

Mänsklig påverkan

Närsalter och organiskt material

Kolbäcksån rinner genom de centrala delarna av Bergslagen med tätorterna Ludvika, Smedjebacken, Fagersta, Surahammar och Hallstahammar längs huvudfåran, samt Norberg vid ett av sidotillflödena (figur 1). I de övre delarna av vattensystemet är vattnet näringsfattigt, men efter hand ökar näringsnivån och i mynningen vid Strömsholm råder mer näringsrika förhållanden. Detta beror framförallt på att tätorterna, men i viss mån även industrin, belastar vattensystemet med närsalter via avloppsreningsverken (tabell 3), men även läckage från jordbruksmark ett betydande tillskott av kväve och fosfor i de nedre dalarna av systemet. Totalt tillfördes minst ca 6 ton fosfor till ån från olika punktsläpp under 1999, där de största enskilda källorna var de stora reningsverken. Den ca 1 ton större utsläppsmängden av fosfor under 1999 jämfört med året tidigare, beror inte på någon drastisk ökning i utsläpp. Ökningen är snarare ett resultat av att fler reningsverk ingår i årets sammanställning, trots att inga uppgifter erhöles för två av de tidigare ingående reningsverken (Mölntorp och Haga ARV). Den sammanlagda mängden kväve som tillfördes vattensystemet under 1999 var nästan 300 ton, vilket är ca 100 ton mindre än för 1998. Detta beror inte på någon drastiskt minskad belastning, utan på att utsläppsdata

Tabell 3. Punktutsläpp av närsalter och organiskt material till Kolbäcksåns vattensystem, 1999 (källor: berörda kommuner och länsstyrelser).

Utsläppskälla	Fosfor (ton)	Kväve (ton)	BOD ₇ (ton)	COD _{Cr} (ton)	TOC (ton)
Bylandet ARV	0,7	27,7	14,5	67,8	–
Fagersta ARV	1,5	49,0	36,0	154,0	32
Gonäs ARV	0,7	20,7	35,8	199,3	–
Grangärde ARV	0,2	4,1	4,4	15,9	–
Gårlångens ARV	0,9	48,1	17,1	77,0	–
Haga ARV	Uppgifter saknas för 1999				
Mölntorp ARV	Uppgifter saknas för 1999				
Norbergs ARV	0,5	20,0	21,0	77,0	13
Sunnansjö ARV	0,02	1,5	0,3	–	–
Söderbärke ARV	1,0	–	14,0	–	–
Sörvik ARV	0,01	0,9	0,6	–	–
Vads ARV	0,2	–	2,6	–	–
Virso ARV	0,08	5,6	1,7	6,9	–
Bulten Produktion AB	Uppgifter saknas för 1999				
Fagersta Stainless AB	0,04	103,0	–	33,3	–
Kanthal AB	0,002	–	0,3	<2,3	–
Seco Tools AB	–	–	–	11,0	–
Surahammars Bruks AB	0,06	1,5	–	35,4	–
Uniroc AB	Uppgifter saknas för 1999				
Summa 1999	6,0	282	148	680	45,0
Summa 1998	5,0	409	112	735	32,6

för Haga och Mölntorps ARV saknas för 1999 (tabell 3), vilka tillsammans släppte ut ca 95 ton kväve 1998 (Eriksson m fl 1999). Den största enskilda kvävekällan är Fagersta Stainless AB som ensam står för ca 25% av kvävetillförseln (om Haga och Mölntorps kväveutsläpp var lika stora som under 1998). En ny tillkommen kvävekälla är ett nyanlagt värmeverk i Ludvika som släpper ut ett kondensat i Lyviken, Väsman, vilket förväntas innehålla ca 2 ton ammoniumkväve årligen (Charlotte Olsson, Ludvika kommun). Även stora mängder organiskt material tillförs vattendraget, totalt ca 140 ton räknat som BOD₇, framförallt från de stora reningsverken.

Metaller

Gruvdrift och metallhantering har under lång tid varit de dominerande näringarna, vilket gjort att sjöar och vattendrag sedan lång tid har varit utsatta för betydande metallutsläpp. Utsläppen har dock minskat avsevärt sedan början av 1970-talet, huvudsakligen som en följd av reningsåtgärder och nedläggning av industrier (Länsstyrelsen i Västmanlands län 1996). Ett flertal punktutsläpp av olika metaller kvarstår dock (tabell 4). Den största enskilda metallföroreningskällan är resterna efter Boliden minerals verksamhet i Saxdalen, där slaggreterna från den nedlagda sulfidmalmgruvan fortfarande orsakar betydande läckage av metaller (tabell 4). De sulfidhaltiga gruvresterna har täckts med ett lager av lerhaltig morän för att motverka att resterna kommer i kontakt med syrgas och att det därigenom bildas svavelsyra (Boliden 1998). Öka mängd svavelsyra bland gruvavfallet skulle öka utläckaget av metaller ännu mer, vilket skulle innebära ökad transport av lösta metaller till vattendrag och sjöar. Stora metallutsläpp ägde även rum från Gonäs avloppsreningsverk, vars utsläpp för 1999 var ca dubbelt så stora för flertalet metaller

Tabell 4. Punktsläpp av metaller till Kolbäcksåns vattensystem, 1999 (källor: berörda kommuner och länsstyrelser).

Utsläppskälla	Cu (kg)	Zn (kg)	Cd (kg)	Pb (kg)	Cr (kg)	Ni (kg)	Co (kg)	W (kg)	Hg (kg)
Gonäs ARV	426,3	464,6	0,72	22,9	4,8	18,0	–	–	0,020
Gårlångens ARV	7,5	56,0	0,6	2,8	2,8	9,6	–	–	0,06
Mölntorp ARV	Uppgifter saknas för 1999								
Virso ARV	Metaller i utgående vatten analyseras ej**								
ABB Ludvika	–	1,2	–	–	0,09	0,42	0,73	–	–
Boliden mineral, Saxdalen	42,8*	8400*	6,4*	58,8*	–	–	–	–	–
Bulten Produktion AB	Uppgifter saknas för 1999								
Craboverket	–	1,3	0,019	0,085	0,047	–	–	–	–
Fagersta Stainless AB	32,2	69,0	15,1	53,2	57	122	–	–	–
Fundia Bright Bar AB	Uppgifter saknas för 1999								
JOT Components, Virso AB	Uppgifter saknas för 1999								
Kanthal AB	<9,8	–	–	–	12,8	41,8	–	–	<0,013
Seco Tools AB	0,6	1,7	0,006	0,047	0,24	1,1	4,6	17	–
Surahammars Bruks AB	<24	<71	<0,12	<118	<30	<118	–	–	–
Uniroc AB	–	–	–	–	0,01	<0,01	0,05	1,3	–
Summa 1999 (ca värden)	543	9065	23	256	108	311	5	18	0,09
Summa 1998	452	11751	23	412	159	418	5,3	35	0,20

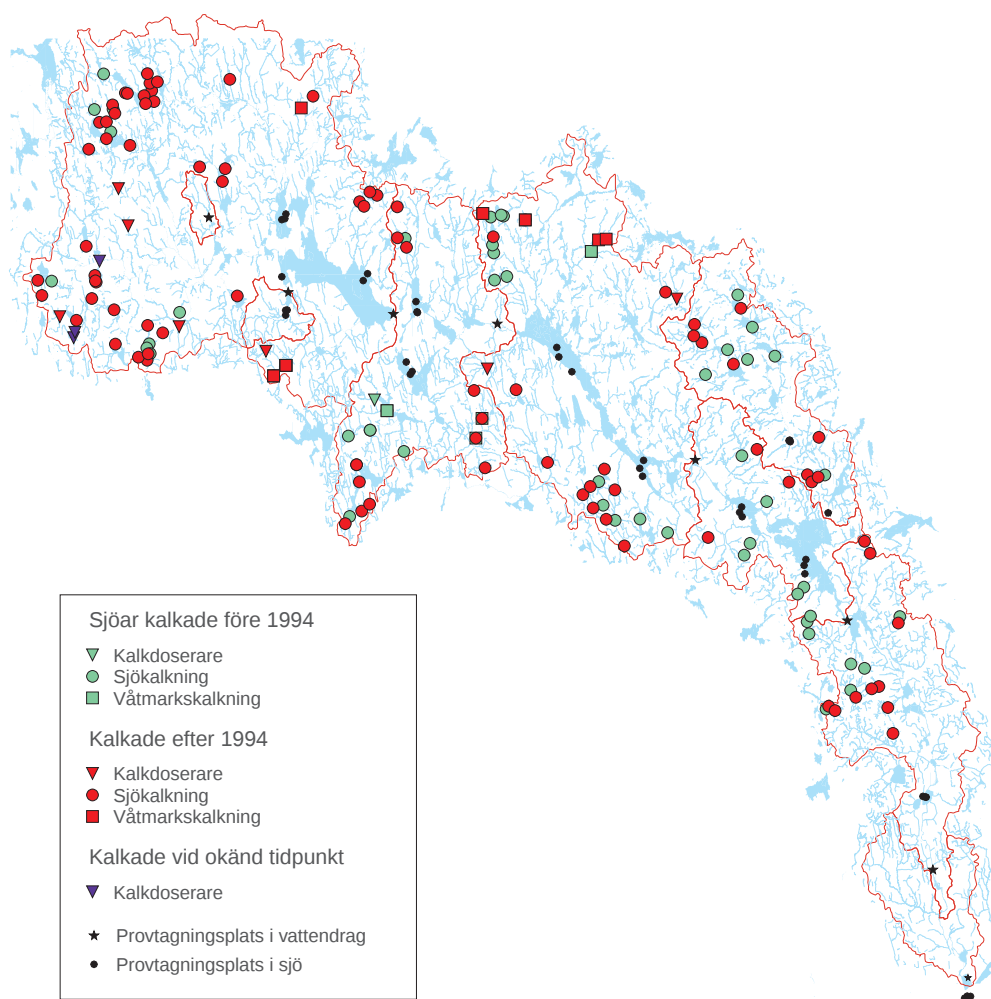
*Beräknat på medelvärden av halter, ej viktade mot vattenflödet

**Vissa metaller tillsätts med fällningskemikalierna (förbrukade betbad från Surahammars Bruk AB)

jämfört med 1998 (tabell 4, resp Eriksson m fl 1999). Anledningen till denna drastiska ökning är inte klarlagd, men de största metallmängderna släpptes ut under april, då såväl halterna i det utgående vattnet som flödet var rekordstort (se figur 5 ”Väderlek och vattenföring”). Enligt Miljö- och hälsoskyddskontoret på Ludvika kommun, tror man att det kraftiga vattenflödet under april kan ha medfört att dräneringsvatten eller dylikt från Saxbergsområdet (Bolidens gruvrester) har kommit in som dagvatten i avloppssystemet (Charlotte Olsson, muntlig uppgift). Andra stora metallkällor till Kolbäcksåns vattensystem är Fagersta Stainless AB, Kanthal AB och Surahammars Bruks AB (tabell 4). Den största utsläppskällan av kobolt (Co) till vattensystemet är Seco Tools AB som använder kobolt i sin produktion av borrar- och fräsverktyg. Som tidigare nämnts saknas uppgifter på utsläpp från Mölntorps ARV, vilket tidigare har haft förhållandevis stora metallutsläpp (t ex Eriksson m fl 1999). För övrigt så analyseras inte metaller i utgående vatten från merparten av avloppsreningsverken, varför de totala metallutsläppen kan var betydligt större än vad som anges.

Försurning/kalkning

Kolbäcksåns omgivning består huvudsakligen av morän på en bergrund bestående av svärvittrade graniter och gnejser. Endast få inslag av kalkrik mark och bergrund förekommer i området. Sammantaget gör detta att vattensystemet har en låg buffringskapacitet och är därigenom känsligt för exempelvis sur nederbörd. Under lång tid har därför många små sjöar och vattendrag inom avrinningsområdet kalkats för att motverka försurningen (figur 2). Därutöver tillkommer en viss kalkpåverkan från jordbruket.

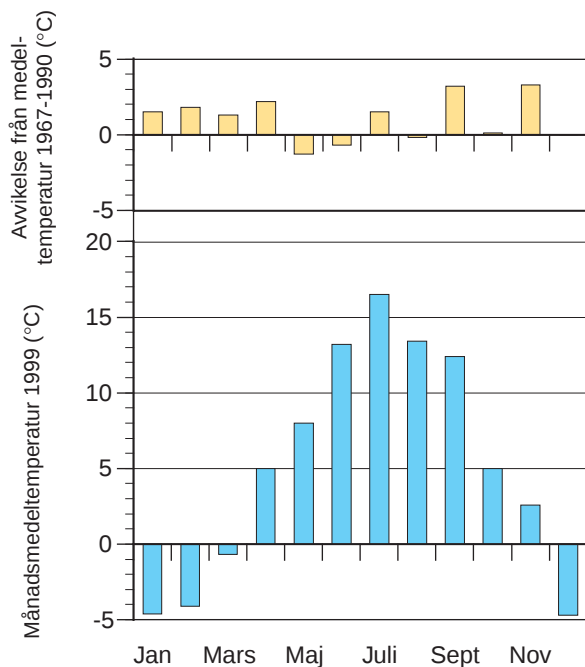


Figur 2. Kalkade sjöar sjöar, vattendrag och våtmarker inom Kolbäcksåns avrinningsområde. Kalkningsverksamheten är uppdelad på äldre kalkningar utförda före 1994, samt kalkningar som utförts efter 1994. Flertalet objekt är dock kalkade upprepade gånger. (källor: Länsstyrelserna i T, U och W län).

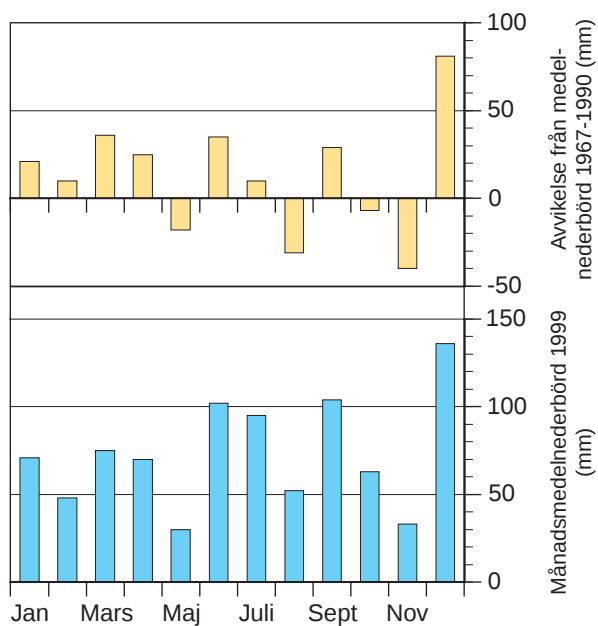
Väderlek och vattenföring 1999

Väderlekmässigt var 1999 ett händelserikt år. Sammantaget var året något varmare än normalt. Medeltemperaturen var 5,2 °C vid Ställdalen, strax NV om Kopparberg, jämfört med 4,1 °C under perioden 1967-1990 (SMHI 1999). Året var också blötare än normalt med en total årsnederbörd på 920 mm, vilket är den högsta nederbörden sedan 1901 (SMHI 1999). Normalt under 1967-1990 var årsnederbörden i området 730 mm. Trots det blöta året var medelvattenflödet 30,5 m³/s vid Strömsholm, vilket endast är något över medelvärdet för hela mätperioden 1965-1999. Detta beror dels på att nederbörden var ojämnt fördelad under året, dels på att Kolbäcksåns vattensystem är reglerat, varför vattenflödet endast delvis speglar tillrinningen.

Vintern och början av våren var mild, med mycket nederbörd (figur 3 och 4). Den stora nederbörden resulterade i rekordhög vattenstånd och vattenflöden (figur 5). Vattenflödet

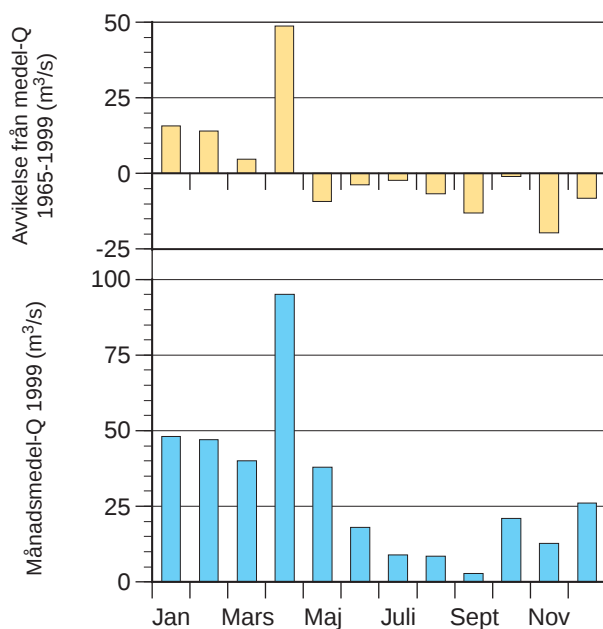


Figur 3. Månadsmedeltemperatur vid Ställdalen 1999, samt avvikelser från månadsmedelvärden 1967-1990.



Figur 4. Månadsmedelnederbörd vid Ställdalen 1999, samt avvikelser från månadsmedelvärden 1967-1990.

i april tangerade t o m rekordflödet 1967 och var drygt dubbelt så stort som normalt för månaden under perioden 1965-1999. Maj och juni var kyligare än normalt. Juli–september var däremot en varm period, vilket lade grunden till en mild och torr höst (figur 3 och 4), med betydlig lägre vattenflöden än normalt (figur 5). Året avslutades dock med ett flertal stormar och oväder i december, som därmed blev en mycket blöt månad (figur 4).



Figur 5. Månadsmedelvattenflöde vid Strömsholm 1999, samt avvikelser från månadsmedelvärden 1965-1999.

Kolbäcksån 1999 och perioden 1997-1999

Nedan följer en redovisning av ett urval av resultaten från provtagningarna 1999 och jämförelser med perioden 1997-1999. Samtliga analysresultat för vattenkemi redovisas i bilaga 3, växtplankton i bilaga 8 och bottenfauna i bilaga 10. Dessa data finns även tillgängliga via Internet på Institutionen för miljöanalys hemsidan (se faktaruta nedan).

Fakta 1: Data från Kolbäcksån på Internet

Samtliga vattenkemiska och biologiska provtagningsdata från Kolbäcksåns sjöar och vattendrag finns tillgängliga på Internet på adressen: <http://www.ma.slu.se> (hemsidan för Institutionen för miljöanalys vid SLU). Här finns en länk till databasen för miljöövervakning där data från den nationella miljöövervakningen i sjöar och vattendrag finns lagrade tillsammans med data från en del regionala program, bl.a. Vänern. Denna databas är i sin tur uppdelad i fyra delar - vattenkemi, växtplankton, djurplankton och bottenfauna. Välj först en av dessa databaser. Sedan väljer du det program eller projekt du är intresserad av, t.ex. Kolbäcksån. Du erhåller då en lista över aktuella provtagningsstationer. Välj en av dessa stationer genom att klicka på stationsnamnet i stationslistan eller genom att klicka på stationen på kartan. Välj sedan en eller fler parametrar, period (år), säsong (månad) och nivå. Du kan sedan välja att få data redovisat i diagram- eller tabellform.

Om du vill bearbeta data vidare i andra programvaror, t.ex. i Excel, kan du ladda ner tabeller direkt som textfiler.

Att beställa data

Om Du inte har tillgång till en dator ansluten till Internet går det också bra att beställa data till självkostnadspris per telefon eller skriftligen. Ange stationsnamn, nivå, tidsperiod och variabler om Du beställer data skriftligen. Specialbeställningar som avviker från institutionens "standardutskrifter" görs helst per telefon.

Beställningsadressen är: Inst. för miljöanalys, SLU, Box 7050, 750 07 Uppsala
Tel.: 018-67 31 19 (Bert Karlsson)

Vattenkemi

Samtliga resultat från de vattenkemiska undersökningarna 1999 presenteras i tabellform i bilaga 3. Utvalda vattenkemiska parametrar för sjöar och vattendrag presenteras även i figurform i bilagorna 4, 6 och 7. Bedömningar av miljötillståndet har gjorts för perioden 1997-1999 i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet, sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999). Dessa bedömningar har gjorts med avseende på näringsämnen/eutrofiering, syrgastillstånd och syrgastärande ämnen, ljusförhållanden, surhet/försurning, samt metaller i de fall där tillräckligt underlagsmaterial funnits tillgängligt. Tillståndsbedömningen för vattenkemi i sjöarna har gjorts med avseende på resultat från provtagningarna under vinter/vårvinter, samt sommar/sensommar. I vissa fall krävs dock tätare provtagningsintervall för att erhålla tillförlitliga bedömningar, vilket gör att

en del av bedömningarna blir mindre säkra. I något fall där den säsongsmässiga variationen av den undersökta parametern har varit alltför stor har vi därför avstått ifrån att bedöma tillståndet.

Näringsämnen

Tillgången på närsalter styr i första hand primärproduktionen i sjöar, men för höga närsaltshalter kan leda till besvärande vattenblomningar av växtplankton och cyanobakterier. I de flesta svenska sjöar styrs primärproduktionen av tillgången på fosfor, men under sensommaren kan i vissa fall förrådet av nitrat- och ammoniumkväve ta slut, vilket innebär att kväve kan bli en begränsande faktor för produktionen. Tillgången på kväve, samt förhållandet mellan nitrat och ammonium, kan även påverka artsammansättningen i växtplanktonsamhällen.

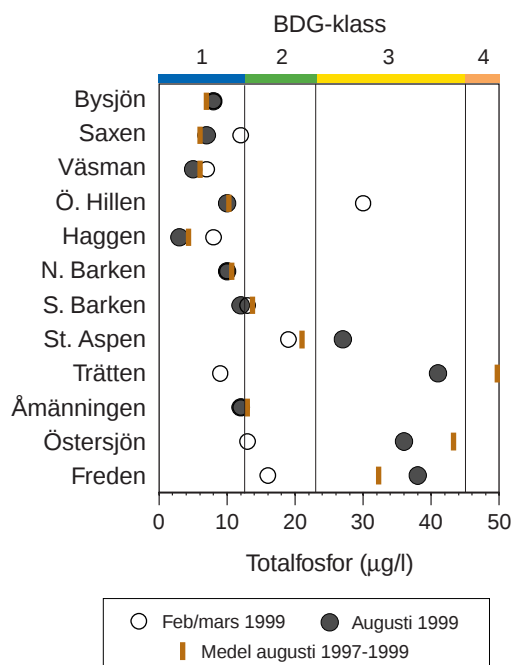
Vid bedömningar av vattendrag används den arealspecifika förlusten av kväve och fosfor, dvs förlusten av dessa ämnen per ytenhet av avrinningsområdet. Denna arealspecifika förlust av näringsämnen är viktig för bedömningen av belastning på sjöar och havsområden. Förutom en naturlig tillförsel av närsalter från den omgivande marken, sker även en betydande tillförsel av kväve genom deposition från atmosfären. Näringsämnen tillförs också från gödslad jordbruksmark, reningsverk, industri och dagvatten. I sjöar kan även fosfor frigöras från sedimenten vid syrgasbrist i bottenvattnet, så kallad intern belastning, vilket kan vara av stor betydelse om sjöarna tidigare varit tungt belastade och därigenom stora mängder fosfor har lagrats i sedimenten. Denna typ av fosforfrigörelse sker huvudsakligen under perioder med låga syrgashalter i bottenvattnet och sedimenten. Dessa perioder uppträder vanligen i näringsrika vatten speciellt under senvintern och sensommaren, då vattnet ofta har varit stabilt skiktat under en lång tid.

Fosfor

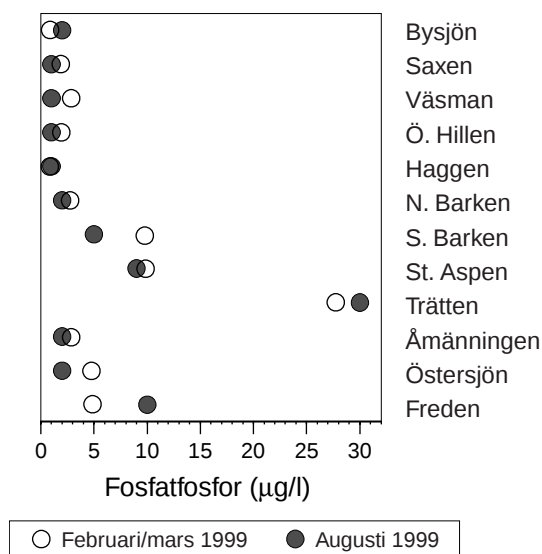
Totalfosforhalterna i sjöarna i övre delen av Kolbäcksåns avrinningsområde, t o m Södra Barken, var generellt låga, vanligen lägre än 12,5 µg P/l i ytvattnet (figur 6). Halterna ökade sedan drastiskt i sjöar nedströms S. Barken, speciellt i augustiproverna. Samma generella mönster, med ökande halter ju längre ner i systemet vattnet kommer, gäller även för vattendragen (bilaga 4). Totalfosforhalterna var något högre i vattendragen i den övre delen av systemet jämfört med sjöarna, vilket beror på att en större del av den partikelbundna fosfor sedimenterar och fastläggs i sjöarnas sediment. Denna effekt är inte lika påtaglig i de nedre delarna av vattensystemet.

Även fosfatfosforhalterna följde samma tendens till ökande halter i såväl sjöar som vattendrag längs med vattnets transport ner i åsystemet (bilaga 4). Undantag är dock markant högre halter i bottenvattnet i vissa sjöar i den nedre delen av vattensystemet (figur 7). Detta beror på utläckage av fosfat från sedimentet under perioder med låg syrgashalt i bottenvattnet och sedimentet (jfr figur 15).

Miljötillståndet med avseende på totalfosforhalter i ytvatten under 1997-1999 i den övre delen av Kolbäcksåns vattensystem, bedöms var gott, med låga halter (klass 1, figur 6). Sjöarna nedströms har däremot höga halter av totalfosfor (klass 3), förutom Åmänningen som också har låga halter (klass 1). De successivt ökande fosforhalterna i vattensystemet beror dels på den längre ner i systemet ökande belastningen från reningsverk

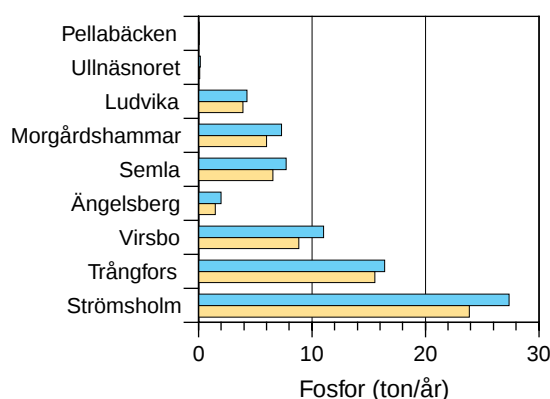


Figur 6. Totalfosforhalt i ytvatten i feb/mars och augusti 1999, samt medelvärden för perioden 1997-1999, från sjöar i Kolbäckens avrinningsområde. Bedömningsklasser (BDG-klass) enl Naturvårdsverket (1999).



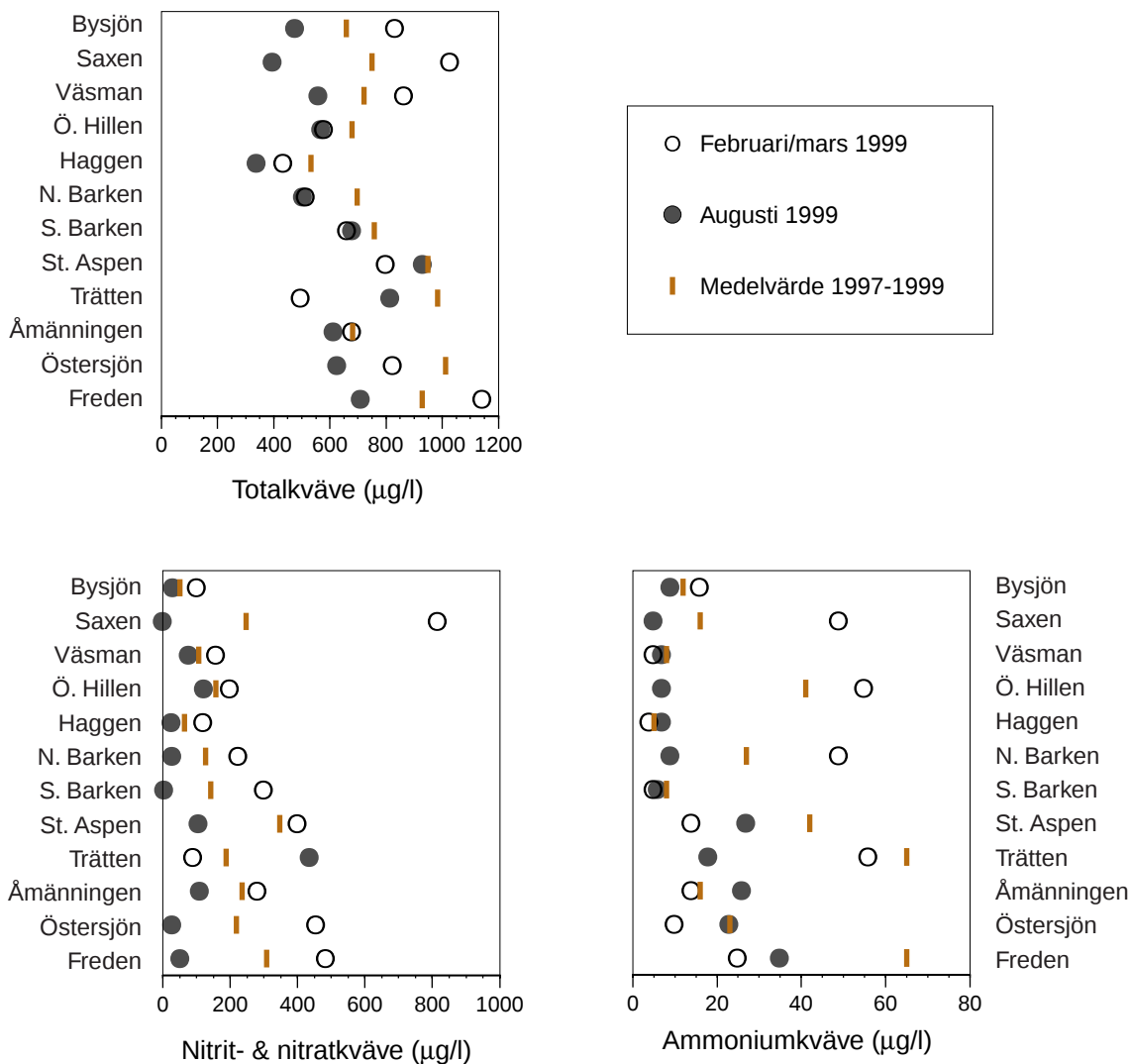
Figur 7. Fosfatfosforhalt i bottenvatten i feb/mars och augusti 1999, från sjöar i Kolbäckens avrinningsområde.

och andra punktkällor, samt den högre andelen jordbruksmark i den nedersta delen av Kolbäckens avrinningsområde, dels på att de övre delarna domineras av stora djupa sjöar som fungerar som sedimentationsfällor.



Figur 8. Totala transporten av fosfor 1999 (blå staplar), samt medelvärden av den årliga transporten under 1997-1999 (gula staplar) vid vattendragsstationer i Kolbäckens vattensystem.

Den totala mängden fosfor som transporterades med Kolbäckens vatten ut i Mälaren 1999 var ca 27,4 ton, vilket var något mer än medelmängden 23,9 ton per år under 1997-1999. Medelmängden fosfor som transporterats under treårsperioden påverkas dock mycket av den rekordlåga mängd som transporterades ut i Mälaren 1997, vilket berodde på den mycket låga vattenföringen detta år. Fosfortransporterna 1998 och 1999 har däremot varit i nivå med normala transportmängder under 1990-talet (figur 8). Det största fosfortillskottet sker efter Åmänningen, där vattnet rinner i genom ett område som karakteriseras av förhållandevis mer jordbruksdominerade marker, men som också saknar stora djupa sjöar som skulle kunna fungera som sedimentationsfällor.



Figur 9-11. Halterna av totalkväve, nitrit/nitratkväve och ammoniumkväve i ytvatten i feb/mars och augusti 1999, samt medelhalterna för perioden 1997-1999, från sjöar i Kolbäcksåns vattensystem.

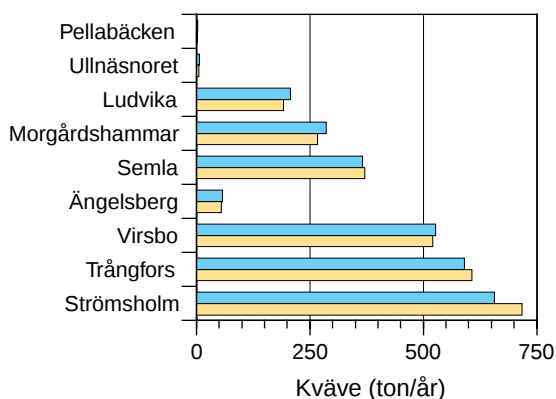
Kväve

Totalkvävehalterna i sjöarnas ytvatten varierade mycket mellan provtagningarna i februari/mars och augusti (figur 9). Generellt var halterna högre både i yt- och bottenvattnet vid vinterprovtagningen, vilket troligen beror på den höga nederbörden under årets första månader (se figur 4), som transporterade ut kväve från omgivande marker. Halterna i vattendragen uppvisar ett mönster som liknar det för fosfor, med högre halter längre ner i systemet (figur 6). Detta torde bero på den successivt ökande belastningen nedströms i vattensystemet. Totalkvävehalterna i Stora Aspen och Trätten avviker dock påtagligt från de övriga sjöarna. Stora Aspen tar emot mycket kväve från industri och hushåll i Fagersta och Västanfors, var av den största kvävekällan är Fagersta Stainless AB som står för ca 25% av kvävetillförsel från enskilda punktutsläpp till Kolbäcksåns vattensystem (tabell 3). De mycket höga totalkvävehalterna i den näringsrika Trätten, beror till stor del på ett läckage av ammonium från sedimenten i samband med syrgasbrist (jfr figur 11 och 15).

De tre sjöar som ligger längst ner i åsystemet, Åmänningen, Östersjön och Freden, uppvisade mycket låga halter av nitrit/nitrat- och ammoniumkväve vid augustiprovtagningen (figur 10 och 11). Detta i jämförelse med de höga klorofyllvärdena (figur 19), kan tyda på ytterliggare ökning av primärproduktion begränsas av tillgången på oorganiskt kväve i dessa sjöar.

På grund av att kväveomsättningen är mycket stor under en säsong och att halterna därigenom varierar kraftigt under året, är bedömningar av miljötillstånd m a p kvävehalter inte lämpliga när endast ett fåtal provtagningar har ägt rum (Naturvårdsverket 1999). Ingen bedömning av miljökvaliteten har därför gjorts på kvävehalterna i Kolbäcksåns sjöar.

Årstransporten av kväve från Kolbäcksån till Mälaren var totalt 657 ton, vilket var något mindre än medeltransporten 717 ton per år under 1997-1999 (figur 12). Totalt tillförs vattensystemet ca 400 ton kväve från olika punktkällor (tabell 3), d v s generellt sett har mer än hälften av kvävebelastningen på Mälaren från Kolbäcksån sitt ursprung i olika punktutsläpp (om ingen hänsyn tas till ev kväveförluster till atmosfären).



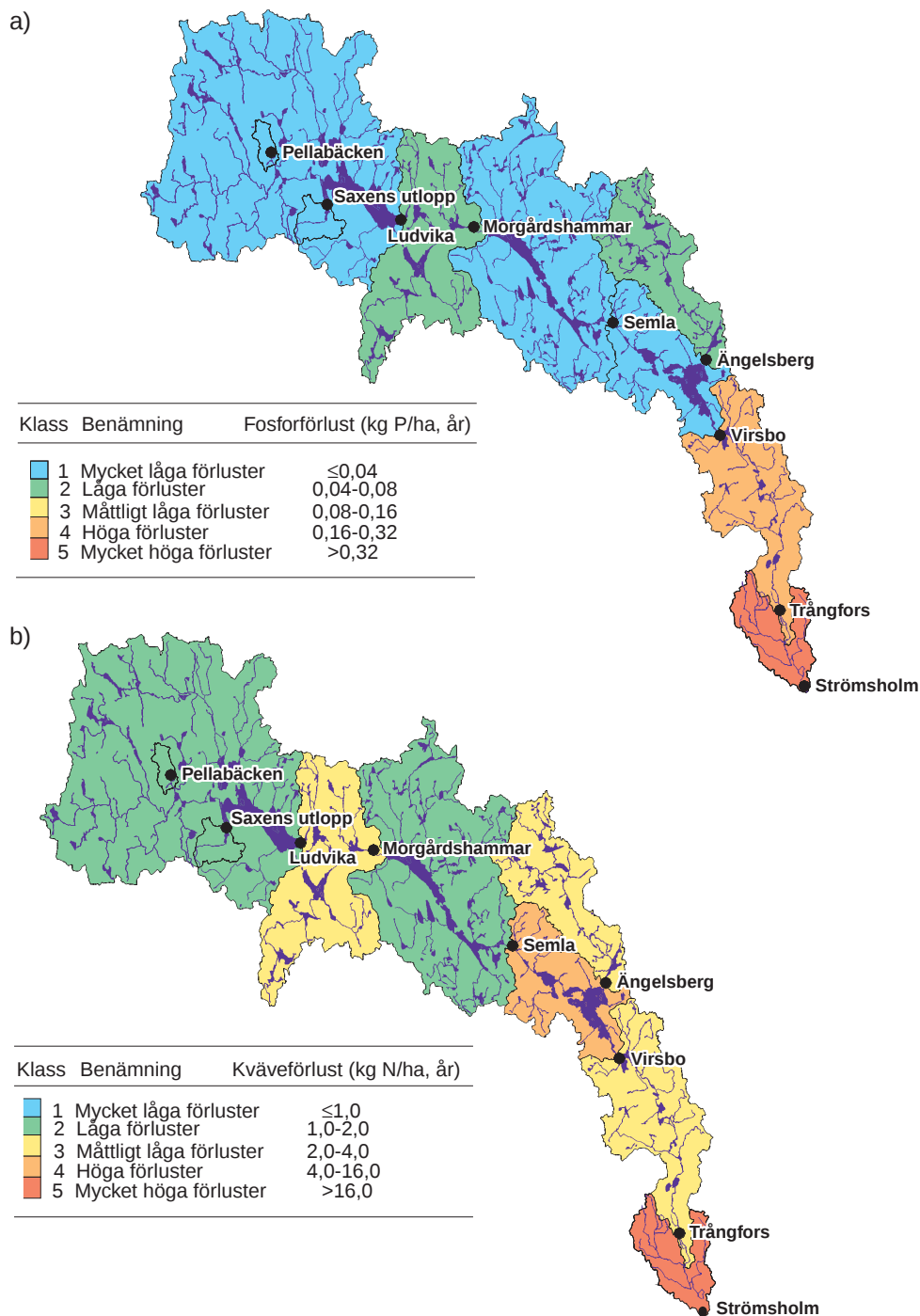
Figur 12. Totala transporten av kväve 1999 (blå staplar), samt medelvärden av den årlig transporten under 1997-1999 (gula staplar) vid vattendragsstationer i Kolbäcksåns vattensystem.

Arealspecifika förluster av kväve och fosfor

De arealspecifika förlusterna av kväve och fosfor är låga (klass 2) respektive mycket låga (klass 1) i de övre delarna av avrinningsområdet (figur 13, samt bilaga 5). Detta gäller både för hela uppströms liggande delavrinningsområden och för närområdet (det aktuella avrinningsområdet för en station minus eventuella uppströms liggande delavrinningsområden). Närsaltsförlusterna blir större i området kring Fagersta, vilket dels beror på punktutsläpp, vilket speglas i höga kväveförluster (klass 3) i närområdet mellan Semla/Ängelsberg och Virsbo, dels på kvävetillskottet från området kring Trätten. De största arealspecifika förlusterna återfinns i området mellan Trångfors och Strömsholm (figur 13, samt bilaga 5). Kväveförlusterna klassas i detta närområde som höga (klass 3), medan fosforförlusterna är extremt höga, vilket beror på de mer lättvittrade jordbruksmarkerna i området.

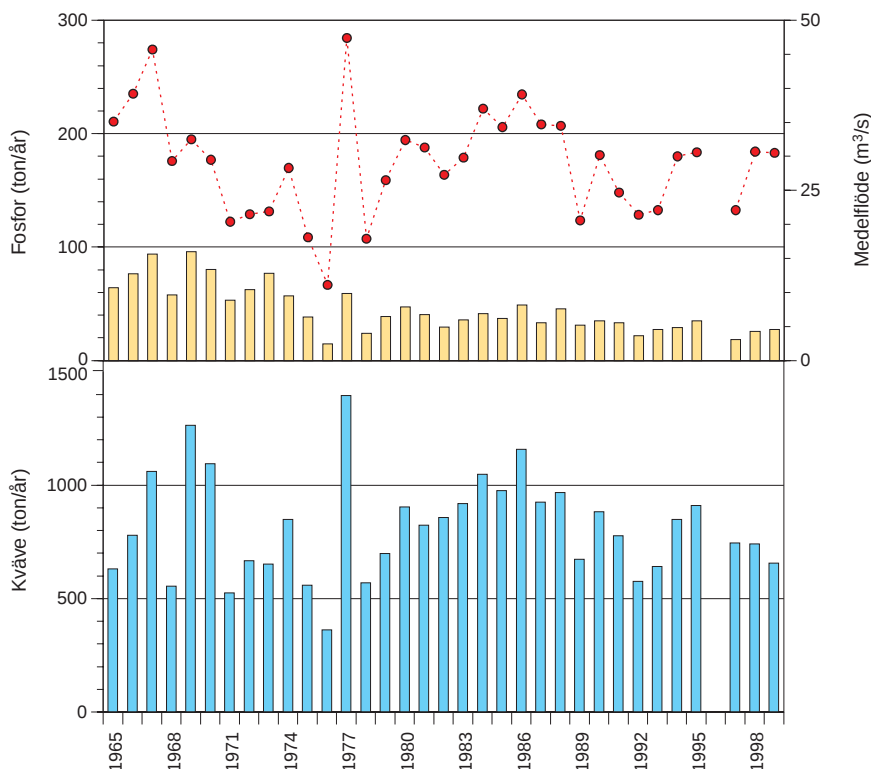
Transport av kväve och fosfor vid Strömsholm 1965-1999

Kvävetransporten med vattnet i Kolbäcksån ut i Mälaren har varit likartad under hela mätperioden från 1965 (figur 14). Storleken på den mängd som transporteras bestäms nästan uteslutande av vattenflödet i ån. Transporten av fosfor har däremot minskat med



Figur 13. Areal specifika förluster av fosfor (a) och kväve (b) från vattendragsstationernas närområden (avrinningsområdet - uppströms delavrinningsområden). Bedömningar av miljötillståndet enligt Naturvårdsverket (1999).

ca hälften under samma period (figur 14). Den största minskningen i fosfortransport ägde rum under slutet av 1960-talet och början av 1970-talet, då bl a reningsverk byggdes eller byggdes ut. Även utsläpp från andra punktkällor minskade bland annat genom omstruktureringar inom industrin. Efter de tidiga minskningarna i fosfortransporter, har de årliga transporterna varit förhållandevis jämnstora, med en viss påverkan av vattenflödet (figur 14).



Figur 14. Årlig uttransport av fosfor och kväve från Kolbäcksån vid Strömsholm till Mälaren 1965-1999, samt årsmedelvattenföringen vid Strömsholm under samma period.

Syrgastillstånd och syrgastärande ämnen

Syrgasförhållanden i sjöar och vattendrag varierar beroende på produktionsförhållanden och belastning av organiskt material som inkluderar mänsklig tillförseln av syrgastärande ämnen och humus med ett naturligt ursprung i omgivande marker. I bottenvattnet på skiktade näringsrika sjöar uppstår ofta syrgasfria eller nära syrgasfria förhållanden vid slutet av stagnationsperioderna under vårvinter och sensommar. Dessa perioder med låga syrgashalter är kritiska för många organismer. Vid bedömning av syrgastillståndet bör även mängden syrgastärande ämnen beaktas. Halten av organiskt material kan ge information om risken att låga syrgashalter uppträder under långa stagnationsperioder, då ingen ny syrgas tillförs till de djupare delarna. I oskiktade sjöar görs bedömningen av syrgastillståndet i den cirkulerande vattenmassan och i skiktade sjöar görs bedömningen av tillståndet i bottenvattnet. Bedömning sker av säsongsvisa minimihalter som uppkommer under de kritiska perioderna vårvinter/vår och sensommar/höst under tre år. Inga syrgasmätningar sker i Kolbäcksåns rinnande vatten, utan bedömningarna görs enbart för sjöar.

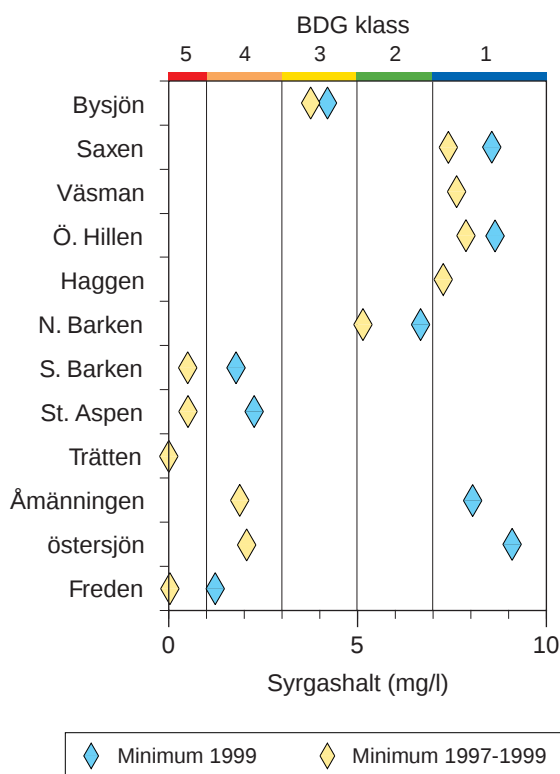
Syrgashalt

Sjöarna i den övre delen av Kolbäcksåns vattensystem ner till Norra Barken, har goda syrgasförhållanden i bottenvattnen (figur 15) och tillståndet 1997-1999 bedöms var måttligt syrgasrikt till syrgasrikt (klass 4 resp 5), förutom i den lilla Bysjön högst upp i systemet, där tillståndet bedöms som svagt (klass 3). Sjöarna nedströms Norra Barken har

Fakta 2: Temperaturskiktning av sjöar

Under sommarhalvåret värms ytvattnet upp. Genom vindpåverkan fördelas värmen i sjön men i djupa sjöar förmår vindarna bara blanda om vattnet till ett visst djup och det djupare vattnet förblir kallt och en skiktning av sjön uppstår. Det syre som finns i det djupare botten-skiktet måste då räcka fram till nästa omblandningsperiod under hösten om inte bottenvattnet ska bli syrefritt. Syret förbrukas bl a vid nedbrytning av döda plankton och annat organiskt material. Tidpunkten för när skiktningen etableras och hur djupt omblandningen sker, beror på lufttemperaturen, solinstrålningen samt vindarnas styrka och riktning. I grunda sjöar kan hela sjön blandas om även under sommaren men även här kan en skiktning tillfälligtvis etableras. Mellanårsvariationen för skiktningförhållandena är stor vilket gör att även syrgas-förhållandena vid botten kan variera.

däremot perioder med mycket låga syrgashalter, och samtliga utom de grunda sjöarna Åmänningen och Östersjön, bedöms syrgastillståndet i bottenvattnet under 1997-1999 periodvis vara helt eller nästan syrgasfritt (klass 5). Åmänningen och Östersjön (medel-djup 6 resp 3 m), var endast temperaturskiktade under 1997, varför syrgastillståndet kan vara överskattat och perioder med ännu lägre syrgashalter kan förekomma. Även den grunda Saxen saknade stabil temperaturskiktning under augustiprovtagningen 1999 (bilaga 7).



Figur 15. Minsta uppmätta syrgashalter under februari/mars och augusti 1999, samt februari-april och augusti under hela perioden 1997-1999, i sjöar inom Kolbäckens vattensystem. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999).

Syrgastärande ämnen (organiskt material)

Halten av organiskt material (totala halten löst organiskt kol, TOC) var något högre i sjöarna i de övre delarna av avrinningsområdet i februari/mars, medan halterna var mycket lika i augusti (figur 16). Detta beror på tillförsel av humus och annat organiskt material, under den milda och nederbördsrika vintern (jfr Väderlek och vattenföring ovan). Eftersom skogspåverkan är störst i de övre delarna av vattensystemet, blir även effekterna av denna humustillförsel störst i detta område, vilket även återspeglas i hög vattenfärg för dessa sjöar (se ”Ljusförhållanden”). Samma tendens till högre TOC-halter och högre vattenfärg kan också skönjas för de övre av Kolbäcksåns vattendragsstationer (bilaga 4). Sammantaget för perioden 1997-1999 bedöms samtliga sjöar och vattendragsstationer, utom Pellabäcken, ha måttligt höga halter av organiskt material (klass 3). Halterna i Pellabäcken översteg knappt gränsen till klass 4 och bedöms därmed som höga.

Ljusförhållanden

Ljusförhållandena är av avgörande betydelse för många vattenlevande organismer. Detta gäller framförallt primärproducenter som högre växter och växtplankton. Bedömningar av ljusförhållanden kan i sjöar baseras på årliga säsongsmedelvärden (maj-oktober) av vattenfärg (färgtal eller absorbans vid 420 nm), vattnets grumlighet (turbiditet) och/eller siktdjup. I vattendrag görs bedömningen utifrån vattenfärg och grumlighet på årsmedelvärden. Vattenfärgen varierar på grund av avrinningsområdets beskaffenhet (humustillförsel från skog och myrmarker, samt vissa järn- och manganföreningar ger hög vattenfärg), grundvattenståndet i avrinningsområdet, samt sjöarnas uppehållstid (sjöar med lång uppehållstid är normalt mindre färgade p g a avfärgning genom fotokemiska och biologiska processer). Siktdjupet i sjöar regleras till stor del av växtplanktonförekomsten, vars biomassa kan uppskattas med vattnets klorofyllhalt. Förhållandet mellan siktdjup och växtplanktonbiomassa är dock i viss mån självreglerande, på grund av självskuggning om växtplanktonförekomsten blir alltför stor.

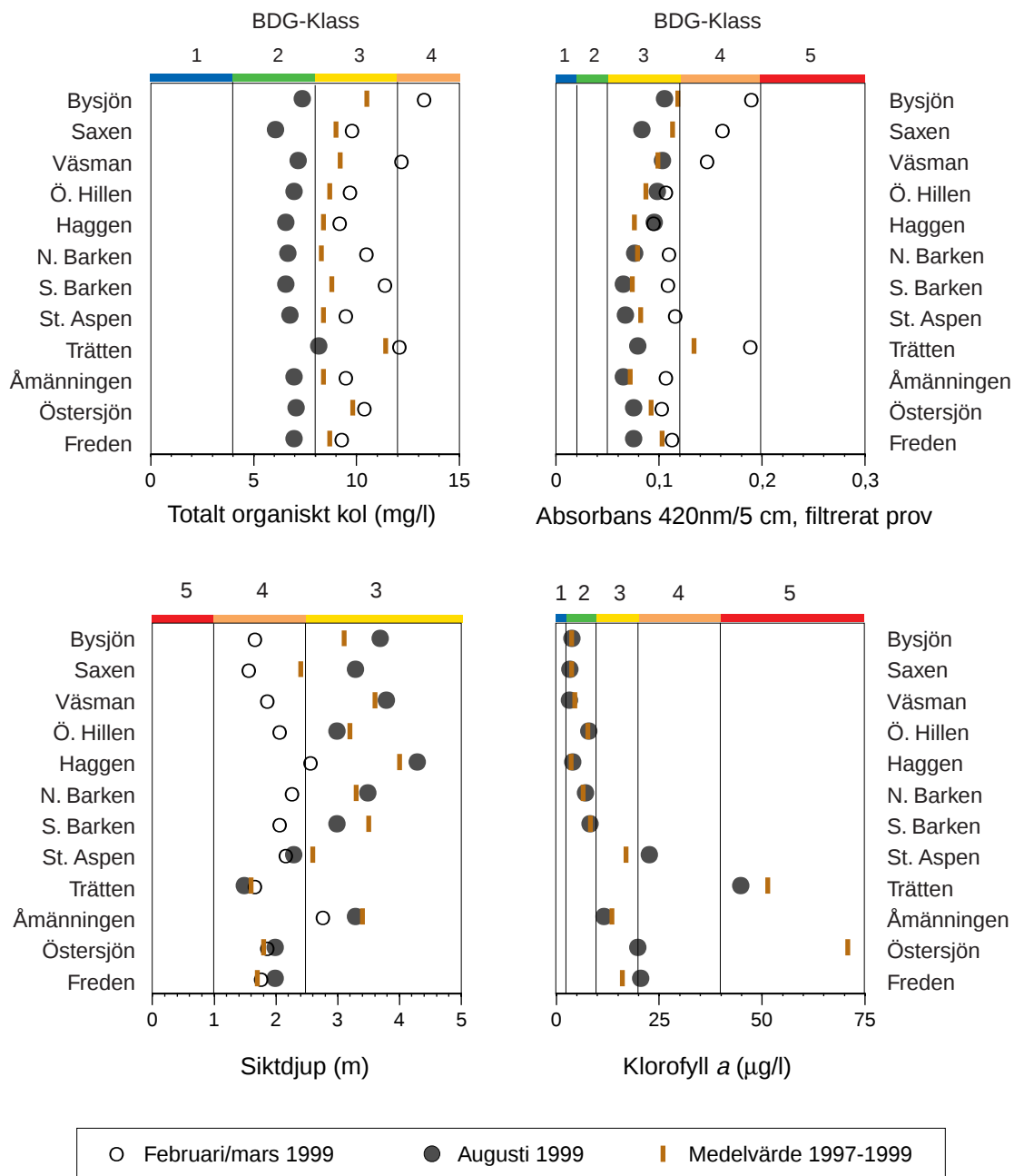
Vattenfärg

Både sjöar och vattendragsstationer i de övre delarna av avrinningsområdet uppvisar högre vattenfärg än nedströms provtagningslokaler (figur 17 resp bilaga 4). I sjöarna var dessutom vattnet mer färgat i februari/mars än i augusti. Detta beror på, som tidigare nämnts, betydelsen av humustillförsel som framförallt kommer från omgivande skogs- och myrmarker i de övre delarna av vattensystemet (se även ”syrgastärande material”). På grund av den milda vintern var dessutom humustillflödet extra stort.

Sammantaget för perioden 1997-1999 bedöms samtliga sjöar, utom Trätten, ha måttligt färgat vatten (figur 17). Pellabäcken och Saxens utlopp, hade betydligt färgat vatten (klass 4), medan såväl sjöar som vattendragen i de nedre delarna av systemet hade måttligt färgat vatten (klass 3). Undantaget är Ängelsberg som uppvisar betydligt färgat vatten (klass 4).

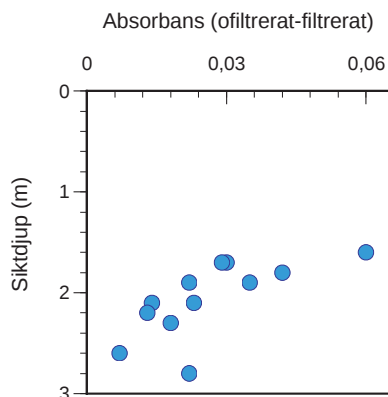
Siktdjup och klorofyllhalt i sjöar

Den högre växtplanktonproduktionen i sjöar i den nedre delen av Kolbäcksåns vattensystem åskådliggörs väl av de markant mindre siktdjupen och högre klorofyllhalterna i



Figur 16-19. Totala halten organiskt kol (TOC), vattenfärg (absorbans), siktdjup och halten klorofyll a i sjöar inom Kolbäckens vattensystem februari/mars och augusti 1999, samt medelvärden för perioden 1997-1999. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999). Observera att klorofyll endast mäts i augusti.

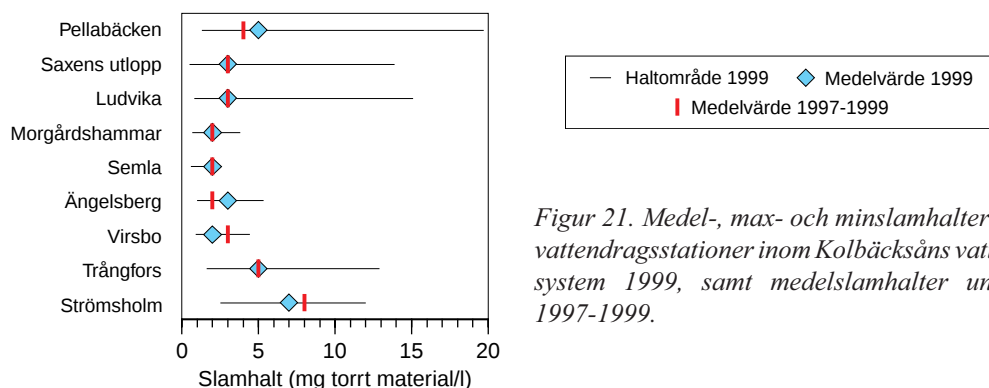
augusti (figur 18 och 19), jämfört med de övre delarna av systemet. Siktdjupet vid provtagningen i februari/mars varierade dock mindre mellan sjöarna. Framförallt sjöarna i den mellersta delen av avrinningsområdet (Haggen, Ö. Hillen och N. Barken) hade avvikande större siktdjup. Detta beror på en högre halt suspenderade partiklar i dessa sjöar (figur 20), troligen med ursprung i den höga nederbörden under vintern (se "Väderlek och vattenföring"). Klorofyllhalterna i augusti 1997-1999, bedöms vara måttligt höga (klass 2) i sjöarna i den övre delen av vattensystemet, ned till Södra Barken. Halterna i sjöarna nedströms S. Barken var höga (klass 3), förutom i den näringsrika Trätten, där halterna var extremt höga (klass 5).



Figur 20. Förhållandet mellan partikelmängd i vattnet (mätt som skillnad i absorbans mellan ofiltrerat och filtrerat vatten) och siktdjup i sjöar inom Kolbäcksåns vattensystem under februari/mars 1999.

Slamhalt i vattendragen/erosion

Grumligheten i ett vattendrag beror till största delen på erosion av omgivande marker, men även uttransport av resuspenderat sediment och plankton från uppströms liggande sjöar, samt utsläpp av partikulärt material, påverkar vattnets grumlighet. Grumligheten kan mätas på ett flertal sätt, t ex slamhalt, absorbansskillnaden mellan ofiltrerat och filtrerat prov, samt som turbiditet genom jämförelse med någon känd grumlighetsgradient.



Figur 21. Medel-, max- och minslamhalter vid vattendragsstationer inom Kolbäcksåns vattensystem 1999, samt medelslamhalter under 1997-1999.

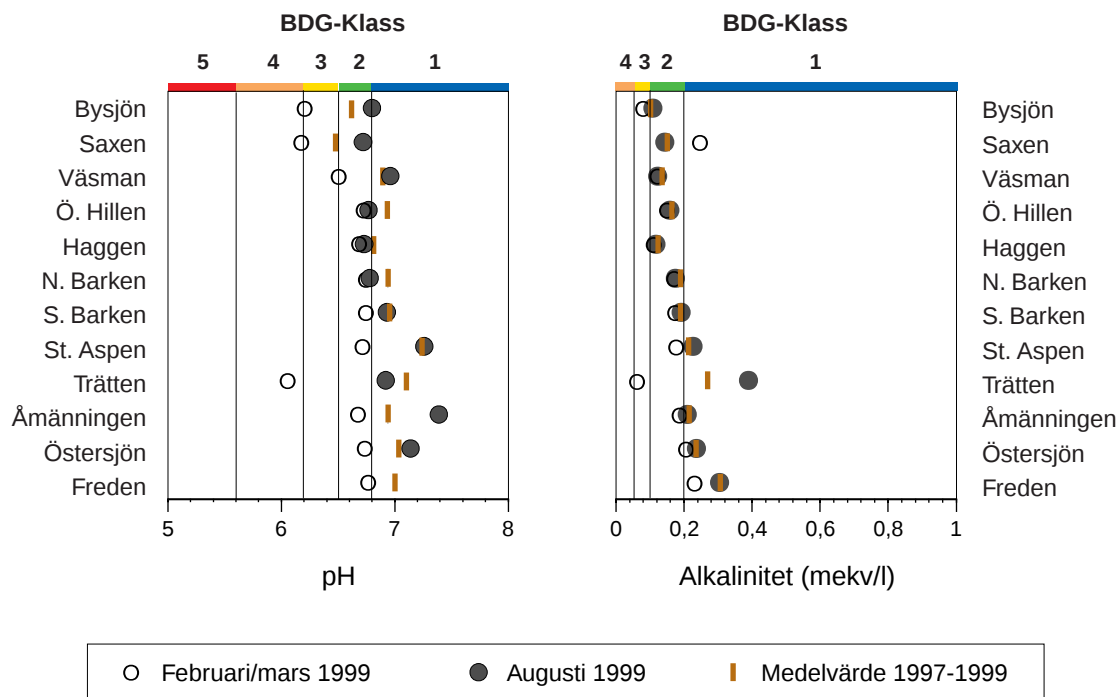
Medelhalterna av slam vid vattendragsstationerna i Kolbäcksåns vattensystem är förhållandevis likartade ner till Trångfors (figur 21). I den nedre delen av åsystemet tilltar den mängd slam som transporteras med vattnet kraftigt, vilket beror på erosion av de lättvitt-rade jordbruksmarkerna i detta område. Variationen i slamhalt är dock kraftig i såväl de övre delarna av vattensystemet, som i de nedre delarna (figur 21). Detta orsakas framförallt av variationer i vattenföring, vilken i sin tur beror på nederbörds mängden. Således har de högsta slamhalterna i Saxens utlopp, Ludvika och Strömsholm, sitt ursprung i de höga vattenflödena i mars/april, medan maxhalten i Pellabäcken ägde rum under den också nederbördsrika månaden december.

Surhet/försurning

Vattnets surhetsgrad (pH) är viktig för vattenlevande organismer genom att den påverkar balansen mellan deras inre miljö och det omgivande vattnet och därmed flera viktiga omsättningsprocesser. Surhetsgraden påverkar också lösligheten av metaller, vilket gör att metallernas rörlighet ökar i både mark och vatten när surheten ökar. De flesta vatten har ett förråd av vätekarbonatjoner (HCO_3^-) som gör att vattnet har en viss buffertkapacitet, d v s förmåga att neutralisera sura komponenter, vanligen vätejoner (H^+). Som ett mått på vattnets buffertkapacitet används alkalinitet, vilket motsvarar vattnets förmåga att neutralisera de sura komponenterna. Surhetsgraden varierar ofta kraftigt i näringsrika vatten med hög primärproduktion, med förhöjda pH-värden under perioder med hög produktion och låga pH-värden när nedbrytningsprocesser dominerar. Bedömningen av tillstånd bör därför hellre baseras på alkalinitet än pH om antalet mätillfällen är lågt. Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) skall medianvärden användas vid tillståndsklassningar av vattnets surhet. I denna utvärdering har dock vanliga geometriska medelvärden använts för att underlätta jämförelser med tidigare års undersökningar. Bedömningarna skall dessutom göras på minst 12 provtagningar inom 1-3 år, vilket inte har varit möjligt att göra för det begränsade materialet från Kolbäckens sjöar. Vattendragen har däremot undersökt varje månad under hela perioden 1997-1999. Miljötillståndsbedömningarna för vattendragen är därför säkrare, medan bedömningarna för sjöarna bör ses med en viss försiktighet.

Sjöarna i Kolbäckens vattensystem hade ett i allmänhet svagt till måttligt surt ytvatten (klass 2 resp 3) vid provtagningen i februari/mars, medan pH-värdena var nära neutralt (klass 1) i augusti (figur 22). Ett likartat mönster kan observeras för hela perioden 1997-1999, varför de beräknade medelvärdena hamnar mellan dessa ytterligheter, och de flesta sjöar bedöms ha ett nära neutralt pH i ytvattnet (figur 22). Detta stämmer överens med pH läget vid vattendragsstationerna 1999, vilka generellt sett hade pH-värden kring 7 (bilaga 4). Även för hela perioden 1997-1999, bedöms de flesta av vattendragsstationerna ha ett nära neutralt pH (klass 1). Undantag är dels Trätten, som hade ett surt ytvatten i början av mars (figur 22), och dels Pellabäcken och Saxens utlopp (bilaga 4), som uppvisade mycket stor spridning i pH-värdena under året. De lägsta uppmätta pH-värdena för dessa vattendrag (5,4 resp 6,0) var under perioden med det mycket kraftiga vattenflödet i april (se "Väderlek och vattenföring"), vilket tyder på tillförsel av surt vatten från omgivningen. Stationerna ligger dessutom i några av de få delar av Kolbäckens avrinningsområde som inte kalkas (se figur 2). Användandet av medelvärden på vattnets pH innebär dock att eventuella avvikande värden påverkar resultatet mer än om medianvärden hade använts. De vanliga geometriska medelvärden som har använts, d v s att ingen hänsyn har tagits till att pH-värdet är en logaritm av vätejonkoncentrationen i vattnet ($-\log_{10}[\text{H}^+]$), gör dessutom att låga pH-värden får en mindre genomslagskraft vid beräkningen av medelvärdet, jämför med om aritmetiska medelvärden hade använts (medelvärden på antilogaritmerade vätejon-koncentrationer).

Merparten av de undersökta sjöarna och vattendragen i Kolbäckens vattensystem har mycket god eller god buffertförmåga (figur 23). Undantag från detta mönster är, liksom för pH-värdena, Pellabäcken och Saxens utlopp (bilaga 4). Båda dessa vattendrag har uppvisat en mycket stor spridning i buffertförmåga och Pellabäckens alkalinitet under 1997-1999 bedöms t o m som svag (klass 3). I april hade Pellabäckens vatten ingen



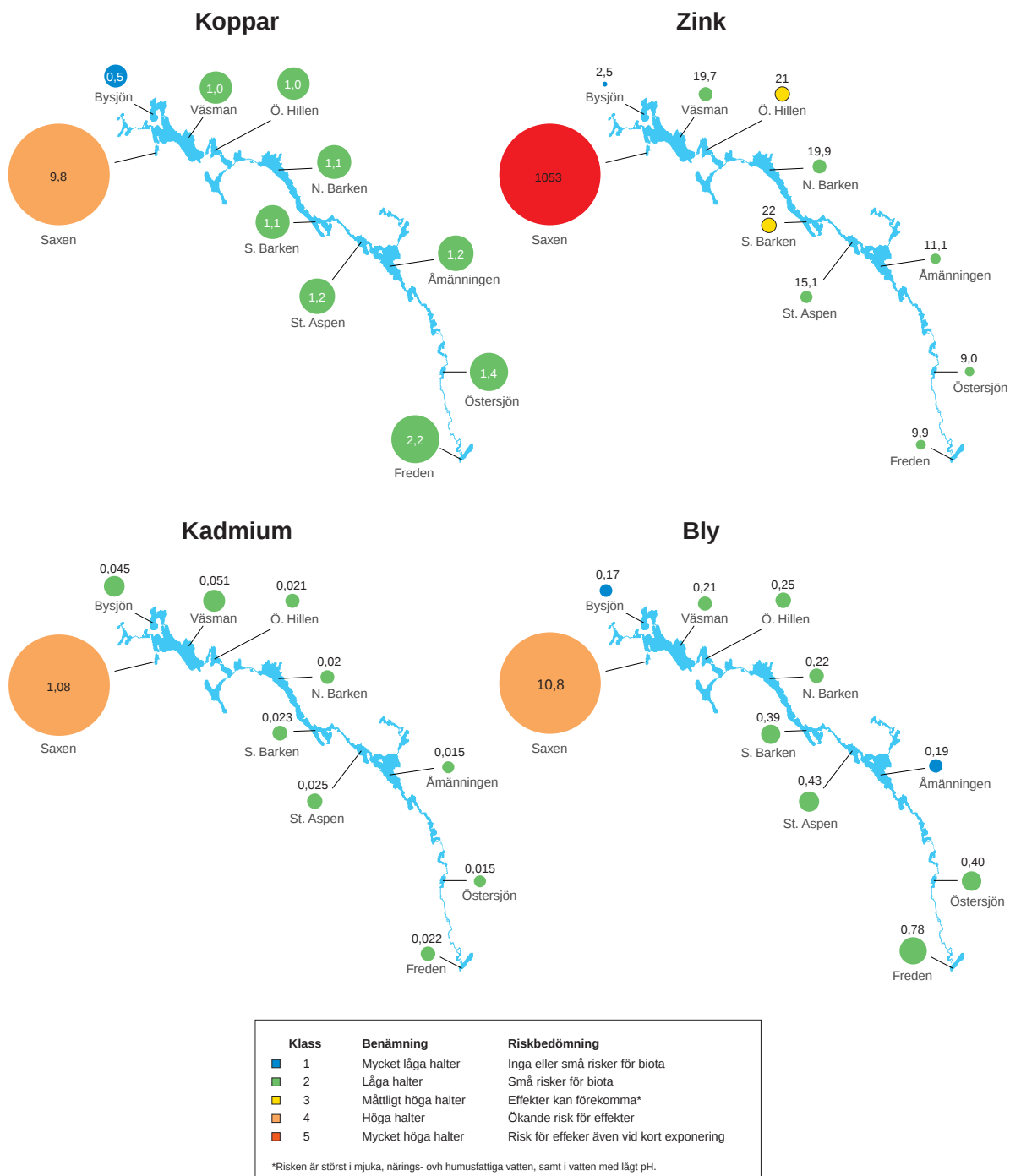
Figur 22-23. Vattnets surhetsgrad (pH) och buffringsförmåga (alkalinitet) i sjöar inom Kolbäcksjöns vattensystem i februari/mars och augusti 1999, samt medelvärden för perioden 1997-1999.

alkalinitet alls, utan s k aciditet (-0,005 mekv/l), vilket sammanföll med det mycket låga pH-värdet 5,4 (se ovan). Den goda buffertförmågan i övriga delar av vattensystemets centrala delar, beror troligen till stor del på den omfattande kalkningsverksamhet som bedrivs i de perifera delarna av avrinningsområdet (se "Mänsklig påverkan" i avsnittet "Yttre förhållanden och väderlek").

Metaller

Metaller förekommer naturligt i låga halter i sötvatten. Naturliga metallhalter i ett vatten är ett resultat av avrinningsområdets berggrund och jordarter samt vattnets surhetsgrad och innehåll av organiskt material. Till detta kommer dessutom mänsklig påverkan genom utsläpp av metaller till luft och vatten. Många metaller är i små mängder livsnöd-vändiga för växter och djur. Höga halter påverkar däremot organismerna negativt. Redan vid måttligt förhöjda metallhalter kan skador uppträda på organismer, speciellt i de nedre delarna av näringskedjan (t ex på växt- och djurplankton) som ofta är känsligare än högre organismer.

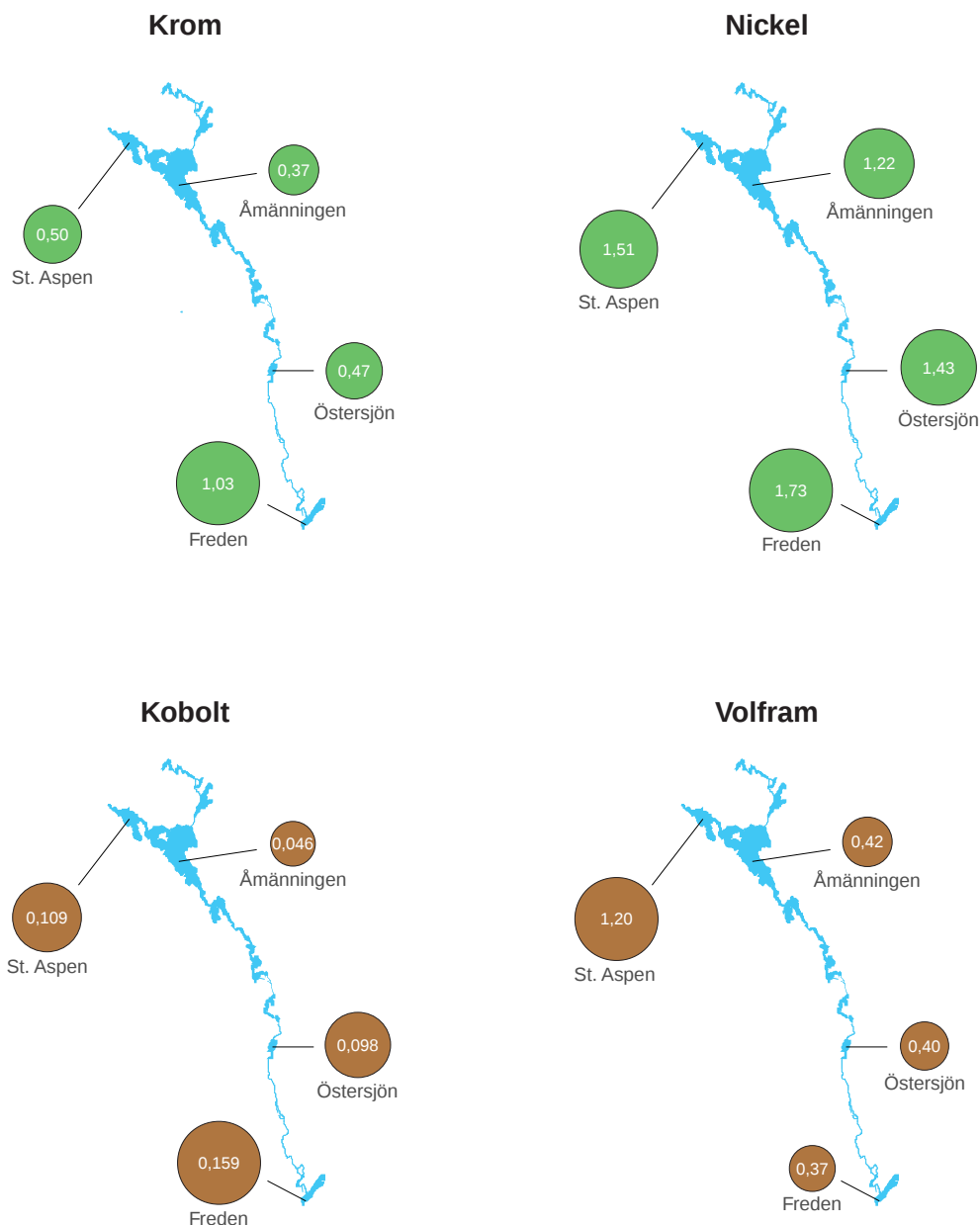
Under lång tid har Kolbäcksjöns vattensystem belastats med metaller från gruvhantering och metallindustri (se även "Mänsklig påverkan" i avsnittet "Yttre förhållanden och väderlek"). Metallutsläppen har dock minskat avsevärt sedan början av 1970-talet. Stora mängder metaller finns dock kvar i mark, sjösediment och vatten, vilket medför att en stor diffus transport av metaller sker inom vattensystemet, förutom de direkta punktutsläpp som finns i systemet (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 1996).



Figur 24. Medelhalter av koppar, zink, kadmium och bly i ytvatten från sjöar inom Kolbäckens vatten-system 1997-1999. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999). Areorna är proportion-
erliga mot respektive metalls högsta medelhalt.

Metallhalter

Saxen är fortfarande den i särklass mest metallkontaminerade sjön inom Kolbäckens avrinningsområde (bilaga 3 och 4). Sjöns vatten uppvisar fortfarande mycket höga halter av zink (klass 5) och höga halter (klass 4) av koppar, kadmium och bly (figur 24). Halterna i utloppet till Väsman är i samma storleksordning (bilaga 3 och 4), förutom blyhalten som t o m betecknas som mycket hög. Dessa metaller härrör främst från den



Figur 25. Medelhalter av koppar, zink, kadmium och bly i ytvatten från sjöar inom Kolbäckens vatten-system 1997-1999. Bedömningar av miljötillstånd enligt Naturvårdsverket (1999). Areorna är proportion-
erliga mot respektive metalls högsta medelhalt.

sedan 1988 nedlagda sulfidmalmsgruvan, vars gruvrester har täckts över med syftet att förhindra syrgas att nå resterna och därigenom frigöra svavelsyra och lösta metaller. Fortfarande läcker dock en del metaller ut från gruvresterna och vidare till Saxen. En stor del av metallerna i Saxens vattenmassa tros dock komma från de kraftigt kontaminerade sedimenten (Länsstyrelsen i Västmanlands län, 1996), vilket stöds av de generellt högre metallhalterna i sjöns djupare del (bilaga 3 och 4).

Metallhalterna i övriga sjöar och vattendrag bedöms som låga eller mycket låga (klass 2 resp 1) (figur 24 och 25, samt bilaga 3 och 4). Tillståndsklass 1 består framförallt av sjöar utan nämnvärd mänsklig påverkan, medan inom klass 2 ryms många sjöar som är påverkade av punktutsläpp och/eller långdistansspridning. Riskerna för negativa

biologiska effekter i sjöar inom dessa kategorier är vanligen små eller inga alls (Naturvårdsverket 1999). Förhöjda halter av flera metaller kan dock konstateras i stora Aspens bottenvatten i augusti (bilaga 4). Detta fenomen har även iakttagits under 1997 och 1998, i samband med låga syrgashalter och lågt pH i bottenvattnet.

Metalltransporter och punktkällor

Trots att halterna i de flesta sjöar och vattendrag är låga, blir på grund av det stora vattenflödet den totala mängden av olika metaller som årligen transporteras i systemet stor (bilaga 5 och 6). Totalt transporteras det årligen ut ca 10 000 kg zink, 1 600 kg koppar, 1 500 kg nickel, 800 kg krom, 450 kg bly, 350 kg volfram, 160 kg kobolt och 10 kg kadmium från Kolbäcksån ut i Mälaren (bilaga 5). För zink och bly är dessa mängder ungefär lika stora som de sammanlagde utsläppen från olika punktkällor (jfr tabell 4). Uttransporten av koppar, nickel, krom, volfram och kobolt är dock mycket större än vad som kommer från punktutsläppen, vilket kan bero på utläckage från omgivande marker och sediment, samt eventuella utsläpp som ej ingår i denna sammanställning (tabell 4). Transporten av kadmium till Mälaren är däremot mindre än vad som släpps ut från de enskilda källorna, vilket kan bero på fastläggning i sjöarnas sediment. Detta stöds av att utsläppet från den största enskilda kadmiumkällan Fagersta Stainless (15 kg Cd under 1999), inte ger någon ökning i den mängd kadmium som transporteras i ån (bilaga 5 och 6). Ett problem med att fastställa kadmiumtransporten är helt enkelt de låga halterna, vilket gör att osäkerheten när halterna multipliceras med vattenflödet kan bli avsevärda.

Transporten av zink och kadmium kan nästan helt tillskrivas utflödet från Saxen, medan mängden av koppar och bly som transporteras i systemet successivt ökar nedströms (bilaga 5 och 6). En viss ökning i zinktransport ägde dock rum efter Ludvika. De stora mängderna av legeringsmetallerna krom, nickel, kobolt och volfram kommer troligen från olika verksamheter i det industritäta området kring Fagersta, Surahammar och Hallstahammar. I en studie av metalltillförsel från två mindre bäckar till Kolbäcksån vid Fagersta, påvisas ett stort tillskott av framförallt nickel och krom (Claesson 2000). Dessa bäckar, Fiskarbäcken och Kolarbybäcken, uppskattas i nämnda studie bidra med ca 75 kg nickel och 50 kg krom årligen. Detta skall jämföras med transporterna vid Semla, som ligger uppströms dessa inflöden, där ca 200 kg nickel respektive 150 kg krom passerar årligen (bilaga 5 och 6). Även ett flertal andra metaller tillförs Kolbäcksån via dessa två bäckar, bl a kobolt (ca 4 kg) och volfram (ca 21 kg). Båda dessa metaller tillförs således i en omfattning som är i samma storleksordning som den största enskilda punktkällan, Seco Tools AB (tabell mm), vilka tillsammans med Fagersta Stainless och Uniroc, deponerar restprodukter inom en av bäckarnas avrinningsområden (Grundfelt och Svensson 1999, refererad i Claesson 2000). Ursprunget till samtliga metaller som tillförs med dessa bäckar härrör från ett flertal olika nya och gamla deponier av olika restprodukter som gamla betbad, gruvavfall, aska, avloppsslam och snömassor (olika källor refererade i Claesson 2000).

Sammantaget kan man konstatera att det är svårt att få en fullständig bild av metallflödena i vattensystemet. Några av komplikationerna är att metallflödet är dynamiskt med bl a variationer i deposition och läckage från tillrinningsområdet inkl gruvrester. Dessutom varierar metallflöden inom enskilda sjöar med periodvis fastläggning i sediment och periodvisa utläckage från dessa. Ett stort problem är också att man inte har fullständig

täckning av samtliga utsläppskällor, vilket är påtagligt när man jämför utsläppsdata för de flesta av legeringsmetallerna med de transporterade mängderna inom systemet. Speciellt anmärkningsvärd är ökningen av flera metaller mellan Trångfors och Ströms-holm, vilket är en del av ån som saknar uppenbara sedimentationsbassänger och läckage från gamla kontaminerade sediment torde vara mycket små (Länsstyrelsen i Västman-lands län, 1996).

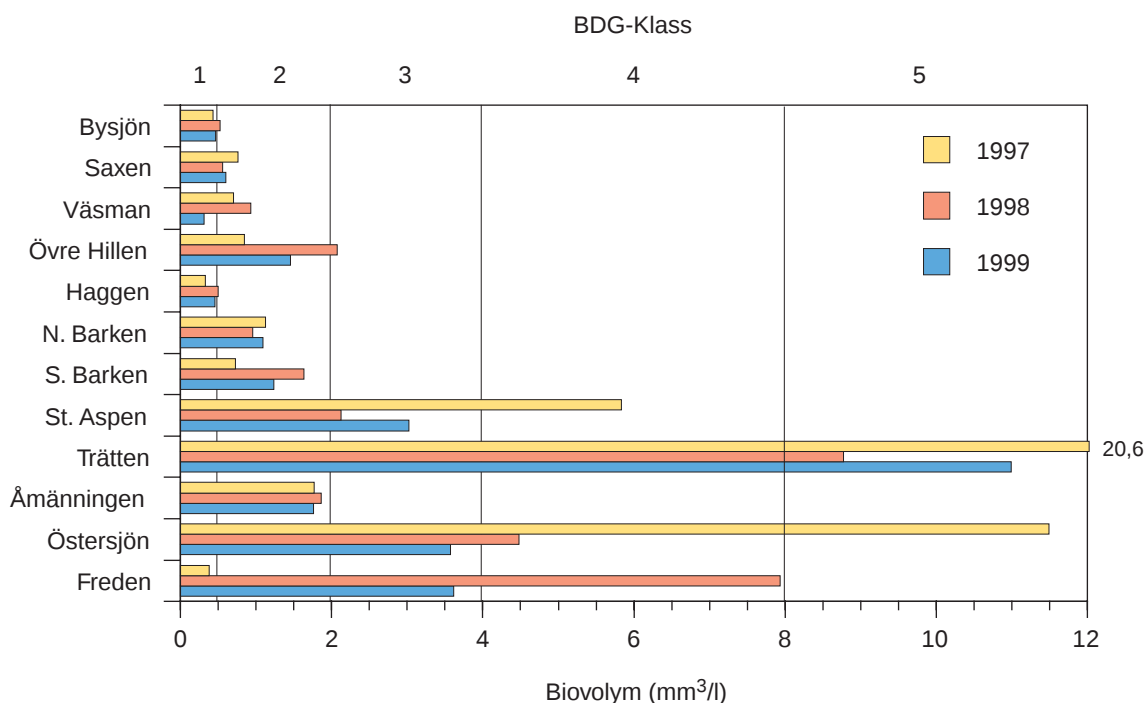
Växtplankton

I de flesta av Kolbäcksåns sjöar dominerade kiselalger växtplanktonsamhället i augusti 1999, vilket de även gjorde 1998. Cyanobakterier och *Gonyostomum semen* var däremot mer betydelsefulla den varma sommaren 1997 (figur 26, tabell 5, samt bilaga 8 och 9). Kiselalger är genomgående en mycket viktig komponent i Kolbäcksåns växtplankton-flora. Den rikliga förekomsten av denna grupp indikerar att ingen omedelbar risk för försurning föreligger, vilket åtminstone till viss del beror på att stora delar av avrinnings-området kalkas (se figur 2).

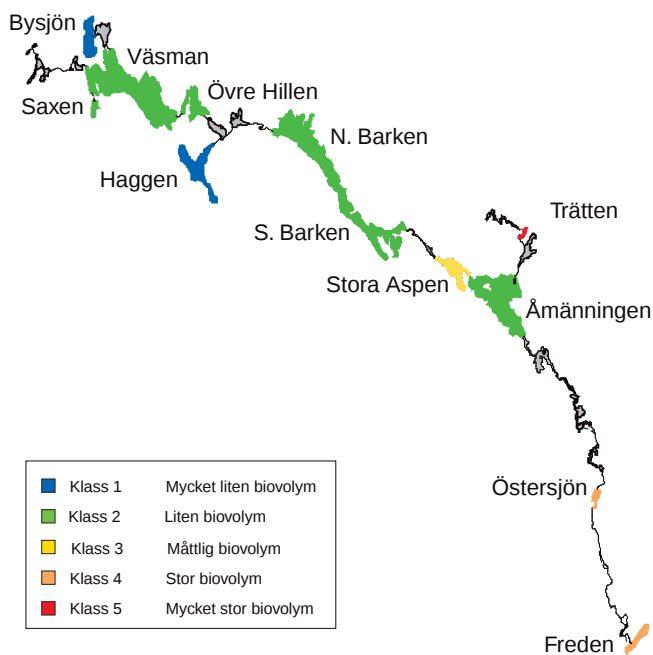
Tabell 5. Den procentuella fördelningen (% av total biovolym), totala biovolymen (mm³/l) och trofiskt sjö-index enligt Hörnström (1979) för sju växtplanktongrupper i tolv sjöar i Kolbäcksåns vattensystem, augusti 1999.

Sjö	Cyano- bakterier	Rekyl- alger	Dino- flagellater	Guld- alger	Kisel- alger	Grön- alger	Övriga	Totalt (mm ³ /l)	Trofiskt sjöindex
Bysjön	8	17	9	36	15	9	6	0,465	23
Saxen	0	8	15	27	47	3	0	0,597	26
Väsman	14	36	5	22	14	8	2	0,308	32
Övre Hillen	37	15	4	9	28	4	2	1,457	34
Haggen	8	11	20	27	22	7	5	0,453	28
N. Barken	3	20	5	16	46	6	3	1,086	30
S. Barken	3	20	2	19	49	6	1	1,234	33
St. Aspen	1	8	2	6	59	4	21	3,021	35
Trätten	17	43	3	9	16	5	7	10,995	49
Åmänningen	4	15	6	7	66	3	0	1,763	34
Östersjön	1	8	9	7	52	2	20	3,576	37
Freden	11	15	1	7	49	6	11	3,617	49

Vid bedömning av tillståndet i sjöarna enligt bedömningsgrunder för sjöar och vatten-drag (Naturvårdsverket 1999), baserat på medelvärden av totalvolymen av växtplankton i augusti 1997-1999, hamnade en av de tolv sjöarna, Trätten, i klass 5 som motsvarar en mycket stor biovolym (figur 27). Den genomsnittliga biovolymen i Östersjön och Freden var stor (klass 4), medan den var måttligt stor i Stora Aspen (klass 3). Bysjön och Haggen placerades i den lägsta klassen med mycket liten volym (klass 1). De övriga sex sjöarna hade biovolym som motsvarar klass 2 (liten biovolym). Bedömning kan också göras med avseende på mängden vattenblommande cyanobakterier och den stora slemproducerande flagellaten *Gonyostomum semen* i augusti. Mängden cyanobakterier var stor i Trätten, liten i Östersjön och mycket liten i alla de övriga sjöarna. Mängden *Gonyostomum semen* var stor i Östersjön, måttlig stor i Stora Aspen, liten i Södra Barken och mycket liten i resterande nio sjöar.



Figur 26. Totala biovolymen av växtplankton i tolv sjöar i Kolbäckens vattensystem, augusti 1997, 1998 och 1999. Klassgränser (BDG-klass 1–5) enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder(1999).



Figur 27. Miljötillståndet i Kolbäckens sjöar med avseende på biovolymen av växtplankton 1997-1999. Bedömningar enligt Naturvårdsverket (1999).

Växtplanktonvolymens avvikelse från ett jämförvärde kan beräknas genom division av det uppmätta värdet med ett jämförvärde. Eftersom det är svårt att finna lämpliga opåverkade referenssjöar inom Kolbäckens avrinningsområde, utgörs jämförvärdet i det här fallet av medelvärdet för tio sjöar av skogssjökaraktär ur det nationella miljöövervakningsprogrammet, för vilka det finns jämförbara tidsserier av växtplanktonundersökningar (Bysjön, Ulvsjön och Översjön i S-län, Fagertärn och Limmingsjön i T-län, Dagarn och Ekholmssjön i U-län samt Hällsjön, Spjutsjön och Mäsen i W-län). Jämförvärdet (total växtplanktonvolym i augusti 1995-1999) beräknades till 1,08 mm³/l och dess variation (25:e–75:e percentilerna) till 0,35–1,14 mm³/l. Av Kolbäckens sjöar uppvisar de fem sjöarna Bysjön, Saxen, Väsman, Haggen och Norra Barken ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet (klass 1). Liten avvikelse hade Övre Hillen, Södra Barken och Åmänningen (klass 2), medan Stora Aspen hade stor avvikelse (klass 4). Trätten, Östersjön och Freden bör jämföras med slättsjöar från regionen, men sådana sjöar saknas för närvarande i referensmaterialet.

För bedömning av sjöarnas näringsstatus har trofiindex enligt Hörnström (1979) använts, vilket baseras på förekomsten av vissa växtplanktonarter eller grupper (tabell 5, bilaga 9). Indexet kan variera från lägst 11 till maximalt 100, men resultatet kan bli missvisande om en art/grupp som är rikligt förekommande i en sjö inte ingår i artlistan som ligger till grund för indexberäkningen (Naturvårdsverket 1986). I undersökningen 1999 varierade indexet mellan 23 (Bysjön) och 49 (Trätten och Freden).

Sjövis sammanfattning

Den näringsfattiga och opåverkade **Bysjön** ligger högst upp av de undersökta sjöarna i Kolbäckens vattensystem. Såväl planktonvolymen som artsammansättningen i sjön har under de senaste tre åren varit likartad. Proportionerna mellan de vanligaste grupperna, guldalger, kiselalger och rekylalger (släktet *Cryptomonas*), har dock varierat mellan åren. I augusti 1999 liksom 1997 var guldalger (*Chrysophyceae*), främst nakna flagellater, den volymmässigt vanligaste gruppen.

Saxen är en liten och grund sjö som inte är skiktad under sommaren. Ändå är den vattensystemets mest artfattiga sjö. Under de senaste tre åren har i medeltal endast 35 taxa noterats jämfört med 63 för de resterande 11 sjöarna i vattensystemet. Troligen beror detta på sjöns mycket höga metallhalter som kan påverka artrikedomen negativt. Algvolymer dominerades i år liksom förra året av kiselalger, främst de smala ”pinnarna” *Fragilaria tenera* och den kolonibildande *Tabellaria flocculosa*.

Väsman hade vattensystemets lägsta planktonvolym 1999, medan de lägsta volymerna 1997 och 1998 uppmättes i Haggen. I år upptog släktet *Cryptomonas* störst andel av planktonsamhället istället för kiselalger, vilket var den grupp som dominerade både 1997 och 1998.

Övre Hillen var den enda sjö i systemet där cyanobakterier 1999 utgjorde störst andel av algvolymer. Den viktigaste enskilda arten var *Woronichinia naegelianiana* som vanligen förekommer i måttligt näringsrika sjöar med goda ljusförhållanden. Arten orsakar sällan några problem. Övre Hillen är en av de få sjöarna i systemet som regelbundet har betydande andel cyanobakterier i planktonsamhället, även om de uppmätta volymerna

inte brukar vara stora. Förutom cyanobakterier förekom kiselalger, främst kolonibildande *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides*. Denna art, samt den centriska kiselalgen *Cyclotella* spp., dominerade algvolymen 1998.

Haggen är en av de allra mest näringsfattiga sjöarna i hela vattensystemet med genomgående mycket låga algvolymen. Alla grupper finns representerade i planktonsamhället och artrikedomen är stor, men tydliga dominanter saknas.

I **Norra Barken** har planktonvolymen varit stabil och sammansättningen likartad de senaste tre åren med kiselalger och rekylalger (släktet *Cryptomonas*) som de viktigaste grupperna. Av kiselalger, som har förekommit i betydande mängder, kan nämnas *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides* och *Fragilaria crotonensis*.

Södra Barken är något mer näringsrik än sjöarna i de övre delarna av Kolbäckens vattensystem. Mellanårsvariationen av dominerande grupper och arter är större i den här sjön än i tidigare nämnda sjöar. I år bestod växtplanktonsamhället till nästan 50% av kiselalger, främst *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides*. Men tidigare år har både *Gonyostomum semen* och rekylalger (släktet *Cryptomonas*) varit dominerande.

I **Stora Aspen** är den stora flagellaten *Gonyostomum semen* (klass *Raphidophyceae*) en karakteristisk art som alltid finns i växtplanktonsamhället och som vissa år dominerar totalt (t ex 1997). I år var det dock kiselalger, med den i vattensystemet mycket utbredda arten *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides*, som var vanligast.

Även i år uppmättes den största biovolymen i **Trätten** som är den mest näringsrika sjön i hela systemet. Liksom i Södra Barken är mellanårsvariationen av dominerande grupper och arter stor. De tre senaste åren har planktonvolymen dominerats av de tre olika grupperna/arterna cyanobakterien *Aphanizomenon* (1997), dinoflagellaten *Ceratium furcoides* (1998) och rekylalgen *Cryptomonas* (1999).

Åmänningen är vattensystemets näst största sjö, oskiktad, relativt näringsfattig och med liten algvolym. Liksom förra året förekom kiselalger till nästan 70% av biovolymen och *Tabellaria flocculosa* var. *asterionelloides* var den viktigaste arten.

Mellan Åmänningen och **Östersjön** rinner Kolbäckens genom tätorter och rika jordbruksmarker som ger det största fosfortillskottet till systemet. Östersjön är en näringsrik, grund och vanligen oskiktad slättlandssjö. Liksom i Stora Aspen är *Gonyostomum semen* en karakteristisk art som vissa år upptar en betydande andel av den totala algvolymen, men i år dominerade kiselalger, främst trådformade *Aulacoseira* spp.

Freden, som är en avsnörd vik av Mälaren, är också normalt oskiktad och mycket näringsrik. Dessa förhållanden avspeglas i stora algvolymen. Liksom i Östersjön utgjordes nästan hälften av biovolymen utav kiselalgen *Aulacoseira* spp.

Bottenfauna

Totalt påträffades 150 olika sorters taxa (arter/grupper) av bottendjur i Kolbäcksåns sjöar. Av dessa återfanns 133 taxa i sjöarnas strandområden (litoralzonerna). På de grunda bottenarna (sublitoralzonerna) hittades totalt 60 taxa, medan proverna från sjöarnas djupbottnar (profundalzoner) uppvisade sammanlagt 35 taxa. Artrikedomen minskar således när man går från strandregionen mot de djupa bottenarna. Inga rödlistade arter påträffades under årets undersökning.

Artsammansättningen i sjöarna

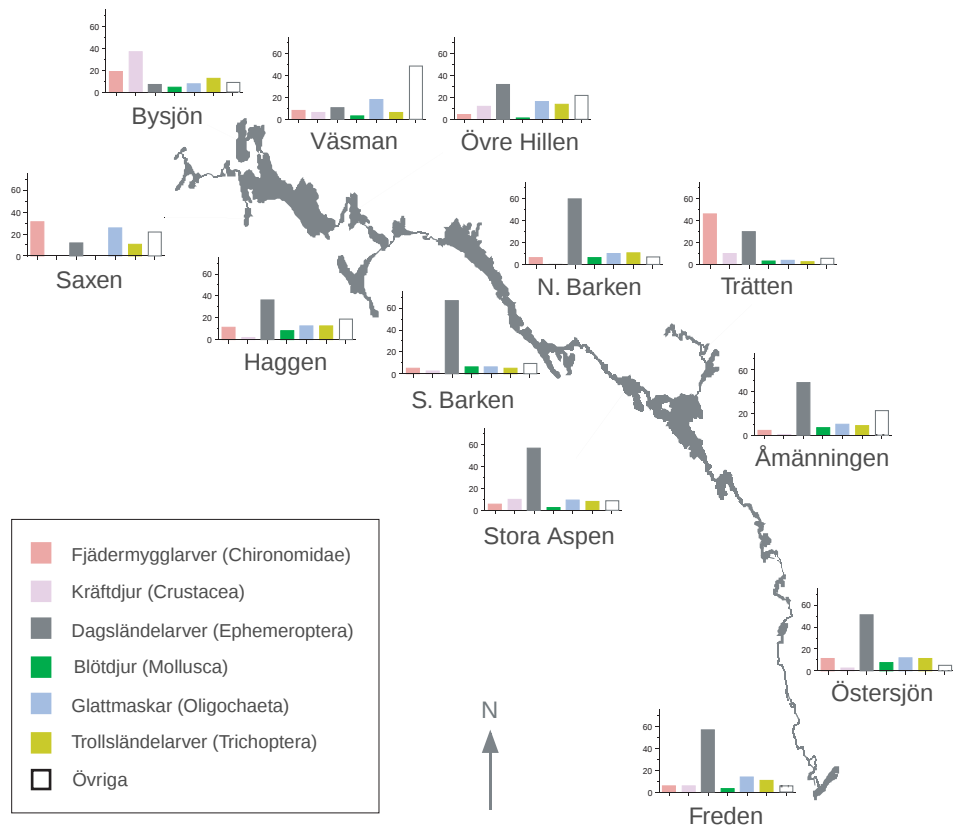
Litoralfaunan

Faunan på vindexponerade stränder i Kolbäcksåns sjöar uppvisade en mycket varierande artsammansättning (tabell 6, bilaga 10). Olika arter av fjädermygglarver stod för mellan 24% och 50% av det totala antalet taxa i litoralen (figur 28), vilket visar att denna grupp står för en stor andel av den biologiska mångfalden (om den uttrycks som antalet taxa). Från Övre Hillen och nedåt i systemet, med undantag av Trätten, dominerades litoralfaunan antalsmässigt av dagsländelarver (Ephemeroptera). Dagsländelarverna i dessa sjöar utgjorde mellan 32% (Övre Hillen) och 67% (Södra Barken) av den totala litoralfaunan och den relativa artsammansättningen skiljer sig endast lite mellan sjöarna. Andelen dagsländelarver var högre under 1999 jämfört med 1997 och 1998, vilket tyder på att årets miljö- och väderleksförhållanden har gynnat denna grupp. De vanligaste dagsländearterna var *Caenis horaria* och *Caenis luctuosa*, vilka båda är känsliga mot låga pH-värden. I Trätten utgjorde dagsländor 30% av litoraldjuren, medan fjädermygglarver var vanligast med 46%. Högre upp i systemet, uppströms Övre Hillen, dominerade i stället andra djurgrupper i sjöarna. I Bysjön dominerade kräftdjur (Crustacea, 37%), i Saxen var fjädermygglarver (Chironomidae, 31%) vanligast, medan dvärgbuksimmare av släktet *Micronecta* dominerade litoralfaunan i Väsman (49%).

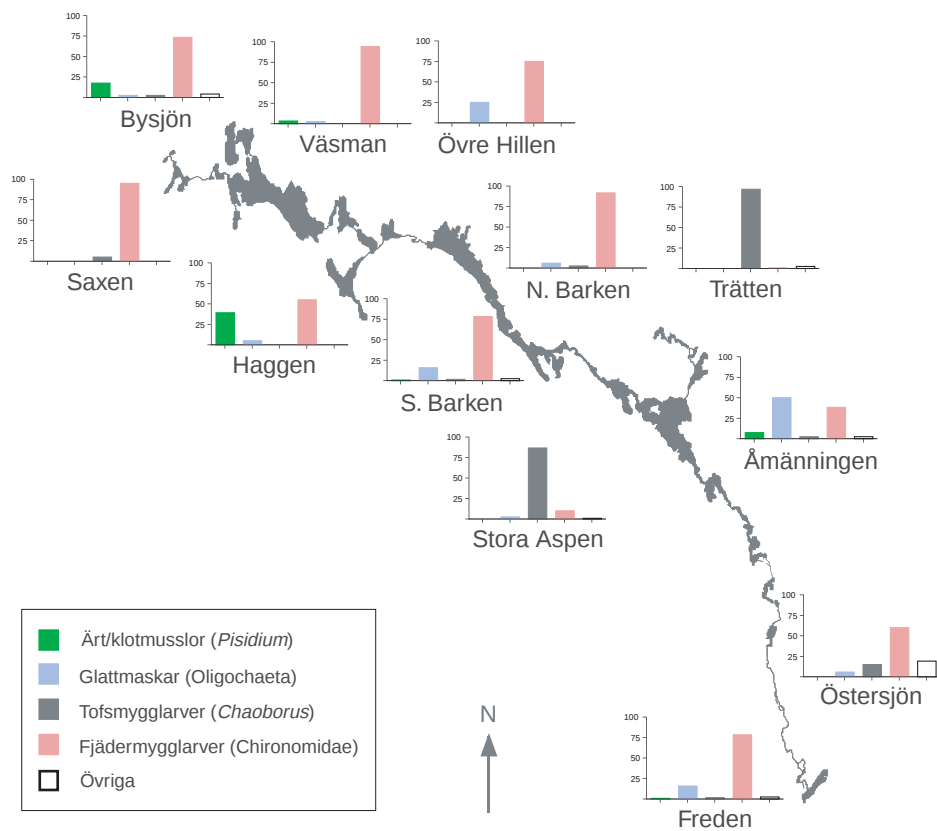
Iögonfallande är avsaknaden av sötvattensmärlan (*Gammarus lacustris*) i samtliga litoralprov från sjöarna i Kolbäcksåns vattensystem. Arten är vanligt förekommande i sjöars litoral och dess krav på god buffertförmåga och ett pH-värde som överstiger 6,5 uppfylls i de flesta av sjöarna i systemet. Förutom artens känslighet mot surt vatten, är den också känslig mot föroreningar och det är möjligt att arten har slagits ut av de tidigare höga metallhalterna i vattnet. När sötvattensmärlorna en gång har slagits ut återkoloniserar den vattensystemet långsamt, eftersom arten tillbringar hela sin livscykel i vattnet. Arten finns dock i Mälaren och skulle därifrån kunna återkolonisera ån när förhållandena tillåter det. Kolbäcksåns många regleringsdammar och slussar kan dock vara en orsak till att märlorna ännu ej har påträffats i bottenfaunaproverna.

Mjukbottenfauna (profundal och sublitoral)

Antalet taxa i profundalproverna varierade mellan 4 (Övre Hillen och Trätten) och 15 (Åmänningen). Djurtätheten var högst i Freden (2655 ind/m²) och lägst i Övre Hillen (289 ind/m²) (tabell 7, bilaga 10). Proverna uppvisade i många av sjöarna en kraftig dominans av fjädermygglarver (Chironomidae, 38–95% av den totala faunan) (figur 29).



Figur 28. Litoralbottenfaunans relativa sammansättning i sjöar inom Kolbäcksåns vattensystem 1999.



Figur 29. Profundalfaunans relativa sammansättning i sjöar inom Kolbäcksåns vattensystem 1999.

Tabell 6: Antal taxa per prov ($\pm$ standard avvikelse), samt fyra biologiska index för bedömning av miljö-kvalitet (ASPT, Average Score Per Taxon, DFI, Dansk Fauna Index, Shannons diversitetsindex, samt Medins surhetsindex), samt deras tillståndsklass enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) för litoralfaunan (1997-1999). För jämförelse anges även medelvärden, samt den undre och övre kvartilen för tio referenssjöar i samma region under 1995-1998.

Sjö	Antal taxa	ASPT	BDG-klass ¹⁾	DFI	BDG-klass ¹⁾
Bysjön	45	5,6	3	4	3
Saxen	26	6,0	2	4	3
Väsman	45	5,9	2	5	2
Övre Hillen	45	6,2	2	4	3
Haggen	46	6,2	2	5	2
N. Barken	44	5,9	2	5	2
S. Barken	46	5,8	2	5	2
St. Aspen	57	5,8	3	5	2
Trätten	49	5,6	3	4	3
Åmänningen	50	6,2	2	5	2
Östersjön	54	5,3	3	4	3
Freden	59	5,4	3	5	2
Referenssjöar³⁾	39	5,9	2	4,6	2-3
	(34-44)	(5,8-6,1)		(4-5)	

Sjö	Antal/prov ²⁾	Shannon	BDG-klass ¹⁾	Medins	BDG-klass ¹⁾
Bysjön	146 $\pm$ 67	3,4	1	8	2
Saxen	65 $\pm$ 31	3,6	1	3	4
Väsman	152 $\pm$ 79	3,0	1	8	2
Övre Hillen	266 $\pm$ 121	3,6	1	8	2
Haggen	156 $\pm$ 49	4,2	1	8	2
N. Barken	248 $\pm$ 59	3,3	1	8	2
S. Barken	401 $\pm$ 112	3,4	1	9	1
St. Aspen	347 $\pm$ 154	3,4	1	9	1
Trätten	340 $\pm$ 122	3,8	1	8	2
Åmänningen	524 $\pm$ 107	3,4	1	8	2
Östersjön	395 $\pm$ 123	3,2	1	8	2
Freden	512 $\pm$ 239	3,1	1	9	1
Referenssjöar³⁾		3,7	1	6,9	2
		(3,4-3,9)		(6-8)	(1-5)

¹⁾ 1 = mycket högt index, 2 = högt index, 3 = måttligt högt index, 4 = lågt index, 5 = mycket lågt index.

²⁾ medelvärde samt standardavvikelse för 5 sparkprov.

³⁾ data för 10 tidsseriesjöar i S, T, U, W län över perioden 1995-1998.

Undantaget var Trätten, Stora Aspen och Åmänningen. I Åmänningen dominerade glattmaskar (Oligochaeta) profundalfaunan med 50% av det totala antalet. I Trätten och Stora Aspen utgjorde fjädermygglarver endast 1,2% respektive 10% av den totala profundalfaunan. I dessa sjöar var det, i likhet med föregående år, höga tätheter av tofsmygglarven *Chaoborus flavicans*. Tofsmygglarverna utgjorde 87% av profundalfaunan i Stora Aspen (1901 ind/m²), medan motsvarande siffra för Trätten var hela 96% (1283 ind/m²). Tofsmygglarver är predatorer som livnär sig på djurplankton och bottenlevande små djur (t ex små kräftdjur, nematoder och glattmaskar). Tofsmygglarver kan leva på djurplankton i det fria vattnet och undvika fiskpredation genom att migrera till de mörka profundalbottarna. De får konkurrensmässiga fördelar under långa perioder med dåliga

Tabell 7. Provtagningsdjup, antal taxa, djurtäthet ($\pm$ standard avvikelse), Benthic Quality Index (BQI), samt den djupnormerade kvoten ($O/C_{(z)}$) mellan djurtätheten av glattmaskar (*Oligochaeta*) och summan av tätheten av sedimentbundna fjädermygglarver (*Chironomidae*) och glattmaskar för profundalproverna 1997-1999. Även miljötillståndsbedömningar (BDG-klass¹) enligt Naturvårdsverket (1999) anges för respektive index. För jämförelse anges även medelvärden, samt den undre och övre kvartilen för tio referenssjöar inom samma region².

Sjö	Djup (m)	Antal taxa	Djurtäthet (ind/m ²)	BQI	BDG-klass ¹	$O/C_{(z)}$	BDG-klass ¹
Bysjön	12	9	361 $\pm$ 182	2,53	3	0,4	1
Saxen	6	5	337 $\pm$ 132	3,00	3	0,0	1
Väsman	46	8	682 $\pm$ 295	3,68	2	0,1	1
Övre Hillen	41	4	289 $\pm$ 197	3,00	3	2,0	2
Haggen	29	5	305 $\pm$ 135	3,00	3	0,6	2
N. Barken	22	8	386 $\pm$ 146	3,02	2	0,5	1
S. Barken	12	11	850 $\pm$ 442	1,63	4	1,8	2
St. Aspen	16	5	2190 $\pm$ 747	1,00	5	4,0	2
Trätten	13	4	1331 $\pm$ 426	0,00	5	0,0	1
Åmänningen	12	15	1115 $\pm$ 438	2,76	3	5,9	3
Östersjön	5	11	545 $\pm$ 489	1,00	5	2,4	2
Freden	14	12	2655 $\pm$ 671	1,08	4	4,0	2
Referenssjöar ²		5,7 (4-8)	743 (120-754)	2,7 (2,4-3)	3	4,9 (1,5-7,1)	3

¹ 1 = inga eller obetydliga effekter av störning, 2 = måttliga effekter av störning, 3 = tydliga effekter av störning,

4 = starka effekter av störning, 5 = mycket starka effekter av störning.

² data från 10 referenssjöar i S, T, U, W län under perioden 1995–1998.

syrgasförhållanden, då många fjädermygglarver slås ut eller tvingas migrera till grundare bottenar som har bättre syresättning. En etablerad stor population av tofsmygglarver kan sedan, efter en period av dåliga syrgasförhållanden, motverka en återetablering av sedimentlevande fjädermyggor genom att de effektivt betar ned små nykläckt fjädermygglarver som invaderar bottenarna. I sjöar med stora populationer av tofsmygglarver är det rovlevande fjädermygglarver av släktet *Procladius* som klarar sig bäst. I Stora Aspen var *Procladius* (185 ind/m²) det enda fjädermyggsläktet, medan enstaka individer av *Procladius* och *Syndiamesa* påträffades i Trätten. Höga populationstätheter av tofsmygglarver kan således påverka fjädermyggpopulationerna negativt och därmed också påverka BQI-indexvärdena.

Sublitoralproverna innehåller en blandning av litoral- och profundaltaxa (tabell 8, bilaga 10). Här återfinns bl a utpräglade profundalarter som inte kan överleva de ofta låga syrgaskoncentrationerna som råder i vissa näringsrika sjöars djupaste delar vintertid eller under sommaren om sjöarna är temperaturskiktade. Exempelvis påträffades ishavsrelikten vitmärta, *Monoporeia affinis*, i sublitoralproverna från Bysjön, Haggen och Åmänningen. Sublitoralen kan vintertid också utgöra en tillflyktsort för litoralfaunan om strandzonen bottenfryser. Även artsammansättningen av olika fjädermygglarver består ofta av en blandning av litorala och profundala arter i sublitoralen. I Östersjön, där sublitoralproverna togs på relativt grunda bottenar (2 m), dominerade däremot utpräglat litorala bottenjur som dag- och nattsländor.

Tabell 8. Provtagningsdjup, antal taxa, Benthic Quality Index (BQI), samt den djupnormerade kvoten ($O/C_{(z)}$) mellan djurtätheten av glattmaskar (*Oligochaeta*) och summan tätheten av sedimentbundna fjädermygglarver (*Chironomidae*) och glattmaskar för sublitoralproverna (1997-1999).

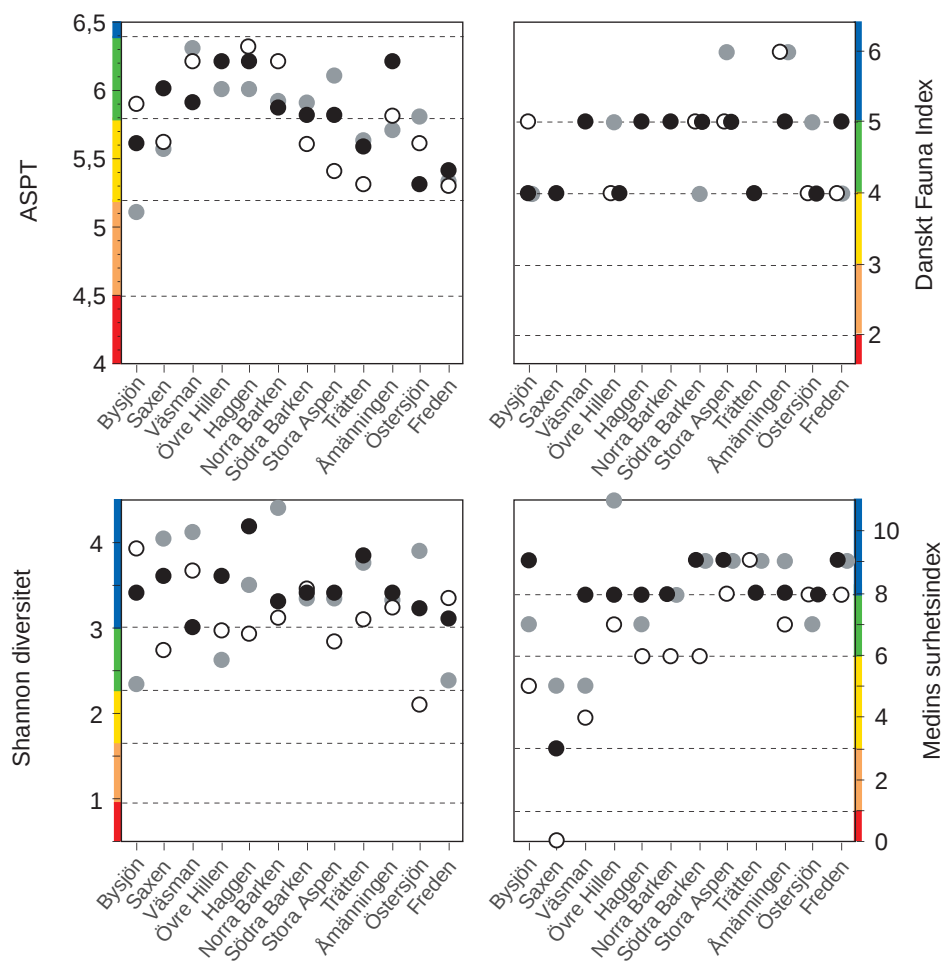
Sjö	Djup (m)	Antal taxa	Djurtäthet (ind/m ²)	BQI	$O/C_{(z)}$
Bysjön	4	14	505 ± 152	3,06	2,6
Saxen	3	9	465 ± 408	3,83	0,0
Väsman	6	8	1019 ± 415	3,04	0,0
Övre Hillen	6	17	2262 ± 406	3,10	1,7
Haggen	6	13	858 ± 402	3,06	1,9
N. Barken	5	14	922 ± 475	3,49	7,7
S. Barken	5	12	1187 ± 293	3,61	7,8
St. Aspen	4	12	995 ± 652	3,00	1,1
Trätten	4	8	2165 ± 792	1,00	2,9
Åmänningen	5	19	529 ± 268	2,57	4,8
Östersjön	2	30	2727 ± 1559	3,01	0,6
Freden	6	11	666 ± 183	2,07	11,9

Bedömning av miljötillståndet

Litoralfaunan

Samtliga sjöar uppvisar mycket hög diversitet i litoralfaunan (klass 1). Även om resultaten från sparkproverna bara visar faunan som lever på exponerade litoralbottnar ger de ett bra, standardiserat mått på den biologiska mångfalden. Shannons diversitetsindex varierade mellan 3,0 (Väsman) och 4,2 (Haggen) (figur 30, tabell 6). Denna höga diversitet är dels en följd av storleken på Kolbäcksåns vattensystem, dels av det faktum att systemet består av flera stora sjöar som står i förbindelse med varandra. Det finns således en stor artbas (många arter) och goda spridningsvägar. För bottendjur som saknar ett adultstadium (liv som vuxna individer) ovan vatten, d v s alla grupper utom insekterna, kan dessvärre regleringen av Kolbäcksån (dammluckor och slussar) utgöra ett allvarligt spridningshinder. Antalet taxa per sjö varierade mellan 26 (Saxen) och 59 (Freden) (tabell 6).

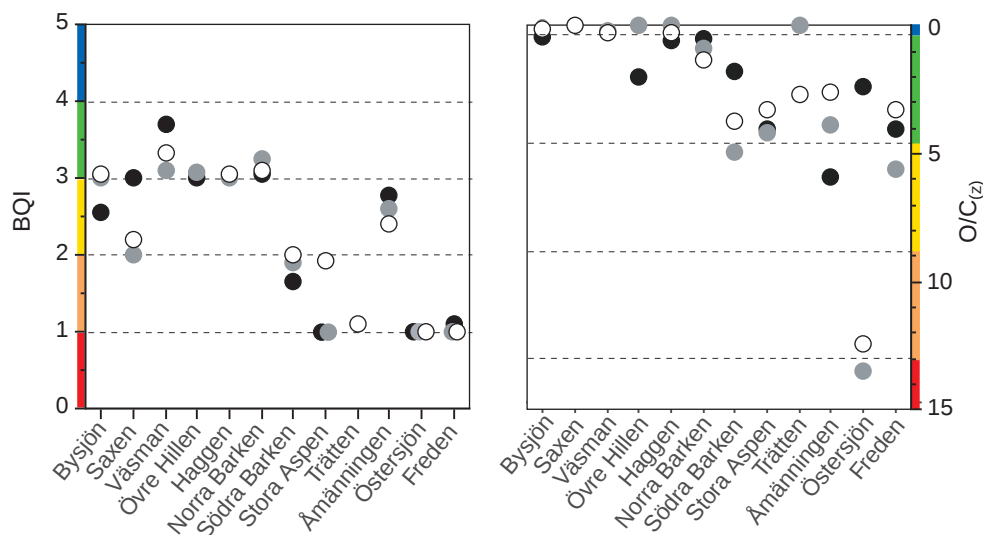
ASPT och DFI index, vilka indikerar näringsrikedom och/eller förekomst av organiskt material (se avsnittet "Bottenfaunaindex" under beskrivningen av "Miljöövervakningsprogram för Kolbäcksån"), visar på måttliga till tydliga effekter av störningar i vattensystemets sjöar (bedömningsklass 2 eller 3) (figur 30, tabell 6). I synnerhet tenderar värdena för ASPT att vara något lägre längre ned i systemet, d v s påverkansgraden är större i dessa vatten. De lägsta ASPT-värdena (5,3 för Östersjön och 5,4 för Freden), och därigenom enligt indexet mest påverkade sjöarna, avviker med endast ca 10% från jämförvärdet för referenssjöarna (tabell 6), vilket indikerar ingen eller liten avvikelse från jämförvärdet (klass 1). Vid en jämförelse av DFI index mellan Kolbäcksåns sjöar och tio referenssjöar inom samma region (S, T, U och W län) erhålls ungefär samma påverkansbild (tabell 6). Precis som i de tidigare undersökningarna 1997 och 1998, påträffades minst antal olika taxa i Saxen. Faunan i Saxen dominerades i år antalsmässigt kraftigt av fjädermygglarver (*Chironomidae*) och glattmaskar (*Oligochaeta*), medan kräftdjur (*Crustacea*) och blötdjur (*Mollusca*) saknades helt. Även antalet djur per prov var lägst i Saxen (65 ind/håvprov). Artsammansättning och de låga tätheter av bottendjur kan vara tecken på en miljöpåverkan (t ex tungmetaller), men kan också vara en följd av det sandiga och näringsfattiga



Figur 30. ASPT (Average Score Per Taxon), Dansk Fauna Index, Shannon diversitet och Medins surhetsindex för litoralprover tagna 1997 (vita punkter), 1998 (grå punkter), samt 1999 (svarta punkter). De streckade linjerna i diagrammen anger gränserna för miljötillståndsklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) med korresponderande färgskala längs y-axlarna..

bottensubstratet på provtagningsplatsen. ASPT och DFI för Saxen tyder dock på att bottenfaunan endast avviker måttligt från den som förekommer under ostörda förhållanden (klass 2–3). Det är förekomsten av flera familjer av dagsländor och nattsländor som ligger till grund för dessa indexvärden.

Medins surhetsindex visar generellt på höga till mycket höga indexvärden (figur 30). Undantaget är Saxen, där avsaknaden av kräftdjur och snäckor, som är två organismgrupper som ger höga poäng vid indexberäkning, resulterar i ett lågt indexvärde (3). Lågt pH och låg alkalinitet i samband med snösmältning på våren kan leda till surhets-skador på den bottenlevande faunan i litoralen och i grunda vikar. Vid marsprovtagningen 1998 uppmättes både det lägsta pH-värdet (6,0) och det lägsta alkaliniteten för Saxen (0,03 mekv/l) under perioden 1997-1999, vilket tyder på en sk surstöt i samband med snösmältningen. Anledningen till det låga värdet för Medins surhetsindex kan, i enlighet med det som diskuterades för ASPT ovan, också vara att de långgrunda och sandiga stränderna vid provtagningslokalen i Saxen naturligt hyser en relativt artfattig fauna.



Figur 31. BQI (Benthic Quality Index) och $O/C_{(z)}$ för 1997 (vita punkter), 1998 (grå punkter) och 1999 (svarta punkter). De streckade linjerna i diagrammen anger gränserna för miljötillståndsklassningen enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (1999) med korresponderande färgskala längs y-axlarna.

Mjukbottenfauna (profundal- och sublitoral)

Vid bedömning av profundal- och sublitoralfaunans miljötillstånd med BQI och $O/C_{(z)}$ index (se "Bottenfaunaindex" under "Miljöövervakningsprogram för Kolbäcksån"), bör man tänka på att indexvärdena speglar den sammanlagda effekten av påverkan genom organisk belastning och/eller eutrofiering, samt eventuellt förekommande miljögifter i sedimentet. Faunan i de djupare bottenarna påverkas också av bildandet av giftigt svavelväte i sedimenten. I några av Kolbäcksåns sjöar kan även toxiska halter av tungmetaller i sedimentet vara en förklaring till avsaknaden av vissa organismer. För flera av sjöarna gäller att det är "gamla synder" som fortfarande påverkar bottenlivet i sjöarna. Det är också viktigt att tänka på att biologiska variabler varierar från år till år beroende på naturliga fluktuationer i miljön. Båda dessa index är utvecklade för profundalfauna och bedömningsgrunderna är således inte direkt tillämplbara på sublitoralproverna.

BQI-indexet visar på stora variationer i miljötillstånd mellan de olika sjöarnas profundalbottnar (figur 31, tabell 7). Generellt har sjöarna högre upp i Kolbäcksåns vattensystem något högre BQI-värden (2,5–3,7, vilket motsvarar bedömningsklass 2–3) än de som ligger längre ned i systemet (0–2,8, klass 3–5). Det vill säga att sjöarna i den nedre delen är förhållandevis mer påverkade. Starka till mycket starka effekter av störningar förekommer i Södra Barken, Stora Aspen, Trätten, Östersjön och Freden, vilket speglar den gradvisa övergången till mer näringsrika förhållanden i de nedre delarna av avrinningsområdet. Detta beror på den större påverkan från samhällen och jordbruk i denna del av vattensystemet (se "Mänsklig påverkan").

$O/C_{(z)}$ -indexet, som har en omvänd bedömningsskala, där ett lågt index indikerar goda miljöförhållanden, tyder på betydligt bättre miljötillstånd (klass 1–2, d v s inga till måttliga effekter av störning) än BQI-värdena. Denna bild är dock troligen påverkad av den högre känsligheten för höga metallkoncentrationer hos glattmaskar jämfört med fjädermygglarver (Wiederholm och Dave 1989). Värdet 0 för $O/C_{(z)}$ -indexet i Saxen och Trätten, visar att glattmaskar saknades i proverna.

I sublitoralproverna varierar BQI-index mellan 1,0 (Trätten) och 3,8 (Saxen), medan $O/C_{(z)}$ -indexet är högst i Freden (11,9) och lägst i Saxen och Väsman (0) (tabell 8).

Perioden 1997–1999

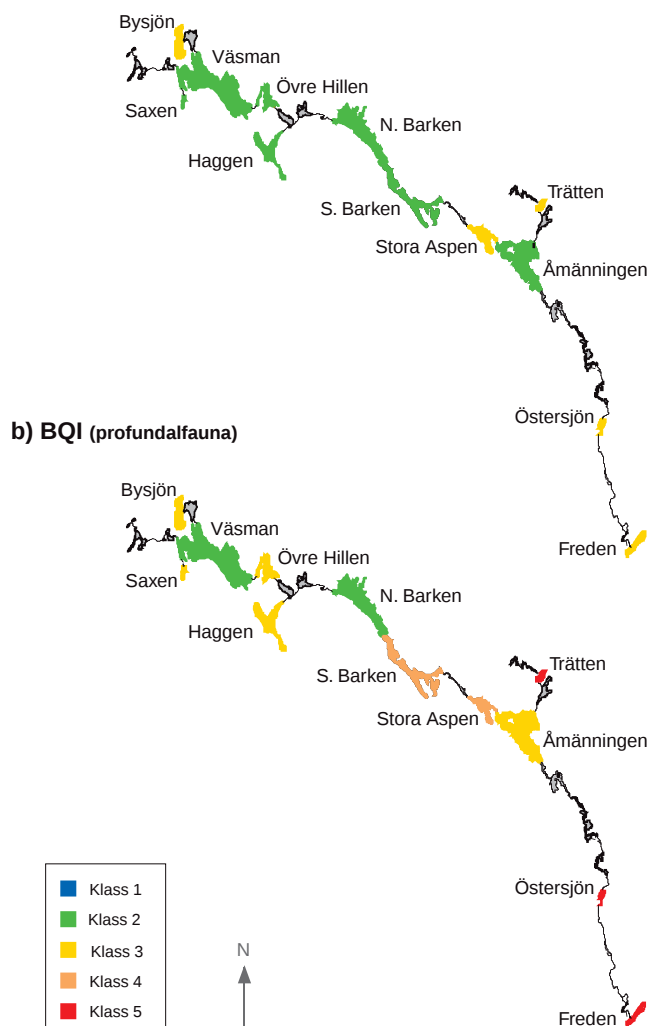
Även om bottenlevande djur ger ett mått på miljötillståndet över en längre tid, kan bottenfaunasamhällets artsammansättning variera naturligt mellan olika år och därmed även olika bedömningsinstrument. De yttre miljöförhållandena varierar från år till år, vilket i sin tur påverkar t ex födotillgången och reproduktionsmöjligheterna hos olika djur. Särskilt vattenlevande insekter, där vuxna individer flyger och parningen sker i det närliggande landekosystemet, är känsliga för dåliga väderleksförhållanden under parningstiden. Även lång isläggning och långa perioder med temperaturskiktade vattenmassor under sommaren, påverkar syrgaskrävande organismer negativt. Men de taxa som ingår i de olika miljökvalitetsindexen är å andra sidan relativt vanligt förekommande, vilket gör bedömningsgrunderna relativt robusta mot sådana variationer i de yttre förhållandena.

ASPT-indexet för Bysjöns litoralfauna varierade mellan 5,1 och 5,9 under undersökningsperioden 1997–1999 och faunan bedöms följaktligen var i tre olika miljötillståndsklasser under de tre undersökningsåren. Litoralfaunan i bl a Väsman, Haggen, Norra Barken och Trätten, uppvisar däremot ytterst liten variation i ASPT-värden under de tre åren (figur 30). I andra fall görs konsekvent samma bedömning under de tre åren, som t ex med DFI för Saxen, Väsman och Trätten. Mellanårsvariationen i indexvärden kan uttryckas som variationskoefficienten, vilken beräknas genom att dividera standardavvikelsen med medelvärdet och uttrycka det som procent. Ingen av sjöarna uppvisar en variationskoefficient för ASPT-värdena som är större än 7,3%. För DFI, som uttrycks i hela tal, blir variationen däremot ofta större. Även för Shannons index kan skillnaderna mellan olika år vara stora, som t ex för Bysjön och Östersjön (variationskoefficienterna 25% resp 30%). För Åmänningen och Södra Barken varierar däremot Shannons diversitetsindex ytterst lite ($\leq 2\%$).

BQI-indexet, som används för bedömning av miljötillstånd med avseende på profundalfaunan, hamnar endast i ett fåtal fall i olika bedömningsklasser (figur 31). De syrgaskrävande indikatororganismer som ingår i indexet finns dock vanligen i relativt låga tätheter, vilket gör att tillfällig avsaknande av ett indikatortaxa i proverna kan orsaka en del mellanårsvariation i BQI-indexvärdet.

$O/C_{(z)}$ -indexet uppvisar, liksom BQI-indexet, en trend mot mer näringsrika förhållanden i den nedre delen av Kolbäckens vattensystem, men $O/C_{(z)}$ -indexet uppvisar betydligt större variation mellan åren, i synnerhet i de mer påverkade sjöarna i den nedre delen av systemet. I extremfallet Östersjön, varierar bedömningen mellan klass 1 (1998) och klass 4 (1999) (figur 31). I sjöarna som ligger högt upp i systemet (Bysjön–Norra Barken) är tätheten av glattmaskar (*Oligochaeta*) mycket låg (medelvärde 0–72 ind/m²), vilket resulterar i låga indexvärden som ofta hamnar i bedömningsklass 1. Detta kan dels indikera näringsfattiga förhållanden, men $O/C_{(z)}$ -indexvärdena kan i vissa sjöar (exempelvis i Saxen och Stora Aspen) också ha påverkats negativt av höga metallhalter i sedimentet. Som följd av metallkontaminering av sedimenten i flera av sjöarna minskar andelen glattmaskar, eftersom de är känsliga för höga metallhalter, och därmed påverkas även $O/C_{(z)}$ -indexet. Indexet mäter således en samlad effekt av organisk belastning och metallkontaminering. Påverkan av höga metallhalter på indexvärden är större för $O/C_{(z)}$ än för

a) ASPT (litoralfauna)



Figur 32. Tillståndsklassering av sjöar i Kolbäcksjöns vattensystem enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (1999) med ASPT (a) och BQI (b), baserade på medelvärden för 1997-1999.

BQI, eftersom glattmaskar är känsligare än fjädermyggor. Bedömning av eutrofiering/organisk belastning i Kolbäcksjöns sjöar med BQI är således mer tillförlig än med $O/C_{(z)}$.

En sammanvägd bedömning av miljötillståndet i Kolbäcksjöns vattensystem för åren 1997–1999 visar på måttliga till tydliga effekter av störningar i litoralzonen (ASPT, figur 32a). De stora sjöarna har generellt en bättre ekologisk status (klass 2) än de mindre sjöarna (klass 3). Miljötillståndet i profundalbottnarna (BQI, figur 32b) är sämre än i litoralområdena, vilket är en följd av att ”gamla synder” ligger kvar i botten-sedimenten. BQI-värdena åskådliggör tydligt den gradient av näringsförhållanden och organisk belastning som finns i systemet och där övergången från Norra till Södra Barken utgör något av en brytpunkt (figur 32b).

Sjövis sammanfattning

Faunasammansättningen för de olika sjöarna kan sammanfattas enligt följande (fullständiga artlistor i bilaga 10):

Bysjön – Litoralfaunan dominerades individmässigt av sötvattengråsuggan *Asellus aquaticus*, som utgjorde 37% av faunan. Förekomsten av *Asellus*, tre snäckarter och dagsländor av arten *Caenis horaria* i proverna indikerar att Bysjön inte är utsatt för någon surhetspåverkan. Av de övriga 44 taxa som påträffades i litoralproverna tillhörde hela 16 olika taxa gruppen fjädermygglarver. I profundalproverna dominerade ärtmusslor (*Pisidium* sp., 18%) och fjädermyggor (Chironomidae, 73%). Förekomst av de syrgaskrävande taxa av fjädermyggor, *Sergentia coracina*, *Stictochironomus rosenschoeldi* och *Tanytarsus*, tyder på låg organisk belastning och goda syrgasförhållanden. Endast en glattmask hittades i proverna.

Saxen – Bland de 26 taxa som hittades på de steniga/grusiga bottenarna i litoralen fanns 13 taxa av fjädermyggor (Chironomidae). Chironomidae och Oligochaeta utgjorde 31%, respektive 26% av faunan. Kräftdjur och snäckor saknades, vilket kan tyda på att en viss yttre påverkan (tillfälligt låga pH-värden eller höga metallkoncentrationer). I profunda len påträffades endast 5 taxa, varav 4 fjädermyggtaxa. *Procladius* dominerade och några fynd av *Heterotrissocladius marcidus* och *Chironomus anthracinus* resulterar i ett BQI-index på 3,0, vilket indikerar en kraftig påverkan på bottenfaunasamhället.

Väsman – Litoralfaunan bestod av 45 taxa, varav 19 tillhörde fjädermyggorna. Surhets känsliga arter av dagsländor (*Ephemera vulgata* och *Caenis horaria*), nattsländor (t ex. *Mystacides azurea*), snäckor och iglar påträffades. Vanligast var dvärgbuksimmare av släktet *Micronecta* som utgjorde 43% av faunan i litoralen. Profundalsamhället består av flera fjädermyggtaxa som indikerar mycket goda syrgasförhållandena i de djupa bottenarna, exempelvis *Heterotrissocladius subpilosus*, *Heterotanytarsus apicalis*, *Micropsectra* sp., *Sergentia coracina* och *Stictochironomus rosenschoeldi*. Denna artsammansättning innebär endast smärre avvikelser från den som förekommer under ostörda förhållanden. Även ärtmusslor (*Pisidium*) fanns med i profundalproverna.

Övre Hillen – I litoralfaunan påträffades 45 taxa varav 15 var fjädermygglarver. Dagsländorna var vanligast (32% av den totala faunan) och förekomsten av dagsländorna *Caenis horaria* och *Caenis luctuosa* indikerar god vattenkvalitet. Även dvärgbuksimmare (*Micronecta*) var vanliga. Endast några enstaka individer av snäckor och musslor påträffades i litoralproverna. I de djupa profundalbottenarna utgjorde den rolevande fjädermygglarven *Procladius* hela 69% av den totala faunan. Vidare gjordes enstaka fynd av fjädermyggorna *Sergentia coracina* och *Tanytarsus* sp. i proverna. Endast 4 taxa påträffades i profundalen. Faunasammansättningen indikerar måttliga till tydliga effekter av störning.

Haggen – Faunan i litoralen bestod av 45 taxa som antalsmässigt dominerades av Ephemeroptera (36%) med *Caenis horaria* som den vanligaste taxan. 16 taxa av fjädermyggor och hela 11 taxa av nattsländelarver påträffades i proverna från litoralen. Faunans artsammansättning tyder inte på någon surhetspåverkan. Lögonfallande var också förekomsten av taggmärslan *Pallasea quaudrispinosa* i litoralproverna.

I Haggens profundalzonen förekom ärtmusslan *Pisidium* sp. (120 ± 63 ind/m²) och de syrgaskrävande fjädermyggorna *Sergentia coracina* och *Tanytarsus* sp. Faunasammansättningen på de djupa bottenarna avviker därmed måttligt från den som förekommer under ostörda förhållanden.

Norra Barken – Bland de 44 taxa som påträffades i litoralfaunan var dagsländan *Caenis horaria* vanligast (89 ± 36 ind/sparkprov, 36% av totalfaunan). Även ärtmusslor var relativt vanliga (10% av totalfaunan). Artsammansättningen tyder ej på någon surhetspåverkan. Profundalfaunan i Norra Barken liknar den som förekommer i Bysjön och Haggen med larver av fjädermyggan *Sergentia coracina* som vanligaste taxa. Ärtmusslorna av släktet *Pisidium* saknas dock. Förekomst av *Micropsectra* sp. gör att BQI-indexet blir något större än 3 och hamnar i bedömningsklass 2 – måttliga effekter av störning, smärre avvikelse från faunan under ostörda förhållanden.

Södra Barken – Även litoralfaunan i S. Barken uppvisade en kraftig dominans av dagsländor (67% av totalfaunan). Artsammansättningen bland dagsländor påminner om den i Norra Barken och flera sjöar nedströms med *Caenis luctuosa*, *Caenis horaria* och *Centroptilum luteolum* som de vanligaste arterna. Med undantag av ett enstaka fynd av vattengråsuggan *Asellus aquaticus*, saknades kräftdjur. Totalt 46 taxa identifierades i litoralfaunan. Artsammansättningen visar ej på någon surhetspåverkan. Profundalfaunan i Södra Barken, med riklig förekomst av *Chironomus anthracinus* och *Chironomus plumosus*, visar på mer näringsrika förhållanden och betydligt lägre syrgaskoncentrationer i bottenvattnet än i Norra Barken. BQI-indexet minskar följaktligen från 3,02 (klass 2) till 1,63 (klass 4) mellan dessa två bassänger. Det har dels sin förklaring i olika belastnings-scenarier, men påverkas även av skillnaderna i medeldjup mellan Norra (medeldjup 10 m) och Södra Barken (medeldjup 5 m).

Stora Aspen – Litoralfaunan domineras även här av dagsländor (Ephemeroptera, 57%), med *Leptophlebia* sp., *Caenis horaria* och *Caenis luctuosa* som de vanligaste taxa. Även 18 taxa av fjädermygglarver förekom i litoralen. Totalt påträffades 57 taxa. Profundalfaunan består huvudsakligen (87%) av tofsmyggan *Chaoborus flavicans*. Endast några få larver av strikt sedimentlevande fjädermyggor av *Chironomus plumosus*-typ fanns i profundalproverna. Denna art är mycket tålig mot låga syrgaskoncentrationer. Frilevande fjädermygglarver av släktet *Procladius* var relativt vanliga i proverna (185 ± 146 ind/m²). Faunasammansättningen visar på kraftiga effekter av störning (eutrofiering).

Trätten – 14 taxa av fjädermyggor utgjorde 45% av den totala faunan på de grunda bottenarna. Även i Trätten var *Caenis horaria* och *Caenis luctuosa* de vanligaste dagsländorna. Även 9 taxa av nattsländor och 5 arter av snäckor påträffades. Totalt 49 taxa påträffades i litoralproverna. Profundalproverna uppvisade en mycket kraftig dominans av tofsmyggan *Chaoborus flavicans* (96%, 1283 ind/m²). Endast två fjädermygglarver, tillhörande *Procladius* sp. och *Syndiamesa* sp., och sammanlagt 4 taxa påträffades i proverna. Faunasammansättningen visar på kraftiga effekter av störning (eutrofiering).

Åmänningen – Faunan i litoralen bestod av 50 taxa och dominerades av dagsländor (Ephemeroptera, 48%). Endast arten *Caenis luctuosa* utgjorde 35% av den totala faunan i litoralproverna. Även 13 taxa av nattsländor, med *Athripsodes* som den dominerade taxan, fanns i proverna. Fjädermygglarver utgjorde mindre än 5% av den totala faunan

i litoralproverna, men var ändå representerade med hela 15 taxa. Med en förekomst av flera taxa av surhets känsliga snäckor och dag- och nattsländelarver uppvisar inte heller Åmänningen några surhetsskador. Med 15 taxa uppvisade profundalproverna från Åmänningen det högsta antalet taxa. Bland de 9 fjädermygg-taxa som påträffades var frilevande larver av släktet *Procladius* vanligast (193 ± 104 ind/m²). Bland indikator-taxa var syrgaskrävande larver av *Sergentia coracina* vanligast (88 ± 96 ind./m²), men förekomst av tåliga *Chironomus* larver drar ned BQI-indexvärdet under 3. Glatmaskar (Oligochaeta) var vanligast (50%, 553 ± 286 ind/m²), vilket gav ett relativt högt O/C_(z)-indexvärde. Faunasammansättningen indikerar därmed tydliga effekter av störning.

Östersjön – Litoralfaunan i den näringsrika Östersjön bestod till mer än hälften av dagsländor (Ephemeroptera, 51%). Endast arten *Caenis luctuosa* utgjorde 44% av den totala faunan i litoralproverna. Totalt påträffades 54 taxa i sparkproverna. Profundalproverna innehöll 8 olika fjädermygg-taxa. Bland dem indikerar *Chironomus plumosus*-typ näringsrika förhållanden.

Freden – Litoralfaunan bestod även här till största delen av dagsländor (Ephemeroptera, 57%), med *Caenis horaria* och *Caenis luctuosa* som de dominerande arterna. Bland de 12 taxa av nattsländor som förekommer indikerar *Tinodes waeneri* höga pH-värden och god buffertkapacitet. Sammanlagt påträffades 59 taxa i litoralproverna, vilket är den högsta siffran för samtliga lokalerna. Profundalfaunan bestod till största delen av glattmaskar (Oligochaeta, 2655 ± 670 ind/m²). Bland fjädermyggor dominerade *Chironomus plumosus*-typ (778 ± 242 ind/m²), men även några enstaka individer av *Heterotrissocladius marcidus* och *Tanytarsus* sp. påträffades dock, vilket gav ett BQI värde strax över 1 (klass 4, starka effekter av störning).

Litteraturförteckning

- ARMITAGE, P.D., D. MOSS, J.F. WRIGHT & M.T. FURSE 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Res.* 17: 333–347.
- ANDERSSON, B. 1981. Undersökningar i Kolbäckens vattensystem. X. Naturgeografisk översikt. Tillförsel av föroreningar och transport av ämnen. SNV PM 1405.
- BOLIDEN 1998. Environmental Report 1998. Boliden Ltd.
- CLAESSON, P. 2000. Undersökning av metallsituationen i Kolbäckens tillflöden i Fagersta. Kemakta Konsult AB, Kemakta AR 2000-15.
- ERIKSSON, L. M FL. 1999. Kolbäckens – recipientkontroll 1998. Institutionen för miljöanalys, SLU: Rapport 1999:8.
- GRUNDFELT, B. OCH SVENSSON, H. 1999. Riskbedömning Kolbäckens. Kemakta Konsult AB, Kemakta AR 99-05 (ref. i Claesson 2000).
- HENRIKSON, L. & M. MEDIN 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- HÖRNSTRÖM, E. 1979. Trofigradering av sjöar genom kvalitativ fytoplanktonanalys. Naturvårdsverket, Rapport 1221.
- LÄNSSTYRELSEN I VÄSTMANLANDS LÄN 1996. Kolbäckens, ett vattendrag som tillfrisknar? Miljöenheten, 1996 nr 9.
- NATURVÅRDSVERKET 1986. Recipientkontroll vatten, metodbeskrivningar, Del1, Undersökningsmetoder för basprogram. - Naturvårdsverket, Rapport 3108.
- NATURVÅRDSVERKET 1996. Handbok för miljöövervakning i sjöar och vattendrag – Växtplankton. Finns tillgänglig via Internet på adressen <http://www.environ.se>
- NATURVÅRDSVERKET 1999. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Bedömningsgrunderna finns även tillgängligt via Internet på adressen <http://www.environ.se>.
- NIXON, S.C., C.P. MAINSTONE, I. MILNE, T.M. IVERSEN, P. KRISTENSEN, E. JEPPESEN, N. FRIBERG, A. JENSEN & F. PEDERSEN 1996. The harmonised monitoring and classification of ecological quality of surface waters in the European Union. Draft Final Report. No. CO., 4096.
- SHANNON, D.E. 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technological Journal* 27: 379–423.
- SKRIVER, J., FRIBERG, N. & J. KIRKEGAARD 1999. Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. *Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27 (under tryckning).
- SMHI 1999. Väder och Vatten. Månads- och årsredovisningar. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut.
- SS 028190:1989. Vattenundersökningar – Provtagning med Ekmanhämtare av bottenfauna på mjukbotten. SIS Svensk Standard.
- SS-EN 27828:1994. Vattenundersökningar – Metoder för biologisk provtagning – Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhäv (ISO 7828: 1985).
- WALLIN, M., M FL. 2000. Mälaren – miljötillstånd och utveckling 1965-98. Mälarens vattenvårdsförbund.
- WIEDERHOLM, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *J. Wat. Poll. Cont. Fed.*:537-547.
- WIEDERHOLM, T. & G. DAVE 1989. Toxicity of metal polluted sediments to *Daphnia magna* and *Tubifex tubifex*. *Hydrobiologia* 176/177